

Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung

vom Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der
Technischen Universität Kaiserslautern zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

Vorgelegt von

Dipl.-Ing. Ulrich Dittmer

Kaiserslautern 2006

(D 386)

Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung

vom Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

Vorgelegt von

Dipl.-Ing. Ulrich Dittmer

Kaiserslautern 2006

(D 386)

Dekan:	Prof. Dr. G. Troeger-Weiß
Vorsitzender der Prüfungskommission:	Prof. Dr. K. Tobias
1. Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt
2. Berichterstatterin:	PD Dr.-Ing. habil. A. Welker

Tag der mündlichen Prüfung: 21. Juni 2006

KURZFASSUNG

Retentionsbodenfilter dienen der weitergehenden Behandlung von Entlastungsabflüssen konventioneller Regenüberlaufbecken. Sie kommen zum Einsatz, wenn der Schutz des betroffenen Gewässers eine Reduzierung der Belastung durch Mischwassereinleitungen erfordert. Verschiedene Untersuchungen an Pilotanlagen belegen zwar grundsätzlich eine hohe Reinigungsleistung der Filterpassage, eine gesicherte Prognose der Wirksamkeit und eine Optimierung des Verfahrens erfordern jedoch eine Weiterentwicklung des vorhandenen Kenntnisstandes. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zu einem besseren Verständnis der bei der Filterpassage in RBF ablaufenden Reinigungsprozesse liefern. Im Vordergrund stehen dabei Rückhalt und Umsatz organischer Kohlenstoffverbindungen und Stickstoffverbindungen.

An einer großtechnischen Anlage wurden über zwei mehrmonatige Messphasen zu- und abfließende Stoffströme erfasst. Durch die gezielte Beeinflussung des Beschickungsverhaltens wurde ein breites Spektrum unterschiedlicher Belastungszustände realisiert. Ergänzend hierzu wurden bodenkundliche Versuche durchgeführt, die der Untersuchung des Stoffumsatzes während der Trockenphasen zwischen den Beschickungsereignissen dienen. In Laborversuchen wurden darüber hinaus einzelne Teilprozesse des Stoffrückhaltes isoliert und unter definierten Randbedingungen betrachtet.

Die Ergebnisse belegen, dass die Reinigungswirkung von Retentionsbodenfiltern in Bezug auf NH_4 überwiegend auf einem zweistufigen Prozess beruht. Während der Durchströmung wird NH_4 im Filterkörper sorbiert, um in der anschließenden Trockenphase nitrifiziert zu werden. Dauerhafte Beschickungen, wie sie unter starkem Fremdwassereinfluss auftreten, können zu einem Durchbruch der NH_4 -Konzentration führen. Unmittelbar nach dem Ende der Durchströmung setzt mit der Wiederbelüftung des Filterkörpers eine intensive Nitrifikation ein. Das Sorptionsvermögen regeneriert sich innerhalb weniger Tage annähernd vollständig. Bei der Prognose der Wirksamkeit von Retentionsbodenfiltern mit Hilfe von Simulationsmodellen kann der NH_4 -Rückhalt vereinfacht als Speicher dargestellt werden.

Organische Kohlenstoffverbindungen – repräsentiert durch den CSB – weisen ein weniger eindeutiges Verhalten auf. Die partikuläre Fraktion wird während des Betriebs weitgehend an der Filteroberfläche zurückgehalten und in den Trockenphasen mineralisiert. Diese Wirkung kann als unbegrenzter Speicher modelliert werden. Hinsichtlich der gelösten Anteile konnte nicht eindeutig ermittelt werden, ob der unmittelbare Abbau während der Durchströmung dominiert oder ob auch diese Anteile wie das NH_4 zunächst sorbiert werden. Die Wirkung der Filterpassage auf die gelösten und feindispersen Anteile des CSB kann annähernd durch einen konstanten Wirkungsgrad beschrieben werden.

Retention and Transformation Processes of Carbon and Nitrogen Compounds in Retention Soil Filters for CSO Treatment

ABSTRACT

Retention Soil Filters (RSF) are designed as vertical flow soil filters with a detention basin on top of the filter layer. They are applied if the condition of the receiving water requires an enhanced treatment of discharges from CSO structures. In various field studies RSF have shown a generally high purification capacity.

However the efficiency varies in a wide range due to the stochastic nature of the loading regime and the multitude of environmental influences. Reliable prediction of the performance of RSF as well as further optimization of design and operation require a deeper knowledge of the internal processes. This study addresses open questions on these processes, focussing on retention and transformation of organic carbonates and nitrogen compounds.

Volume and quality parameters of inflow and outflow have been measured on a full scale pilot plant. By varying the throttle flow of the upstream storm water tank the CSO activity was manipulated. Thus, the performance of the filter could be analysed under different loading conditions. Additionally, soil analyses were used to observe the transformation processes within the filter during dry periods between the loading events. In small-scale experiments certain sub-processes were investigated in detail under defined laboratory conditions.

The results show, that the elimination of ammonia is based on a two-step process: during infiltration ammonia is absorbed by biofilms within the filter layer. Concentrations are reduced to a background level. Nitrification of the retained nitrogen takes place during the following dry period. Nitrification activity is highest immediately after the draining of the filter layer. Long term loading and high ammonia loads can lead to a breakthrough of the inflow concentration. In a mathematical model ammonia elimination can be represented by a storage unit that is filled during infiltration due to absorption and emptied in the dry periods by nitrification.

Organic carbonates – represented by COD – show a different behaviour. The particulate fraction is retained at the surface of the filter layer and oxidized during dry periods. For soluble COD compounds the filter shows an almost constant removal rate. Oxygen consumption during infiltration indicates immediate degradation. Ammonification during dry periods shows that there is also delayed degradation of organic substances that have previously been retained by absorption.

DANKSAGUNG

Mein Dank gilt

- ... Herrn Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt für die Übernahme des Hauptreferates, die Betreuung der Arbeit sowie für die Förderung und Unterstützung während meiner gesamten Zeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft.
- ... Frau PD Dr.-Ing. Antje Welker für die spontane Übernahme des Korreferats und intensive fachlichen Diskussionen.
- ... Frau MA Alexandra Risch für die vorbildliche Organisation der Laborarbeit und ihrem Team für die zuverlässigen Analysen.
- ... allen Studierenden, die als wissenschaftliche Hilfskräfte und Diplomanden zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.
- ... Herrn Dipl.-Ing. Mathias Kurz (Stadtwerke Saarbrücken) für die Betreuung der großtechnischen Untersuchungen auf Betreiberseite.
- ... meinen ehemaligen Kolleginnen und Kollegen am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft für die angenehme Arbeitsatmosphäre, die gute Zusammenarbeit sowie interessante fachliche und weniger fachliche Gespräche.
- ... Herrn Dipl.-Ing. Benedikt Lambert (BIOPLAN Landeskulturgesellschaft) für entscheidende inhaltliche Anregungen sowie wertvolle Hilfestellung in Fragen der Bodenbiologie und der Untersuchungsmethodik.
- ... meinen Eltern, die mich während meines privaten und beruflichen Werdeganges in jeder Hinsicht unterstützt haben.
- ... meiner Frau für ihre Geduld und ihr Verständnis.

INHALT

1	EINLEITUNG	1
2	GRUNDLAGEN UND KENNTNISSTAND	3
2.1	Begriffliche Abgrenzung des Themas	3
2.2	Funktionsprinzip von RBF	4
2.3	Entwicklung und Stand der Technik	6
2.4	Grundlegende Prozesse der Filterpassage	9
2.4.1	Wasserbewegung und Stofftransport	9
2.4.1.1	Korngefüge, Porenstruktur	9
2.4.1.2	Wasserhaushalt	11
2.4.1.3	Stofftransport	15
2.4.2	Reinigungsprozesse	17
2.4.2.1	Mechanische Filtration	17
2.4.2.2	Sorptionsprozesse	19
2.4.2.3	Biologischer Umsatz	25
2.5	Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern	31
2.5.1	Betriebsergebnisse von Großanlagen	31
2.5.2	Untersuchungen einzelner Einflussfaktoren	33
2.5.2.1	Stabilität der Reinigungsleistung	33
2.5.2.2	Einfluss von Körnung und Drosselabfluss	34
2.5.2.3	Einfluss des Sedimentes	35
2.5.3	Modelle zur Beschreibung der Reinigungswirkung	35
2.6	Zusammenfassung von Kenntnisstand und Wissensdefiziten	36
3	MATERIAL UND METHODEN	39
3.1	Gesamtkonzept	39
3.2	Die RBF-Anlage Saarbrücken-Ensheim	40
3.2.1	Einzugsgebiet	40
3.2.1.1	Allgemeine Kenngrößen	40
3.2.1.2	Entwässerungssystem	41
3.2.1.3	Fremdwasseranfall	41

3.2.2	Vorstufe.....	43
3.2.3	Retentionsbodenfilter	44
3.2.3.1	Abmessungen und Konstruktion.....	44
3.2.3.2	Aufbau des Filterkörpers	45
3.2.3.3	Gestaltung und Betrieb des Filterablaufs	46
3.2.4	Zusammenfassung wesentlicher Randbedingungen	46
3.3	Erfassung von Volumen- und Stoffströmen	47
3.3.1	Durchfluss- und Wasserstandsmessungen	47
3.3.2	Qualitätsmessung	49
3.3.2.1	Untersuchungsphasen.....	49
3.3.2.2	Automatisierte Probenahme	49
3.3.2.3	Analyseverfahren.....	50
3.3.2.4	Einfluss der Probenlagerung	52
3.3.3	Datenaufbereitung und Bilanzierung.....	53
3.3.3.1	Grundlagen der Bilanzierung	53
3.3.3.2	Volumenbilanz	54
3.3.3.3	Frachtbilanz	57
3.4	Bodenuntersuchungen	59
3.4.1	Probenahme	59
3.4.2	Analytik	60
3.5	Laborversuche.....	60
3.5.1	Versuche zur Ammoniumsorption	61
3.5.2	Sorption und Stoffumsatz im Sediment.....	62
4	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	64
4.1	Belastungs- und Betriebsbedingungen	64
4.1.1	Vorgeschichte und Systemzustand.....	64
4.1.2	Hydraulische Charakteristik der beprobten Ereignisse	66
4.1.3	Zusammensetzung des Zuflusses	67
4.1.3.1	Standardanalytik.....	67
4.1.3.2	Detaillierte Analytik	71
4.1.4	Zusammenfassende Beurteilung der Belastungsbedingungen	74
4.2	Hydraulisches Verhalten des RBF	75

4.2.1	Füllung des Filterkörpers	75
4.2.2	Ablaufdrosselung	77
4.2.3	Entleerung des Filterkörpers	78
4.2.4	Restwassergehalt	80
4.2.5	Nutzbares Porenvolumen und Sättigungsgrad	81
4.2.6	Zusammenfassung der hydraulischen Eigenschaften	82
4.3	Stoffrückhalt im Filterkörper	83
4.3.1	Ergebnisse der Qualitätsmessungen	83
4.3.1.1	Darstellung der Ganglinien	83
4.3.1.2	Anorganische Stickstoffverbindungen	84
4.3.1.3	Organische Kohlenstoffverbindungen	87
4.3.2	Stoffstrombilanzen	89
4.3.2.1	Gesamtbilanzen der Messphasen	90
4.3.2.2	Ereignisbezogene Bilanzierung	93
4.3.2.3	Bilanzierung einzelner Abschnitte	98
4.3.3	Zusammenfassung wesentlicher Erkenntnisse	102
4.4	Analyse der Bodenproben	103
4.4.1	Sedimententwicklung und Invasion	103
4.4.2	Räumliche Verteilung von Ammonium und Nitrat	104
4.4.3	Ermittlung von Frachten	107
4.4.4	Stickstoffumsatz während der Trockenphase	110
4.4.5	Ergebnisse der Bebrütungsversuche	113
4.4.6	Zusammenfassung und Diskussion wesentlicher Erkenntnisse	116
4.5	Ergänzende Laborversuche	119
4.5.1	Sorptionsisothermen	119
4.5.2	Versuche mit konditioniertem Abwasser	120
4.5.2.1	Versuchsbedingungen	120
4.5.2.2	Ergebnisse	121
4.5.3	Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse	124
5	ZUSAMMENFASSENDE PROZESSBESCHREIBUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	127
5.1	Prozessbeschreibung	127

5.1.1	Ammoniumrückhalt	127
5.1.2	Denitrifikation	128
5.1.3	Elimination organischer Verbindungen	128
5.1.4	Anreicherung organischer Substanz	129
5.2	Modellierung des Verhaltens.....	130
5.2.1.1	Zielsetzung der Modellierung	130
5.2.1.2	Chemischer und biologischer Sauerstoffbedarf (CSB und BSB ₅)	131
5.2.1.3	Ammonium.....	132
5.3	Konsequenzen für Planung und Betrieb.....	135
5.4	Forschungsbedarf.....	136
6	LITERATUR.....	138

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Kurzzeichen	Bedeutung, Erläuterung	Einheit
A_E	Fläche eines Einzugsgebietes	ha
$A_{E,b}$	befestigte Fläche eines Einzugsgebietes	ha
A_F	Oberfläche des Filterkörpers	m^2
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
B	Fracht	
BSB_5	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen	-
BÜ	Beckenüberlauf	
C	Kohlenstoff	-
C_{gel}	Konzentration des Sorptivs in der Bodenlösung	mg/l; $\mu g/l$
C_{sorb}	Konzentration des Sorbats = Beladung des Sorbenten	mg/kg; mg /100g
C_{XXX}	Konzentration des Parameters XXX in der homogenisierten Probe	mg/l
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	-
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster Anteil des organisch gebundenen Kohlenstoffs)	
E	Einwohner	
FK	Feldkapazität	%
GV	Glühverlust	%
GWO	Grundwasseroberfläche	-
H_{ab}	Wasserstand im Ablaufschacht (über UK Dränschicht)	M
H_{FK}	Wasserstand im Filterkörper (über UK Dränschicht)	m
H_{RR}	Wasserstand im Retentionsraum (über OK Filter)	M
h_{ab}	Filterdurchsatz	$l/m^2, mm$
h_N	Niederschlagshöhe	mm
k_{fA}	Durchlässigkeitsbeiwert des wassergesättigten Filtersubstrats vor der Inbetriebnahme (nach M 178)	m/s
k_{fB}	Durchlässigkeitsbeiwert des wassergesättigten Filtersubstrats nach mehrjährigem Betrieb (nach M 178)	m/s
KÜ	Klärüberlauf	
MEK	mittlere Ereigniskonzentration (frachtgewogen)	mg/l
m_F	Stärke der Filterschicht	m
MID	Magnetisch-induktive Durchflussmessung	

Abkürzungsverzeichnis

n	Porenanteil eines Bodens (Hohlraum-/Feststoffvolumen)	-
N	Stickstoff	
minN	mineralischer Stickstoff	
orgN	organischer Stickstoff	
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	mg/l
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff	mg/l
η	Wirkungsgrad	%
O ₂	Sauerstoff	
Q _{ab}	Ablaufvolumenstrom des Filterbeetes	l/s
q _{ab}	Ablaufspende des Filterbeetes	l/(s·m ²), m/s
Q _{g24}	Gewerblicher Schmutzwasserabfluss	l/s
Q _{h24}	Häuslicher Schmutzwasserabfluss	l/s
Q _M	Mischwasserabfluss zur Kläranlage	l/s
Q _{zu}	Zufluss zum Filterbeet	l/s
RBF	Retentionsbodenfilter	
S	Sättigungsgrad eines Bodens ($S = \Theta / n$)	-
S _{XXX}	Konzentration des Parameters XXX in der filtrierten Probe	mg/l
SKU	Stauraumkanal mit untenliegender Entlastung	
TN	Total Nitrogen (Gesamt-Stickstoff)	
TOC	Total Organic Carbon (organisch gebundener Kohlenstoff)	-
TS	Trockensubstanzgehalt	g/l
Θ	volumetrischer Wassergehalt eines Bodens	-
X _{XXX}	Differenz der Konzentrationen C _{XXX} und S _{XXX} („partikuläre“ Fraktion)	mg/l
V _{RR}	Wasservolumen im Retentionsraum	m ³
V _{FK}	Wasservolumen im Filterkörper	m ³

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Bild 2-1	Schematischer Schnitt durch einen RBF nach /LfU, 1998/.....	5
Bild 2-2	Gut strukturiertes Sediment (links) und plattiges unstrukturiertes Sediment (rechts) /MUNLV, 2004/	10
Bild 2-3:	Verlauf der Infiltration bei einem homogenen überfluteten sandigem Boden /Scheffer, Schachtschabel, 1998/	12
Bild 2-4:	pF-Kurven unterschiedlicher Bodentypen (FK=Feldkapazität) /Scheffer, Schachtschabel, 1998/	13
Bild 2-5:	Qualitativer Verlauf des Wassergehaltes bei der Filterentleerung.....	14
Bild 2-6:	Invasion mischwasserbürtiger Feststoffe in grobes Filtersubstrat (Körnung 0/4)(links) und in einen zweischichtigen Filter (obere Schicht bindig) (rechts) /MUNLV, 2004/	18
Bild 2-7:	Ionenverteilung (links) und Konzentrationsverlauf (rechts) in der elektrischen Doppelschicht eines Kationenaustauschers nach dem Modell von GOUY und STERN /Scheffer, Schachtschabel, 1998/.....	20
Bild 2-8:	Entwicklung des NH ₄ -N-Wirkungsgrades bei bindigem und sandigem Substrat /Brunner, Lambert, 1996/	24
Bild 2-9:	Relative Biomasseverteilung mit zunehmender Filtertiefe bei verschiedenen Abwässern /Schwarz et al., 2003/	27
Bild 2-10:	Stickstoffhaushalt in Retentionsbodenfiltern (N-Fix.= N-Fixierung, Deni. = Denitrifikation).....	30
Bild 2-11	Mittlere Zu- und Ablaufkonzentrationen großtechnischer Anlagen (Fehlerbalken: min./max. der Ereignismittel) nach /Brunner et al., 1994; Born, 2002; Grotehusmann et al., 1998; MUNLV, 2004, Fuchs, Schnabel, 2001; MUNLV, 2003/	31
Bild 2-12	Mittlere Wirkungsgrade großtechnischer Anlagen nach /Brunner et al., 1994; Born, 2002; Grotehusmann et al., 1998; MUNLV, 2004, Fuchs, Schnabel, 2001; MUNLV, 2003/	32
Bild 3-1	Fremdwasserabfluss im Jahresverlauf 2002 bis 2004.....	42
Bild 3-2:	Sonderbauwerke im Zulauf zum Retentionsbodenfilter	43
Bild 3-3	Ablaufbauwerk und relevante Bezugshöhen im Filter [m ü NN]	46
Bild 3-4	Dreieckswehre zur Messung des Zuflusses	48
Bild 3-5	Schema der Stoffstrombilanz.....	54
Bild 4-1	Betriebszeiten des RBF und zugehöriger Fremdwasserabfluss.....	65
Bild 4-2	Typische Zuflussganglinie der ersten Intensivmessphase (10.09.2002).....	66
Bild 4-3	Mittlere Ereigniskonzentrationen des CSB im Zulauf zum RBF	68
Bild 4-4	Mittlere Ereigniskonzentrationen der anorganischen N-Komponenten im Zulauf zum RBF	69
Bild 4-5:	CSB-Ereignisfrachten (partikuläre und gelöste Fraktion) chronologisch (links) und nach Größe sortiert (rechts).....	70
Bild 4-6:	NH ₄ -N-Ereignisfrachten chronologisch (links) und nach Größe sortiert (rechts).....	71
Bild 4-7	Korrelation zwischen Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs (S _{TOC}) und des CSB in der filtrierten Probe (S _{CSB}).....	72
Bild 4-8	Korrelation zwischen der BSB ₅ -Konzentration in der homogenisierten (C _{BSB}) und der CSB-Konzentration in der filtrierten Probe (S _{CSB})	73

Bild 4-9	Korrelation zwischen der orgN-Konzentration (C_{orgN}) und der CSB-Konzentration (C_{CSB}) in der homogenisierten Probe	73
Bild 4-10	Hydraulische Verhältnisse im Filterbecken während einer Beschickung.....	76
Bild 4-11	Einfluss des Wasserstandes im Filterkörper (H_{FK}) und im Retentionsraum (H_{RR}) auf den Abfluss aus dem Filterbecken	78
Bild 4-12	Abfluss aus dem Filterbecken (Q_{ab}) sowie Wasserstandes im Filterkörper (H_{FK}) und im Retentionsraum (H_{RR}) während der entleerungsphase	79
Bild 4-13	Wassergehaltsprofil im zulaufnahen Bereich nach unterschiedlichen Trockenperioden (15.03.2004: 0 Tage; 19.03.2004: 4 Tage; 18.04.2003: 20 Tage)	80
Bild 4-14	Wassergehaltsprofile zulaufnah (Schnitt A) und zulauffern (Schnitt C) unmittelbar nach einer Betriebsphase und nach viertägiger Trockenphase	81
Bild 4-15	Infiltrierende und abfließende Konzentrationen von NH_4-N und NO_3-N bei dem Ereignis vom 02.06.2004 (Ausschnitt)	84
Bild 4-16	Einfluss des Sättigungszustandes auf Nitratauswaschung und Ammoniumrückhalt	86
Bild 4-17	Korrelation zwischen Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs (S_{TOC}) und des CSB in der filtrierten Probe (S_{CSB}).....	87
Bild 4-18	Verlauf der Infiltrations- und Ablaufkonzentrationen von 16. bis 24. Oktober 2002.....	88
Bild 4-19	Bilanz der Stickstoffkomponenten beider Messphasen; orgN-Anteil auf Basis des Verhältnisses orgN/CSB in Stichproben geschätzt	92
Bild 4-20:	Mittlere Ereigniskonzentrationen der partikulären (X) und gelösten (S) CSB-Fraktion in der ersten Intensivmessphase	93
Bild 4-21:	Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade bezüglich S_{CSB}	94
Bild 4-22:	Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade bezüglich NH_4-N	95
Bild 4-23:	Zusammenhang zwischen NH_4-N -Konzentration im infiltrierenden Wasser und Frachtrückhalt	96
Bild 4-24:	Ereignisbezogene Bilanzierung der N-Komponenten	97
Bild 4-25:	Veranschaulichung der Bilanzierungsphasen.....	99
Bild 4-26	Kumulierter N-Rückhalt in der zweiten Messphase. Der Fehlerindikator gibt den Mindestanteil der Denitrifikation wieder	100
Bild 4-27	NO_3 -Auswaschung und NH_4 -Rückhalt in Abhängigkeit von der vorangegangenen Trockenphase ($S_{NH_4,inf}$: mittlere NH_4-N -Konzentration im infiltrierenden Wasser).....	101
Bild 4-28:	Profile der Feinkornanteile (T+U) und des Gehaltes an organischer Substanz (GV) in verschiedenen Schnitten durch den Filterkörper (Sd: Sediment; Ko/Ku: oberer/unterer Bereich der Kiesdecklage; S: Sand mit Tiefenangaben unter OK Filter)	104
Bild 4-28:	Profile des NH_4-N - und NO_3-N -Gehaltes zulaufnah (Schnitt A) und zulauffern (Schnitt B) unmittelbar nach Filterentleerung.....	105
Bild 4-30:	Profil des minN-Gehaltes in unterschiedlichen Entfernungen vom Zulauf.....	106
Bild 4-31:	Gehalte an mineralischem Stickstoff (Nmin) im Filterkörper bezogen auf Feinkornanteil (T+U) und organische Anteile (GV).....	107
Bild 4-32:	NH_4-N -Frachten in verschiedenen Schichten (Sediment, Invasionschicht, Sandkörper) und Schnitten (grauer Balken: Vorbelastung).....	109

Bild 4-33: Entwicklung der NH_4^- und NO_3^- -N-Gehalte während der Trockenphase im Sediment (Schnitt A).....	111
Bild 4-34: Veranschaulichung des N-Umsatzes während der Trockenphase.....	112
Bild 4-35: NH_4^- und NO_3^- -N-Gehalte im Filterkörper (Zulaufnah) nach 10tägiger Trockenphase unbebrütet (Balken) und bebrütet (Fehlerbalken) [mg N/100g TS].	114
Bild 4-36: NH_4^- und NO_3^- -N-Gehalte im Filterkörper (Zulaufnah) nach 4tägiger Trockenphase bebrütet und unbebrütet [mg N/ 100 g/TS]	114
Bild 4-37: minN-Gehalt in Schnitt A bei der ersten Beprobung (N_{min}) und während der Trockenphase und durch Bebrütung mineralisierbarer Stickstoff ($\Delta\text{N}_{\text{min}}$) jeweils normiert (100 % = Gehalt im Sediment)	115
Bild 4-38: Umsatz und Verbleib des orgN-Überschusses.....	118
Bild 4-39: Sorptionsisothermen zur Ammoniumsorption an Bodenproben aus dem Filterkörper (Sd: Sediment, S0-2 / S4-10: Sand aus 0-2 und 4-10 cm Tiefe)	120
Bild 4-40: CSB-Konzentrationen im Zulauf sowie im Ablauf der Sedimentprobe (Sd) und der Nullprobe (schwarz: 1. Versuch; grau: 2. Versuch)	121
Bild 4-41: Sauerstoff und NO_3^- -Ganglinien des ersten Versuchs.....	122
Bild 4-42: Sauerstoff und NO_3^- -Ganglinien des zweiten Versuchs	122
Bild 4-43: NH_4^- -Ablaufkonzentrationen im Laborversuch.....	124

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 2-1:	Kenngößen von Bemessung und Betrieb	8
Tab. 3-1	Untersuchungsmethoden in der Übersicht	40
Tab. 3-2:	Kenngößen des Einzugsgebiets	41
Tab. 3-3	Kenngößen der Vorstufe	43
Tab. 3-4	Kenndaten des Bodenfilters	44
Tab. 3-6	Im Rahmen der Untersuchungen relevante Messeinrichtungen	48
Tab. 3-7	Übersicht über die Beprobungsintervalle der einzelnen Ereignisse (Schrägstrich: Programmumschaltung innerhalb eines Zyklus, Komma: unterschiedliche Probenahmezyklen)	50
Tab. 3-8	Analyseparameter und eingesetzte Verfahren	51
Tab. 3-9:	Mittelwerte der Konzentrationen in frischen und aufgetauten Proben sowie mittlere Abweichungen (Zulauf: n = 4, Ablauf: n = 5)	52
Tab. 3-10:	Übersicht über Datenlücken in Konzentrationsmessungen; Ausfallzeiten und Anteile des nicht beprobten Volumens am Gesamtvolumen	59
Tab. 4-1	Carbonatgehalt und pH-Wert im zulaufnahen Filterprofil	66
Tab. 4-2	Dauer der ungesättigten (T_{ung}) und gesättigten (T_{grs}) Strömung und deren Anteile am Filterdurchsatz bezogen auf den Ablauf (n_{ab}) und die Infiltration (n)	77
Tab. 4-3	Statistische Auswertung der betriebliche Durchlässigkeit des Filtersubstrates (n=16)	79
Tab. 4-4	Gesamtbilanz der Stoffströme bezüglich CSB	90
Tab. 4-5	Gesamtbilanz der Stoffströme bezüglich Ammonium- und Nitratstickstoff	91
Tab. 4-6:	NO_3 -Auswaschung, Denitrifikation und NH_4 -Rückhalt bei den Ereignissen der zweiten Messphase	99
Tab. 4-7	Schichtstärken, Lagerungsdichte und zugehörige Flächen zur Ermittlung von Frachten im Filterkörper	108
Tab. 4-8	Zuordnung der Schichtung für die Frachtermittlung zu beprobten Schichten	108
Tab. 4-9:	Zusammensetzung des konditionierten Abwassers	121
Tab. 5-1:	Relevante Stoffparameter und Nachweiskriterien	130
Tab. 5-2:	Richtwerte für die verwendeten Modellparameter	134

1 EINLEITUNG

Durch den Bau von Regenüberlaufbecken zur Mischwasserbehandlung wurden seit den 80er Jahren erhebliche Verbesserungen des allgemeinen Gewässerzustandes erzielt. Dennoch können die verbleibenden Mischwasserentlastungen zur Schädigung sensibler aquatischer Lebensgemeinschaften führen sowie zu Beeinträchtigungen der Nutzungen des betroffenen Gewässers.

Die EG WRRL /2000/ erhebt den ökologischen und chemischen Gewässerzustand zum primären Maßstab für die Beurteilung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. Im Zuge der Umsetzung dieser Richtlinie werden in Deutschland auch im Bereich der Mischwasserbehandlung zunehmend weitergehende Maßnahmen gefordert, wenn das Ziel des ‚guten Gewässerzustandes‘ durch Mischwasserentlastungen gefährdet ist /BWK, 2001; HMULV, 2004; ATV-DVWK, 2000/.

Welche Schadwirkungen im Einzelfall maßgebend sind, hängt vor allem vom Typ des betroffenen Gewässers sowie von den gewässerspezifischen Randbedingungen ab. Als wesentlichste Effekte gelten

- der hydraulische Stress durch Abflussspitzen,
- die Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes,
- toxische Ammoniakkonzentrationen und
- die Verschlammung der Gewässersohle durch eingetragene Feststoffe
(siehe u.a. Borchardt, 1999; Fischer, 1998, Fuchs, 1997, Lammersen, 1997).

Als wirkungsvolle Maßnahme zur weitgehenden Reduzierung dieser Gewässerbelastungen hat sich die Behandlung von Entlastungsabflüssen in Retentionsbodenfiltern (RBF) erwiesen. Während nachgeschaltete Regenrückhaltebecken Entlastungsabflüsse lediglich zwischenspeichern, um das Volumen anschließend verzögert in das Gewässer einzuleiten, findet in RBF eine tatsächliche Behandlung statt. Durch die Filterpassage ist eine wesentlich weiterreichende Entfernung von Feststoffen gewährleistet als bei Verfahren, die auf Sedimentationswirkung beruhen. Darüber hinaus können in RBF auch gelöste Inhaltsstoffe aus Mischwasserabflüssen entfernt werden.

Verschiedene Untersuchungen an Pilotanlagen belegen zwar grundsätzlich eine hohe Reinigungsleistung der Filterpassage, die Ergebnisse weisen jedoch eine erhebliche anlagen- und ereignisspezifische Schwankungsbreite auf. Einer gesicherten Prognose der Wirksamkeit stehen bislang eine unzureichende Datenlage und ein mangelndes Prozessverständnis im Wege. Diese Einschränkungen behindern auch die Weiterentwicklung des Verfahrens. Durch eine gezielte Anpassung von Bemessung und Betrieb an die Erfordernisse des betroffenen Gewässers ließe sich das Kosten-Nutzen-Verhältnis von RBF optimieren.

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zu einem besseren Verständnis der bei der Filterpassage in RBF ablaufenden Reinigungsprozesse und damit zur Prognose ihrer Wirksamkeit liefern. Im Vordergrund stehen dabei organische Kohlenstoffverbindungen und Stickstoffverbindungen. Durch die Erfassung von Stoffströmen an einer großtechnischen Anlage soll dabei die bislang verfügbare Datenbasis zum Verhalten unter realen Betriebsbedingungen ver-

breitert werden. In Detailuntersuchungen werden darüber hinaus wesentliche Teilprozesse des Stoffrückhaltes isoliert betrachtet.

Im folgenden Kapitel werden nach einer Einführung in das Funktionsprinzip (Kap. 2.2) und den Stand der Technik (Kap. 2.3) zunächst Modellvorstellungen erarbeitet, die die Prozesse im Filterkörper allgemein beschreiben (Kap. 2.4). Grundlage hierfür sind neben Ergebnissen aus dem unmittelbaren Bereich der RBF vor allem Erkenntnisse angrenzender Anwendungsfelder und Wissenschaftsbereiche. Diese Modellvorstellungen werden in praktischen Untersuchungen überprüft und offene Fragen geklärt. Ergänzend zur Erfassung der Stoffströme im großtechnischen Maßstab werden hierzu bodenkundliche Untersuchungen und Laborversuche durchgeführt. An die Darstellung der verwendeten Methoden (Kap. 3) schließen sich die Darstellung und die Diskussion der Ergebnisse an (Kap. 4). In beiden Kapiteln werden die im Einzelnen durchgeführten Untersuchungen weitgehend unabhängig voneinander behandelt. Die Zusammenführung der Ergebnisse zu einer Gesamtbeschreibung der Prozesse erfolgt in Kap. 5. Dort werden auch die Schlussfolgerungen erläutert, die sich aus den Erkenntnissen ergeben.

2 GRUNDLAGEN UND KENNTNISSTAND

Nach einer allgemeinen Einführung in das Funktionsprinzip von RBF und den Stand der Technik werden in diesem Kapitel zunächst die Teilprozesse von Strömung, Stofftransport und Stoffrückhalt in durchströmten Bodenkörpern eingehend erläutert. An diese grundlagen- und prozessorientierten Ausführungen schließt sich die Darstellung von Betriebserfahrungen und Forschungsarbeiten zur Reinigungsleistung von RBF an.

2.1 Begriffliche Abgrenzung des Themas

Einige zentrale Begriffe der vorliegenden Arbeit sind nicht eindeutig definiert oder im Sprachgebrauch verschiedener Fachdisziplinen mit unterschiedlichen Bedeutungen belegt. Eine klare Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes setzt aber eindeutige Begriffsbestimmungen voraus. Im Folgenden wird daher die Bedeutung einiger grundlegender Begriffe im Rahmen dieser Arbeit klargestellt.

In Anlehnung an Schmitt /2002/ wird *Regenwasserbehandlung* als Oberbegriff für Maßnahmen zur Behandlung von Abflüssen bei Regenwetter im Misch- und Trennsystem verwendet. Entsprechende Maßnahmen im Mischsystem werden demnach als *Mischwasserbehandlung* bezeichnet. Unter dem Begriff „*weitergehende Mischwasserbehandlung*“ werden Maßnahmen zusammengefasst, die eine Verringerung der Gewässerbelastung zum Ziel haben, die über die Anforderungen im Normalfall (Normalanforderungen) hinausgeht. Die Normalanforderungen gelten als erfüllt, wenn Regenbecken und Entlastungsanlagen entsprechend den Vorgaben des ATV-Arbeitsblattes A 128 bemessen sind. Weitergehende Anforderungen ergeben sich aus Immissionsbetrachtungen bei empfindlichen oder ausgesprochen schutzwürdigen Gewässern sowie Gewässern mit besonderen Nutzungen /ATV, 1992/.

Grotehusmann /2000/ definiert einen *Bodenfilter* als einen künstlich aufgebauten Bodenkörper, der gegenüber dem gewachsenen Boden abgedichtet ist und vom zu behandelnden Regen- oder Mischwasser vertikal durchströmt wird. Andere Autoren bezeichnen dagegen auch Anlagen ohne Abdichtung gegen den Untergrund als Bodenfilter (siehe u.a. /Müller, 2002; Nadler, Meißner, 2001/). Ferner hat sich der Begriff „*bepflanzter Bodenfilter*“ auch im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung durchgesetzt. Er bezeichnet dort von Röhrichtpflanzen bewachsene sandig-kiesige Bodenkörper, die horizontal oder vertikal durchströmt werden /ATV, 2005/. Derartige Anlagen werden in Deutschland überwiegend zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser eingesetzt. Ein weiteres Anwendungsgebiet ist die weitergehende Reinigung von Kläranlagenabläufen (siehe u.a. Laber, 2001).

In der Bodenkunde gilt als wesentliches Merkmal von Böden deren natürliche Entstehung /Scheffer, Schachtschabel, 1998; Gisi, 1997/. Aus Sicht der Bodenkunde ist daher die Bezeichnung „*Bodenfilter*“ für Anlagen mit künstlich aufgebautem Filterkörper irreführend.

Bei *Retentionsbodenfiltern (RBF)* ist über dem Filterkörper ein zusätzlicher Retentionsraum angeordnet. Die Einheit aus Filterkörper und Retentionsraum wird als *Filterbecken* bezeichnet. RBF werden ausschließlich zur Regenwasserbehandlung eingesetzt. Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind ausschließlich RBF zur weitergehenden Mischwasserbehandlung.

In der internationalen Literatur werden bepflanzte Bodenfilter als *Subsurface Flow Treatment Wetlands* bezeichnet. Unter dem Oberbegriff *Constructed Wetlands* (künstliche Feuchtgebiete)

te) werden neben diesen auch naturnahe Anlagen mit freier Wasseroberfläche (*Free Water Surface Treatment Wetlands*) zusammengefasst (siehe Kadlec et al., 2000 und Kadlec, Knight, 1996). Für das Anwendungsgebiet der Schmutzwasserbehandlung entspricht dieser Oberbegriff damit der in Deutschland gebräuchlichen Bezeichnung „Pflanzenkläranlage“. Darüber hinaus werden *Constructed Wetlands* aber auch zur Behandlung von Regenwasser, landwirtschaftlichen, industriellen und Bergbauabwässern sowie von Deponiesickerwasser eingesetzt /Kadlec et al., 2000/. Da eine genaue Entsprechung in der deutschen Terminologie fehlt, wird im Weiteren der englische Begriff zur Bezeichnung dieser Gruppe von Anlagen verwendet.

Nach baulicher Gestaltung und Bepflanzung wären auch RBF der Gruppe der *Constructed Wetlands* zuzuordnen. Im Gegensatz zu den anderen Anlagentypen dieser Gruppe werden RBF jedoch nach jeder Beschickung planmäßig dräniert. Der Filterkörper ist nur im Entlastungsfall bzw. unmittelbar im Anschluss an Entlastungsereignisse gesättigt. Da die Trockenphasen somit bei weitem überwiegen, können RBF nicht als „künstliche Feuchtgebiete“ bezeichnet werden.

2.2 Funktionsprinzip von RBF

RBF werden im Mischsystem ausschließlich zur Behandlung von Entlastungsabflüssen aus konventionellen Entlastungsanlagen eingesetzt. Die Belastung von RBF ist daher von den Eigenschaften von Mischwasserentlastungen geprägt. Charakteristische Merkmale des Betriebs, die RBF grundlegend von anderen Bodenfiltern unterscheiden, sind

- die große Bandbreite der hydraulischen und stofflichen Belastung,
- die Dynamik der Abflüsse und Stoffkonzentrationen innerhalb der Beschickungsereignisse,
- der stochastische Charakter der hydraulischen und stofflichen Belastungskenngrößen.

Während Bodenfilter zur Schmutzwasserbehandlung in annähernd regelmäßigen Intervallen in der Regel mehrmals täglich beschickt werden, treten im Betrieb von RBF – abhängig vom Niederschlag sowie vom Abflussverhalten des Einzugsgebietes – sowohl Dauerbeschickungen über mehrere Tage als auch mehrmonatige Trockenphasen auf.

Bild 2-1 zeigt einen schematischen Schnitt durch einen RBF. Das Mischwasser durchströmt den Filter vertikal und unterliegt dabei den in Kap. 2.4 näher beschriebenen Reinigungsprozessen. Das Filtrat wird in einem Dränsystem gesammelt und gedrosselt in das Gewässer weitergeleitet. Durch die Drosselung wird das Retentionsvolumen aktiviert. Die Zwischenspeicherung hält Abflussspitzen vom Gewässer fern und vergrößert den durch Filtration behandelten Anteil des Mischwasserabflusses.

Ist das Retentionsvolumen vollständig gefüllt, kommt es bei weiterer Beschickung zur Entlastung am Filterüberlauf. Dieser kann dem Filter vor- oder nachgeschaltet sein. Analog zu Regenüberlaufbecken werden die entsprechenden Filter als Fang- bzw. Durchlauffilter bezeichnet. Bei Fangfiltern wird der Abflussanteil, der nicht durch Filtration behandelt werden kann, direkt in das Gewässer entlastet. In Durchlauffiltern unterliegt der überlaufende Anteil dagegen zumindest Sedimentations- und Abbauprozessen im Retentionsraum. Diese sind jedoch im Vergleich zu den Reinigungsmechanismen der Filterpassage von untergeordneter Bedeutung.

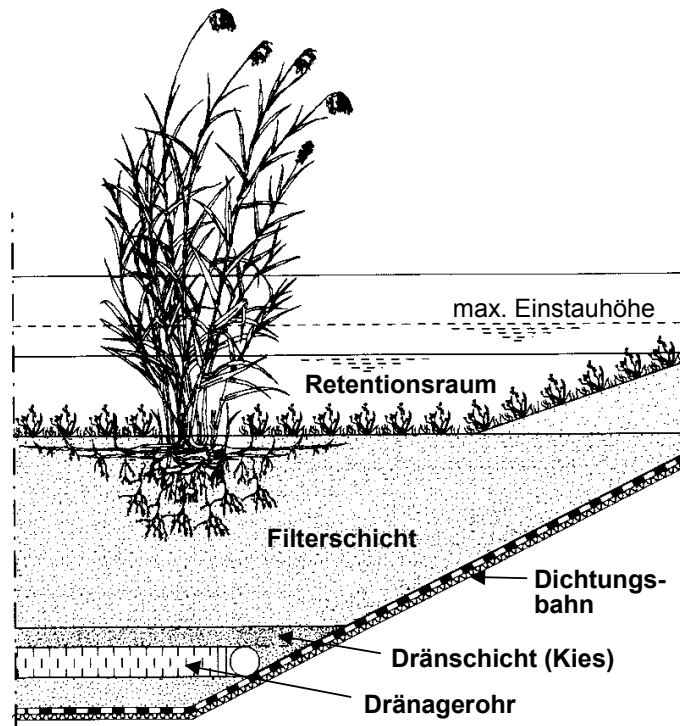


Bild 2-1 Schematischer Schnitt durch einen RBF nach /LfU, 1998/

Die Pflanzen haben vor allem die Aufgabe, die Bildung einer undurchlässigen Sedimentschicht auf der Filteroberfläche zu verhindern. Abgestorbene Schilfpflanzen bilden eine Streuschicht, die eine Belüftung der sedimentierten Stoffe und damit deren weitgehende Mineralisierung bewirkt. Der Verbleib der Streu im Sediment stellt außerdem die Strukturierung des Sediments sicher (siehe 2.4.1.1).

Im Rahmen dieser Arbeit werden für die unterschiedlichen Systemzustände und Betriebsphasen folgende Begriffe verwendet:

Überstau: Zustand, in dem ein freier Wasserspiegel über dem Filterkörper vorliegt

Teileinstau: Zustand, in dem das Porenvolumen des Filterkörpers teilweise gefüllt ist

Betriebsphase: Zeitraum, in dem der Filterkörper durchströmt wird. Er beginnt mit der Beschickung und endet mit dem Abklingen des Filterablaufs.

Trockenphase: Zeitraum zwischen den Betriebsphasen.

2.3 Entwicklung und Stand der Technik

Die erste Anlage, die nach heutiger Terminologie als RBF zu bezeichnen wäre, wurde 1989 in Waldangelloch (Baden-Württemberg) in Betrieb genommen. Der Bodenfilter Waldangelloch behandelt den Entlastungsabfluss eines Stauraumkanals mit untenliegender Entlastung (SKU). Der Filterkörper besteht aus dem vor Ort anstehenden bindigen Boden. Im Rahmen einer Betriebsüberwachung wurden über einen Zeitraum von fünf Jahren zu- und abfließende Stoffströme ermittelt.

Landesspezifische Empfehlungen in Baden-Württemberg

Die von Brunner /1995/ und Zech /1994/ veröffentlichten positiven Ergebnisse der Untersuchung in Waldangelloch (siehe auch 2.5.1) führten dazu, dass in der Folgezeit eine Vielzahl weiterer Anlagen geplant wurde. Vor allem in Nordrhein-Westfalen wurden diese nach sehr unterschiedlichen Grundsätzen bemessen, gestaltet und betrieben /MUNLV, 2004/. Allgemein gültige Empfehlungen für Konzeption, Bemessung, Bau und Betrieb von RBF wurden erstmals 1998 von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg im Handbuch „Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ veröffentlicht /LfU, 1998/. Diese basieren im Wesentlichen auf den Untersuchungsergebnissen aus Waldangelloch sowie ergänzenden Versuchen im Labormaßstab.

Es wird dort eine Drosselabflussspende von $1 \cdot 10^{-5}$ m/s empfohlen, die durch ein Drosselorgan (z.B. unregelter Schieber) im Ablaufbauwerk gesteuert wird. Nach jedem Ereignis soll der Filterkörper vollständig dräniert werden. Die Einstautiefe des Retentionsraumes soll im Regelfall zwischen 0,5 m und 1,0 m liegen. Als Mindeststärke der Filterschicht werden 0,75 m vorgegeben. Als Filtermaterial (= Filtersubstrat) werden Lehmböden oder Sande mit einer Dominanz des Mittelsandes empfohlen. Sande mit hohen Feinkornanteilen weisen eine unzureichende Durchlässigkeit auf. Grobsande verfügen nicht über eine hinreichende Wasserspeicherkapazität.

RBF-Anlagen sind nach den Vorgaben dieses Handbuchs grundsätzlich als zweistufige Anlagen auszuführen. Als erste Stufe werden Durchlaufbecken empfohlen. Fangbecken und Stauraumkanäle werden aufgrund der fehlenden Sedimentationswirkung bzw. der Gefahr der Remobilisierung von Sedimenten als weniger günstig eingestuft. Regenüberläufe werden aufgrund der seltenen Entlastung und des damit verbundenen Trockenstresses für die Vegetation als problematisch angesehen.

RBF werden grundsätzlich als Maßnahme der weitergehenden Mischwasserbehandlung eingestuft. Um eine ausreichende Feststoffabtrennung sicherzustellen und damit das Kolmationsrisiko zu begrenzen, darf das Volumen des vorgeschalteten Regenüberlaufbeckens nicht wesentlich gegenüber der Dimensionierung nach ATV A 128 verringert werden. Bei bestehenden unterdimensionierten Regenüberlaufbecken werden lediglich Entlastungsraten bis 50 % zugelassen, soweit nicht zusätzliche Maßnahmen zur verbesserten Feststoffabtrennung vorgesehen werden.

Auch im Bemessungsansatz steht das Risiko der Kolmation im Vordergrund. Als Kriterium hierfür wird die jährliche hydraulische Flächenbelastung (behandeltes Volumen / Filterfläche) herangezogen, die als Stapelhöhe h_s bezeichnet wird. Sie dient als Ersatzgröße für die stoffliche Belastung, die nicht mit hinreichender Genauigkeit prognostiziert werden kann. Die

Stapelhöhe soll im langjährigen Mittel 30 m/a nicht überschreiten. Das Behandlungsziel wird in der Bemessung durch einen angestrebten hydraulischen Wirkungsgrad der Gesamtanlage (Vorstufe + RBF) vorgegeben, der im Regelfall von Behördenseite festzulegen ist. Der Nachweis von Stapelhöhe und hydraulischem Wirkungsgrad wird durch Langzeitsimulation mit einem Niederschlag-Abfluss-Modell geführt. Hierzu werden zunächst die Größen Filterfläche und Einstautiefe gewählt. Zeigt die Simulation, dass der hydraulische Wirkungsgrad nicht erreicht oder die Stapelhöhe überschritten wird, sind die gewählten Größen iterativ anzupassen.

Landesspezifische Empfehlungen in Nordrhein-Westfalen

Verschiedene Forschungsvorhaben befassten sich in der Folgezeit mit Möglichkeiten der Optimierung des Verfahrens (siehe Kap. 2.5.2). Die Ergebnisse dieser Arbeiten flossen in die Erarbeitung des Handbuchs „Retentionsbodenfilter“ des MUNLV /2003/ ein. Der Grundgedanke des Bemessungsansatzes von LfU /1998/, die hydraulische Flächenbelastung zu begrenzen und den Nachweis über Langzeitsimulation zu führen, wird beibehalten. Wesentliche Neuerungen sind

- die Abkehr von bindigen Filtersubstraten,
- die Festlegung der Filtergeschwindigkeit in Abhängigkeit vom Behandlungsziel und
- die teilweise entkoppelte Dimensionierung von Retentionsvolumen und Filterfläche.

Als wesentliche Vorteile bindiger Filtersubstrate gegenüber Sanden galten zunächst deren hohes Wasserspeichervermögen, die Unempfindlichkeit der Reinigungsleistung bei niedrigen Temperaturen sowie das hohe Sorptionsvermögen gegenüber Ammonium und Phosphor /LfU, 1998/. Dem steht jedoch im hydraulischen Verhalten der Nachteil des Makroporenflusses gegenüber, der die Reinigungsleistung mindert. Dieses Phänomen wird in Kap. 2.4.1.3 näher erläutert. Untersuchungen an Großanlagen und im Labor zeigten außerdem, dass Sande nach einer entsprechenden Einarbeitungszeit ebenfalls eine hohe und relativ stabile Reinigungsleistung erreichen können (siehe Kap. 2.5.2.1). Weitere Vorteile von Sanden sind deren bessere Handhabbarkeit im Einbau und die geringeren Kosten. Die mittlerweile vorliegenden Erfahrungen führten bei der Erarbeitung des MUNLV-Handbuchs zu der Einschätzung, dass die Vorteile von Sand gegenüber bindigen Substraten überwiegen /MUNLV, 2003/. Zur langfristigen Sicherstellung der Basenversorgung (siehe Kap. 2.4.2.3 – Abschnitt: Nitrifikation) soll der Carbonatgehalt des Filtersubstrates 10 bis 15 % betragen.

Abhängig vom gewässerspezifischen Problem werden folgende Filtergeschwindigkeiten empfohlen:

- Sauerstoffdefizit: $1,0 \text{ bis } 2,0 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$
- NH_3 -Toxizität: $1,0 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$
- Feststoffe, Schwermetalle: $3,0 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$

Ist das Behandlungsziel die Begrenzung des hydraulischen Stresses, des Sauerstoffdefizits oder der NH_3 -Toxizität im betroffenen Gewässer ist auch die Entlastungshäufigkeit zu begrenzen. Die zulässige Häufigkeit wird abhängig vom Wiederbesiedlungspotenzial nach BWK /2001/ ermittelt. Um ein ausreichendes Retentionsvolumen zur Verfügung stellen zu können, ohne die Fläche entsprechend zu vergrößern, werden Einstauhöhen bis 2,0 m zugelassen. Begrenzend wirkt dabei jedoch die Forderung, dass eine Einstaudauer von mehr als

48 h nur mit einer Häufigkeit von $n = 1/a$ überschritten werden darf. Der Nachweis von Entlastungshäufigkeit und Einstaudauer erfolgt ebenfalls durch eine Langzeitsimulation.

Als mögliche Vorstufen sind konventionelle Entlastungsanlagen (Regenüberlaufbecken, Stauraumkanäle und Regenüberläufe) genannt, wobei Durchlaufbecken ausdrücklich empfohlen werden. In den übrigen Fällen werden zusätzliche Anforderungen an den Kolmationsschutz gestellt.

Das DWA-Merkblatt 178

Das 2005 von der DWA veröffentlichte Merkblatt M 178 (DWA, 2005) baut auf den beiden zuvor erschienenen Handbüchern auf. Ausgehend von neueren Erfahrungen und Erkenntnissen werden darin zahlreiche Vorgaben für Bemessung, Gestaltung und Betrieb ergänzt, präzisiert oder angepasst. Grundsätzlich neu ist die Forderung im Planungsablauf vor der Vergabe eines Planungsauftrags eine Machbarkeitsstudie zu erstellen. Wesentlicher Hintergrund dieser Forderung ist die Erfahrung, dass RBF im Gegensatz zu anderen Anlagen der Regenwasserbehandlung sensibel auf übermäßige Belastung und ungünstige Betriebsbedingungen reagieren. Im Mittelpunkt der erweiterten Grundlagenermittlung steht daher die Untersuchung kolmationsrelevanter Randbedingungen.

Der Ansatz zur Bemessung der Filterfläche aus LfU /1998/ wird auch im M 178 beibehalten. Eine separate Bemessung des Retentionsvolumens ist nicht vorgesehen. Zur Begrenzung der Entlastungshäufigkeit wird die Anordnung eines ergänzenden Regenrückhalteraumes empfohlen.

In Tabelle 2-1 sind die wesentlichen Vorgaben für Bemessung und Betrieb aus den genannten Veröffentlichungen zusammengestellt. Der Vergleich zeigt, dass sich seit der Einführung von RBF diese grundlegenden Daten nur wenig geändert haben. Trotz ständig wachsender Betriebserfahrungen kann dieses Verfahren daher hinsichtlich Bemessung und Betrieb als relativ ausgereift betrachtet werden.

Tab. 2-1: Kenngrößen von Bemessung und Betrieb

	LfU (1998)	MUNLV (2003)	DWA (2005)
Hydr. Flächenbelastung [m/a]	Mittel: 30 Max.: 50	Mittel: 30 - 40 Max.: 50	Mittel: 40 Max.: 60
Filtergeschwindigkeit [m/s]	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$ bis $3 \cdot 10^{-5}$	Normalfall: $2 \cdot 10^{-5}$ Ausnahme *): $1 \cdot 10^{-5}$
Filtersubstrat	bindig oder Mittelsand	Mittelsand	Mittelsand
Tiefe des Retentionsraums [m]	0,5 bis 1,0	0,5 bis 2,0	-
Art und Dimensionierung der Vorstufe	empfohlen: DB mit $e_0 \leq 50 \%$ möglich: FB, SKU, RÜ	empfohlen: DB mögl.: FB, SKU, RÜ Dimensionierung nach Stand der Technik	empfohlen: DB mit $e_0 \leq 55 \%$ möglich: FB ($e_0 \leq 50 \%$); SKU ($e_0 \leq 45 \%$)

*) bei Substrat mit zu hohem Über- oder Unterkornanteil

2.4 Grundlegende Prozesse der Filterpassage

Die Teilprozesse des Stofftransportes und Stoffrückhaltes bei der Filterpassage in RBF sind bislang wenig untersucht. Umfangreiche Erkenntnisse über die Grundprozesse in durchströmten Bodenkörpern liegen jedoch aus anderen Fachdisziplinen und Anwendungsgebieten vor. Die Geohydraulik liefert detaillierte Ansätze zur Beschreibung von Wasserbewegung und Stofftransport im Boden. Aus der landwirtschaftlichen Bodenkunde und der Bodenbiologie lassen sich außerdem Erkenntnisse zum Stoffhaushalt und den beteiligten chemischen und biologischen Umsatzprozessen ableiten. Auf dem Gebiet der Siedlungswasserwirtschaft liegen zahlreiche Untersuchungen zur Versickerung von Niederschlagswasser, zur Abwasserrieselung von Schmutzwasser sowie zur Schmutzwasserbehandlung in bepflanzten Bodenfiltern vor.

Ergänzend zur Darstellung des Kenntnisstandes im Bereich der RBF werden in den folgenden Abschnitten vor allem Erkenntnisse und Modellvorstellungen aus diesen Bereichen erläutert und auf die Verhältnisse in RBF übertragen. Die aus diesen experimentellen Befunden und theoretischen Übertragungen hergeleiteten Vorstellungen zu den Prozessabläufen im Filterkörper bilden die Grundlage für die spätere Interpretation der eigenen Versuchsergebnisse.

2.4.1 Wasserbewegung und Stofftransport

Die Reinigungswirkung der Filterpassage basiert auf der Interaktion zwischen fester und flüssiger Phase. Die Intensität dieses Kontaktes (Dauer und aktive Oberfläche) wird von den Strömungsverhältnissen bestimmt. Wasserbewegung und Stofftransport im Filterkörper haben daher wesentlichen Einfluss auf die Reinigungsleistung.

2.4.1.1 Korngefüge, Porenstruktur

Neben der Korngrößenverteilung und der Lagerungsdichte eines Bodens bestimmt vor allem die räumliche Anordnung von fester Phase und Porenraum (Bodengefüge und Porenstruktur) die Wasserbewegung.

In der Bodenkunde wird unterschieden zwischen

- Primärgefüge, bei dem die einzelnen Teilchen (Primärpartikel) frei nebeneinander liegen und
- Sekundärgefüge, in denen Gruppen von Primärpartikeln (Aggregate) untereinander stabiler verbunden sind als mit den Nachbargruppen /Gisi, 1997/.

Aggregate kommen in verschiedensten Formen, Größenordnungen und Festigkeiten vor. Die Entstehung des Sekundärgefüges (Gefügebildung) ist ein Grundprozess der Bodenbildung unter natürlichen Bedingungen /Scheffer, Schachtschabel, 1998/.

Analog zur Differenzierung der festen Phase werden auch Hohlräume nach ihrer Entstehung und Erscheinungsform unterschieden in

- die als Primärporen (oder körnungsbedingte Poren) bezeichneten Hohlräume zwischen den Primärpartikeln und Aggregaten und
- die Sekundärporen (Makroporen), die als Schwund- und Schrumpfrisse, Wurzelkanäle sowie Röhren und Gänge bodenbewohnender Tiere auftreten.

Sekundärporen sind kontinuierlicher als Primärporen, weisen größere Durchmesser auf und verlaufen überwiegend vertikal. Sie stellen daher bei der Infiltration bevorzugte Fließwege dar.

Die Verteilung der Porengrößen (Äquivalenzdurchmesser) wird als Porung bezeichnet. Die Einteilung in Fein- ($< 0,2 \mu\text{m}$), Mittel- ($0,2$ bis $10 \mu\text{m}$) und Grobporen ($> 10 \mu\text{m}$) orientiert sich an der Pflanzenverfügbarkeit des enthaltenen Porenwassers. Sekundärporen liegen im Bereich der weiten Grobporen ($> 50 \mu\text{m}$).

Im Gegensatz zu natürlichen Böden weisen Sande, wie sie für RBF verwendet werden, ein reines Primärgefüge auf. Der Sandkörper kann im Ausgangszustand hinsichtlich aller Kenngrößen annähernd als homogen und isotrop angesehen werden. Das Porenvolumen besteht bei Sanden größtenteils aus Grobporen. Bei der Substratauswahl für RBF wird eine möglichst steile Körnungslinie im Bereich des Mittelsandes angestrebt. Damit wird auch die Verteilung der Porengrößen auf einen engen Bereich eingegrenzt. Es ist anzunehmen, dass sich, insbesondere durch Wachstum und Absterben der Schilfwurzeln, längerfristig auch in Sandfiltern ein sekundäres Porensystem ausbildet. Die bisherigen Standzeiten reichen jedoch noch nicht aus, um diese Entwicklung zu beurteilen /Lambert, 2001/.

Komplexere und vielfältigere Strukturen weisen die Sedimente auf, die sich im Verlauf des Betriebs auf der Oberfläche der Filterschicht bilden. Die Eigenschaften von Sedimenten in RBF wurden an verschiedenen Anlagen in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg untersucht /MUNLV, 2004; Lambert, 2001/.



Bild 2-2 Gut strukturiertes Sediment (links) und plattiges unstrukturiertes Sediment (rechts) /MUNLV, 2004/

Die Sedimentschichten von RBF zur Mischwasserbehandlung zeichnen sich demnach durch einen hohen Anteil an Feinkorn aus ($T+U > 80 \%$). Die Gefügebildung hängt von den Randbedingungen unmittelbar auf dem Filterkörper sowie von den Eigenschaften der mit dem Mischwasser transportierten Partikel selbst ab. Idealerweise zeigen die Sedimente nach mehrjährigem Betrieb eine mit natürlichen Oberböden vergleichbare Krümelstruktur (siehe Bild 2-2, links). Diese Entwicklung wird durch Schilfpflanzen, Streuschicht und Würmer gefördert, die zur Lockerung der Struktur beitragen. Die Durchlässigkeit des Filterkörpers wird dabei nicht signifikant gemindert. Das Fehlen dieser Einflüsse sowie ein übermäßiger Eintrag von Feinpartikeln kann dagegen zur Bildung plattiger Sedimente, die die hydraulische Leitfä-

higkeit deutlich herabsetzen und den Gasaustausch behindern (siehe Bild 2-2, rechts) /MUNLV, 2004/.

Durch Invasion und Turbation (Umlagerung) kann sich an der Grenzfläche zwischen Sediment und Sand eine Zone bilden, in der die Materialeigenschaften beider Schichten ineinander übergehen. Die Einflüsse der Substrat- und Sedimenteigenschaften auf Wasserbewegung und Stofftransport werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

2.4.1.2 Wasserhaushalt

Die Gestaltung von RBF zielt auf eine gleichmäßige Belastung der gesamten Filteroberfläche und damit auf eine strikt vertikale Durchströmung. Diese ist bei einem Überstau des Filterkörpers sowie in der Entleerungsphase weitgehend sichergestellt. Die nachfolgenden Ausführungen beschränken sich daher auf die eindimensionale Betrachtung. Abweichend von diesem Ideal tritt jedoch aufgrund der einseitigen Beschickung zu Beginn eines Ereignisses vorübergehend eine horizontale Komponente im Strömungsbild auf.

Infiltration

Die Strömung einer Flüssigkeit in einem teilgesättigten porösen Medium kann allgemein durch die RICHARDS-Gleichung beschrieben werden, die aus der Kontinuitätsbedingung und dem verallgemeinerten Darcy-Gesetz folgt. Für den Fall der eindimensionalen, vertikalen Wasserbewegung lässt sich folgendermaßen formulieren:

$$C(h) \cdot \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \cdot \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] \quad (\text{Gl. 2-1})$$

mit z = Tiefenkoordinate [m], abwärts positiv

h = Saugspannung oder Matrixpotenzial [m]

$K(h)$ = hydraulische Leitfähigkeit

C = spezifische Wasserkapazität (= $d\Theta/dh$ (mit Θ = volumetrischer Wassergehalt))

Das Matrixpotenzial umfasst alle von der Bodenmatrix auf das Wasser wirkenden Einflüsse (überwiegend Kapillarkräfte). Diese wirken dem Gravitationspotenzial entgegen. Die Anwendung der RICHARDS-Gleichung setzt voraus, dass die Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung (Wasserspannungs- oder pF-Kurve) ebenso bekannt ist wie der Zusammenhang zwischen Wasserspannung und hydraulischer Leitfähigkeit. Beide Funktionen sind beschreiben charakteristische Bodeneigenschaften, deren Bestimmung mit sehr hohem Aufwand verbunden ist. Auf die pF-Kurve wird nachfolgend im Zusammenhang mit der Filterentleerung eingegangen. Detaillierte Ausführungen zu diesen Zusammenhängen sowie Ansätze für deren mathematische Beschreibung finden sich u.a. bei Simunek et al. /1999/ und Zimmer /1999/. Die RICHARDS-Gleichung ist nur für ausgewählte Randbedingungen analytisch lösbar. In der Mehrzahl der Anwendungsfälle kommen daher numerische Simulationsmodelle zum Einsatz.

Bild 2-3 zeigt beispielhaft den Verlauf der Infiltration für einen sandigen Boden, wie er sich infolge von Niederschlag oder Bewässerung darstellt. Aufgrund der geringen hydraulischen Leitfähigkeit des weitgehend trockenen Bodens kommt es an der Oberfläche zu einer vollständigen Sättigung. Unterhalb dieser nur wenige Zentimeter mächtigen Schicht bildet sich eine Zone geringeren Wassergehaltes aus (Transportzone). Dieser Bereich breitet sich im

Verlauf des Infiltrationsprozesses nach unten aus, während Sättigungs- und Übergangszone weitgehend unverändert bleiben /Scheffer, Schachtschabel, 1998/.

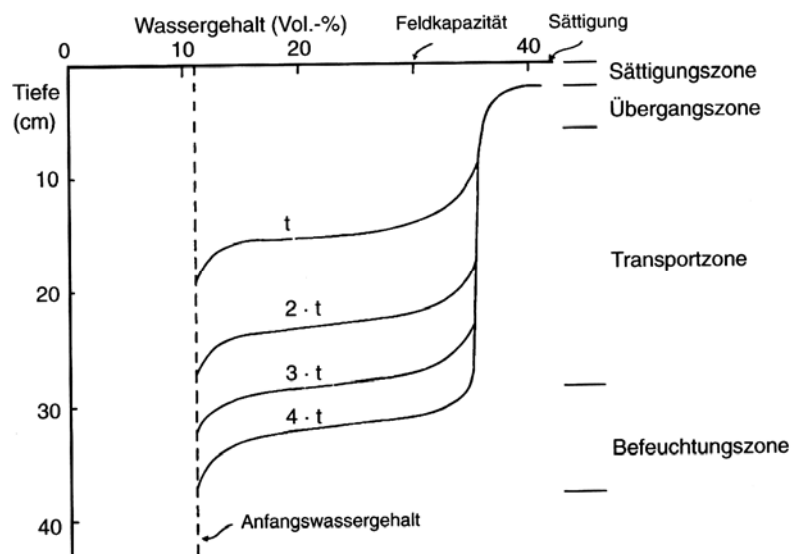


Bild 2-3: Verlauf der Infiltration bei einem homogenen überfluteten sandigen Boden /Scheffer, Schachtschabel, 1998/

Auch in RBF trifft das infiltrierende Wasser auf einen weitgehend trockenen Sandkörper. Die Beschickungsintensität (Q_{zu}/A_F) von RBF ist jedoch in der Regel deutlich höher als Niederschläge oder Bewässerungsintensitäten, die in der Geohydraulik betrachtet werden. Ob und in welchem Umfang bereits zu Beginn der Beschickung ein Überstau der Filterfläche auftritt, hängt vor allem von der Beschickungsintensität und der Durchlässigkeit des Filtermaterials ab.

Wenn sich die Transportzone bis zur Unterkante der Filterschicht ausgebreitet hat, wird die Filtrationsgeschwindigkeit durch die Ablaufdrossel begrenzt. Dadurch wird das verbleibende Speichervermögen des Filterkörpers aktiviert. Die noch verfügbaren Poren werden von unten her gefüllt. Mit Abschluss dieses Vorganges stellt sich ein konstanter Sättigungsgrad S ein, der im Folgenden als betriebliche Sättigung (S_B) bezeichnet wird. Dieser Übergang vereinfacht die Betrachtung von Strömung und Stofftransport erheblich. Ein System mit eindimensionaler gesättigter Strömung kann als Röhrenreaktor betrachtet werden. Der Durchfluss ist im Fall des RBF durch den Drosselabfluss bestimmt.

Der Verlauf der Sättigung während der Beschickung und der Wert der betrieblichen Sättigung wurden bislang nicht gezielt untersucht. Eine schnelle Wasserzufuhr führt in natürlichen Böden mit ausgeprägtem Sekundärgefüge dazu, dass sich Gröbstoporen sehr rasch füllen und dadurch der Luftaustritt aus den feineren Poren behindert wird. Dieser Effekt der „gefangenen Luft“ führt dazu, dass im Feld bei maximaler Sättigung nur 80 bis 90 % des Porenvolumens wassergefüllt sind /Gisi, 1997/. Aufgrund der sehr einheitlichen Porenstruktur des Filtersubstrates ist dagegen in RBF mit einer deutlich weitergehenden Sättigung zu rechnen. Basierend auf Erfahrungen aus Säulenversuchen geht Lambert /2004/ von einer annähernd vollständigen Sättigung ($S_B \approx 1$) als dominierendem Betriebszustand aus.

Entwässerung

Das Verhalten von Böden bei der Entwässerung wird allgemein durch die Wasserspannungskurve (oder pF-Kurve) beschrieben. Sie gibt an, wie viel Wasser ein Boden bei einem gegebenen Matrixpotenzial (Wasserspannung) enthält. Der pF-Wert entspricht dem dekadischen Logarithmus des Betrags der Wasserspannung. Bild 2-4 zeigt typische Kurvenverläufe für drei unterschiedliche Bodentypen. Die Wasserspannung ist im Wesentlichen auf Kapillarkräfte zurückzuführen. Da diese von der Porengröße abhängen, ist der Verlauf der pF-Kurve eng mit der Porengrößenverteilung des jeweiligen Bodens verknüpft.

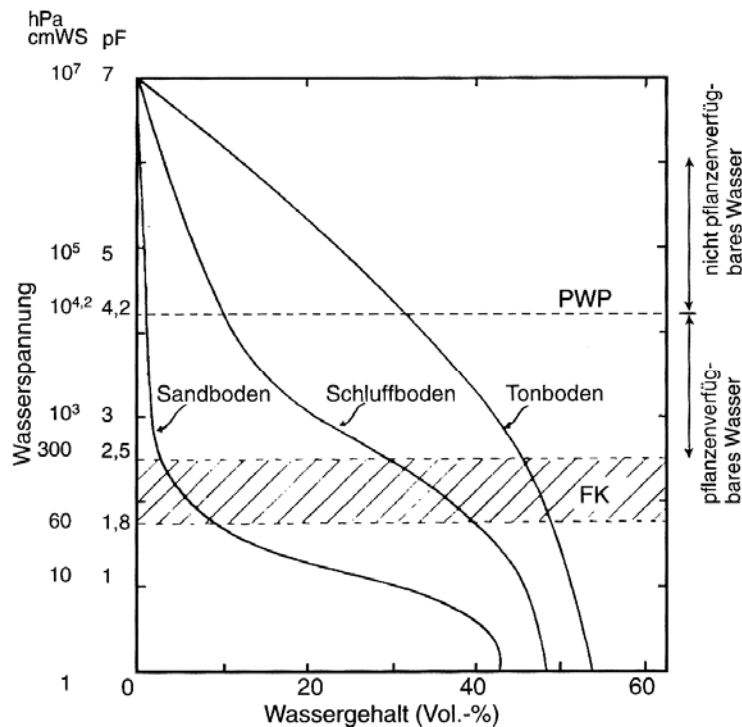


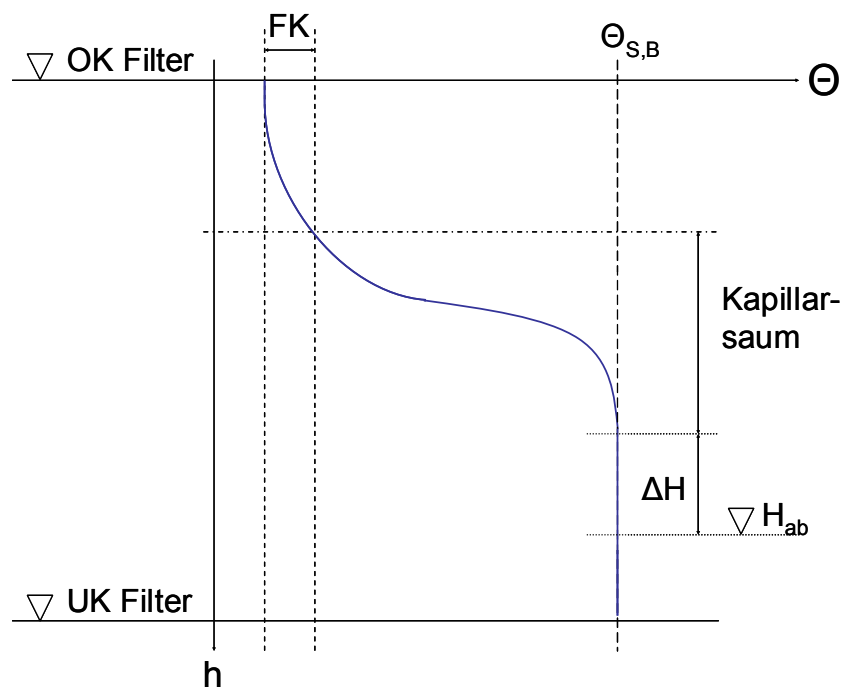
Bild 2-4: pF-Kurven unterschiedlicher Bodentypen (FK=Feldkapazität, PWP=permanenter Welkepunkt) /Scheffer, Schachtschabel, 1998/

Das Matrixpotenzial wirkt dem Gravitationspotenzial entgegen und erhält daher ein negatives Vorzeichen. Bei ruhende Wasserphase heben sich beide Potenziale auf, sind also betragsmäßig gleich. Der Verlauf der pF-Kurve kann daher auch als Zusammenhang zwischen Wassergehalt in einem Volumenelement und der Höhe dieses Elementes über der Grundwasser Oberfläche (GWO) interpretiert werden. Vernachlässigt man dynamische Effekte, lässt sich der Verlauf der Entwässerung eines gegebenen Volumenelementes (Bezugsniveau z=0) in einem Sandboden entsprechend Bild 2-4 folgendermaßen beschreiben:

Bis zum Absinken der GWO auf das Niveau des betrachteten Volumenelementes (Matrixpotenzial $h = 0$ cm WS) ist der Boden vollständig gesättigt ($\Theta = n \approx 43$ %). Sinkt die Lage der GWO auf -5 cm ($pF = 0,7$), geht der Wassergehalt auf 40 % zurück, bei einem GWO-Stand von -100 cm ($pF = 2$) geht er auf ca. 5 % zurück. Der steile Verlauf zeigt eine sehr einheitliche Bindungsstärke des Porenwassers in diesem Bereich an, die wiederum auf die einheitliche Porung zurückzuführen ist. Im weiteren Verlauf flacht die Kurve deutlich ab. Um den verbleibenden Wassergehalt zu halbieren, wäre eine weitere Absenkung der GWO auf -300 cm erforderlich. Dies ist auf die hohen Bindungskräfte des Restwassers zurückzuführen.

Der Wassergehalt, bei dem dieses Abflachen der Kurve auftritt, wird als Feldkapazität (FK) bezeichnet. Sie gibt den Restwassergehalt an, der sich in der Praxis nach vollständiger Dränung eines Bodens einstellt. Die FK ist keine eindeutig definierte und quantifizierbare Kenngröße. Böden mit heterogener Porenstruktur weisen eine weniger stark ausgeprägte oder gar keine Feldkapazität auf (z.B. Tonboden in Bild 2-4).

Aus den dargestellten Zusammenhängen lässt sich folgern, dass während der Entleerung der Wassergehalt im Filterkörper bei einem gegebenen Wasserstand den in Bild 2-5 qualitativ wiedergegebenen Verlauf aufweist. Je einheitlicher Körnung - und damit auch Porung - des verwendeten Substrats, desto schmaler ist der Kapillarsaum. Dies schlägt sich beim Filterbetrieb in einem deutlichen Rückgang des Abflusses nieder, sobald die Dränung die FK erreicht. Unmittelbar nach Dränende wurden in einem mit Mittelsand ausgestatteten Filter Gehalte von 4 Mass.-% (entsprechend ca. 6 Vol.-%) ermittelt /Lambert, 2001/. Bei der Dränung bindiger Filterkörper mit heterogener Porenstruktur klingt der Ablauf dagegen, ebenso wie bei den meisten natürlichen Böden, wesentlich langsamer ab /Lambert, 2000/.



ΔH = dynamischer Druckverlust

H_{ab} = Wasserstand im Ablaufschacht

$\Theta_{s,B}$ = volumetrischer Wassergehalt bei betrieblicher Sättigung S_B

Bild 2-5: Qualitativer Verlauf des Wassergehaltes bei der Filterentleerung

Wasserhaushalt des Sedimentes

Die Gefügestruktur des Sedimentes und damit auch die Wasserbewegung in dieser Schicht unterscheiden sich deutlich von den Verhältnissen in der Sandschicht. Aufgrund der besonderen Bedeutung des Sedimentes für den Stoffrückhalt und –umsatz kommt auch der Strömung in diesem Bereich eine – im Verhältnis zu seiner Ausdehnung – überproportionale Bedeutung zu. Mit Blick auf die Reinigungsleistung ist eine möglichst gleichmäßige Durchströmung des gesamten Porenvolumens anzustreben.

Insbesondere in Phasen des ungesättigten Betriebs sind jedoch präferenzielle Strömungen entlang der Sekundärporen des Sedimentes zu erwarten. Dies kann zu einem ungesättigten Fluss im Sediment führen, während gleichzeitig die obere Zone der Sandschicht gesättigt ist. Ungeklärt ist, ob im Filterbetrieb die Sandschicht bereits in dieser Phase begrenzend auf den Durchfluss wirkt und somit eine frühzeitige Sättigung des Sedimentes fördert /Lambert, 2001/.

Aufgrund ihrer feineren Körnung sind Sedimente in der Lage wesentlich höhere Wassergehalte aufrecht zu erhalten als Sandschichten. Dies kann insbesondere bei grobkörnigem Filtersubstrat mit entsprechend niedriger FK von großer Bedeutung für die Wasserversorgung von Pflanzen und Mikroorganismen in Trockenphasen sein /DWA, 2005/.

Ein Problem von herausragender Bedeutung im Zusammenhang mit der Durchströmung von RBF ist die Kolmation. In der vorliegenden Arbeit steht jedoch die Reinigungsleistung im Vordergrund. Es wird von einem regulären Betrieb ohne übermäßige Beeinträchtigung der Durchlässigkeit ausgegangen. Für detailliertere Ausführungen zum Problem der Kolmation sei auf die Veröffentlichungen Schwarz /2004/, Schwarz et al. /2003/ und MUNLV /2004/ verwiesen.

2.4.1.3 Stofftransport

Der Begriff „Stofftransport“ wird hier auf die Bewegung eines idealen Tracers in der Bodenlösung beschränkt. Prozesse des Stoffrückhaltes und –umsatzes, die vielfach auch dem Stofftransport zugeordnet werden, werden in den nachfolgenden Abschnitten detailliert betrachtet. Der Transport eines gelösten Stoffes im Boden wird durch die Mechanismen der Konvektion, der Dispersion und der Diffusion bestimmt.

Als *Konvektion* wird die passive Mitbewegung eines Stoffes in einem strömenden Medium bezeichnet. Unter dem Einfluss der Konvektion bewegt sich der transportierte Stoff im Boden mit der gleichen Abstandsgeschwindigkeit wie das Bodenwasser. Das Konzentrationsprofil bleibt dabei unverändert.

Unter *Diffusion* versteht man den physikalischen Prozess des Konzentrationsausgleichs in Flüssigkeiten infolge der Brownschen Molekularbewegung. Dieser Bewegungsmechanismus ist von der Wasserbewegung unabhängig.

Die *Dispersion* beschreibt die Veränderung des Konzentrationsprofils, die durch Unterschiede in der Fließgeschwindigkeit der einzelnen Wassermoleküle hervorgerufen wird. Sie ist kein physikalischer Transportmechanismus im engeren Sinne, sondern das Ergebnis der makroskopischen Betrachtung von Bewegungen, die im mikroskopischen Maßstab nicht einheitlich sind. Im Gegensatz zur Diffusion hängt die Dispersion von der Geschwindigkeit der Wasserbewegung ab /Schneider, 2002/.

In ihrer Wirkung lassen sich Diffusion und Dispersion nicht unterscheiden. In der mathematischen Beschreibung des Stofftransportes werden sie daher in einem Term zusammengefasst, dem effektiven Dispersionskoeffizienten. Der Transportprozess wird vereinfachend als konvektiv-dispersiver Transport bezeichnet. Er wird durch Gleichung 2-2 beschrieben.

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Theta \cdot c) = \frac{\partial}{\partial z} \cdot (-q \cdot c + \Theta \cdot D_{eff} \cdot \frac{\partial c}{\partial z}) \quad \text{Gl. 2-2}$$

mit Θ = volumetrischer Wassergehalt
 c = Konzentration im Bodenwasser
 q = Volumenfluss der Strömung
 $D_{eff} = D_h + D$ = effektiver Dispersionskoeffizient
 z = Wegkoordinate

Der effektive Dispersionskoeffizient setzt sich zusammen aus dem geschwindigkeitsabhängigen hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten D_h und dem Diffusionskoeffizienten D . Ansätze zur Ermittlung von D_h auf der Basis empirischer Untersuchungen finden sich u.a. bei Simunek et al. /1999/.

Die Gewichtung beider Anteile hängt von der Fließgeschwindigkeit ab. Im Bereich stagnierenden oder langsam fließenden Grundwassers überwiegt vielfach der Einfluss der Diffusion, während bei schnelleren Wasserbewegungen die Dispersion von größerer Bedeutung ist /Schulz, 2003/. Im Bereich der Fließgeschwindigkeiten in RBF ist eine starke Dominanz der Dispersion anzunehmen.

Die Dispersion ist darauf zurückzuführen, dass die Bahngeschwindigkeiten der einzelnen Wassermoleküle um die mittlere Abstandsgeschwindigkeit streuen. In Böden mit ausgeprägter Sekundärstruktur kommt es darüber hinaus aber zu einem präferenziellen Fluss längs der Makroporen, der den Stofftransport weit darüber hinaus beschleunigt. Präferenzieller Transport äußert sich in asymmetrischen Durchbruchkurven. Im Extremfall eilen Konzentrationspitzen der Hauptfront voran.

In RBF wird der Makroporenfluss zu Beginn einer Beschickung durch die, im Vergleich zu natürlichen Verhältnissen, hohe hydraulische Beaufschlagung gefördert. An verschiedenen mit bindigen Substraten ausgestatteten RBF wurde durch Überstautracerversuche im ungesättigten Betrieb ein deutlicher Einfluss präferenzieller Fließwege nachgewiesen /MUNLV, 2003, Lambert, 2001/. Die präferenzielle Strömung begrenzt das aktive (durchströmte) Porenvolumen auf die Makroporen. Die damit verbundene Reduzierung der Aufenthaltszeit und der Kontaktflächen zwischen flüssiger und fester Phase vermindert den Stoffrückhalt durch Sorption und Umsatzprozesse im teilgesättigten Betrieb. Erst wenn der Filterdurchsatz den Drosselabfluss übersteigt, werden zunehmend kleinere Poren aktiviert.

Ein RBF mit sandigem Substrat zeigte dagegen unter gleichen Versuchsbedingungen eine deutlich gleichmäßigere Durchströmung /Lambert, 2002/. Aufgrund dieses günstigeren hydraulischen Verhaltens gilt nach heutigem Stand der Technik Sand als das günstigere Filtersubstrat. Durch Wachstum und Absterben von Schilfwurzeln ist in begrenztem Umfang auch in sandigen Filtern langfristig die Entwicklung eines sekundären Porensystems zu erwarten /MUNLV, 2003/. Die bisherigen Standzeiten von Sandfiltern erlauben jedoch noch keine gezielte Untersuchung dieses Langzeiteffektes.

Bei instationärer Strömung erfordert die Beschreibung des Stofftransportes nach Gleichung 2-2 die Kopplung an ein Strömungsmodell, das q und Θ - in der Regel durch Lösung der RI-CHARDS-Gleichung – bestimmt (siehe 2.4.1.2, Infiltration). In RBF nehmen mit dem Übergang zu stationären Bedingungen im gesättigten Betrieb Θ und q konstante Werte an.

Untersuchungen zum Stofftransport in RBF wurden von Dittmer et al. /2005/ anhand von Tracerversuchen an Laborsäulen durchgeführt. Die Säulen waren als eindimensionale Modelle eines RBF konzipiert (Maßstab 1:1) und wurden entsprechend beschickt und betrieben. Anhand der Versuchsergebnisse wurde ein auf den oben erläuterten Ansätzen basierendes mathematisches Modell kalibriert. Die Ergebnisse zeigen, dass diese Modellansätze die Strömungsverhältnisse in RBF über die gesamte Betriebsphase (im gesättigten und ungesättigten Zustand) sehr zutreffend beschreiben. Eine Verifizierung der Modellvorstellungen für Großanlagen steht noch aus.

2.4.2 Reinigungsprozesse

Unter dem Begriff Reinigungsprozesse werden im Folgenden die Prozesse zusammengefasst, die zu einer Reduzierung des Austrags unerwünschter Substanzen führen. Die Vielzahl der Teilprozesse lässt sich gliedern in

- mechanische Filtration
- Sorptionsprozesse
- biochemische Umsatzprozesse.

Nachfolgend werden diese Mechanismen zunächst isoliert betrachtet. In RBF sind sie jedoch durch intensive Wechselwirkungen miteinander verknüpft. Auf die Reinigungsleistung als Ergebnis von Überlagerung und Wechselwirkungen dieser Teilprozesse wird in Kap. 2.5 näher eingegangen. Die Betrachtung konzentriert sich auf die im Rahmen der vorliegenden Arbeit interessierenden Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen.

2.4.2.1 Mechanische Filtration

Als mechanische Filtration wird hier der Rückhalt partikulärer Substanzen in einem Filtermedium bezeichnet. Der Umfang dieses Rückhaltes hängt primär von der Verteilung der Partikeldurchmesser der mit dem Wasser transportieren Stoffe ab sowie von der Körnung des Filtermediums und von dessen Lagerung. Neben der Siebwirkung tragen die Sedimentation in Porenräumen mit geringer Fließgeschwindigkeit sowie die Anlagerung an Bodenpartikel auf der Basis von Oberflächenkräften (Adsorption) zur Filterwirkung bei /Hill, 1983/. Die Adsorption ist nicht auf mechanische sondern auf elektrostatische Kräfte zurückzuführen. Hinsichtlich ihrer Wirkung steht die Adsorption von Feststoffen der mechanischen Filtration jedoch näher als der im nachfolgenden Abschnitt behandelten Sorption gelöster Substanzen.

Der Rückhalt durch Filtration steht in Wechselwirkung mit dem Prozess der Kolmation. Durch Ablagerung zurückgehaltener Feinpartikel werden die Durchmesser der Porenkanäle reduziert, wodurch wiederum die Rückhaltewirkung erhöht wird. Wird die Durchlässigkeit nicht durch Abbauprozesse oder anderweitige Strukturierung wiederhergestellt, kann dies zu einer Totalkolmation durch einen völligen Verschluss der Poren führen. Detaillierte Ausführungen zu den Wechselwirkungen zwischen mechanischer Filtration und Kolmation finden sich u.a.

bei Hill /1983/ (für Filter zur Trinkwasseraufbereitung) und bei Börner /1992/ (für bepflanzte Bodenfilter).

In Entlastungsabflüssen aus Regenüberlaufbecken liegt der überwiegende Anteil der organischen Inhaltsstoffe in partikulärer Form vor, kann also prinzipiell durch Filtration entfernt werden. Nach Berechnungen von Börner /1992/ werden bei der Filtration durch Mittelsand Partikel mit einem Durchmesser $> 5 \mu\text{m}$ bereits auf der Oberfläche zurückgehalten. Dies entspricht der Porenweite in der Abwasseranalytik üblicher Papierfilter. In RBF würden demnach die mit dieser Methodik erfassten partikulären Anteile vollständig zurückgehalten. Abhängig von ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften können jedoch auch Kolloide mit deutlich geringerem Durchmesser durch Flockungsvorgänge im Überstand und während der Filterpassage mechanisch abgetrennt werden.

Bei Filtern, die entsprechend dem Stand der Technik mit mittelsanddominierten Substraten ausgestattet sind, findet der Rückhalt überwiegend auf der Filteroberfläche (Flächenfiltration) statt. An entsprechenden Anlage wurden Invasionschichten von 1 bis 2 cm vorgefunden /Lambert, 2001; Wozniak, 2004/. Bei gröberen Substraten dringen mischwasserbürtige Partikel dagegen tiefer in die Filterschicht ein. Es entsteht keine abgegrenzte Invasionschicht (siehe Bild 2-6, links). Bei bindigen Böden können auch größere Partikel die Filterschicht durch Sekundärporen passieren. Bild 2-6 zeigt rechts einen Schnitt durch einen zweischichtigen Filter. Die durch die Makroporen der oberen bindigen Schicht transportierten partikulären Stoffe wurden hier in der unterhalb liegenden Sandschicht zurückgehalten. Das Beispiel zeigt, dass nicht nur die Körnung des Filtermaterials, sondern vor allem dessen Lagerung über die Wirksamkeit der Filtration entscheidet.

Der Rückhalt auf der Filteroberfläche fördert die Abtrocknung und Belüftung und damit den aeroben Abbau organischer Bestandteile. Dies ist Voraussetzung für die Strukturierung der zurückgehaltenen Feststoffe, die der Kolmation entgegenwirkt /Lambert, 2001/. Umgekehrt erhöht eine Ablagerung in tieferen Schichten das Risiko der Kolmation.



Bild 2-6: Invasion mischwasserbürtiger Feststoffe in grobes Filtersubstrat (Körnung 0/4)(links) und in einen zweischichtigen Filter (obere Schicht bindig) (rechts) /MUNLV, 2004/

In Säulenversuchen mit reinem, nicht mikrobiell besiedeltem Sand stellten Lambert und Fuchs /2001/ bei den ersten Beschickungen einen deutlichen Austrag von Feinpartikeln aus

dem Filtersubstrat fest, den sie mit der hohen Beschickungsintensität erklären. Diese führt zu einer sehr schnellen Ausbildung der oberflächennahen Sättigungszone. Kompression und Verdrängung der eingeschlossenen Porenluft bewirken einen hohen Scherstress auf das Korngefüge. Es ist nicht davon auszugehen, dass diese Prozesse in den tieferen Filterschichten sich signifikant auf die mechanische Filtration auswirken, die überwiegend an der Filteroberfläche stattfindet.

Der mögliche Austrag von Feststoffen aus dem Filterkörper steht nicht in direktem Zusammenhang mit dem Rückhalt mischwasserbürtiger Partikel. Bei der Bewertung der Filtrationswirkung anhand von Zu- und Ablaufmessungen ist dieser überlagernde Effekt allerdings zu berücksichtigen. Schwarz /2004/ hat in Versuchsreihen mit ungedrosselt betriebenen Sandsäulen ebenfalls einen anfänglichen Austrag von Feinpartikeln festgestellt. Ein Austrag von Biomasse, wie er unter erhöhtem Scherstress bei Biofilmverfahren beobachtet wird /Brinke-Seiferth, 1999/, trat dagegen bei diesen Versuchen im längerfristigen Betrieb nicht auf.

2.4.2.2 Sorptionsprozesse

Unter Adsorption werden hier alle physikalischen und chemischen Reaktionen verstanden, die eine Anlagerung von im Bodenwasser gelösten Stoffen an den inneren Oberflächen der Bodenmatrix bewirken. Der umgekehrte Prozess der Abgabe an in die Wasserphase wird als Desorption bezeichnet. Der gelöste sorbierbare Stoff wird Sorptiv genannt, der sorbierte Anteil Sorbat und der sorbierende Feststoff Sorbent. Die Beladung oder sorbierte Konzentration c_{sorb} gibt das Verhältnis von Sorbat und Sorbent an. Die als Absorption bezeichnete Aufnahme von Substanzen in das Innere eines Körpers lässt sich nicht eindeutig von der Adsorption abgrenzen /Hartmann, 1992/. Sie wird daher nicht als separater Prozess behandelt.

Der Adsorptionsvorgang führt zur Einstellung eines Gleichgewichtes zwischen der Beladung c_{sorb} und der Konzentration des Sorptivs in der Bodenlösung. Reduziert sich die Beladung (z.B. durch biologischen Umsatz), wird dies durch erneute Adsorption ausgeglichen. Geht die Konzentration in der Bodenlösung zurück (z.B. durch Verdünnung mit geringer belastetem Wasser), kommt es zur Desorption.

Das Spektrum der bei Sorptionsvorgängen wirkenden Bindungsformen reicht von der sehr energiearmen van-der-Waals-Bindung bis zur stabilen kovalenten Bindung. Basiert die Bindung auf physikalischen (elektrostatischen) Kräften, wird von physikalischer oder unspezifischer Sorption gesprochen, bei chemischer Bindung von Chemosorption oder spezifischer Sorption. Die physikalische Sorption ist durch schwächere Bindungen gekennzeichnet, die im Zuge der Desorption wieder gelöst werden können. Sorbent und Sorbat bleiben dabei unverändert (reversible Bindung). Im Gegensatz dazu entstehen bei der Chemosorption an der Oberfläche des Sorbenten neue Verbindungen (Oberflächenkomplexe), die sich in ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften von den Ausgangsstoffen unterscheiden. Da die Übergänge zwischen den Bindungsformen fließend sind, ist auch die Differenzierung der Sorptionsformen nicht eindeutig. Die Abgrenzung wird in der Literatur uneinheitlich gehandhabt (vergleiche z.B. Scheffer, Schachschabel, 1998; Mattheß, 1994; URömpf, 2000).

In der folgenden Darstellung stehen die für den Rückhalt von Kohlenstoff und Stickstoffverbindungen in RBF wesentlichen Sorptionsmechanismen im Vordergrund.

Kationenaustausch

Der in verschiedener Hinsicht wichtigste Sorptionsmechanismus ist der Kationenaustausch, d.h. die Adsorption von Kationen an negativ geladenen Bodenbestandteilen unter Desorption einer äquivalenten Menge anderer Kationen. Nach dem gleichen Prinzip kommt es im Boden auch zur Anionensorption an positiv geladenen Oberflächen. Allerdings überwiegt die Kationensorption bei weitem, da Bodenpartikel überwiegend negative Oberflächenladungen aufweisen. Wegen ihrer Bedeutung für die Nährstoffversorgung von Pflanzen gehört die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (KAK) zu den bodenkundlichen Standardverfahren. In RBF wird dem Mischwasser bei der Filterpassage durch den Mechanismus des Ionenaustauschs das Kation NH_4^+ entzogen.

Die Einheit aus geladener Partikeloberfläche und der sie umgebenden Zone erhöhter Kationendichte wird als elektrische Doppelschicht bezeichnet. Bild 2-7 stellt die Struktur dieser Schicht nach dem weit verbreiteten Modell von GOUY und STERN dar. Nach dieser Modellvorstellung bildet sich unmittelbar auf der Partikeloberfläche eine kompakte Schicht von Gegenionen (Sternschicht) aus, die nach außen in eine diffuse Schicht übergeht. Mit zunehmendem Abstand nähert sich die Konzentration der Kationen derjenigen der Außenlösung an. Die Konzentration der Anionen verhält sich umgekehrt. Der Abstand eines Kations von der Oberfläche ergibt sich aus dem Gleichgewicht zwischen der elektrostatischen Anziehung einerseits und dem Bestreben nach Konzentrationsausgleich durch Diffusion andererseits /Gisi, 1997/. Die Entfernung von der Oberfläche spiegelt die Intensität der Bindung des einzelnen Ions wider. Aufgrund der größeren Anziehungskräfte sind höherwertige Ionen überwiegend in der Sternschicht gebunden, während einwertige Ionen bevorzugt in der diffusen Schicht auftreten /Scheffer, Schachtschabel, 1998/.

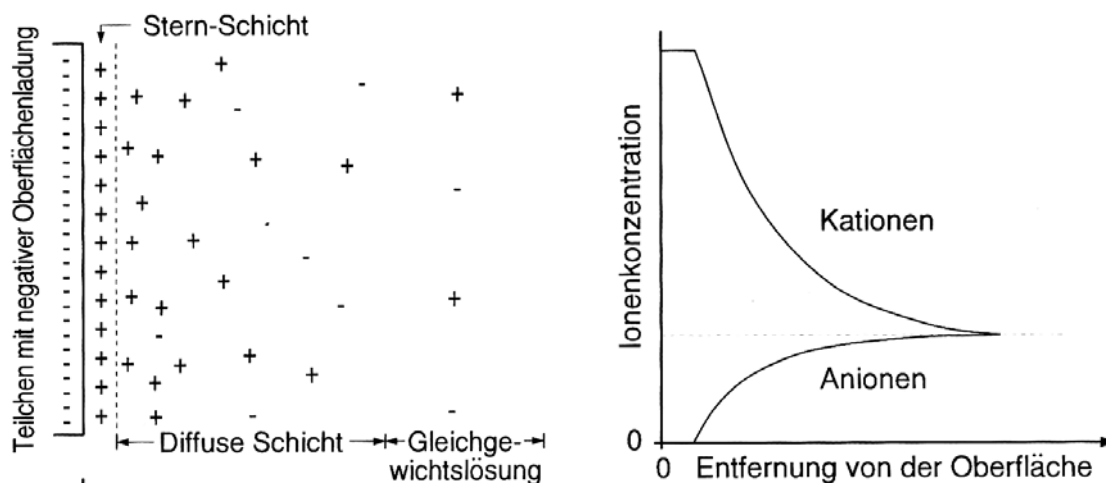


Bild 2-7: Ionenverteilung (links) und Konzentrationsverlauf (rechts) in der elektrischen Doppelschicht eines Kationenaustauschers nach dem Modell von GOUY und STERN /Scheffer, Schachtschabel, 1998/.

Zum Kationenaustausch kommt es, wenn sich die Konzentration eines Kations in der Bodenlösung erhöht. In der Folge steigt auch dessen Anteil in der Doppelschicht bis zur Einstellung eines neuen Gleichgewichtszustandes. Zum Ausgleich der Ladungen muss dabei eine äquivalente Menge anderer Ionen freigesetzt werden. Die Neigung zur Desorption richtet sich

nach der Intensität der Bindung an die Oberfläche. Sie nimmt grundsätzlich mit steigender Wertigkeit des Ions ab und bei gleicher Wertigkeit mit steigendem Radius /Gisi, 1997/.

Diese Reihenfolge gilt umgekehrt auch für die Adsorption (Selektivitätsreihe). Da alle Kationen in der Bodenlösung über denselben Mechanismus der elektrostatischen Anziehung sorbiert werden, stehen sie miteinander in Konkurrenz um Sorptionsplätze. Das Sorptionsverhalten eines Kations ist deshalb stets im Zusammenhang mit der Konzentration anderer Kationen zu betrachten. Die Stellung in der Selektivitätsreihe gibt die relative Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Kationen wieder. Aufgrund besonderer Bindungsverhältnisse bestehen bei einzelnen Sorbent-Sorbat-Paaren weitergehende Affinitäten, die nicht dieser Selektivitätsreihe folgen /Scheffer, Schachtschabel, 1998/.

Mit steigender Temperatur nimmt die Bewegungsenergie der gelösten Moleküle zu, so dass die elektrostatische Anziehung leichter überwunden werden kann. Die Sorptionsfähigkeit geht somit für alle Ionen zurück.

Der Umfang des Kationenaustauschs in einem gegebenen Bodenvolumen ist proportional zur beteiligten Oberfläche. Aufgrund ihrer hohen spezifischen Oberfläche tragen nur feinkörnige Bestandteile ($< 2 \mu\text{m}$) signifikant zum Kationenaustausch bei. Die wichtigsten Austauscher in natürlichen Böden sind Tonminerale, Huminstoffe sowie verschiedene Oxide und Hydroxide /Lewandowski, 1997/. Die negative Oberflächenladung von Tonmineralen und Huminstoffen lässt sich in einen pH-unabhängigen und einen mit dem pH-Wert steigenden Anteil differenzieren. Man spricht von permanenten und variablen Ladungen. Oxide und Hydroxide weisen ausschließlich variable Ladungen auf /Lewandowski, 1997/.

Die Summe der permanenten und variablen Ladungen entspricht dem Ladungsäquivalent der maximal austauschbaren Kationenmenge. Sie wird als Kationenaustauschkapazität (KAK ausgedrückt in mval/kg) bezeichnet. Aufgrund der pH-Abhängigkeit wird unterschieden zwischen der effektiven KAK (KAK_{eff}), die bei dem im Boden vorliegenden pH bestimmt wird und der potenziellen KAK (KAK_{pot}) bei einem pH von 7 bis 7,5.

Auf die Sorption von NH_4^+ unter den spezifischen Randbedingungen in RBF wird im Abschnitt *Sorption in Retentionsbodenfiltern* dieses Kapitels näher eingegangen.

Sorption organischer Verbindungen

Neben Ammonium werden bei der Bodenpassage auch gelöste organische Substanzen adsorbiert. Aufgrund ihrer Vielzahl und Heterogenität sowie der komplexen Struktur der einzelnen Moleküle lässt sich deren Sorptionsverhalten nicht auf einen einzigen Mechanismus reduzieren. Die Form der Bindung an die Bodenmatrix hängt von den Eigenschaften des jeweiligen Stoffes ab. Gezielte Untersuchungen zum Sorptionsverhalten bei der Bodenpassage liegen vor allem für verschiedene organische Schadstoffe vor (siehe z.B. Grotehusmann, 1999; Savric, 2001; Mersmann; 2003; Welker, 2004).

Verschiedene organische Substanzen liegen bei den in Böden auftretenden pH-Werten dissoziiert vor und können somit durch Ionenaustausch sorbiert werden. Dabei konkurrieren sie mit den anorganischen Ionen um Sorptionsplätze. Abweichungen von der Modellvorstellung des Ionenaustauschs entstehen dadurch, dass organische Ionen teilweise sehr groß sind und daher auf der Oberfläche nicht in äquivalenter Menge Platz finden /Lewandowski, 1997/.

Daneben treten aber auch alle anderen Bindungsformen der Sorption auf. Teilweise kommt es nur zu einer losen Anlagerung durch energiearme Van-der-Waals-Bindungen. Oft wird ein

Molekül über verschiedene Mechanismen gleichzeitig gebunden. Zwischen organischen Stoffen aus der Bodenlösung und den organischen Bodenbestandteilen bilden sich dieselben Bindungen aus wie sie auch unter den Molekülen der organischen Bodenanteile vorliegen. Das Sorbat wird somit fest (irreversibel) in die organische Bodensubstanz eingebaut /Scheffer, Schachtschabel, 1997/.

Wegen ihrer großen spezifischen Oberfläche und der Vielfalt an Bindungsmöglichkeiten sind Huminstoffe im Boden die bei weitem bedeutendsten Sorbenten für organische Substanzen /Grotehusmann, 1995/. Die Sorptionsneigung der Sorbate hängt vor allem von Art und Anzahl der funktionellen Gruppen ab. Grundsätzlich sind länger-kettige, große Moleküle besser sorbierbar als kurz-kettige, kleine und unpolare, hydrophobe besser als polare hydrophile /Gisi, 1997, Grotehusmann, 1995/.

Der Einfluss von Temperaturveränderungen ist uneinheitlich und hängt von der jeweils dominierenden Bindungsform ab. Für den Anteil der Ionensorption gilt, dass steigende Temperaturen die Sorption negativ beeinflussen. Chemische Bindungen nehmen dagegen mit steigender Temperatur zu /Scheffer, Schachtschabel, 1998, Lewandowski, 1997/.

Mit steigendem pH nimmt zwar die negative Oberflächenladung von organischen Bodenbestandteilen zu, aber der Anteil von Kationen aus der Dissoziation ab. Abhängig von den Eigenschaften des betreffenden Stoffes und des vorliegenden Konzentrationsbereichs wirken sich pH-Veränderungen somit unterschiedlich aus /Grotehusmann, 1995/.

Mathematische Beschreibung

Der Zusammenhang zwischen Gleichgewichtsbeladung und Sorptivkonzentration in der Lösung wird durch eine für jedes Sorbent-Sorbat-Paar charakteristische Kurve beschrieben, die Sorptionsisotherme. Sie wird empirisch bestimmt und stellt eine zusammenfassende Beschreibung der Sorptionswirkung ohne Unterscheidung der einzelnen Bindungsmechanismen dar. Der Begriff Isotherme geht darauf zurück, dass der exakte Zusammenhang jeweils nur für die Versuchstemperatur gilt. Für die mathematische Beschreibung werden verschiedene Ansätze verwendet. Am weitesten verbreitet sind Henry-, Freundlich- und Langmuir-Isothermen.

Im einfachsten Fall ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen der Konzentration in der Lösung und der Beladung der Bodenpartikel. Dieser Fall wird durch die *Henry-Isotherme* (Gl. 2-3) beschrieben.

$$c_{sorb} = K_d \cdot c_{gel} \quad (\text{Gl. 2-3})$$

mit c_{sorb} = sorbierte Konzentration (Beladung) [z.B. mg_{Stoff}/kg_{Boden}]

c_{gel} = gelöste Konzentration [z.B. µg/l]

K_d = Verteilungs- oder Adsorptionskoeffizient [z.B. m²/kg]

Der lineare Zusammenhang gilt häufig im Bereich niedriger Konzentrationen. Wegen der besonderen Bedeutung der organischen Bodenbestandteile für die Sorption wird bei der Beschreibung des Schadstofftransportes im Boden der Verteilungskoeffizient nur auf diesen Anteil bezogen. Der so ermittelte K_{OC} -Wert ist weitgehend unabhängig von den übrigen Bodeneigenschaften und gibt als Schadstoffkenngröße die Sorptionsfähigkeit eines Stoffes bei der Bodenpassage wieder.

Die Henry-Isotherme stellt einen Sonderfall der *Freundlich-Isotherme* dar, die in Gleichung 2-4 allgemein formuliert ist.

$$c_{sorb} = K_F \cdot c_{gel}^n \quad (\text{Gl. 2-4})$$

mit K_F = Adsorptionskoeffizient nach Freundlich [z.B. m³/kg]
 n = Exponent der Freundlich-Isotherme [-]

In der Regel ist $n < 1$. Geht man von einem Ionenaustausch nach dem Modell von Gouy und Stern aus (siehe Bild 2-7) spiegelt der exponentielle Verlauf die Tatsache wider, dass mit zunehmender Beladung intensiver gebundene Ionen ausgetauscht werden.

Bei der *Langmuir-Isotherme* nähert sich bei hohen Konzentrationen in der Lösung die Beladung einem Sättigungswert. Dieser Ansatz geht somit von einer strikt begrenzten Zahl von Sorptionsplätzen aus.

$$c_{sorb} = K_L \cdot \frac{c_{gel}}{c_{gel} + c_0} \quad (\text{Gl. 2-5})$$

mit K_L = Adsorptionskoeffizient nach Langmuir [z.B. m³/kg]
 c_0 = Lösungskonzentration bei halbmaximaler Beladung [z.B. µg/l]

Die dargestellten Isothermen geben den Gleichgewichtszustand nach abgeschlossener Sorption wieder. Aus allen Isothermen lassen sich auch kinetische Beschreibungen ableiten. Der zeitliche Verlauf wird in den gängigen Modellen mit dem Ansatz des beschränkten Wachstums dargestellt. Die Beladung strebt dem Gleichgewichtswert zu, der sich aus der Isotherme ergibt. Der allgemeine Ansatz für die kinetische Sorption lautet:

$$\frac{\partial}{\partial t} c_{sorb} = K_r \cdot (c_{sorb,GGW} - c_{sorb}(t)) \quad (\text{Gl. 2-6})$$

mit $c_{sorb,GGW}$ = Beladung im Gleichgewichtszustand (= c_{sorb} in Isothermen)
 c_{sorb} = aktuelle Beladung
 K_r = empirischer Koeffizient

Bei der Betrachtung des Schadstofftransportes bei der Versickerung oder in der Grundwasserströmung werden kinetische Anteile meist vernachlässigt. Es wird angenommen, dass die Sorption relativ schnell abgeschlossen ist und von gleichgewichtsnahen Zuständen ausgegangen werden kann /Richter, 1986/. In der Modellierungspraxis können Gleichgewichts- und kinetischer Ansatz kombiniert werden, indem der betrachtete Stoff fiktiv in eine sofort sorbierende und eine verzögert sorbierende Fraktion geteilt wird /Langergraber, 2001; Meyer, 2005/.

Sorption in Retentionsbodenfiltern

Sande, wie sie als Filtersubstrat für RBF verwendet werden, verfügen aufgrund ihres geringen Feinkornanteils über eine relativ geringe innere Oberfläche und sind weitgehend frei von organischen Anteilen. Im Ausgangszustand weisen sie somit ungünstige Randbedingungen für die Sorption von Mischwasserinhaltsstoffen auf.

Während des Betriebs entwickelt sich jedoch eine Sorptionskapazität, die auf die Bildung von Biofilmen zurückgeführt wird. Biofilme bestehen überwiegend aus Mikroorganismen und von

diesen gebildeten extrazellulären Polymeren Substanzen (EPS). Wie die Huminstoffe in natürlichen Böden sind auch Oberflächen von Mikroorganismen und die EPS sehr leistungsfähige Sorbenten /Flemming, 1991; Mattheß, 1994/.

Bild 2-8 zeigt die Wirkung dieser „mikrobiellen Einarbeitung“ auf die Ammoniumelimination. In der Versuchsreihe wurden Säulen mit bindigem und sandigem Filtersubstrat in Abständen von 3 bis 4 Tagen unter gleichen Bedingungen mit Ammoniumlösung beschickt. Während der bindige Boden aufgrund seiner geogenen Sorptionskapazität einen konstant hohen Wirkungsgrad zeigt, erreicht der Sand seine volle Leistungsfähigkeit erst nach über 80 Tagen.

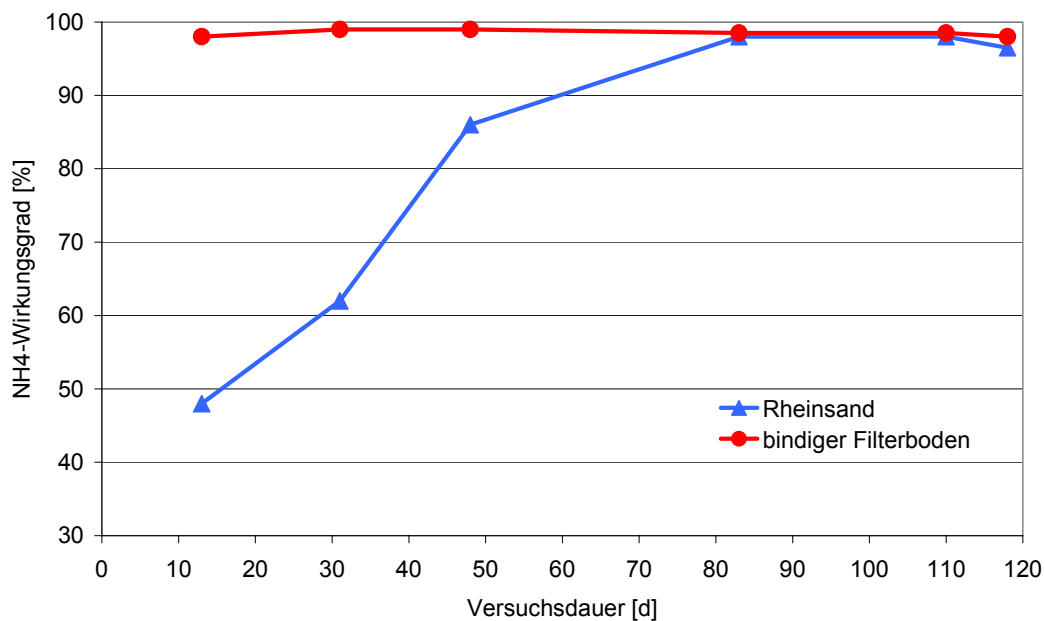


Bild 2-8: Entwicklung des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Wirkungsgrades bei bindigem und sandigem Substrat nach /Brunner, Lambert, 1996/

Messungen der Nitratkonzentrationen im Ablauf von RBF belegen, dass die Ammoniumelimination während der Beschickung überwiegend auf die Sorption zurückzuführen ist und die Nitrifikation erst in der anschließenden Trockenphase stattfindet. Das Sorptionsvermögen bezüglich Ammonium regeneriert sich dadurch stets von Neuem (siehe 2.4.2.3 – Abschnitt: Umsatz von Stickstoffverbindungen). Die Sorptionskapazität bezüglich Phosphor oder persistenter Stoffe ist dagegen grundsätzlich begrenzt. Mit Erreichen einer Sättigungsbeladung kommt es zum Durchbruch dieser Substanzen.

Ob auch der Rückhalt von CSB-Verbindungen in RBF auf einer solchen Wechselwirkung von Sorption und biologischem Umsatz basiert, ist bislang nicht geklärt (siehe 2.4.2.3 – Abschnitt: Umsatz von Kohlenstoffverbindungen). Zwar ist das Sorptionsverhalten zahlreicher organischer Schadstoffe bei der Bodenpassage sehr gut untersucht. Zur summarischen Beschreibung des Verhaltens der im Mischwasser enthaltenen organischen Substanzen in ihrer Gesamtheit liegen jedoch keine Erkenntnisse vor.

Durch präferenziellen Fluss entlang von Makroporen werden in natürlichen Böden die Kontaktflächen zwischen fester und flüssiger Phase deutlich verringert. Die Sorptionskapazität des Bodens kommt somit nicht voll zum Tragen (siehe u.a. /Savric, 2001; Mersmann, 2003; Mattheß, 1994/). Auch an einem mit bindigem Filtersubstrat ausgestatteten RBF wurden bei ungesättigtem Betrieb im Ablauf vorübergehend erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen gemessen,

die mit dem ausgeprägten Makroporensystem des Filterkörpers erklärt werden können /Brunner et al. 1994/. Inwieweit die Ausbildung präferenzierter Fließwege im langjährigen Betrieb auch die Reinigungsleistung sandiger Filterkörper beeinflussen kann, ist nicht geklärt.

2.4.2.3 Biologischer Umsatz

Durch Filtration und Sorption werden Kohlen- und Stickstoffverbindungen aus dem Abwasserstrom zurückgehalten und im bzw. auf dem Filterkörper zwischengespeichert. Die eigentliche Elimination von Mischwasserinhaltsstoffen erfolgt durch mikrobielle Umsetzung.

Randbedingungen des Stoffumsatzes in RBF

Verglichen mit dem Kenntnisstand im Bereich der RBF sind die Umsatzprozesse im schmutzwasserbeschickten Boden sowie in bepflanzten Bodenfiltern oder anderen Formen von *Constructed Wetlands* relativ gut untersucht (siehe u.a. Richter, 1986; Rettinger, 1992; Donta, 1997; Kappelmeyer, 2004; Kayser, 2003). Die Entwicklung des Prozessverständnisses ermöglicht für diese Systeme die Prognose der Reinigungsleistung und eine am Reinigungsziel orientierte Bemessung. Kadlec und Knight (1996) schlagen für verschiedene Anlagentypen und Anwendungsfälle einfache mathematische Modellansätze vor. Für verschiedene Verfahren liegen mittlerweile detaillierte Modelle der internen Prozessabläufe vor, die an Messdaten verifiziert wurden (siehe u.a. Langergraber, 2001; Liu, Dahab, 2004).

Die Erkenntnisse aus diesen Bereichen sind jedoch nur sehr eingeschränkt auf RBF übertragbar, da der mikrobielle Stoffumsatz mehr als die zuvor behandelten Reinigungsprozesse von den Milieubedingungen (z.B. Temperatur, pH, Sauerstoffverfügbarkeit) im Filterkörper beeinflusst wird. Sie bestimmen neben der Intensität auch die Art der auftretenden Prozesse. Aufgrund der Betriebsweise und der Zusammensetzung des Zuflusses unterscheiden sich die Bedingungen in RBF grundlegend von denen in anderen Formen von *Constructed Wetlands* sowie von den Verhältnissen bei der Abwasserversickerung.

In den meisten dieser Systeme sind die internen Prozesse im jeweiligen Bodenkörper aufgrund regelmäßiger Beschickung mit annähernd gleicher Zusammensetzung von Gleichgewichtszuständen geprägt. Bei intermittierend beschickten Anlagen wird das Gleichgewicht zwar immer wieder gestört, durch die Regelmäßigkeit der Intervalle stellt sich jedoch immer wieder derselbe Ausgangszustand ein /Müller, 2002/. Bei unregelmäßig beschickten *Constructed Wetlands* – etwa im Bereich der Regenwasserbehandlung – werden Belastungsstöße dadurch gedämpft, dass dauerhaft ein Wasservolumen im System zurückgehalten wird. Grundlegende Veränderungen des Systemzustandes treten im Regelbetrieb nicht auf.

RBF sind dagegen von unregelmäßigen Belastungen mit einer breiten Streuung hydraulischer und stofflicher Belastungskenngrößen geprägt sowie vom Wechsel zwischen den Betriebszuständen Überstau, Teileinstau und Trockenheit. Diese Randbedingungen wirken der Einstellung von Gleichgewichtszuständen entgegen und führen zu vergleichsweise schnellen Veränderungen der Milieubedingungen im Filterinneren /Wozniak et al., 2005/. Zum jeweiligen Beginn der Betriebsphasen herrschen keine einheitlichen Anfangsbedingungen, da Entwicklungsstand und Zusammensetzung der Biozönose von der ereignisspezifischen Vorgeschichte abhängen, v.a. von den Eigenschaften des letzten Ereignisses und der Dauer der vorangegangenen Trockenperiode. Schwarz (2004) hat im Laborversuch wie auch an einer

RBF-Großanlage eine deutliche Abnahme der aktiven Biomasse nach mehrwöchigen Trockenphasen nachgewiesen.

Umsatz von Kohlenstoffverbindungen

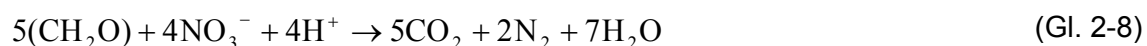
Bezogen auf organische Kohlenstoffverbindungen ist das Ziel der Behandlung eine möglichst vollständige Oxidation zu CO_2 . Die Umsetzung wird im Rahmen der aeroben Respiration von heterotrophen Mikroorganismen vollzogen. Vereinfacht kann diese durch Gleichung 2-7 beschrieben werden /Kadlec et al., 2000/.



Ein Teil der zugeführten organischen Substanz wird dabei zunächst für den Aufbau von Biomasse verwendet. In den Trockenphasen stirbt aufgrund des Substratmangels die aktive Biomasse teilweise wieder ab und wird von den verbleibenden Organismen wiederum im Bau- bzw. Energiestoffwechsel verwertet. Die Abnahme der organischen Substanz ist stets auf den für die Energiegewinnung verbrauchten Anteil zurückzuführen.

Grundvoraussetzung für diesen Abbauweg ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung. Hinsichtlich dieser Randbedingung ist zwischen den Verhältnissen in der Betriebsphase und in der Trockenphase zu unterscheiden. Während der Trockenphase ist aufgrund der Belüftung des Filterkörpers der Umsatz nicht durch die Sauerstoffverfügbarkeit limitiert. Während des Betriebs ist dagegen der Gasaustausch zwischen Filterkörper und Atmosphäre stark eingeschränkt /LfU, 1998/.

Der im infiltrierenden Mischwasser gelöste Sauerstoff reicht im Regelfall nicht zur vollständigen Oxidation der enthaltenen organischen Verbindungen aus. Bei länger andauernder Beschickung stellen sich daher zunächst anoxische Verhältnisse ein. Die heterotrophen Organismen beziehen dabei den für die Veratmung der organischen Substanz erforderlichen Sauerstoff aus dem Nitrat. Diese „Nitratatmung“ kann folgendermaßen beschrieben werden /Kadlec et al., 2000/:



Wie lange dieser Zustand aufrechterhalten werden kann, hängt vor allem vom Verhältnis zwischen Nitratkonzentration und organischer Belastung (CSB bzw. BSB_5) ab. An einem RBF mit hoher fremdwasserbedingter Nitratkonzentration im Zulauf (3 bis 5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$) hat Fuchs (2003) nach vierwöchiger Dauerbeschickung noch einen nahezu ungestörten Kohlenstoffumsatz bei gleichzeitiger Nitratelimination festgestellt.

Steht kein Nitrat mehr zur Verfügung, werden zunächst Mangandioxid (MnO_2) und Eisenhydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) reduziert und im weiteren Verlauf auch Sulfate (SO_4^{2-}). Der Kohlenstoffabbau ist unter diesen Bedingungen jedoch gehemmt. Derartige Milieubedingungen wurden an einem RBF im Mischsystem beobachtet, der dauerhaft im Teileinstau betrieben wurde /Dittmer, 2004/. Im Regelbetrieb sollten durch die vollständige Entleerung sowie die begrenzte Beschickungsdauer anaerobe Verhältnisse vermieden werden.

Allgemein wird angenommen, dass die Reduzierung des CSB durch die Filterpassage nur zu einem geringen Anteil auf einen unmittelbaren Abbau zurückzuführen ist, da während der Betriebsphase die Sauerstoffverfügbarkeit und die begrenzte Aufenthaltszeit limitierend wirken /LfU, 1998; MUNLV, 2003; Fuchs, 2003/. Die mit der Beschickung eingetragene organische Substanz wird demnach überwiegend durch Filtration und Sorption zwischengespei-

chert und erst in der folgenden Trockenphase unter unlimitierter Sauerstoffverfügbarkeit umgesetzt. In welchem Verhältnis die Anteile des unmittelbaren und des verzögerten Abbaus in RBF zueinander stehen und wie verschiedene Belastungs- und Betriebsbedingungen dieses Verhältnis beeinflussen ist bislang nicht geklärt. Eine eindeutige Differenzierung zwischen Sorption und Abbau anhand von Messungen der Zu- und Ablaufkonzentration ist für die organischen Verbindungen nicht möglich, da CO₂ als Endprodukt des aeroben Abbaus gasförmig entweicht.

Um die Reinigungsleistung dauerhaft aufrecht zu erhalten, müssen in der langfristigen Bilanz Eintrag und Abbau organischer Verbindungen miteinander im Gleichgewicht stehen. Dies gilt, aus betrieblichen Gründen, auch für das Zusammenwirken der Produktion und der Autolyse von Zellsubstanz. Ein Übergewicht der Zellsynthese – analog zum Überschussschlamm in biologischen Abwasserreinigungsanlagen – bringt das Risiko einer Porenverstopfung durch die Biomasse mit sich (biogene Kolmation) /Laber, 2001/.

Schwarz et al. (2003) untersuchten die räumliche Verteilung von Biomasse und Bioaktivität im Filterkörper auf der Basis von Nucleinsäurebestimmungen. An einem kolmatierten RBF reichte die Zone dichtester mikrobieller Besiedlung bis in eine Tiefe von etwa 10 cm. Im Laborversuch wurde nachgewiesen, dass diese Konzentration von Biomasse an der Oberfläche v.a. auf die Filtration partikulärer Anteile der abbaubaren Mischwasserinhaltsstoffe zurückzuführen ist. Bei einer Beschickung mit partikelfreiem Abwasser wurden die Filter bis in eine Tiefe von 40 cm besiedelt (siehe Bild 2-9).

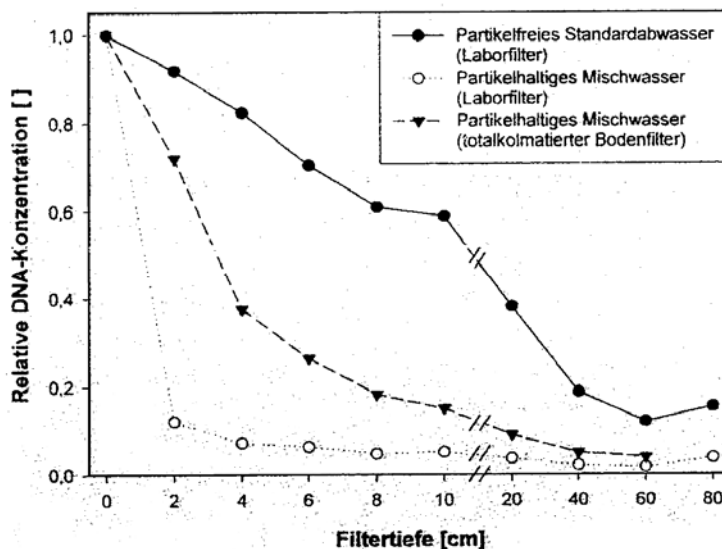


Bild 2-9: Relative Biomasseverteilung mit zunehmender Filtertiefe bei verschiedenen Abwässern /Schwarz et al., 2003/

Dieser Verlauf bestätigt Ergebnisse, die von verschiedenen Autoren an Labormodellen von bepflanzten Bodenfiltern zur Schmutzwasserbehandlung gewonnen wurden. Beprobungen des Sickerwassers in verschiedenen Tiefen zeigen übereinstimmend, dass der CSB-Abbau in einer Tiefe von 20 cm weitgehend abgeschlossen ist /Müller, 2002, von Felde, Kunst, 1996, Schwager, Boller, 1997/. Müller /2002/ sieht darin einen Nachweis der zeitlichen Entkopplung von Beschickung und Abbau in bepflanzten Bodenfiltern, da die kurze Aufenthaltszeit des frei perkolierenden Wassers in der aktiven Zone nicht für einen unmittelbaren Abbau

ausreiche. Neben dem Rückhalt partikulärer Anteile sieht er in der zellinternen Speicherung einen wesentlichen Zwischenschritt der Elimination.

Die Frage, welchen Beitrag der unmittelbare Stoffumsatz während des Betriebs einerseits und der verzögerte Umsatz in der nachfolgenden Trockenphase andererseits zur Elimination von Kohlenstoffverbindungen in RBF leisten, ist bislang ungeklärt.

Umsatz von Stickstoffverbindungen

Hinsichtlich der N-Verbindungen ist, wie auch bei den organischen Kohlenstoffverbindungen, eine möglichst umfassende Oxidation das Ziel der Behandlung. Im Vordergrund steht daher der Prozess der Nitrifikation durch autotrophe Organismen (Nitrifikanten). Ammonium wird dabei zunächst zu Nitrit und in einem zweiten Schritt zu Nitrat umgesetzt. Zusammenfassend wird die Nitrifikation durch Gleichung 2-9 beschrieben.



Nitrifikanten sind als spezialisierte autotrophe Organismen auf NH_4 als Energiequelle angewiesen. Wegen der geringen Energieausbeute der Nitrifikation ist ihre Vermehrungsgeschwindigkeit im Vergleich zu heterotrophen Organismen äußerst niedrig. Außerdem benötigen sie relativ hohe Sauerstoffkonzentrationen. Diese Eigenschaften führen nach Hartmann (1992) dazu, dass Nitrifikanten in der Natur erst dann in Erscheinung treten, wenn ein Großteil der organischen Stoffe in einem System bereits abgebaut ist. Unter den Bedingungen der Abwasserreinigung ist die autotrophe Nitrifikation daher im Vergleich zum heterotrophen Kohlenstoffumsatz der wesentlich sensiblere Prozess.

In RBF sind während der Betriebsphase aufgrund der begrenzten Sauerstoffverfügbarkeit die Bedingungen für die Nitrifikation äußerst ungünstig. Bei ausreichend langen Trockenphasen und guter Belüftung des Filterkörpers liegen dagegen sehr günstige Verhältnisse für die Entwicklung von Nitrifikanten vor. Die höheren Ansprüche der Nitrifikanten an Sauerstoffverfügbarkeit und Aufenthaltszeit lassen vermuten, dass in RBF die Nitrifikation, stärker als der Kohlenstoffabbau, zeitlich von der Beschickung entkoppelt ist (siehe auch 2.4.2.2 – Abschnitt: Sorption in RBF).

Diese Vermutung wird durch den Effekt der Nitrat Auswaschung gestützt, der an RBF-Anlagen jeweils zu Beginn der Betriebsphasen festgestellt wurde. Im Filterablauf traten dabei vorübergehende Nitratkonzentrationen über 15 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ auf /Lambert, 2000/. Ähnliche Effekte beobachteten auch Reemtsma et al. (2000) in Laborversuchen zur Infiltration von Mischwasserentlastungen. Der Nitratpülstoß war dabei um so intensiver, je länger die vorangegangene Trockenperiode war.

Grundsätzlich sind verschiedene bodenbesiedelnde Bakterien zur heterotrophen Nitrifikation fähig /Schlegel, 1985/. Die Bedeutung dieses Prozesses sowie die Wahl der Nachweismethoden sind jedoch noch umstritten. Platzer (1998) geht davon aus, dass er in Pflanzkläranlagen unter für autotrophe Organismen ungünstigen Umweltbedingungen (Sauerstoffmangel, niedrige Temperaturen, hohe organische Belastung) einen wesentlichen Beitrag zur Nitrifikation darstellt. Ob, in welchem Umfang und unter welchen Umständen auch in RBF eine heterotrophe Nitrifikation auftreten kann, ist bislang nicht untersucht.

Bei der Nitrifikation werden H^+ -Ionen freigesetzt, die zu einer Versauerung des Filtersubstrates führen können. Neben anderen negativen Auswirkungen (z.B. Remobilisierung von Schwermetallen) bewirkt ein Absinken des pH-Wertes eine Hemmung der Nitrifikation.

Das pH-Optimum der Nitrifikation liegt im Bereich von 7,5 bis 8,5 /Rheinheimer et al., 1988/. Die Auswirkung einer Versauerung auf die Nitrifikation sind an natürlichen Böden zu beobachten. Während NH_4 in neutralen, gut durchlüfteten Böden nur eine kurzlebige N-Form darstellt, kommt es in Waldböden häufig zu einer Akkumulation, da NH_4 durch Ammonifikation (siehe unten) ständig nachgeliefert wird, die Nitrifikation aber gehemmt ist /Matschonat, 1995/.

Bei der Schmutzwasserbehandlung in Bodenfiltern kann die Säurebildung durch die hohe Säurekapazität des Schmutzwassers abgefangen werden. Da diese jedoch im Misch- und Regenwasser wesentlich geringer ist, muss die Basenversorgung in RBF durch einen ausreichenden Carbonatgehalt des Filtermaterials sichergestellt werden /LfU, 1998; MUNLV, 2003; DWA, 2005/.

Sickerwasserbeprobungen und Bestimmungen der N-Umsatzaktivität in Bodenproben zeigen, dass die Nitrifikation in bepflanzten Bodenfiltern - mehr noch als der Kohlenstoffabbau - auf den Bereich unmittelbar unterhalb der Filteroberfläche beschränkt ist. Hohe organische Belastungen können zu einem räumlich begrenzten Sauerstoffmangel in dieser Schicht und damit zur Hemmung der Nitrifikation führen. Die Nitrifikationszone dehnt sich dann in tiefere Bereiche aus /von Felde, Kunst, 1996; Kayser, Kunst, 2005/. Bestimmungen der NO_3 -Gehalte in RBF zeigen ebenfalls die höchsten Werte in den Sedimenten und den unmittelbar darunter liegenden Schichten /Lambert, 2001; Lambert, 2003/.

In natürlichen Böden mit dualem Porensystem können Nitrifikation und Denitrifikation parallel ablaufen. Während in den luftführenden Grobporen oxidiert wird, können im Inneren der Bodenaggregate anoxische Verhältnisse entstehen /Gisi, 1997/. In den weitgehend homogenen Filterkörpern von RBF ist eine solche kleinskalige Zonierung nicht zu erwarten. Ob in RBF während der Betriebsphase in größerem Maßstab aerobe und anoxische Zonen simultan auftreten können, ist bislang nicht untersucht.

Stickstoff liegt in natürlichen Oberböden zu etwa 95 % organisch gebunden vor /Scheffer, Schachtschabel, 1998/. Dieser Anteil besteht aus der aktiven mikrobiellen Biomasse (aktiver Pool) und der ‚toten‘ organischen N-haltigen Substanz (passiver Pool). Mit dem Mischwasser wird neben Ammonium vor allem organischer Stickstoff in den Filterkörper eingetragen, wodurch der passive Pool angereichert wird. Die anorganischen N-Komponenten stehen über die Prozesse der Immobilisierung und der Mineralisierung (Ammonifizierung) mit den organischen N-Verbindungen in Beziehung. Die wesentlichsten Elemente des N-Haushaltes und deren Wechselwirkungen in RBF sind in Bild 2-10 schematisch dargestellt. Die Stärke der Pfeile spiegelt die vermutete Bedeutung der Umsatzprozesse wider.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit ist der Beitrag der Vegetation in Bild 2-10 nicht dargestellt. Insbesondere während der Vegetationsperiode wird von den Pflanzen Stickstoff in Form von Nitrat aufgenommen. Da das Schilf in RBF nicht geerntet wird, geht der gespeicherte Stickstoff bei der Zersetzung der abgestorbenen Pflanzen wieder vollständig in den orgN-Pool des Bodens über. Ebenfalls vereinfachend dargestellt ist die biologische N_2 -Fixierung.

Beim Abbau N-reicher organischer Verbindungen durch heterotrophe Organismen werden NH_4^+ -Ionen freigesetzt. Dieser als Ammonifikation oder N-Mineralisierung bezeichnete Hydrolyseschritt wird durch Enzyme gesteuert. Mit Ausnahme der Hydrolyse von Harnstoff durch die ubiquitär auftretende Urease ist die Ammonifikation fast immer an die Aktivität lebender Zellen geknüpft /Rheinheimer et al., 1988/. Sie tritt dann auf, wenn ein Organismus

Verbindungen als Energie- und Kohlenstoffquelle verwendet, die mehr Stickstoff enthalten, als für den Zellaufbau erforderlich ist. Da die Zellsubstanz von Bodenorganismen ein relativ einheitliches C/N-Verhältnis von 4 bis 6 aufweist, wird für die vollständige Verwertung des verfügbaren Kohlenstoffs zur Zellsynthese eine entsprechende Menge an Stickstoff benötigt. Eine Vielzahl physiologisch sehr unterschiedlicher heterotropher Organismen ist bei entsprechendem Substratangebot zur Ammonifikation fähig /Donta, 1997/.

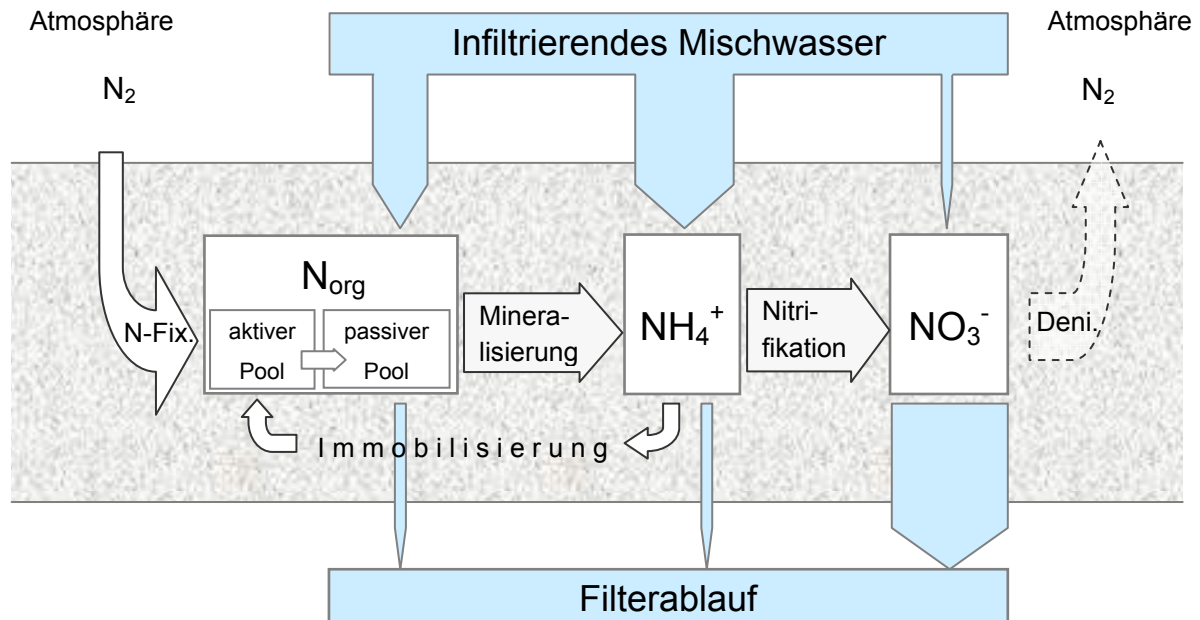


Bild 2-10: Stickstoffhaushalt in Retentionsbodenfiltern (N-Fix. = N-Fixierung, Deni. = Denitrifikation)

Reicht dagegen umgekehrt der N-Anteil der organischen Substanz nicht für die Zellsynthese aus, nehmen die Mikroorganismen mineralischen Stickstoff in Form von NH_4 -N aus dem Boden auf. Dieser Vorgang wird als N-Immobilisierung bezeichnet.

Welcher der beiden Prozesse dominiert, hängt vor allem vom C/N-Verhältnis der direkt verwertbaren organischen Substanz und von der umsetzenden Spezies ab. Beim Abbau organischer Verbindungen wird ein Teil des enthaltenen Kohlenstoffs zu CO_2 oxidiert. Der verbleibende Anteil steht für den Aufbau von Biomasse zur Verfügung. Nach Reinheimer et al. /1988/ gibt es für jede Spezies ein von den Milieubedingungen abhängiges C/N-Verhältnis, unterhalb dessen die Ammonifikation einsetzen muss. Sie kann aber auch oberhalb dieses Verhältnisses auftreten, wenn die N-reicheren Anteile des verfügbaren Substrates eine besonders gute Energiequelle darstellen. In natürlichen Böden liegt ein ausgeglichenes C/N-Verhältnis der organischen Substanz nach Scheffer/Schachtschabel (1998) bei annähernd 20. Das bedeutet, dass Ammonium weder in größerem Umfang an den Boden abgegeben, noch aus diesem aufgenommen wird, wenn die leicht abbaubare organische Substanz in diesem Verhältnis vorliegt.

Ausführliche Beschreibungen der N-Mineralisierung und der sie beeinflussenden Faktoren finden sich bei Donta /1997/ und Rheinheimer et al. /1988/.

2.5 Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern

Im vorangegangenen Kapitel wurden die während einer Boden- oder Filterpassage wirkenden Reinigungsprozesse isoliert betrachtet. Die Reinigungswirkung in RBF ergibt sich aus der Überlagerung dieser Prozesse und ihren Wechselwirkungen unter den spezifischen Randbedingungen dieses Behandlungsverfahrens. Die folgende Darstellung konzentriert sich ausschließlich auf Ergebnisse von Untersuchungen zur Reinigungsleistung von RBF.

2.5.1 Betriebsergebnisse von Großanlagen

Zur Ermittlung der Reinigungsleistung wurden an verschiedenen großtechnischen Anlagen zu- und abfließende Volumenströme gemessen und beprobt. Die in der Literatur dokumentierten Stoffkonzentrationen in Zu- und Ablauf sind für die Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ in Bild 2-11 zusammenfassend dargestellt. Bild 2-12 zeigt die durch Frachtbilanzen aus denselben Daten ermittelten Wirkungsgrade.

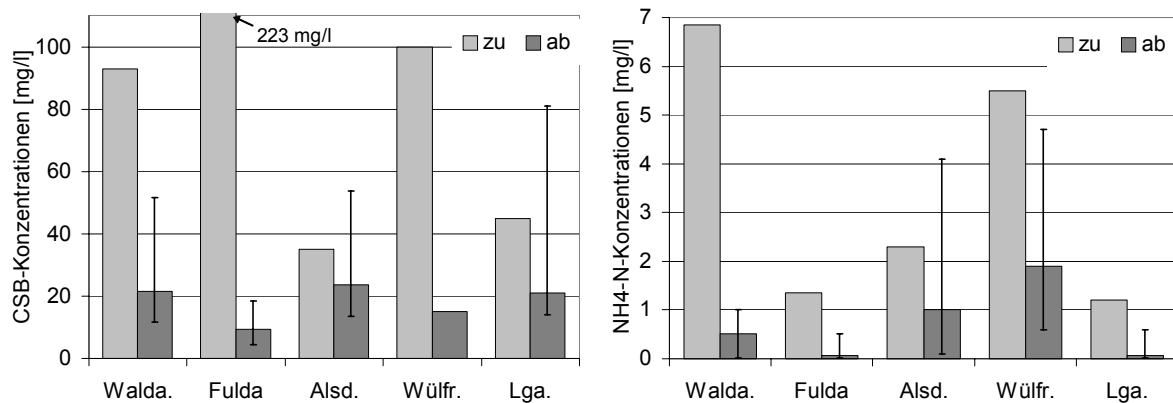


Bild 2-11 Mittlere Zu- und Ablaufkonzentrationen großtechnischer Anlagen (Fehlerbalken: min./max. der Ereignismittel) nach /Brunner et al., 1994; Born, 2002; Grotehusmann et al., 1998; MUNLV, 2004, Fuchs, Schnabel, 2001; MUNLV, 2003/.

Aufgrund uneinheitlicher Methoden sind die Ergebnisse nur eingeschränkt vergleichbar. Gewichtige methodenspezifische Einflüsse sind die Wahl der Beprobungsintervalle und der Umgang mit Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen analytischer Standardverfahren (v.a. $\text{CSB} < 15 \text{ mg O}_2/\text{l}$). Die dargestellten Daten beziehen sich außerdem auf sehr unterschiedliche Untersuchungsdauern, von einzelnen Ereignissen (Langenalb = Lga.) bis zu 5 Jahren (Waldangelloch = Walda.) Jahren.

Die untersuchten Anlagen unterscheiden sich erheblich nach der Art der Vorbehandlung, ihrer Gestaltung und dem verwendeten Substrat. Die RBF Waldangelloch und Fulda wurden mit bindigem Material ausgestattet, der RBF Wülfrath (Wülfr.) mit einer Mischung aus Sand und Schluff. An der Anlage Alsdorf wurden im Parallelbetrieb mehrerer Filterbeete verschiedene Substrate in ein- und mehrschichtigen Lagen erprobt. Die hier beispielhaft dargestellten Daten wurden an einem einschichtigen Filter der Körnung 0/4 ermittelt.

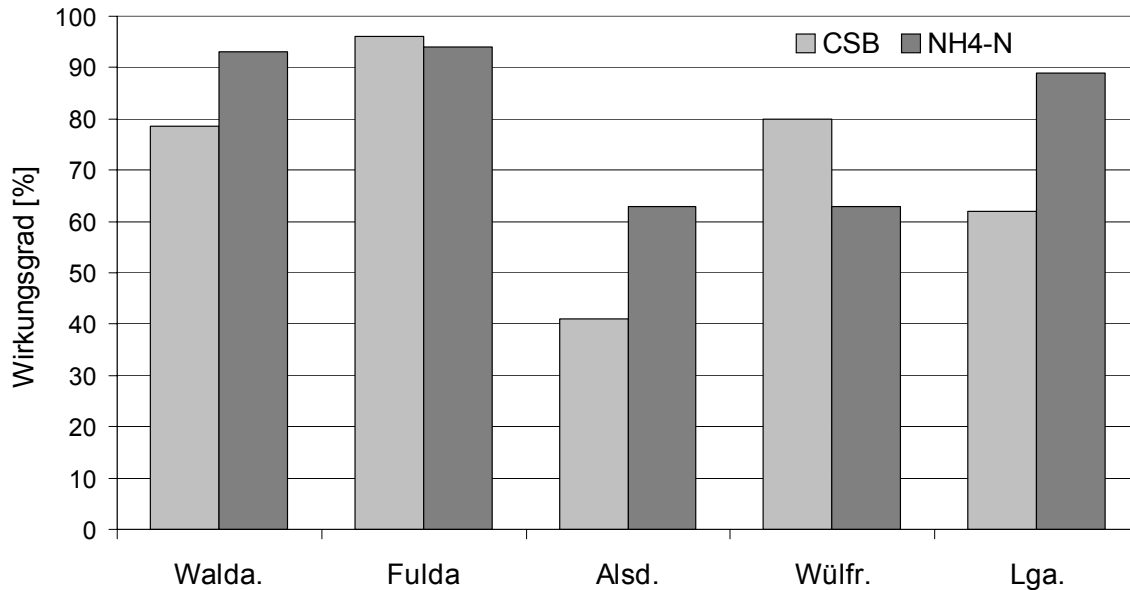


Bild 2-12 Mittlere Wirkungsgrade großtechnischer Anlagen nach /Brunner et al., 1994; Born, 2002; Grotehusmann et al., 1998; MUNLV, 2004, Fuchs, Schnabel, 2001; MUNLV, 2003/.

Die Anlage Fulda ist einem RÜ nachgeschaltet. Um trotz der geringen Entlastungsaktivität eine ausreichende Wasserversorgung der Pflanzen sicherzustellen und die Bildung von Trockenrissen im Filterkörper zu vermeiden, wird die Anlage dauerhaft im Teileinstau betrieben. Der Filter Alsdorf (Alsd.) entleert im freien Abfluss. Bei allen anderen Anlagen wurde der Durchsatz im Regelbetrieb auf $0,01 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{m}^2)$ begrenzt.

Lediglich der RBF Langenalb entspricht im Wesentlichen dem heutigen Stand der Technik. Aufgrund eines sehr hohen saisonal variierenden Fremdwasserabflusses kam es bei dieser Anlage im Winterhalbjahr zu einer deutlich erhöhten Entlastungsaktivität mit teilweise mehrwöchiger Dauerbeschickung. Diese führten mehrfach zu einer Totalkolmation durch starkes oberflächennahes Biomassewachstum, die eine vorübergehende Außerbetriebnahme erforderte /Fuchs, Schnabel, 2002/. Die dargestellten Ergebnisse stammen aus dem Sommerhalbjahr und spiegeln die Reinigungsleistung unter planmäßiger Belastung wider.

Trotz der erheblichen Unterschiede in Gestaltung und Betrieb der einzelnen Anlagen zeigen die Daten übereinstimmend eine deutliche Rückhaltewirkung bzgl. der Parameter CSB und Ammonium. Die mittleren Ablaufkonzentrationen der verschiedenen Anlagen unterscheiden sich allerdings erheblich. Noch deutlich größer als anlagenspezifische Unterschiede ist die Spannweite der mittleren Ereigniskonzentrationen der einzelnen Anlagen.

Die Zulaufkonzentrationen weisen die für Mischwasserentlastungen charakteristische breite Streuung anlagen- und ereignisspezifischer Mittelwerte auf. Die Streuung der mittleren Ereigniskonzentrationen ist aus Gründen der Übersichtlichkeit in Bild 2-11 nicht dargestellt. Der Vergleich der Anlagen untereinander lässt keinen direkten Zusammenhang zwischen mittleren Zu- und Ablaufkonzentration erkennen. Abweichende Wirkungsgrade der verschiedenen Anlagen ließen sich vordergründig durch Unterschiede in Substratausstattung und Betriebsweise erklären. In den meisten Fällen weisen aber auch die ereignisspezifischen Wirkungsgrade der einzelnen RBF eine breite Streuung auf.

Die Reinigungswirkung der Filterpassage wird offenbar weder durch die Annahme konstanter anlagenspezifischer Wirkungsgrade noch durch eine konstante Ablaufkonzentration zutreffend beschrieben, sondern unterliegt einer Vielzahl von Einflussfaktoren. Die nach bisherigem Kenntnisstand wesentlichsten Einflussgrößen auf Reinigungsleistung und Ablaufkonzentrationen werden im folgenden Abschnitt erläutert und diskutiert.

2.5.2 Untersuchungen einzelner Einflussfaktoren

Im Rahmen der Entwicklung der RBF-Technologie wurden in verschiedenen Forschungsprojekten aus dem Geflecht der Teilprozesse und Einflussfaktoren einzelne Zusammenhänge gezielt untersucht. Neben den oben beschriebenen Anlagen wurden weitere RBF bodenkundlich untersucht (siehe MUNLV, 2004 und Lambert, 2001). Darüber hinaus liegen Ergebnisse von Säulenversuchen im Labormaßstab und von halbtechnischen Lysimeterversuchen vor.

Der heutige Stand der Technik im Bereich der RBF beruht zum Großteil auf diesen Ergebnissen. Gestaltungsformen und Verfahrensweisen, die sich als grundsätzlich ungünstig erwiesen haben, werden im Folgenden nicht näher diskutiert.

2.5.2.1 Stabilität der Reinigungsleistung

Das sandige Filtersubstrat in RBF dient neben seiner rein mechanischen Filterwirkung im Wesentlichen als Trägermaterial für die mikrobielle Besiedlung. Die Reinigungsleistung bzgl. gelöster Mischwasserinhaltsstoffe geht von einer sehr geringen Menge organischer Substanz aus /LfU, 1998/. Voraussetzung für eine gleich bleibende Reinigungsleistung ist die Unempfindlichkeit dieses organischen Anteils gegenüber den im Filterbetrieb auftretenden Stressbedingungen: geringer Wassergehalt in Trockenphasen, niedrige Temperaturen, Lastwechsel. In bindigen Böden werden diese Extrembedingungen durch die hohe geogene Sorptionskapazität abgepuffert.

Trockenstress

In Säulenversuchen stellten Lambert und Fuchs /2001/ bei der ersten Beschickung nach einer dreimonatigen Trockenphase einen deutlichen Rückgang der Reinigungsleistung bzgl. CSB von 96 % auf 74 % fest. Gleichzeitig erhöhte sich der Nitratgehalt um mehr als das 8fache. Der hohe Nitrataustrag lässt eine Freisetzung von organischem Stickstoff aus der Mineralisierung abgestorbener Biomasse vermuten. Darauf deutet auch die ebenfalls gemessene Zunahme der hydraulischen Leitfähigkeit hin.

Eine Abnahme der Biomasse in längeren Trockenphasen hat Schwarz /2004/ anhand von Nucleinsäurebestimmungen nachgewiesen. In Laborsäulen war ein deutlicher Rückgang bereits nach dreiwöchigen Trockenphasen zu verzeichnen.

Im Gegensatz zum CSB-Rückhalt geht die Reinigungsleistung bezogene auf Ammonium auch nach mehrmonatigen Trockenpausen nicht zurück. Lambert und Fuchs /2001/ führen dies auf die unterschiedlichen Mechanismen der Sorption zurück. Demnach reagiert der Kationenaustausch (NH_4 -Sorption) weniger sensibel auf Trockenstress als die Mechanismen der Sorption organischer Verbindungen. Bei den weiteren Beschickungen wurde der ursprüngliche Wirkungsgrad vor der Trockenphase wieder erreicht.

Temperatur

In bewachsenen Bodenfiltern zur Abwasserreinigung zeigt die Nitrifikationsleistung eine deutliche Temperaturabhängigkeit /Kayser, 2003/. In RBF ist dagegen der Wirkungsgrad bzgl. NH_4 unabhängig von der Temperatur. An zwei RBF-Anlagen mit bindigem und sandigem Substrat hat Fuchs /2003/ im Bereich zwischen 1 °C und 25 °C einen mittleren Wirkungsgrad von 90 % ermittelt. Bei der Abwasserreinigung in Bodenfiltern wird dieser Wert erst ab 10 °C erreicht.

Dieses abweichende Verhalten ist durch die Unterschiede in der Flächenbelastung und der Funktionsweise zu erklären. Im Vergleich mit den Verhältnissen in der Abwasserreinigung stellen RBF sehr schwach belastete Systeme dar. Sie werden zwar während des Betriebs relativ intensiv beaufschlagt, durch die Sorption wird diese Stoßbelastung jedoch abgepuffert. Für die Nitrifikation steht somit die gesamte Dauer der folgenden Trockenphase zu Verfügung /Fuchs, 2003/.

Dauerbelastung und Regeneration

Eine dauerhafte Beschickung von RBF über mehrere Wochen führt zwangsläufig zu einer Erschöpfung der Sorptionskapazität. Fuchs /2003/ hat an einer Großanlage nach 4wöchiger Dauerbeschickung einen vollständigen Durchbruch der NH_4 -Zulaufkonzentration festgestellt. Aufgrund des gleichzeitig hohen fremdwasserbedingten Nitrateintrags konnte trotz der Dauerbeschickung die CSB-Elimination durch Denitrifikation aufrecht erhalten werden (siehe 2.4.2.3 – Umsatz von Kohlenstoffverbindungen). Ein Durchbruch der organischen Belastung als Folge einer Dauerbelastung ist in der Literatur nicht dokumentiert.

2.5.2.2 Einfluss von Körnung und Drosselabfluss

Die Wasserbewegung im Boden wird vor allem von den Eigenschaften des Filtersubstrates sowie der Drosselung bestimmt. Beide Faktoren stehen deshalb in enger Wechselwirkung.

Uhl und Jübner (2004) haben die Reinigungsleistung verschiedener Substrate im ungedrosselten Betrieb sowie bei einer Drosselung auf eine Filtergeschwindigkeit von 10^{-5} m/s untersucht. Im ungedrosselten Betrieb zeigten gröbere Substrate (Korngrößen 0/4) deutlich niedrigere Wirkungsgrade bzgl. CSB und NH_4 als Sande mit Körnungslinien gemäß MUNLV (2003). Durch die Drosselung kann dieser substratspezifische Nachteil hinsichtlich des CSB-Rückhaltes kompensiert werden, nicht jedoch hinsichtlich der NH_4 -Elimination. Die Erhöhung der Aufenthaltszeit durch die Drosselung verbessert offenbar bei ungünstigen Substraten die Randbedingungen für den CSB-Rückhalt. Auf die NH_4 -Elimination wirkt dagegen nach Meinung der Autoren die begrenzte innere Oberfläche größerer Substrate limitierend.

Bei Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab wurden dagegen bei einer Filtergeschwindigkeit von 10^{-5} m/s nur geringe Unterschiede zwischen verschiedenen Substraten beobachtet. Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Säulenversuche zeigte hier ein gröberes Substrat den höchsten Wirkungsgrad. Die Autoren führen dies auf die raschere Wiederbelüftung zurück. Ein von $1 \cdot 10^{-5}$ auf $3 \cdot 10^{-5}$ erhöhter Drosselabfluss führte zu einem Rückgang des Wirkungsgrades von 85 auf 72 % für CSB und von 75 % auf 62 % für NH_4 /Grobe et al., 2003/.

Einen deutlichen Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf die Reinigungsleistung ermittelten auch Schmitt et al. /2005/ an Laborsäulen, die mit synthetischem Abwasser (180 mg/l) be-

schickt wurden. Bei einer Drosselung auf 10^{-5} m/s wurde ein CSB-Wirkungsgrad von 96 % erreicht, bei $5 \cdot 10^{-5}$ m/s von 86 %. Eine Reduzierung der der Zulaufbelastung führte zu einer Angleichung der Wirkungsgrade.

Die Ergebnisse der Labor- und Technikumsversuche sind vor dem Hintergrund insgesamt relativ hoher stofflicher Belastung zu sehen. An der Großanlage Langenalb wurde bei einer Umstellung auf ungedrosselten Betrieb keine signifikante Verringerung der Reinigungsleistung beobachtet. Dies gilt sowohl für die CSB- als auch für die NH_4 -Elimination. Im ungedrosselten Betrieb stellte sich an dieser Anlage eine mittlere Filtergeschwindigkeit von $2,3 \cdot 10^{-5}$ m/s ein /Fuchs, Schnabel, 2002/.

Neben der Filtergeschwindigkeit beeinflusst auch das Beschickungsvolumen die ermittelten Zusammenhänge. Je kleiner die Beschickungshöhe, desto größer ist der Anteil der ungesättigten Durchströmung am Gesamtdurchsatz. Die Wirkung der Drosselung auf das Gesamtergebnis ist damit geringer.

2.5.2.3 Einfluss des Sedimentes

Bodenkundliche Untersuchungen, die an einer Vielzahl von Anlagen durchgeführt wurden, weisen gut strukturierte Sedimentschichten als die Bereiche höchster mikrobieller Aktivität im Filterprofil aus /MUNLV, 2004; Lambert, 2001; Lambert, 2003/.

Ursachen hierfür sind das Angebot an Nährstoffen für die Mikroorganismen sowie günstige Milieubedingungen. Die mit dem Mischwasser eingetragenen Feststoffe enthalten große organische Anteile, die von Mikroorganismen als Nahrung verwertet werden können. Dies schlägt sich in dem - im Vergleich zu natürlichen Böden - hohen Glühverlust der Sedimentschichten nieder (mittlerer GV = ca. 20 %). Dieser organische Anteil sowie die feine Körnung der Partikel begünstigen außerdem die Sorption von NH_4 in der Sedimentschicht.

Günstig für das Überleben der Mikroorganismen ist außerdem das gegenüber dem Sandkörper deutlich erhöhte Wasserhaltevermögen der Sedimentschicht. Dies stellt die Wasserversorgung auch in langen Trockenperioden sicher. In strukturierten Sedimenten schließen sich gute Wasser- und Sauerstoffversorgung nicht gegenseitig aus.

2.5.3 Modelle zur Beschreibung der Reinigungswirkung

Die Wirksamkeit von Anlagen zur Mischwasserbehandlung kann in der Planungsphase nachgewiesen werden, indem Module zu deren Beschreibung in Schmutzfrachtmodelle integriert werden. Die Ergebnisse solcher Simulationen sind jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, da das Verhalten entsprechender Anlagen nicht hinreichend untersucht ist. Hinzu kommen die Ungenauigkeiten der im Schmutzfrachtmodell ermittelten Belastungsgrößen. Beides gilt für RBF ebenso wie für anderen Formen der Behandlung /Mehler, 2000, Schmitt und Dittmer, 2002/.

Bisherige Ansätze zur Berücksichtigung von RBF in Schmutzfrachtsimulationen sind vor diesem Hintergrund vor allem als pragmatische Lösungen zu verstehen. Ausgehend von den an der Anlage Waldangelloch ermittelten Ergebnissen schlagen Schmitt und Welker /1998/ vor, die Reinigungsleistung der Filterpassage sowohl für NH_4 als auch für BSB_5 und CSB durch konstante Ablaufkonzentrationen nachzubilden. Mehler /2000/ übernimmt diesen Ansatz. Er empfiehlt die aus den Ergebnissen der Langzeitsimulation ermittelten mittleren Wirkungsgrade anhand von Literaturdaten auf Plausibilität zu überprüfen. Kaufmann und Schmitt /2005/

haben in Langzeitsimulationen die Reinigungsleistung bezüglich CSB durch einen konstanten Wirkungsgrad beschrieben.

Unabhängig vom Anliegen der Nachweisrechnung in Schmutzfrachtsimulationen befassen sich andere Veröffentlichungen mit der detaillierten Simulation der Teilprozesse im Filterkörper. Dittmer et al. /2005/ haben das für die Simulation bepflanzter Bodenfilter entwickelte Simulationstool CW2D /Langergraber, 2003/ auf RBF übertragen. Das Programm basiert auf einer Erweiterung der geohydraulischen Software „Hydrus“ /Simunek et al., 1999/ um das aus der kommunalen Abwasserreinigung stammende Activated Sludge Model (ASM No.1) von Henze et al. /1987/. Strömung und Stofftransport eines RBF-Labormodells konnten damit gut nachgebildet werden. Für die Reinigungsleistung wurden dagegen keine zufriedenstellenden Ergebnisse erzielt. Erweiterungen dieses Ansatzes zielen auf eine bessere Berücksichtigung der Sorption von NH_4 und organischen Verbindungen ab /Meyer, 2005; Henrichs et al., 2005/.

Einer Weiterentwicklung der detaillierten Simulation steht zurzeit vor allem der Mangel an empirischen Erkenntnissen im Wege.

2.6 Zusammenfassung des Kenntnisstandes

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Prozesse in RBF und die sie beeinflussenden Randbedingungen qualitativ beschrieben. Basis dieser Prozessvorstellungen sind experimentelle Befunde sowie Erkenntnisse aus angrenzenden Fachgebieten und Anwendungsbereichen.

Strömungsverhältnisse

Verglichen mit natürlichen Böden und bepflanzten Bodenfiltern sind die Strömungsverhältnisse in RBF relativ eindeutig und unkompliziert. Aufgrund der Drosselung dominiert die gesättigte Strömung. Außerdem kann bei Sandfiltern von weitgehend homogenen Verhältnissen und isotropem Verhalten ausgegangen werden.

Prozesse des Stoffrückhaltes

Der Stoffrückhalt erfolgt im Wesentlichen durch mechanische Filtration, Sorption gelöster Inhaltsstoffe und mikrobiellen Umsatz.

Die mechanische Filtration findet überwiegend an der Filteroberfläche statt. Die Invasion in den Filterkörper ist auf wenige Zentimeter beschränkt. Durch den mechanischen Rückhalt wird der größte Teil der partikulären organischen Verbindungen aus dem Mischwasser entfernt und in den Trockenphasen mineralisiert.

Der Rückhalt von NH_4 erfolgt in einem zweistufigen Prozess. Während des Betriebs werden NH_4 -Ionen durch Kationenaustausch sorbiert und in der nachfolgenden Trockenphase zu Nitrat oxidiert. Das Nitrat wird zu Beginn der folgenden Beschickung mit dem Restwasser aus den Poren ausgewaschen.

Auch der Rückhalt gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen wird teilweise einem solchen Zusammenwirken von Sorption und Abbau zugeschrieben. Ein experimenteller Nachweis steht hierfür jedoch noch aus. Es ist nicht geklärt, welchen Beitrag der verzögerte Stoffumsatz während der Trockenperiode zur Elimination der Kohlenstoffverbindungen in RBF leistet.

Die Zone höchster mikrobieller Aktivität ist in den meisten Filtern die Sedimentschicht, die sich im Betrieb auf dem Filterkörper aufbaut. Dies gilt sowohl für den Kohlenstoff- als auch für den Stickstoffumsatz.

Stabilität der Reinigungsleistung

Der Stoffrückhalt in RBF beruht auf dem Wechsel von Betriebs- und Trockenphasen. Dauerbeschickungen über mehrere Wochen führen zu einem Kollaps der NH_4 -Sorption. Mehrwöchige Dauerbeschickungen, wie sie unter starkem saisonalen Fremdwassereinfluss auftreten, können außerdem zu anaeroben Verhältnissen und damit zu vermindertem Kohlenstoffabbau führen. Im Extremfall kommt es bei einer dauerhaften Überlastung zur Totalkolmation des Filterkörpers durch Akkumulation der eingetragenen organischen Substanz oder durch den übermäßigen Aufbau von Biomasse.

Bei einem regelmäßigen Wechsel zwischen Betriebs- und Trockenphase erreichen RBF einen stabilen Rückhalt von CSB-Verbindungen und NH_4 . Die Nitrifikation in RBF ist weitgehend unabhängig von der Temperatur. Die NH_4 -Sorption wird auch durch mehrmonatige Trockenphasen nicht beeinträchtigt. Der Rückhalt organischer Kohlenstoffverbindungen weist dagegen nach längeren Trockenphasen einen vorübergehenden Leistungseinbruch auf.

Unter regulären Betriebsbedingungen regeneriert sich in den Trockenphasen das Sorptionsvermögen bzgl. Ammonium durch die Nitrifikation vollständig. Der Ammoniumrückhalt kann somit theoretisch unbegrenzt aufrechterhalten werden. Langfristig kann sich jedoch die Carbonatzehrung aus dem Filtersubstrat limitierend auswirken. Bereits eine leichte Absenkung des pH-Wertes kann eine deutliche Hemmung der Nitrifikation bewirken.

Der NH_4 -Umsatz ist im Gesamtzusammenhang des N-Haushaltes zu betrachten. Während der NH_4 -Gehalt im Filterkörper durch Nitrifikation verringert wird, wird gleichzeitig NH_4 durch die Mineralisierung organischer N-Verbindungen nachgeliefert. Bei hohen C/N-Verhältnissen entziehen umgekehrt die Mikroorganismen dem Boden NH_4 zum Aufbau von Biomasse. Die Bedeutung der einzelnen Komponenten des N-Haushaltes sowie die Intensität der beteiligten Umsatzprozesse unter den Umweltbedingungen in RBF sind bislang ungeklärt.

Wissensdefizite

Die bisher untersuchten Großanlagen zeigen übereinstimmend hohe Wirkungsgrade hinsichtlich des CSB- und NH_4 -Rückhaltes. Allerdings weisen die mittleren Ablaufkonzentrationen und Wirkungsgrade eine große Schwankungsbreite auf. Die Reinigungsleistung eines RBF wird neben den anlagenspezifischen Randbedingungen von einer Vielzahl stochastisch verteilter und in weiten Bereichen variierender Belastungs- und Umwelteinflüsse bestimmt. Die an einzelnen Anlagen ermittelten Werte zur Beurteilung der Reinigungsleistung stellen daher nur Einzelbefunde dar, die bislang kein homogenes Gesamtbild ergeben.

Verschiedene grundsätzliche Zusammenhänge wurden in Laborversuchen unter weitgehend konstanten Randbedingungen untersucht. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die andersartigen und variierenden Bedingungen des realen Betriebs ist jedoch oft nur eingeschränkt möglich. Dies zeigen die uneinheitlichen Befunde aus den Untersuchungen zum Zusammenhang von Filtergeschwindigkeit, Substrateigenschaften und Reinigungsleistung.

In der Literatur finden sich zu Laborversuchen und Großanlagen fast ausschließlich ereignisbezogene Mittelwerte für Wirkungsgrade und Konzentrationen. Ganglinien zum Verlauf der Stoffströme während eines Ereignisses sind dagegen kaum veröffentlicht. Ein vertieftes Verständnis der internen Prozesse erfordert jedoch eine zeitlich höher aufgelöste Betrachtung.

Aufgrund des unzureichenden Prozessverständnisses ist eine Prognose der Reinigungsleistung nach bisherigem Kenntnisstand nicht möglich. Dies gilt folglich auch für Nachweisrechnungen im Rahmen einer immissionsorientierten Planung. Die Reinigungswirkung von RBF wird weder durch den Ansatz konstanter Ablaufkonzentrationen noch durch einen konstanten Wirkungsgrad zutreffend beschrieben. Aufgrund der fundamentalen Unterschiede in den Belastungs- und Betriebsbedingungen lassen sich Modellansätze zum Verhalten bepflanzter Bodenfilter zur Abwasserreinigung nicht unmittelbar auf RBF übertragen.

Da es sich um eine relativ neue Technologie handelt, sind verschiedene Fragen im Zusammenhang mit maximalen Standzeiten von RBF noch nicht hinreichend untersucht. Langfristige, akkumulative Prozesse betreffen sowohl die Betriebssicherheit als auch die Reinigungsleistung. Wesentliche Fragen in diesem Bereich sind die langfristige Veränderung der Gefügestruktur, der Einfluss sehr starker Sedimentschichten nach langjährigem Betrieb sowie das Problem der Carbonatzehrung.

3 MATERIAL UND METHODEN

Im Mittelpunkt der Untersuchungen stand die Analyse des Stoffrückhaltes an einer großtechnischen Anlage. Ergänzend zur detaillierten Erfassung ein- und ausgetragener Stoffströme wurden bodenkundliche Analysen und kleinskalige Laborversuche durchgeführt.

Im Folgenden wird zunächst das Gesamtkonzept der Untersuchungen erläutert (3.1). Anschließend wird die untersuchte Anlage beschrieben (3.2). Den drei angewandten Methoden (Stoffstromerfassung, Bodenuntersuchungen, Laborversuche) ist jeweils ein Unterkapitel gewidmet (3.3 bis 3.5).

3.1 Gesamtkonzept

Die Reinigungsleistung von RBF wird von Belastungs- und Umweltbedingungen bestimmt, die zum Großteil stochastischer Natur sind und nicht beeinflusst werden können (z.B. Niederschlag, Entlastungskonzentration, Temperatur). Hinzu kommen in jedem Einzelfall Besonderheiten der Anlage und des Einzugsgebietes (z.B. Fremdwasseranfall, Starkverschmutzer, Erschließungsgrad). Untersuchungen an Großanlagen erfassen somit grundsätzlich einen begrenzten, zufälligen Ausschnitt möglicher Systemzustände.

In Laborversuchen können dagegen Belastungs- und Umweltbedingungen weitgehend kontrolliert und teilweise gezielt beeinflusst werden. Mit deutlich weniger Aufwand als an der Großanlage lässt sich eine große Bandbreite an Systemzuständen untersuchen. Darüber hinaus bieten Laborversuche mehr Möglichkeiten für detailliertere Untersuchungen.

Reale Betriebsbedingungen von RBF lassen sich jedoch im Labor nicht uneingeschränkt nachbilden. Dies gilt vor allem für die Zusammensetzung des Beschickungswassers. Aufgrund dieser Unterschiede zwischen realen Betriebsbedingungen einerseits und Versuchsbedingungen andererseits ist die Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf den Betrieb von Großanlagen begrenzt. Insbesondere bei längeren Versuchsreihen im Labor können akkumulative Veränderungen des Filterkörpers - bzw. deren Ausbleiben - zu zunehmend unrealistischen Versuchsbedingungen führen. Darüber hinaus sind beim Vergleich von Labor und Großtechnik maßstabsbedingte Einflüsse zu berücksichtigen.

Die Abwägung zwischen diesen Vor- und Nachteilen führte zur Kombination verschiedener Untersuchungsmethoden und Maßstabsebenen. Verbindendes Element aller Feld- und Laborversuche ist das verwendete Filtermaterial.

An der Großanlage wurden über zwei jeweils mehrmonatige Messphasen die *zu- und abfließenden Volumen- und Stoffströme* erfasst (Kap. 3.3). Die Belastungssituation des RBF wurde dabei durch Veränderungen des Drosselabflusses der Vorstufe gezielt beeinflusst. Es wurden detaillierte Ganglinien der Stoffkonzentrationen in Zu- und Ablauf erhoben, um das Verhalten des Filters während des Betriebs zu analysieren.

Darüber hinaus wurde mit Hilfe von *Bodenproben* der Stoffumsatz während der Trockenphase untersucht (Kap. 3.4). Die Beprobung unterschiedlicher Horizonte erlaubt eine räumlich differenzierte Betrachtung der Prozesse im Filterkörper zwischen den Betriebsphasen.

In *kleinskaligen Laborversuchen* (Bodenkörper Ø 128 mm; Höhe 20 bis 40 mm) wurden Bodenproben, die der Großanlage aus unterschiedlichen Horizonten entnommen wurden, mit konditioniertem Abwasser belastet (Kap. 3.5). Diese Methode ermöglicht eine räumlich und

zeitlich differenzierte Betrachtung der Prozesse während der Betriebsphase. Durch die Verwendung von Bodenproben, die dem eingearbeiteten Filterkörper entnommen wurden, ist eine größtmögliche Nähe zum realen Anlagenbetrieb gewährleistet.

Tabelle 3-1 gibt einen Überblick über wesentliche Merkmale der einzelnen Untersuchungsschritte. Langfristige und akkumulative Prozesse, die die Standzeiten von RBF bestimmen, sind nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit, da entsprechende Untersuchungen eine grundlegend andere Methodik erfordern.

Tab. 3-1 *Untersuchungsmethoden in der Übersicht*

Maßstab/Methode	Untersuchungsziel / Vorteile	Einschränkungen / Nachteile
Großtechnik	reale Betriebsbedingungen	hoher Aufwand
Messung und Beprobung von Zu- und Ablauf	zeitlich differenzierte Betrachtung	zufälliges Spektrum an Systemzuständen
Bodenanalysen	räumliche Differenzierung	Momentaufnahme
Laborversuche	räumliche und zeitliche Differenzierung eingearbeitetes Filtersubstrat aus der Großanlage	Laborbedingungen Maßstabseffekte

3.2 Die RBF-Anlage Saarbrücken-Ensheim

Die Regenwasserbehandlungsanlage „Am Lehberg“ dient der weitergehenden Behandlung des Mischwasserabflusses des Stadtteils Saarbrücken-Ensheim. Zum Schutz des abflussschwachen Gewässers „Aubach“ wurde einem konventionellen Durchlaufbecken ein Retentionsbodenfilter zur weitergehenden Behandlung des Klärüberlaufs nachgeschaltet. Eine Skizze der Gesamtanlage ist in Anhang B dargestellt. Die Anlage ist seit November 2001 in Betrieb.

3.2.1 Einzugsgebiet

3.2.1.1 Allgemeine Kenngrößen

Nach einer Erhebung von Leinweber /1999/ beträgt das kanalisierte Einzugsgebiet der Anlage „Am Lehberg“ 95 ha, die befestigte Fläche 38 ha. Ausgehend von den Ergebnissen dieser Erhebung wurden durch Befragungen des Entwässerungsbetriebs und der örtlichen Gewerbebetriebe sowie durch Auswertung des Trockenwetterabflusses die in Tabelle 3-2 angegebenen Einwohnerwerte ermittelt.

Zur Ermittlung des Schmutzwasserabflusses wurden kontinuierliche Messdaten aus einem Zeitraum mit sehr niedrigem Fremdwasseranfall herangezogen (01. bis 22. September 2003). Über das nächtliche Abflussminimum wurde ein verbleibender Fremdwasserabfluss von 1,9 l/s ermittelt.

Tab. 3-2: *Kenngößen des Einzugsgebiets*

Fläche des EZG	A_E	95 ha
befestigte Fläche	$A_{E,b}$	38 ha
Einwohnerzahl	-	3.000 E
gewerbl. Schmutzwasseranfall	-	1.500 EGw
mittl. Schmutzwasserabfluss	Q_S	6,2 l/s

In Anhang A sind Tagesgänge für NH_4-N und CSB_{hom} dargestellt, die im selben Zeitraum an fünf aufeinander folgenden Werktagen im Trockenwetterabfluss gemessen wurden. Die Ergebnisse zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den ebenfalls dargestellten Literaturwerten. Der relativ hohe gewerbliche Anteil hat offenbar keinen signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung des Schmutzwassers und deren tageszeitlichen Verlauf.

3.2.1.2 Entwässerungssystem

Die Ortslage Ensheim entwässert überwiegend im Mischsystem. Das Einzugsgebiet der Regenwasserbehandlungsanlage „Am Lehberg“ kann als nicht vorentlastet angesehen werden. Im Zuge der Sanierung und des Ausbaus der Regenwasserbehandlung wurden Regenüberläufe, die zuvor in den Aubach entlastet hatten, an den Zulaufkanal des Regenüberlaufbeckens angeschlossen. Lediglich ein Teileinzugsgebiet ($A_{E,b} = 1,5$ ha) entlastet über einen Regenüberlauf mit $r_{krit} = 24,4$ l/s*ha in ein anderes Gewässer. Der weiterführende Abfluss aus diesem Teilgebiet ist über ein Pumpwerk an das Entwässerungsnetz angeschlossen. Alle übrigen Teilgebiete entwässern im Freispiegelabfluss.

Eine Besonderheit des Einzugsgebietes stellt der Flughafen Saarbrücken dar, der im Norden von Ensheim liegt. Die Flughafenanlagen sowie die zugehörigen Verkehrs- und Gewerbeflächen entwässern im Trennsystem. Zur Verzögerung des Abflusses sind Regenrückhaltebecken auf dem Flughafengelände angeordnet. Für die Ableitung der Regenabflüsse von ca. 20 ha Verkehrsflächen sowie der Dränabflüsse der umliegenden Rasenflächen sind zwei Möglichkeiten vorgesehen. Im Sommerbetrieb (i.d.R. Mai bis September) entleeren die Becken größtenteils in angrenzende Gewässer. In den Wintermonaten ist dies aufgrund des enthaltenen Streugutes und der Enteisungsmittel nicht möglich. Der Ablauf der Regenbecken mit einem Gesamtvolumen von ca. 2.000 m³ wird in dieser Zeit in das Mischwassernetz von Ensheim eingeleitet. Die Abgabe in das Netz erfolgt ferngesteuert von der Kläranlage Eschringen aus. Abhängig von der aktuellen Belastung der Kläranlage werden maximal 10 l/s eingeleitet.

3.2.1.3 Fremdwasseranfall

Der Fremdwasseranfall im Einzugsgebiet der Anlage „Am Lehberg“ weist ungewöhnlich hohe saisonale Schwankungen auf. In Bild 3-1 ist der jahreszeitliche Verlauf des Fremdwasserabflusses von Januar 2002 bis Juli 2004 dargestellt. Er wurde in Anlehnung an ATV-DVWK /2003/ mit der Methode des gleitenden Minimums über 21 Tage aus den nächtlichen Minima einer kontinuierlichen Abflussmessung ermittelt. Der nächtliche Schmutzwasserabfluss wurde dabei mit 0,8 l/(s·1000 E) angesetzt. Da der weiterführende Abfluss am Trennbauwerk der

Anlage auf 45 l/s gedrosselt wird, konnten Fremdwasserabflüsse nur bis 42 l/s erfasst werden.

Nach dieser Auswertung lag der mittlere Fremdwasserabfluss in 2002 bei 11,4 l/s, was einer Abflussspende von $0,12 \text{ l/(s}\cdot\text{ha}_{A,E})$ entspricht. Charakteristisch für die Situation in Ensheim ist der Gegensatz zwischen geringen Fremdwasserabflüssen im Sommerhalbjahr (3,2 l/s von 01. Mai bis 31. Oktober) und extrem hohen Werten in den übrigen Monaten. Im niederschlagsreichen Frühjahr 2001 führte ein erhöhter Fremdwasserabfluss bis Ende April zu einer kontinuierlichen Trockenwetterentlastung des RÜB „Am Lehberg“. In diesem Jahr wurden jedoch keine Messdaten archiviert. Das Jahr 2003 stellt aufgrund der extrem geringen Niederschläge ab Mitte Januar aus hydrologischer Sicht einen Sonderfall dar. Der mittlere Fremdwasserabfluss war mit 5,4 l/s entsprechend niedrig.

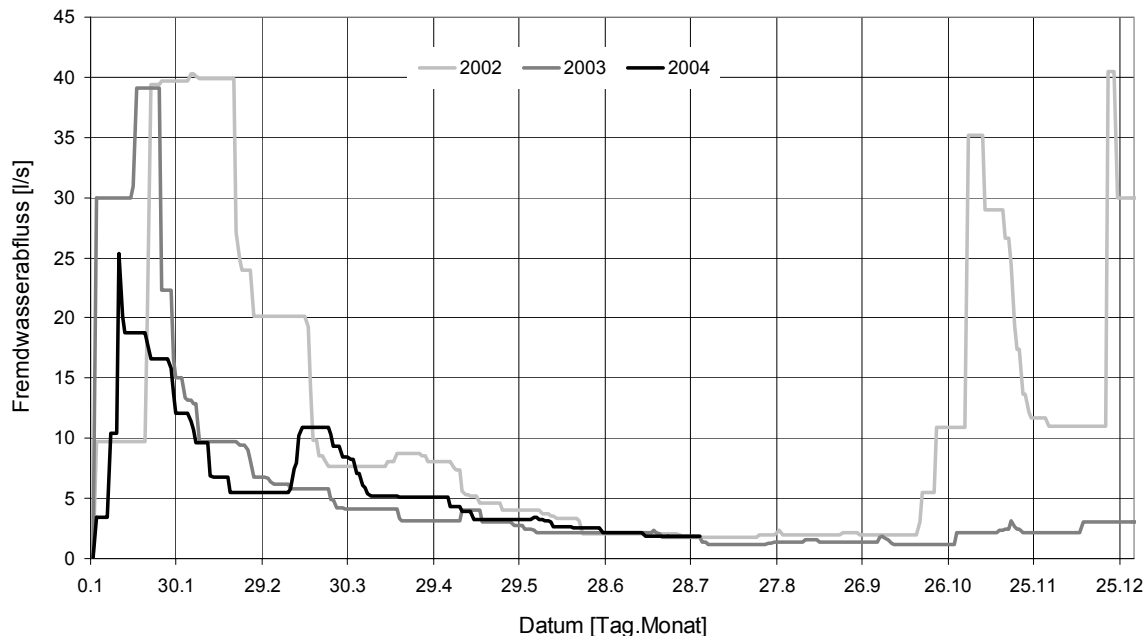


Bild 3-1 Fremdwasserabfluss im Jahresverlauf 2002 bis 2004

Die hohen winterlichen Fremdwasserabflüsse sind vermutlich darauf zurückzuführen, dass Überläufe der Regenbecken auf dem Flughafengelände im Winterbetrieb außerplanmäßig in den Zulaufkanal der Regenwasserbehandlungsanlage „Am Lehberg“ abgeschlagen wurden. Nach Sanierungsarbeiten im Bereich der Flughafenentwässerung im Herbst 2003 fiel die Fremdwasserspitze zu Jahresbeginn 2004 deutlich niedriger aus als in den vorangegangenen Jahren.

Neben dem jahreszeitlich variierenden Fremdwasserbasisabfluss tritt in Ensheim auch in erheblichem Umfang Fremdwasser als verzögerter Regennachlauf auf, der nach intensiveren Niederschlägen oft über mehrere Tage anhält. Dieser Anteil wird mit der Methode des gleitenden Minimums nicht erfasst. Es ist zu vermuten, dass dieser Nachlauf zum größten Teil auf Abflüsse von Außengebieten zurückzuführen ist, die teilweise planmäßig an das Mischsystem angeschlossen sind. Aufgrund des fließenden Übergangs zum Regenabfluss von befestigten Flächen lässt sich dieser Anteil des Fremdwassers nicht eindeutig quantifizieren.

3.2.2 Vorstufe

Das dem RBF vorgeschaltete Durchlaufbecken weist ein Volumen von etwa 900m^3 auf. Der Zulaufkanal ist als Stauraumkanal (SK) mit einem nutzbaren Volumen von 600m^3 ausgebildet. Das komplette Speichervolumen ist im Nebenschluss angeordnet. Als Trennbauwerke fungieren die früheren Regenüberläufe. Die Gesamtkonstellation der Sonderbauwerke oberhalb des Retentionsbodenfilters ist schematisch in Bild 3-2 dargestellt.

RÜB und Staukanal werden über zwei alternierend betriebene Pumpen in Richtung eines Schachtes oberhalb des Drosselorgans entleert. Der Inhalt des Klärüberlaufschachtes und des Verbindungskanals zum RBF wird am Ende eines Entlastungsereignisses auf die Filterbeete gepumpt.

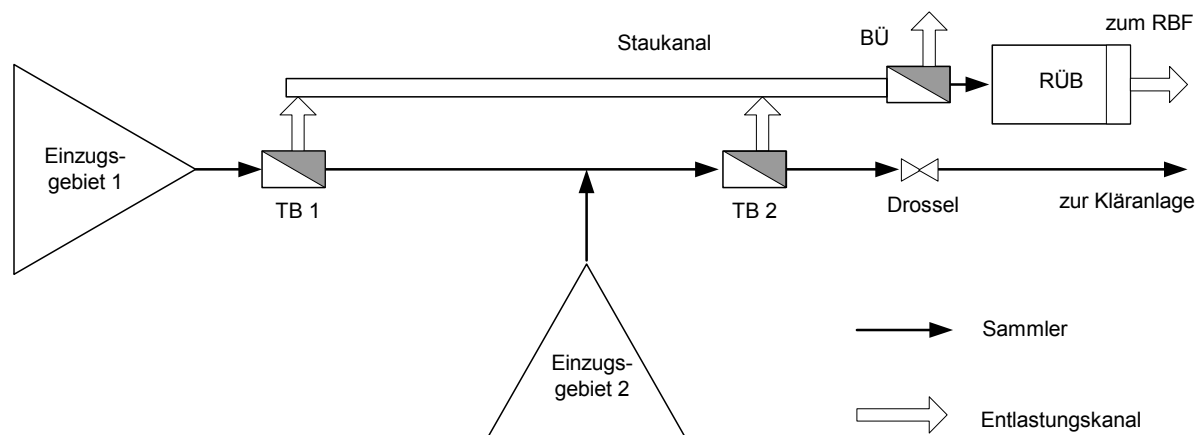


Bild 3-2: Sonderbauwerke im Zulauf zum Retentionsbodenfilter

Der weiterführende Abfluss wird durch das Prozessleitsystem mittels E-Schieber und MID auf $45,6\text{ l/s}$ geregelt. Bei einem angenommenen jährlichen Fremdwasserabfluss (nach Sanierung der Flughafenentwässerung) von 6 l/s ergibt sich ein Verhältnis von Mischwasser- zu Schmutzwasserabfluss von $6,4$. Dieser Wert entspricht den Empfehlungen der ATV-DVWK /2003/ für Gebiete dieser Größe. Die wesentlichen Kenngrößen der Vorstufe sind Tabelle 3-3 zusammengefasst.

Tab. 3-3 Kenngrößen der Vorstufe

Volumen des RÜB	$V_{\text{RÜB}}$	900 m^3
Volumen des SK	V_{SK}	600 m^3
spez. Speichervolumen	V_{Sp}	$39,5\text{ m}^3/\text{ha}_{\text{A,E,b}}$
Mischwasserabfluss	Q_{M}	$45,6\text{ l/s}$
Verhältnis $Q_{\text{M}} / Q_{\text{S,aM}}$	$f_{\text{S,QM}}$	$6,4$
Kritische Regenspende (BÜ)	r_{krit}	$50\text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha}_{\text{A,E,b}})$

Der Planung lagen wesentlich zu hoch angesetzte Prognosewerte für die Bevölkerungsentwicklung und den gewerblichen Schmutzwasseranfall zugrunde. Hinzu kommt, dass mit dem Ziel einer weitergehenden Behandlung das Volumen bewusst gegenüber den Vorgaben des

ATV-Arbeitsblattes A 128 /ATV, 1992/ überdimensioniert wurde. Um die Häufigkeit direkter Entlastungen aus dem Beckenüberlauf zu reduzieren, wurde dieser auf eine sehr hohe kritische Regenspende ausgelegt.

Mit den gemessenen Abflussdaten ergibt sich nach dem Bemessungsverfahren des ATV-Arbeitsblattes A 128 eine zulässige Entlastungsrate e_0 von 55 % und - bei einem Mischwasserabfluss Q_M von 45,6 l/s - ein erforderliches Speichervolumen von lediglich 460 m³. Umgekehrt lässt sich mit dem Bemessungsdiagramm des Arbeitsblattes auch für ein gegebenes System das Entlastungsverhalten abschätzen. Für das vorhandene Regenbecken läge die Entlastungsrate demnach bei nur 32 %. Im Betrieb bestätigte sich diese geringe Entlastungsaktivität (siehe Kap. 4.1.1).

In der zweiten Beprobungsphase wurde der Drosselabfluss der Vorstufe zeitweise auf 20 l/s reduziert, um die Belastung des Filters zu intensivieren und insbesondere Entlastungsereignisse mit höheren Schmutzwasseranteilen zu erzwingen.

3.2.3 Retentionsbodenfilter

Am Klärüberlauf des RÜB entlastete Abflüsse werden über eine Dükerleitung (DN 1400) unter dem Aubach hindurch zum RBF geleitet. Aufgrund der gegebenen Topografie wurde der Bodenfilter in zwei Filterbeete unterteilt, die parallel beschickt werden. Der Entlastungsstrom des Klärüberlaufs wird hierzu in einem Einlaufbauwerk über zwei Wehrschwelen in zwei Teilströme aufgeteilt. Im Rahmen der Untersuchungen wurden Menge und Qualität der Zu- und Abflüsse des ersten Filterbeetes erfasst.

3.2.3.1 Abmessungen und Konstruktion

Die Filterbeete sind als Durchlauffilter mit freien Überlaufschwelen gestaltet. Die wesentlichen Kenngrößen des gesamten RBF sind in Tabelle 3-4 zusammengefasst. Beide Filterbeete sind in Geometrie und Filteraufbau identisch.

Bemessung und konstruktive Gestaltung der Anlage entsprechen weitestgehend den derzeit gültigen Empfehlungen /LfU, 2002; MUNLV, 2003, DWA, 2005/. Der Bemessung liegt eine Niederschlag-Abfluss-Simulation zugrunde. Bei einer Filtergeschwindigkeit von 0,01 l/(s·m²) (10⁻⁵ m/s) ergab diese im langjährigen Mittel eine Flächenbelastung von 26,4 m/a /Schmitt, Welker, 1998/.

Tab. 3-4 *Kenndaten des Bodenfilters*

Filteroberfläche	A_F	2.080 m ²
spezifische Filterfläche	$A_{F,Sp}$	55 m ² /ha _{AE,b}
Nutzbare Tiefe des Retentionsraumes	h_{RBF}	0,90 m
Speichervolumen des RR	V_{RR}	2.100 m ³
spezifisches Speichervolumen	$V_{RR,Sp}$	55,2 m ³ /ha _{AE,b}
Filtergeschwindigkeit	$q_{Dr,RBF}$	0,01 l/(s·m ²)

Die angegebenen Daten aus den Planunterlagen sind durch eigene Vermessung im Bestand überprüft. Höhe und Volumen des Retentionsraums sind auf die Filteroberfläche bezogen.

Da auf den Filterkörper eine Deckschicht aufgebracht wurde (siehe 4.2.3.2) und Setzungen nicht im erwarteten Umfang eintraten, liegt die Filterfläche im Bestand im Mittel 10 cm über dem Wert der Planung. Die Einstauhöhe des Retentionsraums verringert sich damit im Bestand auf 0,8 m, das Speichervolumen auf 2.010 m².

3.2.3.2 Aufbau des Filterkörpers

Die Filterbeete sind folgendermaßen aufgebaut:

Deckschicht	5 cm	Rheinkies 2/8
Filterschicht	105 cm	Rheinsand 0/2
Drainageschicht	30 cm	Rheinkies 2/8

Als Filtersubstrat wurde Rheinsand aus einem Vorkommen am Oberrhein verwendet. Die aus einer Probe des eingebauten Materials gewonnene Sieblinie ist in Tabelle 3-5 dem in LfU /1998/ und DWA /2005/ empfohlenen Kornaufbau gegenübergestellt. Das eingebaute Material weist insgesamt deutlich höhere Anteile im Bereich Grobsand und Feinkies auf.

Tab 3-5 Körnung des verwendeten Filtermaterials im Vergleich zu Empfehlungen nach LfU /1998/ und DWA /2005/

Kornfraktion	[mm]	Anteil [Massen-%]		
		Ensheim	DWA	LfU
Ton und Schluff	< 0,06	1	< 1	< 5
Feinsand	0,06 – 0,2	10	10 – 25	25
Mittelsand	0,2 – 0,6	52	60 – 80	50
Grobsand	0,6 – 2,0	30	10 – 25	25
Feinkies	2,0 – 6,0	7	< 1	< 5

In den Empfehlungen der DWA wird außerdem ein Carbonatgehalt von mindestens 10 Massen-% vorgegeben, um die mit biologischen Abbauprozessen einhergehende Säureproduktion abzupuffern. Der in Ensheim verwendete Sand weist dagegen einen Carbonatgehalt von lediglich 1,09 Mass-% auf.

Bei einer Bodendichtebestimmung mittels Densitometer wurde eine Lagerungsdichte des Filtersandes von $\rho_d = 1,6 \text{ g TS/cm}^3$ gemessen. Bei einer angenommenen Korndichte von $2,65 \text{ g/cm}^3$ ergibt sich nach Gleichung 3-1 ein Porenvolumenanteil von $n = 0,40$ /Wozniak, 2004/.

$$n = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_s} \quad (\text{Gl. 3-1})$$

mit n = Porenanteil [-], ρ_d = Lagerungsdichte [g/cm^3], ρ_s = Partikeldichte [g/cm^3]

Die Filterschicht ist 5 cm stärker als planmäßig vorgesehen, da die Setzungen geringer waren als erwartet. Die Deckschicht dient der Vermeidung von Erosionsrinnen auf der Filteroberfläche. Zwischen Filter- und Drainageschicht wurde zur Sicherstellung der Filterstabilität ein Geovlies eingebaut.

3.2.3.3 Gestaltung und Betrieb des Filterablaufs

Beide Filterbeete entleeren überwiegend in freiem Gefälle. Über einen E-Schieber wird der Abfluss auf einen wählbaren Wert geregelt. Der Durchfluss wird hierzu mit einem MID erfasst. Seit Inbetriebnahme der Anlage werden beide Filterbeete mit einem Drosselabfluss von jeweils 10 l/s ($q_{Dr,RBF} = 0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$) betrieben. Aufgrund der Höhenlage zum Gewässer (Rückstausicherung) ist für die Entleerung der Dränschicht eine Pumpe erforderlich, die über eine Höhenstandssonde im Ablaufschacht angesteuert wird. In Bild 3-3 ist das Ablaufbauwerk des untersuchten Filterbeetes mit den relevanten Bezugshöhen des Filters dargestellt.

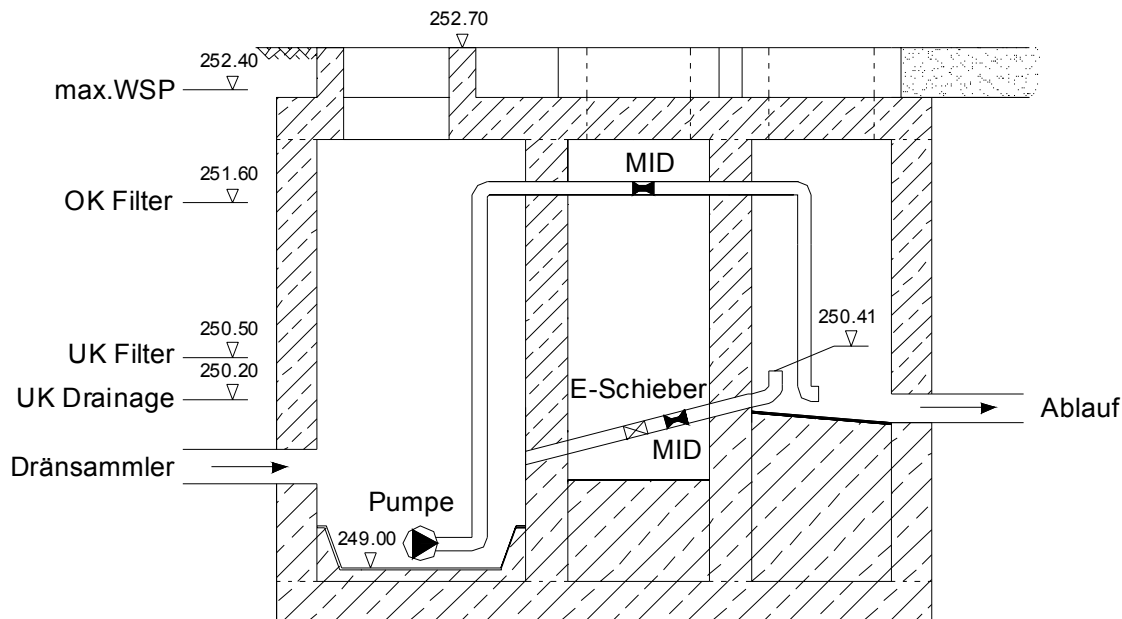


Bild 3-3 Ablaufbauwerk und relevante Bezugshöhen im Filter [m ü NN]

Während des äußerst niederschlagsarmen Sommers 2003 zeigte der Schilfbewuchs deutliche Anzeichen von Trockenstress. Zum Schutz der Vegetation wurden daher beide Beete vorübergehend im Teileinstau betrieben. Hierzu wurden auf das ablaufseitige Ende der Drosselleitung Standrohre montiert.

3.2.4 Zusammenfassung wesentlicher Randbedingungen

Versiegelungsgrad, Einwohnerdichte und Schmutzwasserabfluss liegen im Bereich typischer Werte für kleinstädtische Verhältnisse in Deutschland. Im Vergleich mit Literaturdaten zeigt auch die stoffliche Zusammensetzung des Trockenwetterabflusses hinsichtlich mittlerer Konzentrationen sowie des zeitlichen Verlaufs keine Auffälligkeiten.

Der Fremdwasseranfall ist im Jahresmittel des ersten Untersuchungsjahres (2002) mit 0,3 l/(s·ha_{A,E,b}) relativ hoch und unterliegt extremen jahreszeitlichen Schwankungen. Die hohen Abflüsse im Winterhalbjahr sind vermutlich auf außergewöhnliche Einleitungen (Flughafenentwässerung) zurückzuführen. Nach Maßnahmen der Fremdwasserentflechtung zeigte sich in der zweiten Beprobungsphase (2004) ein geringerer jahreszeitlicher Einfluss.

Das als Vorstufe dienende RÜB ist deutlich überdimensioniert. Der daraus resultierenden geringen Entlastungsaktivität wurde in der zweiten Beprobungsphase durch eine Reduzierung des Drosselabflusses entgegengewirkt.

Der Retentionsbodenfilter ist als Durchlauffilter mit zwei parallelen Filterbecken konzipiert. Bemessung und Gestaltung entsprechen dem aktuellen Stand der Technik.

Der Grobsandanteil des verwendeten Filtersubstrats liegt mit 30 % deutlich höher als die übereinstimmenden Empfehlungen aktueller Richtlinien /LfU, 1998; MUNLV, 2003; DWA, 2005/. Der Karbonatanteil ist mit 1,09 Mass.-% sehr niedrig.

3.3 Erfassung von Volumen- und Stoffströmen

Der Stoffrückhalt durch die Filterpassage wurde in zwei jeweils mehrmonatigen Intensivmessphasen untersucht. Die Reinigungsleistung eines RBF hängt jedoch neben den unmittelbaren Belastungs- und Umweltbedingungen auch von der längerfristigen Vorgeschichte ab. Sie bestimmt den Verlauf akkumulativer Prozesse wie z.B. den Sedimentaufbau sowie die Intensität der mikrobiellen Besiedlung des Filterkörpers. In die Auswertung werden daher auch die Betriebsdaten aus Zeiträumen außerhalb der Intensivmessphasen einbezogen.

3.3.1 Durchfluss- und Wasserstandsmessungen

Die messtechnische Ausstattung der Anlage erlaubt die kontinuierliche Erfassung der zu- und abfließenden Volumenströme sowie der in den einzelnen Elementen gespeicherten Volumina. Die Lage der hierfür relevanten Wasserstands- und Durchflussmessungen ist im Lageplan in Anhang B dargestellt.

Die Messdaten werden von einem Prozessleitsystem aufgezeichnet und seit Januar 2002 kontinuierlich in einer Datenbank archiviert. Die Archivierung eines Messwertes wird ausgelöst, wenn sich der aktuelle Wert um einen bestimmten, für jede Messung wählbaren, Betrag vom zuletzt archivierten Wert unterscheidet. Der minimale Zeitschritt beträgt 1 min. Dieses Verfahren ist zwar hinsichtlich des erforderlichen Speicherplatzes günstig, es produziert jedoch Zeitreihen mit ständig wechselnden und untereinander verschiedenen Zeitschritten. Dies erhöht den Aufwand für Auswertung und Bilanzierung erheblich.

Die Untersuchung beschränkt sich auf die Beobachtung des Betriebs des ersten Filterbeetes und dessen Bilanzierung. In die Bilanz gingen Daten der in Tabelle 3-6 zusammengestellten Messeinrichtungen ein. Darüber hinaus wurde eine Wasserstandssonde im Einlaufbauwerk (Ultraschall) für die Ansteuerung der Probenehmer genutzt. Eine weitere Messung dieser Art im Regenüberlaufbecken diente der Überwachung der Ereignistrennung.

An der Wasserstandssonde H_{RR} traten insbesondere in 2002 häufig Messdatenausfälle auf. Die Datenlücken wurden für die Bilanzierung durch lineare Interpolation ergänzt. Die Funktion der Sonde wurde im Betrieb regelmäßig durch Vergleich mit einem Pegel im Retentionsraum überprüft. Der Druckaufnehmer der Wasserstandsmessung H_{ab} war nicht hinreichend fixiert. Die Veränderung seiner Lage verursachte Nullpunktverschiebungen der Messung. Während der Beprobungsphase wurde daher der Wasserstand im Betrieb manuell gemessen und der Nullpunkt entsprechend korrigiert. Innerhalb der einzelnen Betriebsphasen traten keine Lageverschiebungen auf.

Tab 3-6 Im Rahmen der Untersuchungen relevante Messeinrichtungen

Beschreibung	Bezeichnung	Verfahren
Zufluss über Wehr	$Q_{zu,W}$	Ultraschall-Doppler / Messwehr
Zufluss über Pumpe	$Q_{zu,P}$	MID
Abfluss über Drossel	$Q_{ab,Dr}$	MID
Abfluss über Pumpleitung	$Q_{ab,P}$	MID
Wasserstand im Ablaufschacht	H_{ab}	Druckaufnehmer
Wasserstand im Retentionsraum	H_{RR}	Ultraschall

Der Zufluss zum RBF ($Q_{zu,W}$) wird im Zulaufkanal zum Einlaufbauwerk mit einer Ultraschall-Doppler-Messung (NIVUS OCM) erfasst. Durch die Dükerung herrscht im Zulaufkanal während der Filterbeschickung stets Vollfüllung. Aufgrund des großen Querschnitts der Zuflussleitung (DN 1400) können mit dem Ultraschall-Doppler-Verfahren Durchflüsse von weniger als 100 l/s nicht hinreichend genau gemessen werden. Zur Ermittlung kleinerer Zuflussströme wurden daher im Juni 2003 im Einlaufbauwerk Dreieckswehre als Messwehre nachgerüstet. An Jeder Wehrschwelle wurden drei Dreieckswehre mit einem Öffnungswinkel von 90° und einer Höhe von 23 cm installiert (siehe Bild 3-4). Zur exakten Messung der Überfallhöhe wurde eine zusätzliche Ultraschallsonde mit einem auf 40 cm begrenzten Messbereich angebracht. Die Ermittlung der Q-h-Beziehung für diese Messanordnung wird im Zusammenhang der Volumenbilanzierung erläutert (3.3.3.2).

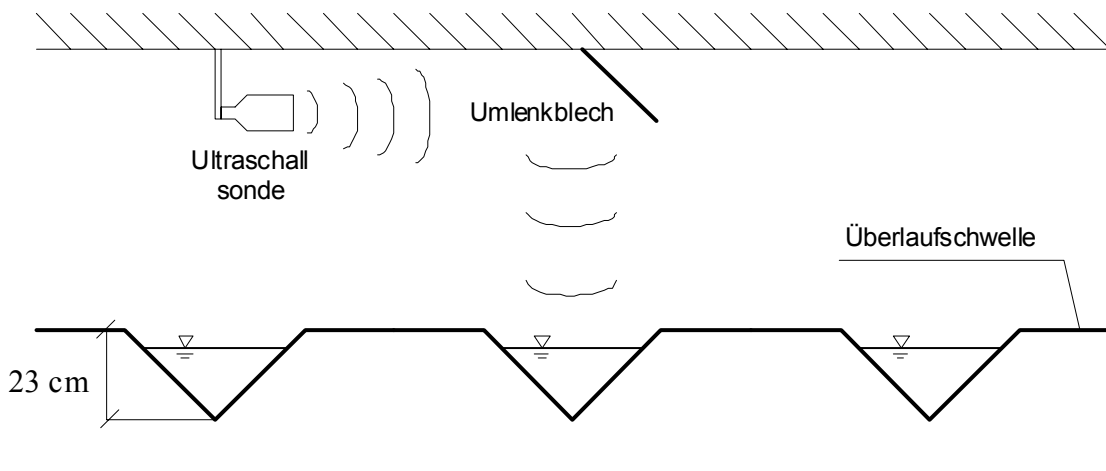


Bild 3-4 Dreieckswehre zur Messung des Zuflusses

Die magnetisch-induktive Durchflussmessung (MID) $Q_{zu,P}$ misst die Fördermenge der Entleerungspumpe im Klärüberlaufschacht des Regenüberlaufbeckens. Die MID $Q_{ab,Dr}$ erfasst den mittels E-Schieber gedrosselten Filterablauf, $Q_{ab,P}$ den Durchfluss durch die Leitung der Entleerungspumpe.

Auswertung, Aufbereitung und Korrekturen der Durchflussmessdaten werden im Zusammenhang mit der Bilanzierung in Kapitel 3.3.3 beschrieben.

3.3.2 Qualitätsmessung

In zwei Intensivmessphasen wurden von 24. August bis 24. Oktober 2002 sowie von 13. Januar bis 13. Juni 2004 insgesamt 13 Ereignisse erfasst. Dabei wurden jeweils Zu- und Ablauf des ersten Filterbeetes mit unterschiedlicher Dichte automatisch beprobt.

Die Bestimmung von Qualitätsparametern erfolgte durch automatisierte Probenahme mit anschließender Analyse im fachgebietseigenen Labor. In Einzelfällen wurden im Rahmen der Probenbergung ergänzende händische Proben aus dem Retentionsraum genommen.

3.3.2.1 Untersuchungsphasen

In der ersten Messphase (August bis Oktober 2002) sollte das Verhalten des Filters unter regulären Betriebsbedingungen ($Q_{M, \text{Vorstufe}} = 45,6 \text{ l/s}$) untersucht werden. Aufgrund der Dimensionierung der Vorstufe war die Entlastungsaktivität unter diesen Randbedingungen sehr gering. Es kamen nur Ereignisse mit sehr geringen Schmutzwasseranteilen zur Entlastung.

In der zweiten Messphase (Januar – Juni 2004) wurde die Beschickungsintensität des RBF erhöht. Hierzu wurde der Drosselabfluss des vorgeschalteten RÜB auf 20 l/s reduziert. Im Zusammenwirken mit den saisonal erhöhten Fremdwasseranfall im Frühjahr sowie durch den verzögerten Regennachlauf (siehe Abschnitt 3.2.1.2) führte dieser Eingriff zu mehrtägigen Entlastungsereignissen mit vergleichsweise hohen Schmutzwasseranteilen.

Um die Beschickung auf das untersuchte Filterbeet zu konzentrieren, wurden die Dreckswehre der zum zweiten Beet führenden Schwelle durch Blenden verschlossen. Somit wurden Abflüsse bis zu 100 l/s vollständig auf das erste Beet geleitet.

3.3.2.2 Automatisierte Probenahme

Zur Probenahme wurden automatische gekühlte Probenehmer (Endress+Hauser, asp 2000) mit jeweils 24 1000ml-Flaschen eingesetzt. Die Zulaufproben wurden im Einlaufbauwerk unmittelbar vor der Überfallschwelle zum ersten Filterbeet entnommen, die Ablaufproben am Eintritt des Dränsammlers in den Ablaufschacht (siehe Bild 3-3). Der Zulaufprobenehmer (PN-zu) wurde über die Wasserstandssonde im Einlaufbauwerk angesteuert (Start bei $H = 251,85 \text{ m üNN}$; Lage der Überfallschwelle: $252,65 \text{ m üNN}$). Die Ansteuerung des Ablaufprobenehmers (PN-ab) erfolgte anfangs über den Wasserstand im Ablaufbauwerk (Start bei $H_{ab} = 250,20 \text{ m üNN}$). Ab Juni 2003 wurden beide Probenehmer zeitgleich über den Wasserstand im Einlaufbauwerk gestartet.

Um einerseits Spülstöße möglichst detailliert zu erfassen, andererseits aber auch längere Beschickungsereignisse komplett zu beproben, wurde für PN-zu ein Intervallwechsel programmiert. Während der ersten Messphase wurden nach dem Start des Probenehmers die Flaschen zunächst in 5-min-Intervallen gewechselt. Nach 30 min stellte der Probenehmer auf 20-min-Intervallen um. Mit diesen Einstellungen konnten mit einem Probenahmezyklus Ereignisse bis zu 06:30 h abgedeckt werden. Bei längeren Beschickungsdauern wurde der Probenehmer unmittelbar nach der Probenbergung erneut manuell gestartet. In der zweiten Untersuchungsphase wurden aufgrund der längeren Entlastungsdauern längere Beprobungsintervalle gewählt. Tabelle 3-7 bietet eine Übersicht über die Beprobungsdichte der einzelnen Ereignisse.

Aufgrund der dämpfenden Wirkung der Filterpassage sowie der Durchmischung im Retentionsraum wurde im Filterablauf eine geringe Dynamik der Konzentrationsganglinien erwartet. In der ersten Messphase wurden standardmäßig 02:00 h-Mischproben gezogen. In der zweiten Messphase wurden auch Intervalle von 00:15, 00:30, 01:00 und 04:00 h genutzt.

Tab. 3-7 Übersicht über die Beprobungsintervalle der einzelnen Ereignisse (Schrägstrich: Programmschaltung innerhalb eines Zyklus, Komma: unterschiedliche Probenahmezyklen)

Ereignis	Zulauf		Ablauf	
	Dauer [hh:mm]	Probenintervall [h:mm]	Dauer [h]	Probenintervall [hh:mm]
27.08.02	2:04	0:05/0:20	-	-
28.08.02	4:12	0:05/0:20	75	2:00
10.09.02	0:58	0:05/0:20	22	2:00
16.10.02	1:26	0:05/0:20	32	2:00
18.10.02	1:52	0:05/0:20	12	2:00
21.10.02	2:39	0:05/0:20	48	2:00
11.01.04	140:44	2:00 , 4:00	192	4:00
09.02.04	94:33	2:00	107	0:15 , 4:00
13.03.04	31:01	0:30 , 1:00	57	0:30 , 1:00 , 2:00
21.03.04	59:45	0:10/2:00	108	2:00
07.04.04	36:21	1:00	55	1:00 , 2:00
08.05.04	37:15	1:00 , 2:00	100	1:00 , 2:00
02.06.04	15:12	0:20 , 2:00	79	0:30 , 4:00
10.06.04	77:32	0:05/0:20 , 2:00	97	0:30 , 4:00

Die Ereignisse sind jeweils nach dem Datum des Beschickungsbeginns benannt. Grundsätzlich ist zwischen Zulaufereignissen und Betriebsphasen zu unterscheiden. Zulaufereignisse wurden als getrennt angesehen, wenn es zwischen ihnen zu einer vollständigen Entleerung des RÜB kam. Analog wurde als Trennkriterium der Betriebsphasen die Entleerung des Filterbeetes herangezogen. Beide Kriterien wurden anhand der Wasserstandsmessungen im RÜB und im Ablaufschacht des Filterbeetes überprüft. Eine Unterscheidung ergab sich daraus nur in einem Fall (27.08./28.08.2002). Im Folgenden werden daher sowohl Zulaufereignisse als auch die dazugehörigen Betriebsphasen allgemein als „Ereignisse“ bezeichnet.

3.3.2.3 Analyseverfahren

In den Proben wurden zunächst pH-Wert und Leitfähigkeit gemessen. Danach wurden sie in zwei Einzelproben aufgeteilt und bis zur Analytik tiefgefroren gelagert. Alle Analysen wurden im Labor des FG Siedlungswasserwirtschaft durchgeführt. Jeweils eine Einzelprobe wurde mit den in Tabelle 3-8 als „Standardanalytik“ angegebenen Methoden untersucht. Die zweite Probe diente als Rückstellprobe zur Nachbestimmung im Fall unplausibler Ergebnisse sowie zur Bestimmung zusätzlicher Parameter.

Die eingeschränkte Auswahl der Parameter ergab sich aus der Anforderung, angesichts der großen Anzahl von Proben den Analytikaufwand möglichst zu begrenzen. Weitere einschränkende Faktoren waren das verfügbare Probenvolumen sowie die niedrigen Konzentrationen verschiedener Stoffparameter. Letztere lagen bei verschiedenen Parametern häufig

im Bereich der Bestimmungsgrenze, was große Unsicherheiten in der der Zuverlässigkeit der Ergebnisse mit sich bringt.

Um dennoch weitere Aufschlüsse über die Zusammensetzung des Zu- und Abflusses zu erhalten, wurden in ausgewählten Proben zusätzliche Parameter bestimmt („Zusatzanalytik“). Um das erforderliche Volumen zu erhalten, wurden hierzu teilweise mehrere Einzelproben vereinigt.

Tab. 3-8 Analyseparameter und eingesetzte Verfahren

	Parameter	Kurzzeichen	Methode
Vor-Ort-	pH Leitfähigkeit		
Standardanalytik	CSB _{hom}	C _{CSB}	DIN 38 409 H41 ³⁾
	CSB _{fil} ¹⁾	S _{CSB}	wie CSB _{hom} nach Filtration
	NH ₄ -N	S _{NH4}	DIN 38 406 T 5
	NO ₃ -N	S _{NO3}	Schnelltest Hach/Lange LCK 339
Zusatzanalytik	DOC	S _{TOC}	
	BSB ₅	C _{BSB}	DIN 38 409 H 51 (Verdünnungsmethode)
	TN ²⁾	C _N	DIN 38 409 H 28; Schnelltest
	orgN ²⁾	C _{orgN}	DIN EN 25663
	P _{ges} , PO ₄ -P	C _P , S _{PO4}	DIN 38 405 T 11

1) nur in Zulaufproben

2) ab 2004 C_N als LATON mit Schnelltest (Dr. Lange, LCK 238) und $C_{orgN} = C_N - S_{NH4} - S_{NO3}$

3) im Ablauf teilweise mit Addition von KHP

In Tabelle 3-8 sind auch die Kurzzeichen der Konzentrationen nach ATV-DVWK /2003/ angegeben. Bei den organischen Bestandteilen ist keine scharfe, naturwissenschaftlich begründete Trennung von gelösten und partikulären Fraktionen möglich. In der analytischen Praxis ergibt sich die Abgrenzung aus der Porenweite des verwendeten Filters. Grundsätzlich bezeichnet C Konzentrationen in homogenisierten und S in filtrierten Proben. Die Differenz zwischen beiden Werten bzw. die Konzentration des Filtrerrückstandes wird als X angegeben.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollte durch die Filtration im Labor die Fraktion, die auf der Oberfläche eines RBF zurückgehalten wird, von jener unterschieden werden, die in den Filter eindringen kann. Für einen Filterkörper aus Mittelsand gibt Börner /1992/ als Anhaltswert für die Größe des größten infiltrierbaren Teilchens einen Durchmesser von 5 µm an. Um eine vergleichbare Abtrennung zu erzielen, wurden in der Analytik Papierfilter (Schleicher & Schuell, Nr. 595 ½, Porenweite 4 bis 7 µm) anstelle der in ATV-DVWK /2003/ geforderten Membranfilter (Porenweite 0,45 µm) verwendet.

Bei den ersten beprobten Ereignissen wurden auch im Filterablauf homogenisierte und filtrierte Proben analysiert. Dabei waren aber weder X_{CSB} noch AFS bestimmbar. Auf die Differenzierung wurde daher im Weiteren verzichtet. Die untere Anwendungsgrenze der CSB-Analytik wird in DIN DIN 38 409 H41 mit 15 mg O₂/l angegeben. Um auch deutlich niedrigere Konzentrationen hinreichend genau zu bestimmen, wurde den Proben aus dem Filterablauf Kaliumhydrogenphthalat (KHP) entsprechend S_{CSB} = 50 mg O₂/l zuaddiert.

Die Bestimmung der Konzentrationen von Gesamtstickstoff (TN) und des organischen Stickstoffs (orgN) nach DIN ist aufwändig und im Bereich der in der RBF-Anlage auftretenden Konzentrationen relativ unsicher (Bestimmungsgrenze beider Methoden: 3 mg/l). Ab Januar 2004 wurde daher die DIN-Methode durch einen Schnelltest (LATON, Dr. Lange LCK 238) ersetzt. Vergleichsmessungen ließen keine systematische Abweichung durch die veränderte Methode erkennen.

3.3.2.4 Einfluss der Probenlagerung

Aufgrund begrenzter Laborkapazitäten mussten die Proben vor der Analyse unterschiedlich lange tiefgekühlt gelagert werden. Die Lagerungsdauern lagen zwischen wenigen Tagen und mehreren Wochen. Um den Einfluss der Lagerung auf die Analyseergebnisse abzuschätzen, wurden Vergleichsmessungen durchgeführt. Dabei wurden aus vier Zulauf- und fünf Ablaufproben eines Ereignisses alle Parameter jeweils frisch und nach dreimonatiger Lagerung bestimmt.

Die Mittelwerte der Ergebnisse sowie die mittleren relativen Abweichungen der Konzentrationen in den aufgetauten Proben sind in Tabelle 3-9 zusammengestellt. Eine statistische Auswertung ist angesichts des geringen Probenumfangs nicht sinnvoll.

Einzelwerte, die einem offensichtlichen Trend entgegenlaufen, wurden als Ausreißer bzw. Messfehler interpretiert und nicht in die Mittelwertbildung einbezogen. Die Nitratkonzentration lag in drei der fünf Ablaufproben unter der Bestimmungsgrenze. Diese Werte wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt. Die aufgeführten Nitratkonzentrationen sind daher nicht direkt mit denen der anderen Stickstoffparameter vergleichbar.

Tab. 3-9: Mittelwerte der Konzentrationen in frischen und aufgetauten Proben (TK) sowie mittlere Abweichungen (Zulauf: n = 4, Ablauf: n = 5)

		C _{CSB}	S _{CSB}	C _{B_{SB}}	C _N	S _N	S _{NH₄}	S _{NO₃}
Zulauf	frisch [mg/l]	80,0	67,9	35,8	3,9	4,1	1,4	2,0
	TK [mg/l]	86,5	66,4	34,6	3,6	3,6	1,7	1,9
	Δ [%]	8	-2	-3	-8	-13	20	-8
Ablauf	frisch [mg/l]	-	28,8	13,4	-	2,2	0,98	2,1
	TK [mg/l]	-	25,7	12,7	-	2,0	1,0	2,0
	Δ [%]	-	-11	-5	-	-8	2	-6

Abweichungen der in aufgetauten Proben gemessenen Konzentrationen von denen der frischen Proben können durch eine tatsächliche Veränderung der Probe bedingt sein (systematische Abweichung) oder durch zufällige Effekte im Rahmen unvermeidbarer Messunsicherheiten (zufällige Abweichungen). Bei der Beurteilung von Analytikdaten ist grundsätzlich eine Toleranz von ca. 10 % zu berücksichtigen /Geiger, 1984/. Bei sehr niedrigen Konzentrationen ist mit größeren Unsicherheiten zu rechnen.

Bei den meisten Parametern verschieben sich die Konzentrationen in den einzelnen Proben während der Lagerung in eine einheitliche Richtung. Es ist daher eine systematische Abweichung anzunehmen. Die Konzentrationsabnahmen bei S_{CSB}, C_{B_{SB}}, S_N, S_{NO₃} könnten auf Ab-

bauprozesse während der Lagerung bzw. in den Phasen des Abkühlens und Auftauens zurückzuführen sein. Der Anstieg von C_{CSB} lässt sich nicht plausibel erklären. Vergleichbare Effekte wurden jedoch auch von Geiger /1884/ beobachtet.

Auffällig ist der deutliche Anstieg der Ammoniumkonzentration in den Zulaufproben. Eine mögliche Erklärung ist die Ammonifikation organischer Stickstoffverbindungen während der Lagerung. Diese Vermutung wird dadurch gestützt, dass der Anstieg in den Ablaufproben, bei denen die Konzentrationen an organischem Stickstoff weitaus niedriger liegen, wesentlich geringer ausfällt.

Aufgrund des beschränkten Umfangs der Vergleichsmessungen kann der Einfluss der Konservierung nicht allgemeingültig quantifiziert werden. Die Ergebnisse legen aber die Einschätzung nahe, dass mögliche Auswirkungen auf die Frachtermittlung im Vergleich zu anderen Fehlerquellen (Probenahme) und Messabweichungen (Durchflussmessung, Volumenermittlung) gering sind.

3.3.3 Datenaufbereitung und Bilanzierung

Für die während der Intensivmessphase beprobten Ereignisse wurden aus den gemessenen Volumenströmen und Konzentrationen die zu- und abfließenden Stoffströme ermittelt. Nach einer kurzen Darstellung allgemeiner Grundlagen wird im Folgenden zunächst die Vorgehensweise bei der Erstellung der Volumenbilanz erläutert. Anschließend wird die Erweiterung zur Frachtbilanz beschrieben. Die Ergebnisse der Bilanzierung werden in Kap. 4.3 dargestellt und diskutiert.

3.3.3.1 Grundlagen der Bilanzierung

Gegenstand der Untersuchung sind ausschließlich Prozesse der Filterpassage. Die Systemgrenzen der Bilanzierung sind folglich durch die Randflächen des Filterkörpers gegeben. Die Drainage wird dabei als Teil des Filterkörpers betrachtet. Es werden ausschließlich die durch Mengen- und Qualitätsmessungen erfassten Zu- und Ablaufströme berücksichtigt. Der Stoffeintrag erfolgt durch die Infiltration in den Filterkörper. Einziger Austragspfad ist der Filterablauf.

Bild 3-5 zeigt ein Schema des bilanzierten Systems. Während Volumenstrom und Konzentrationen des Ablaufs direkt gemessen werden, ist bei der Ermittlung des infiltrierenden Stoffstroms die Wirkung des Retentionsraumes (Durchmischung) und des Filterüberlaufs (Aufteilung) zu berücksichtigen.

Aus der Differenz von infiltrierenden und abfließenden Stoffströmen werden die im Filterkörper zurückgehaltenen bzw. aus diesem ausgetragenen Frachten ermittelt. Eine allgemeine Bilanzgleichung für einen Zeitraum Δt lässt sich folgendermaßen formulieren:

$$\frac{\Delta B_{FK}}{\Delta t} = Q_{inf} \cdot C_{inf} - Q_{ab} \cdot C_{ab} - S \quad (\text{Gl. 3-2})$$

mit B_{FK} : Fracht im Filterkörper ; S: allgemeiner Quellen- und Senkenterm

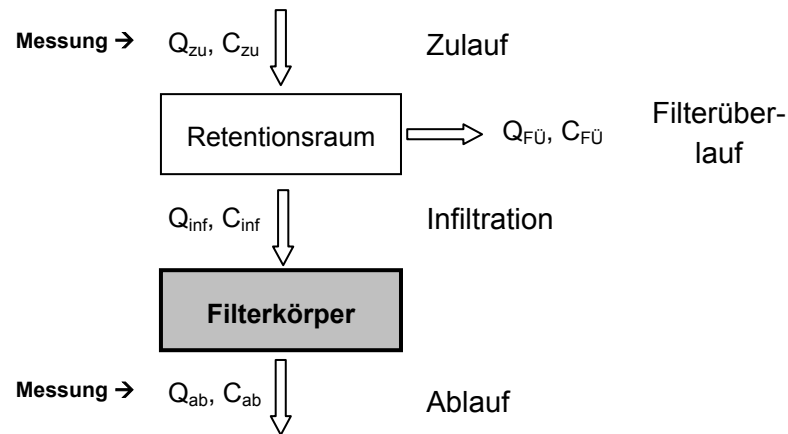


Bild 3-5 Schema der Stoffstrombilanz

Ziel der Bilanzierung von Anlagen der Abwasserreinigung ist vielfach die Bewertung des langfristigen Verhaltens. Dabei werden lange Zeiträume betrachtet, innerhalb derer im Mittel von einem Gleichgewicht der beteiligten Prozesse ausgegangen werden kann. Aus diesen Bilanzen werden mittlere Wirkungsgrade oder Emissionskonzentrationen bestimmt, die das Verhalten der Anlagen bei kontinuierlicher oder regelmäßig wiederkehrender Belastung charakterisieren (statische Bilanz).

Im Gegensatz zu derartigen gleichgewichtsdominierten Systemen variiert in RBF die Intensität der Teilprozesse des Stoffrückhaltes und –umsatzes in Abhängigkeit von der jeweiligen Belastung. Wesentliches Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Beschreibung des Verlaufs dieser ungleichgewichtigen Prozesse. Dies setzt eine kinetische Betrachtungsweise voraus, d.h. eine Erfassung der Veränderungen von Stoffströmen während des Betriebs.

Das Ziel der Datenaufbereitung ist daher eine Datenbasis, die über die gesamte Betriebsphase eines Ereignisses Ein- und Austrag sowie die Speicher- und Rückhaltewirkung des Filterkörpers als Ganglinien und Summenlinien wiedergibt und damit eine Bilanzierung über beliebige Zeiträume ermöglicht.

3.3.3.2 Volumenbilanz

Wesentliche Voraussetzung für die Bilanzierung von Stoffströmen ist eine möglichst genaue Volumenbilanz. In diese gehen alle in Kap. 3.3.1 beschriebenen Messungen ein. Eine kinetische Bilanz erfordert Messreihen in einheitlichen Zeitschritten. Durch eine Transformation in Matlab/SIMULINK wurden daher zunächst die Zeitschritte aller Datenreihen vereinheitlicht. Die hohe zeitliche Variabilität des Zuflusses erfordert eine Auflösung in 1 min-Intervalle. Alle weiteren Berechnungen erfolgen in dieser Schrittweite.

Die Höhenstandsmessungen dienen der Ermittlung der im Retentionsraum und im Filterkörper gespeicherten Volumina. Die gemessenen Durchflüsse stellen deren zeitliche Ableitung dar. Entsprechend wurde bei den Höhenstandsmessungen zwischen den aufgezeichneten Werten linear interpoliert, während die Durchflüsse zwischen den archivierten Werten konstant gehalten wurden. Die weitere Aufbereitung und Auswertung wurde als Tabellenkalkulation in EXCEL durchgeführt.

Schwerpunkt der Untersuchung ist der Stoffrückhalt in der Filterpassage. Der zugehörige Volumenstrom - der Durchsatz durch den Filterkörper - wird durch eine MID im Ablaufschacht erfasst. Die Zuflussmessungen dienen im Wesentlichen dazu, die Gewichtung der Konzentrationen der Einzelproben in der Frachtermittlung zu bestimmen. Aufgrund zufälliger und systematischer Abweichungen der Messdaten war für die Bilanzierung eine Kalibrierung der Zu- und Ablaufmessungen erforderlich.

Zuflussmessung

Für die erste Messphase in 2002 wurde zunächst eine gleichmäßige Verteilung des Volumenstroms auf beide Filterbeete angenommen. Der Zufluss zum untersuchten Beet wurde mit 50 % des gemessenen Zustroms angenommen. Nach Installation der Messwehre wurde in 2004 der Zufluss mit Gleichung 3-3 ermittelt, die Bollich /2000/ für scharfkantige Messwehre mit einem Öffnungswinkel von 90° angibt.

$$Q_{zu,W} = 1,352 \cdot H_U^{2,483} \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (\text{Gl. 3-3})$$

mit H_U = Überfallhöhe [m]

Gleichung 3-3 gilt bis zur Überströmung der Messwehre bei einer Überfallhöhe von 23 cm (siehe Bild 3-4). Bei größeren Volumenströmen wurde der zusätzliche Abfluss über die Wehrkante mit der Überfallformel nach Poleni ermittelt /Bollich, 2000/. Damit ergab sich Gleichung 3-4 zur Ermittlung des Zuflusses bei überströmtem Wehr. Bei Zuflüssen zwischen 150 und 400 l/s zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen dem so ermittelten Zuflussstrom und der Ultraschall-Dopplermessung im Zulaufkanal.

$$Q_{zu,W} = 3 \cdot (1,352 \cdot H_U^{2,483}) + \frac{2}{3} \cdot \mu \cdot b \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot (H_U - 0,23)^{\frac{3}{2}} \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (\text{Gl. 3-4})$$

mit b (= Überfallbreite ohne Messwehre) = 4,68 m und μ = 0,63

Zusätzlich zum Zufluss über das Wehr gelangt Mischwasser über die Entleerungspumpe des Klärüberlaufschachtes in das Filterbecken (siehe Anhang B). Aufgrund der Symmetrie der Leitungsführung kann von einer gleichmäßigen Verteilung der Fördermenge auf bei Filterbeete ausgegangen werden.

Volumen im Retentionsraum

Das Volumen im Retentionsraum wurde aus der gemessenen Einstauhöhe H_{RR} ermittelt. Die Wasserstands-Volumen-Beziehung (Gleichung 3-5) wurde hierzu aus der Geometrie des Filterbeckens hergeleitet.

$$V_{RR} = 0,0107 \cdot (H_{RR} + 10)^2 + 11,1 \cdot (H_{RR} + 10) - 112 \text{m}^3 \quad [\text{m}^3] \quad (\text{Gl. 3-5})$$

mit H_{RR} = Einstauhöhe des Retentionsraums über OK Decklage [cm]

Kontrollen mittels Pegelablesung zeigten eine hohe Genauigkeit der Wasserstandsmessung. Das daraus ermittelte Retentionsvolumen V_{RR} wurde daher als Grundlage für die nachfolgend beschriebene Kalibrierung der Zu- und Ablaufmessungen genutzt. Darüber hinaus wurde dieses Volumen im Rahmen der Frachtbilanz zur Ermittlung der Durchmischung im Retentionsraum herangezogen.

Kalibrierung der Zu- und Ablaufmessungen

Die Kalibrierung einer Messung erfolgt durch die Anpassung an Daten einer zweiten, genaueren Messung derselben Größe. Als genaueste Messgröße wurde die Überstauhöhe angesehen. Aufgrund der großen Oberfläche der Filterbeete ist das aus dem Wasserstand ermittelte Retentionsvolumen nicht geeignet eine dynamische Belastung, wie sie der Zufluss darstellt, in hoher zeitlicher Auflösung zu erfassen. Über längere Zeiträume gibt die Messung Volumenänderungen aber zuverlässig wieder.

Zur Kalibrierung der Ablaufmessung wurde eine Bilanz über den Zeitraum der Entleerung des Retentionsraumes nach Beschickung erstellt. Die Messung wurde entsprechend Gleichung 3-6 durch einen Korrekturfaktor $f_{k,Dr}$ angepasst. Auf eine Anpassung der Messung $Q_{ab,P}$, die einen deutlich geringeren Anteil des Abflussvolumens erfasst, wurde verzichtet. Es wird davon ausgegangen, dass sich der Wassergehalt des Filters während des Überstaus nicht signifikant verändert. Das vom Retentionsraum in den Filterkörper infiltrierende Volumen kann somit dem Ablaufvolumen gleichgesetzt werden.

$$V_{RR,0} = V_{ab,t_1,t_2} = \sum_{i=1}^n (f_{k,Dr} \cdot Q_{ab,Dr,i} + Q_{ab,P,i}) \cdot \Delta t \quad (\text{Gl. 3-6})$$

mit $V_{RR,0} = V_{RR}$ bei Ende der Beschickung ;
 $\Delta t = 1 \text{ min}$;
 $n = t_2 - t_1 \text{ [min]}$;
 $t_1 = \text{Ende der Beschickung}$;
 $t_2 = \text{Ende des Überstaus } (V_{RR} = 0)$;
 $V_{ab,t_1,t_2} = \text{zwischen } t_1 \text{ und } t_2 \text{ abgeflossenes Volumen}$;
 $f_{k,Dr} = \text{Korrekturfaktor des Drosselabflusses}$

Die Bilanzierung ergab für alle Ereignisse einen einheitlichen Wert des Korrekturfaktors von $f_{k,Dr} = 1,2$. Die Ursache dieser offenbar systematischen Abweichung konnte nicht ermittelt werden.

Im Gegensatz zum Ablauf ist der Zulauf zum RBF von einer großen Spannweite der Messwerte und deren hoher Dynamik geprägt. Bei hohen Volumenströmen kommt es im Einlaufbauwerk zu Turbulenzen aufgrund der unsymmetrischen Zustromsituation (siehe Anhang B). Unter diesen Umständen ist eine gleichmäßige Aufteilung des Volumens nicht mehr gegeben. Das untersuchte Filterbeet 1 wird dabei deutlich höher beschickt als das zweite Beet. Vor Installation der Messwehre (erste Intensivmessphase) wurden außerdem Durchflüsse, die den Messbereich der Durchflussmessung unterschritten ($Q_{zu} < 100 \text{ l/s}$), nicht erfasst oder deutlich unterschätzt.

Analog zur Ablaufmessung wurde die Zulaufmessung durch die Bilanzierung über den Zeitraum der Füllung des Retentionsraumes kalibriert (Gleichung 3-7). Bei Ereignissen, bei denen der Filterüberlauf ansprang, wurde als $V_{RR,max}$ das Einstauvolumen bis zur Überlaufschwelle angesetzt.

Abhängig von der Charakteristik der Zuflussganglinie ergaben sich in der ersten Messphase ereignisspezifische Korrekturfaktoren zwischen 1,13 und 2,0 (Mittelwert: 1,38). In der zweiten Messphase lag der mittlere Korrekturfaktor bei 1,09 (Spannweite: 1,0 bis 1,22). Neben der Umstellung des Messverfahrens ist dies auf die insgesamt niedrigeren Zuflüsse in der zwei-

ten Messphase zurückzuführen. Turbulenzen im Einlaufbauwerk fallen dadurch weniger ins Gewicht.

$$V_{RR,max} = \sum_{i=1}^n (f_{k,W} \cdot Q_{zu,W,i} + Q_{zu,P,i}) \Delta t - V_{ab,t_1,t_2} \quad (\text{Gl. 3-7})$$

mit $V_{RR,max}$ =: maximales V_{RR} während des Ereignisses ; Δt =: 1 min ; $n = t_2 - t_1$ [min];
 t_1 =: Beginn des Überstaus ($V_{RR} > 0$) ; t_2 =: t($V_{RR,max}$) ;
 V_{ab,t_1,t_2} =: zwischen t_1 und t_2 abgeflossenes Volumen ;
 $f_{k,W}$ =: Korrekturfaktor des Zuflusses über das Wehr

Durch die Einführung eines konstanten Faktors ist der Betrag der Korrektur jeweils proportional zum aktuellen Messwert. Tatsächlich kann aufgrund der oben beschriebenen Fehlerquellen innerhalb eines Beschickungsereignisses nicht von einem linearen Zusammenhang zwischen Messwert und Abweichung ausgegangen werden. Die Güte der Messung ist jedoch vor dem Hintergrund der Zielsetzung zu beurteilen. Für die Aufgabe der Gewichtung gemessener Konzentrationen ist die Genauigkeit ausreichend. Das tatsächlich behandelte Volumen wird durch die Ablaufmessungen erfasst.

3.3.3.3 Frachtbilanz

Frachtbilanzen wurden für alle im Rahmen der Standardanalytik bestimmten Parameter C_{CSB} , S_{CSB} , S_{NH4} und S_{NO3} unabhängig voneinander ermittelt. Ansätze für übergreifende Bilanzen der Stickstoffparameter werden im Rahmen der Ergebnisdarstellung (Kap. 4) erläutert.

Analog zur Aufbereitung der volumenbezogenen Messdaten werden die gemessenen Konzentrationsganglinien in Zeitreihen mit äquidistanten Intervallen von einer Minute transformiert. Dabei wurden die Konzentrationen innerhalb jedes Beprobungsintervalls als konstant angenommen. Alle weiteren Berechnungen erfolgten ebenfalls in Zeitschritten von einer Minute.

Abfließende Frachten können unmittelbar aus den gemessenen Durchflüssen und Konzentrationen berechnet werden. Die Ermittlung des Frachteintrags in den Filterkörper wird nachfolgend beschrieben.

Ermittlung der infiltrierenden Fracht

In Phasen ohne Überstau ($H_U = 0$) infiltriert mit dem zufließenden Volumen auch die mitgeführte Fracht vollständig. In Überstauphasen ist dagegen bei der Ermittlung der infiltrierenden Fracht die Durchmischung im Retentionsraum zu berücksichtigen. Aufgrund der einseitigen Beschickung und der Geometrie des Retentionsraumes kann in horizontaler Richtung nicht von einem vollständigen Konzentrationsausgleich ausgegangen werden. Für die eindimensionale Betrachtung in vertikaler Richtung scheint der Ansatz einer vollständigen Durchmischung hinreichend genau. Sedimentations- oder Abbauprozesse werden vernachlässigt. Die Konzentration im Überstauvolumen (C_{RR}) wird nach Gleichung 3-8 aus der Bilanz von Zufluss, Infiltration und Überlauf ermittelt.

$$\Delta C_{RR,i} = \frac{\Delta F_{zu,i} - \Delta F_{inf,i} - \Delta F_{FÜ,i}}{V_{RR,i}} \quad (\text{Gl. 3-8})$$

mit $\Delta F_{zu,i}$ = im Zeitschritt i zufließende Fracht ;
 $\Delta F_{inf,i}$ = infiltrierende Fracht ;
 $\Delta F_{FÜ,i}$ = am Filterüberlauf entlastete Fracht ;
 $V_{RR,i}$ = Volumen im Retentionsraum

Die abgehenden Frachten ΔF_{inf} und $\Delta F_{FÜ}$ werden jeweils mit der Konzentration des vorangegangenen Zeitschrittes ermittelt. Im gesättigten Betrieb entspricht die infiltrierende Menge $\Delta V_{inf,i}$ dem Ablaufvolumen $\Delta V_{ab,i}$. In Phasen ohne Filterüberlauf ergibt sich Δc_{RR} aus den gemessenen Größen durch:

$$\Delta c_{RR,i} = \frac{c_{zu,i} \cdot \Delta V_{zu,i} - c_{RR,i-1} \cdot \Delta V_{ab,i}}{V_{RR,i}} \quad (\text{Gl. 3-9})$$

Bei Vollfüllung des Retentionsraumes entlastet am Filterüberlauf die Differenz aus zufließender und infiltrierender Wassermenge. Für die Konzentrationsänderung im Retentionraum gilt dann

$$\Delta c_{RR,i} = \frac{\Delta V_{zu,i} \cdot (c_{zu,i} - c_{RR,i-1})}{V_{RR,0}} \quad (\text{Gl. 3-10})$$

mit $V_{RR,0}$ verfügbares Speichervolumen im Retentionsraum

Umgang mit Datenlücken

Während der Messphasen war eine sofortige Bergung der Proben nicht immer möglich, so dass bei aufeinander folgenden Ereignissen teilweise Datenlücken entstanden. In Tabelle 3-10 sind alle Ereignisse zusammengestellt, bei denen die zu- und abfließenden Frachten nicht vollständig erfasst wurden. Es sind jeweils die Ausfallzeiten differenziert nach Zu- und Ablaufbeprobung angegeben sowie die Anteile des nicht beprobten Volumens am Gesamtvolumen.

Die Datenlücken in der Zulaufbeprobung wurden abhängig von den ereignisspezifischen Randbedingungen ergänzt. Sofern dies möglich war, wurden Schöpfproben aus dem Retentionsraum genommen, um die mittlere Konzentrationen des vorangegangenen Zuflusses für die gelösten Stoffe abzuschätzen. Wegen der großen Schwankungsbreite ereignisspezifischer Konzentrationen sowie der hohen Dynamik der Ganglinien wurde bei den gelösten CSB-Anteilen auf die Ergänzung verzichtet.

Tab. 3-10: Übersicht über Datenlücken in Konzentrationsmessungen; Ausfallzeiten und Anteile des nicht beprobten Volumens am Gesamtvolumen

Ereignis	Zulauf			Ablauf		
	Dauer	nicht beprobt		Dauer	nicht beprobt	
		Zeit [h]	V [%]	[h]	Zeit [h]	V [%]
18.10.02	2	2	100	12 ¹⁾	-	-
21.10.02	8	4	60	48 ¹⁾	-	-
11.01.04	141	52	39	192	52	31
07.04.04	36	16	65	40 ¹⁾	-	-
08.05.04	37	-	-	58 ¹⁾	-	-
02.06.04	15	14	33	79	-	-
10.06.04	78	10	8	97	-	-

¹⁾ Bilanzierungszeitraum auf Dauer der Beprobung beschränkt

Die zweite Messphase wurde bei laufendem Filterbetrieb begonnen. Bei dem ersten Ereignis mussten daher die Ablaufkonzentrationen bis zum Beginn der Beprobung geschätzt werden. Bei vier Ereignissen endete die Ablaufbeprobung vor der vollständigen Entleerung des Filterbeetes. In diesen Fällen wurde der Bilanzierungszeitraum auf die Dauer der Beprobung begrenzt. Für die Ermittlung des Frachtrückhaltes wird nur das Infiltrationsvolumen angesetzt, das innerhalb des Bilanzzeitraumes den Filter vollständig durchströmt hat. Andernfalls würde die Rückhaltewirkung um die im Porenwasser des gesättigten Filterkörpers enthaltene Fracht überschätzt. Bei der Betrachtung einzelner Ereignisse entsteht innerhalb des Bilanzzeitraumes kein Fehler.

3.4 Bodenuntersuchungen

Bodenproben wurden genommen, um die räumliche Verteilung der Belastung und der mikrobiellen Aktivität im Filterkörper sowie den zeitlichen Verlauf des Stoffumsatzes in der Trockenphase zu erfassen.

3.4.1 Probenahme

Durch die Beprobung wurde der Ausgangszustand nach einer 4tägigen Trockenphase erfasst (19.03.2004). Nach dem folgenden Beschickungsereignis wurde die Beprobung dreimal wiederholt: unmittelbar zu Beginn der Trockenphase sowie nach 5 und nach 10 Tagen Trockendauer (25.03., 30.03., 05.04.2004).

Die Beprobung erfolgte in drei Querschnitten durch den Filter im Abstand von 1,5 m (Schnitt A), 12 m (Schnitt B) und 35 m (Schnitt C) vom Zulaufgraben. Sie wurden so gewählt, dass sie für die Sedimentverteilung und die Schilfentwicklung jeweils als repräsentativ für das erste Sechstel, das folgende Drittel und die zweite Hälfte der Filteroberfläche gelten können.

Oberflächennah wurde ein größerer Gradient der Stoffkonzentrationen und Bodeneigenschaften erwartet als in tieferen Schichten. Vor diesem Hintergrund wurde in vertikaler Richtung folgende Auflösung für die Beprobung des Sandkörpers gewählt: 0-2 cm, 2-4 cm, 4-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm. Sedimentschicht und Kiesauflage wurden ebenfalls separat beprobt. Der obere Bereich der Kiesschicht war sehr stark von Sediment durchdrungen, der untere Bereich zeigte dagegen eine Durchmischung mit dem unterhalb liegenden

Sandkörper. Beide Bereiche wurden daher als separate Schichten erfasst. Bis 10 cm Tiefe wurden die Proben durch Grabung entnommen. Die tieferen Horizonte wurden mit Hilfe einer Schlitzsonde beprobt. Die Probenahmestellen wurden mit Sand verfüllt und markiert, um eine erneute Beprobung derselben Stelle zu vermeiden.

Um Verfälschungen durch kleinräumige Inhomogenitäten auszuschließen, wurden jeweils sieben gleichmäßig über den Querschnitt verteilte Stellen beprobt. Innerhalb jedes Querschnittes wurden die Proben gleicher Horizonte vereinigt. Insgesamt wurden somit zu jedem Termin 175 Einzelproben gewonnen, die jeweils zu 25 Proben vereinigt wurden.

Um die Umsatzintensität nach der Entnahme zu reduzieren, wurden die Proben in Kühlboxen gelagert. Die zur Bebrütung vorgesehenen Proben (19.03. und 05.04.2004) wurden direkt in das Labor der BIOPLAN Landeskulturgesellschaft transportiert. Die Proben der übrigen Termine wurden vorübergehend tiefgekühlt gelagert.

3.4.2 Analytik

Die Analyse der Bodenproben wurde von der BIOPLAN Landeskulturgesellschaft, Sinsheim durchgeführt. Es wurden jeweils die Körnung und der Glühverlust sowie NH_4 - und NO_3 -N nach VDLUFA /1997/ bestimmt. Abweichend von der üblichen Vorgehensweise wurde für die NH_4 -Extraktion ein stärkerer Ionentauscher (1 %ige Kaliumchloridlösung) verwendet. Die Hintergründe dieser Modifikation werden im Zusammenhang mit der Ergebnisdiskussion dargestellt (Kap. 4.4.4).

In den Proben vom 19.03. und 05.04.2004 wurde außerdem die N-Mineralisation durch Inkubationsversuche untersucht. Diese Versuche stammen aus dem Bereich der Bodenbiologie, wo sie herangezogen werden, um die N-Nachlieferung für die Pflanzenernährung abzuschätzen. Bodenproben werden in diesen Versuchen bei 25°C bebrütet. Im Abstand von mehreren Wochen wird der mineralische Stickstoff ($\text{min N} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) bestimmt /Schinner et al., 1990; Beck, 1983/.

Lambert /2000 und 2001/ hat diese Methodik modifiziert, um den Mineralisierungsfortschritt in RBF zu untersuchen. Die Proben wurden 48 h bei 40°C im Trockenschrank aufbewahrt. Die Probenschalen waren dabei in PE-Tüten verpackt. Die Bedeutung der ermittelten NH_4 -N- und NO_3 -N-Gehalte für die Beurteilung des Mineralisierungsfortschrittes wird im Rahmen der Ergebnisdarstellung in Kap. 4.4.5 erläutert.

3.5 Laborversuche

In kleinskaligen Laborversuchen wurden die Prozesse des Stoffrückhaltes während der Betriebsphase unter definierten Randbedingungen detailliert untersucht. In einer ersten Versuchsreihe wurden Bodenproben, die dem RBF Ensheim aus unterschiedlichen Tiefen entnommen worden waren, mit NH_4 -Lösung beaufschlagt, um die Sorptionsleistung der verschiedenen Schichten zu erfassen. Das Zusammenwirken von Sorptions- und Umsatzprozessen bzgl. der NH_4 - und der CSB-Elimination wurde in der zweiten Versuchsreihe untersucht. Dabei wurden Sedimentproben mit konditioniertem Abwasser beschickt.

3.5.1 Versuche zur Ammoniumsorption

Bei den in der Literatur beschriebenen Versuchen zur Bestimmung der Sorptionsfähigkeit von Böden steht die geogene Sorption im Vordergrund. Die NH_4 -Sorptions in RBF basiert jedoch primär auf einer Wechselwirkung mit Biofilmen. Da die Wirkung von einer sehr geringen Menge organischer Substanz ausgeht, ist von einer hohen Sensibilität gegenüber den Umweltbedingungen auszugehen. Die Versuche wurden daher so gestaltet, dass die Randbedingungen denen der Durchströmung *in situ* möglichst nahe kamen. Hierzu wurden die Bodenproben in Kunststoffnutschen eingebaut, wie sie bei der Abwasseranalyse zur Filtration verwendet werden. Der Ablauf wurde über Schlauchpumpen gedrosselt. Anhang H enthält Fotos des Versuchsaufbaus.

Es wurden drei Versuchsreihen an aufeinander folgenden Tagen durchgeführt. Dem Filterkörper wurden einmalig Proben aus der Sedimentschicht sowie unterschiedlichen Schichten des Filterkörpers (0 bis 2 cm und 4 bis 10 cm Tiefe bezogen auf OK Sandkörper) entnommen. Die Probenahme erfolgte zulaufnah an vier beschiedenen Stellen. Der Entnahme war eine Trockenphase von 9 Tagen vorausgegangen. Die Proben wurden ein bis drei Tage in einem Kühlraum bei 4°C gelagert und jeweils am Vorabend des Versuchs in das Deckelteil der Nutsche ($\varnothing_{\text{innen}}$: 128 mm; Höhe: 67 mm) eingebaut.

Um einen Austrag von Filtermaterial zu verhindern, wurden die Proben auf Glasfaser-Rundfiltern (Schleicher und Schuell, GF 53) gelagert. Die Probenschicht wurde 2 cm stark eingebaut und von Hand leicht verdichtet. Alle Deckelteile wurden vor und nach dem Einbau der Bodenprobe gewogen, um die Masse der untersuchten Probe zu ermitteln. Vor Versuchsbeginn wurde jeweils eine Referenzprobe des Filtermaterials (Sediment, Sand 0-2 und Sand 4-10) luftdicht verpackt und tiefgekühlt. Aus diesen Proben wurden der TS-Gehalt sowie die NH_4 - und NO_3 -Beladung im Ausgangszustand ermittelt. Alle Analysen von Bodenproben wurden durch die BIOPLAN Landeskulturgesellschaft, Sinsheim durchgeführt.

In drei Versuchsreihen wurden jeweils gleichzeitig Proben der drei Schichten mit unterschiedlich konzentrierter NH_4 -Lösung beaufschlagt. Die NH_4 -Lösung wurde mit Ammoniumdihydrogenphosphat ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) hergestellt. Die NH_4 -N-Konzentrationen der drei Versuchsreihen lagen bei 10 mg/l, 5 mg/l und 1,8 mg/l. Um eine Nitrifikation zu unterdrücken, wurde Allylthioharnstoff (ATH) zugegeben. Durch Zugabe von Natronlauge wurde ein pH von 7 eingestellt. Auf eine mögliche Konkurrenzwirkung des Natrium bei der NH_4 -Sorptions wird im Rahmen der Ergebnisdarstellung eingegangen.

Jede Nutsche wurde mit 10 l beaufschlagt. Dies entspricht einer Beschickungshöhe von 780 mm. Die Beschickung erfolgte manuell. Um ein Aufwirbeln der Probe während des Versuchs zu verhindern, wurde das Deckelteil zunächst sehr vorsichtig bis zur Sättigung der Probe und dann bis zum vollen Einstau gefüllt. Vor Versuchsbeginn wurde ein zweites Deckelteil auf die Nutsche aufgesetzt, das der Energieumwandlung und der gleichmäßigen Verteilung über die Oberfläche diente (siehe Anhang H).

Der Durchsatz wurde durch Schlauchpumpen (Watson Marlow, U 101) auf 31 ml/min reguliert. Die Filtergeschwindigkeit lag damit bei $4 \cdot 10^{-4}$ m/s. Eine weitere Reduzierung war nicht möglich, da jede Versuchsreihe innerhalb eines Tages abgeschlossen werden sollte. Im Ablauf wurden 1-Liter-Mischproben genommen. In diesen Proben wurden NH_4 - und NO_3 -N-Konzentrationen mit den in 3.3.2.3 genannten Verfahren bestimmt.

Nach Versuchsende wurden die Nutschen wiederum gewogen und die komplette Bodenprobe tiefgekühlt. Auch in diesen Proben wurden analog zum Vorgehen bei der Bodenuntersuchung (Kap. 3.4.2) NH_4 - und NO_3 -Konzentrationen bestimmt.

3.5.2 Sorption und Stoffumsatz im Sediment

Der Vergleich zu- und abfließender Stoffströme von Filterkörpern gibt die Wirkung der Passage als Integral über die gesamte Tiefe wieder. Hinsichtlich Sorptionsvermögen und Umsatzaktivität sind RBF jedoch in vertikaler Richtung äußerst inhomogen. Bodenanalysen geben zwar Hinweise auf die räumliche Verteilung der Prozessintensitäten, erfassen aber nur einen momentanen Zustand während der Trockenphase. Um die Wirkung eines begrenzten Bodenelementes während der Beschickung zeitlich differenziert zu erfassen, wurde die in Kap. 3.5.1 beschriebene Methode weiterentwickelt. Dabei wurden Proben aus dem Sediment des RBF Ensheim mit verdünntem Abwasser beschickt. Neben CSB -, NH_4 - und NO_3 -Konzentrationen wurden auch die Sauerstoffgehalte im Überstand und im Ablauf gemessen.

Je kleiner der Versuchsmaßstab gewählt wird, umso geringer ist die zu erwartende Wirkung. Um trotz des geringen Volumens der Bodenprobe eindeutige Effekte zu erzielen, wurde die Untersuchung auf das Sediment als die aktivste Zone des Filterkörpers beschränkt. Es wurde in zwei aufeinander folgenden Versuchen jeweils eine Sedimentprobe untersucht.

Im Gegensatz zu den Sorptionsversuchen steht hier der zeitliche Verlauf der Prozesse im Vordergrund. Um Verfälschungen der Ablaufganglinien durch die Durchmischung im Trichter der Nutsche zu reduzieren, wurde ein eigens hergestellter Verdrängungskegel aus Kunststoff eingebaut. Das gesamt durchströmbare Volumen der Ablaufarmaturen (unterhalb der Bodenprobe) wurde damit auf 180 ml begrenzt. Die Filtergeschwindigkeit wurde auf 10^{-5} m/s gedrosselt. Bei einer Beschickungsmenge von 11 l ergab sich damit eine Versuchsdauer von annähernd 24 h.

Die Bodenproben wurden nach einer 14tägigen Trockenphase gewonnen und vor Beginn des ersten Versuchs eine Woche im Kühlschrank bei 6°C gelagert. Es wurden 400 g Bodenmaterial jeweils am Vorabend des Versuchs in die Nutsche eingebaut. Bei vorangegangenen Versuchen mit verdünntem Abwasser war es zu einer Verstopfung der Glasfaserfilter gekommen /Meyer, 2005/. Diese wurden daher durch eine Dränschicht aus Sand (0/2) ersetzt, die auf einem Edelmetallgewebe (Maschenweite 0,1 mm) gelagert war. Die Proben wurden wieder handverdichtet eingebaut und durch eine Kiesschicht gegen Erosion gesichert. In Anhang I zeigt Bild 3 den Aufbau anhand einer nach dem Versuch gestürzten Probe.

Das Einstauvolumen wurde durch den Aufsatz eines dritten Deckelteils erhöht. Das Überstauvolumen betrug damit ca. 2 l. Im Überstand und im Ablauf wurden die Sauerstoffkonzentrationen mittels einer optischen Sonde (Hach Lange, LDO) gemessen. Die Sonde im Ablauf wurde mit einem Abzweigstück so montiert, dass die Messung im durchflossenen Querschnitt erfolgt (siehe Anhang I, Bild 1).

Das für die Beschickung verwendete Rohabwasser wurde am Morgen des Versuchsbeginns auf der Kläranlage Kaiserslautern dem Zulauf zum Belebungsbecken entnommen. Zur Abtrennung grober Feststoffe wurde es durch ein Seidentuch filtriert. Um Konzentrationen im Bereich typischer Mischwasserentlastungen zu erhalten, wurde das vorfiltrierte Wasser auf eine NH_4 -N-Zielkonzentration von 2 mg N/l im ersten und 6 mg N/l im zweiten Versuch ver-

dünnt. Die Ausgangskonzentration im Rohabwasser wurde dazu mittels Schnelltest (Dr. Lange, LCK 304) bestimmt.

Wegen der langen Versuchsdauer wurde das so konditionierte Beschickungswasser in 500 ml-Flaschen im Kühlschrank zwischengelagert. Die Flaschen wurden jeweils 2 h vor Verwendung aus dem Kühlschrank entnommen, um auf Raumtemperatur zu erwärmen. Die Temperatur wurde im Überstand kontinuierlich gemessen. Die Beschickung erfolgte in Portionen von 500 ml, jeweils sobald der Wasserspiegel im Überstau ausreichend abgesunken war.

Um die Wirkung der Sedimentprobe von anderen Effekten (wie dem Vorabbau im Überstand und der Adsorption an anderen Materialien) zu isolieren, wurde jeweils parallel eine Nutsche, die nur mit Sand und der Kiesschicht gefüllt war, unter identischen Randbedingungen als Nullprobe betrieben. Auf eine Sauerstoffmessung wurde bei der Nullprobe verzichtet.

Die Abläufe wurden in Probenflaschen gesammelt, die während des Versuchs in Kühlboxen auf ca. 4°C temperiert wurden. Aus den ersten 4 Liter wurden jeweils in 1-Liter-Mischproben genommen, anschließend 2-Liter-Mischproben. Die Nullprobe wurde über den gesamten Versuch mit 2-Liter-Mischproben beprobt.

Analog zur Vorgehensweise bei den Sorptionsversuchen wurden NH_4^- und NO_3^- Konzentrationen im Sediment jeweils in einer Referenzprobe bestimmt, die vor der Beschickung tiefgekühlt wurde, sowie in der Probe nach der Beschickung.

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsschritte gesondert dargestellt und diskutiert. In den beiden ersten Unterkapiteln stehen mit der Belastungscharakteristik und dem hydraulischen Verhalten die Randbedingungen der Reinigungsprozesse im Vordergrund. Die darauf folgenden Abschnitte befassen sich mit den Stoffströmen an der Großanlage und den detaillierteren Untersuchungen der Rückhalte- und Umsatzprozesse. Jedes Unterkapitel endet mit einer Zusammenfassung der wesentlichen Erkenntnisse.

4.1 Belastungs- und Betriebsbedingungen

Die hydraulischen und stofflichen Eigenschaften von Entlastungsabflüssen an RÜB - und damit auch die Zuflüsse zu nachgeschalteten RBF - variieren anlagen- und ereignisspezifisch in einem breiten Spektrum (siehe u.a. Welker, 2005 und Brombach, Fuchs, 2002). Die Reinigungsleistung eines RBF ist deshalb stets vor dem Hintergrund der jeweiligen Belastung zu bewerten.

4.1.1 Vorgeschichte und Systemzustand

Bei konventionellen Bauwerken der Regenwasserbehandlung wird die Reinigungswirkung allein durch die jeweils aktuelle Belastung bestimmt. In RBF wirkt sich darüber hinaus auch die langfristige Belastung aus, die die Entwicklung der Biozönose, den Auf- und Abbau von Stoffdepots sowie die physikalischen Eigenschaften des Filterkörpers beeinflusst. Die Vorgeschichte des Anlagenbetriebs beeinflusst somit den Zustand des Systems während der Untersuchungsphasen. Sie kann im Fall des RBF Ensheim anhand der kontinuierlich aufgezeichneten mengenbezogenen Daten nachvollzogen werden.

Die hydraulische Belastungscharakteristik der Anlage weist extreme jahreszeitliche Schwankungen auf. In Bild 4-1 sind die täglichen Betriebsdauern beispielhaft für das Jahr 2002 dargestellt. Als Kriterium für den Filterbetrieb wurde dabei ein Filterablauf $Q_{ab} > 1 \text{ l/s}$ zu Grunde gelegt. Ereignisse von weniger als 24 h erscheinen als dünne graue Balken (z.B. 6. Mai). Alle breiteren Balken stellen längere Betriebsphasen dar. Ebenfalls dargestellt ist der aus dem 14-Tage-Minimum ermittelte Fremdwasserabfluss für dieses Jahr (siehe auch 3.2.1.3). Entsprechende Darstellungen für 2003 und 2004 finden sich in Anhang C.

Die Darstellung macht deutlich, dass die Betriebszeiten des RBF eng mit dem Fremdwasserabfluss korrelieren. Ein zeitlicher Versatz ergibt sich dadurch, dass das Fremdwasser aus dem Minimum der vorangegangenen 14 Tage ermittelt wird. Ein Volleinstau des Retentionsvolumens kann innerhalb von 24 h abgearbeitet werden. Deutlich längere Betriebszeiten deuten auf ungewöhnlich lange Entlastungsereignisse am vorgeschalteten Regenbecken hin. Betriebszeiten von bis zu 11 Tagen pro Ereignis, wie sie in den Winterhalbjahren auftreten, lassen eine fremdwasserbedingte Dauerbeschickung erkennen.

Die hydraulische Belastung (Beschickungshöhe) des Filterbeckens kann aufgrund des eingeschränkten Messbereichs der Zulaufmessung nicht für den gesamten Betriebszeitraum ermittelt werden (siehe 3.3.1). Allein der filtrierte Anteil lag jedoch mit 79 m bereits deutlich über dem in DWA M178 (2005) empfohlenen Grenzwert von 60 m/a. Die Hälfte dieses Volumens entfällt auf das fremdwasserreiche erste Quartal.

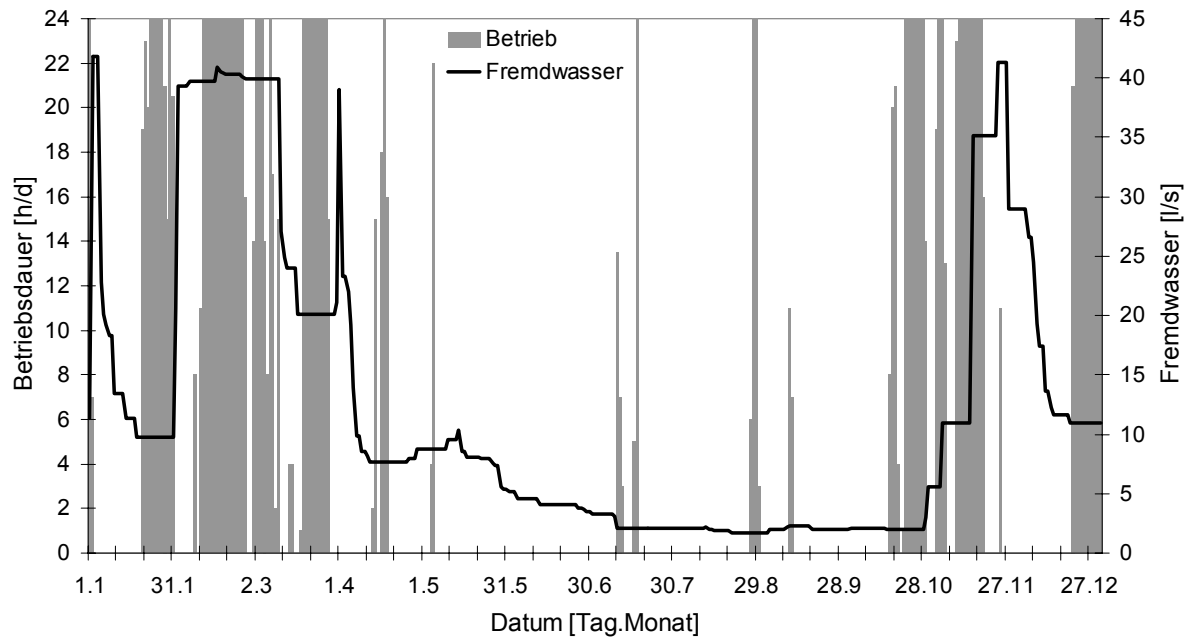


Bild 4-1 Betriebszeiten des RBF und zugehöriger Fremdwasserabfluss

Der intensiven Belastung in den Wintermonaten stehen seltene Beschickungen und mehrwöchige Trockenphasen im Sommerhalbjahr gegenüber. Dies ist teilweise auf die Überdimensionierung der Vorstufe zurückzuführen. Ein weiterer wesentlicher Faktor ist das außergewöhnlich geringe Niederschlagsaufkommen im Sommerhalbjahr 2002. Die geringe Beschickungshäufigkeit in der Vegetationsphase führte zu einem deutlichen Trockenstress der Schilfbepflanzung, der sich im extrem niederschlagsarmen Jahr 2003 noch verstärkte. Eine Reduzierung des Drosselabflusses der Vorstufe von 46 auf 20 l/s von Juni bis September 2003 brachte keine wesentliche Steigerung der Entlastungsaktivität.

Um die Wasserversorgung der Bepflanzung weiter zu verbessern, wurde der RBF in dieser Zeit vorübergehend im Teileinstau betrieben. Diese Betriebsweise führte zu einem Nachlassen der Reinigungsleistung, zur Geruchsbildung infolge anaerober Bedingungen sowie zum verstärkten Austrag von Carbonaten aus dem Filtersubstrat /Schmitt et al., 2005/.

Der Carbonataustrag ist insbesondere vor dem Hintergrund des bereits im Ausgangszustand niedrigen Gehaltes als kritischer Prozess zu bewerten. Bodenproben, die am Ende dieser Betriebsphase aus verschiedenen Profiltiefen gewonnen wurden, zeigen zwar ein deutlich verringertes Carbonatdepot, eine Versauerung ist jedoch noch nicht erkennbar (siehe Tabelle 4-1). Die niedrigen pH-Werte bei gleichzeitig vorhandenem Carbonat sind ein typisches Merkmal von Filtersedimenten /MUNLV, 2004/.

Durch Sanierungsmaßnahmen im Bereich der Flughafenentwässerung im Herbst 2003 wurde der winterliche Fremdwasseranfall reduziert. Die Beschickungsintensität des RBF wurde damit im Regelbetrieb ($Q_M = 46$ l/s) deutlich vermindert. Im ersten Halbjahr 2004 wurden durch Variation des Drosselabflusses zwischen 46 und 20 l/s Beschickungsdauer und Trockenphasen gezielt beeinflusst.

Tab. 4-1 Carbonatgehalt und pH-Wert im zulaufnahen Filterprofil

	Profiltiefe [cm] ¹⁾	CaCO ₃ ³⁾ [%]	pH (CaCl ₂)
Sediment	10 – 15	5,57	6,3
2/8 Kiesdecklage	0 – 10/5 ²⁾	7,00	6,6
Filtersand	0 – 2	0,16	6,8
Filtersand	2 – 10	0,39	6,7
Filtersand	50 – 60	0,58	7,0
Filtersand	90 – 100	0,87	7,1
Dränkies	100 - 130	8,20	7,3

1) Höhen bezogen auf OK Filtersand

2) Beet 1: 10 cm; Beet 2: 5 cm

3) Ausgangscarbonatgehalt des Filtersandes 1,09 % CaCO₃

4.1.2 Hydraulische Charakteristik der beprobten Ereignisse

Die unterschiedlichen Randbedingungen in den beiden Intensivmessphasen (August bis Oktober 2002 und Januar bis Juni 2004) führen zu sehr großen Unterschieden in der hydraulischen Charakteristik der beprobten Ereignisse. Die erste Intensivmessphase (August bis Oktober 2002) ist durch sehr kompakte Entlastungsspitzen und kurze Entlastungsdauern geprägt. Bild 4-2 zeigt beispielhaft eine typische Zuflussganglinie. Die Beschickung über das Wehr im Einlaufbauwerk ist bereits nach etwa einer Stunde abgeschlossen. Bei anderen Ereignissen hält diese Phase maximal vier Stunden an. Anschließend werden Klärüberlaufschacht und Zulaufkanal über eine Pumpe in Richtung der Filterbeete entleert. Die weitere Entlastung kleinerer Mengen aus dem RÜB führt am Ende der meisten Ereignisse immer wieder zum Anspringen der Entleerungspumpe im Klärüberlaufschacht (EP Intervallbetrieb).

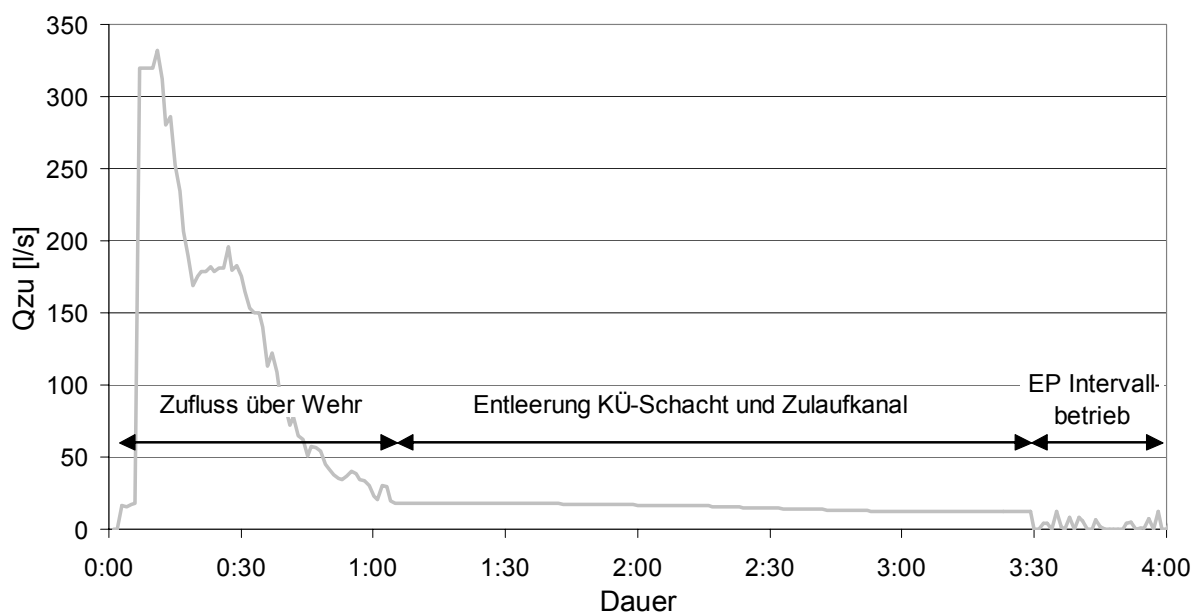


Bild 4-2 Typische Zuflussganglinie der ersten Intensivmessphase (10.09.2002)

Charakteristisch für das Abflussverhalten des Einzugsgebietes ist ein deutlicher verzögerter Regennachlauf (siehe Kap. 3.2.1.3). In Verbindung mit dem reduzierten Drosselabfluss der Vorstufe brachte dieser Nachlauf in der zweiten Intensivmessphase (Januar bis Juni 2004) sehr lange andauernde Beschickung des RBF mit sich. Zusätzlich verschärft wurde die Situation durch den erhöhten Fremdwasserbasisabfluss im ersten Quartal. Um dauerhafte Trockenwetterentlastungen des RÜB zu vermeiden, wurde der Drosselabfluss spätestens zwei Tage nach dem letzten Niederschlag wieder auf 46 l/s erhöht. Einen Sonderfall stellt das Ereignis vom 11. Januar 2004 dar, da es hier durch lang andauernde ergiebige Niederschläge auch bei erhöhtem Drosselabfluss der Vorstufe zu einer mehrtägigen Beschickung kam.

Aufgrund des variierenden Drosselabflusses ist die Entlastungsaktivität der Vorstufe nicht mit der anderer RÜB vergleichbar. Hinzu kommt, dass im Jahr 2003 eine außergewöhnliche hydrologische Situation vorlag und das Abflussverhalten durch die Fremdwassersanierung während des Untersuchungszeitraums beeinflusst wurde. Auf eine statistische Auswertung zur vergleichenden Bewertung des Entlastungsverhaltens wird daher verzichtet.

4.1.3 Zusammensetzung des Zuflusses

Die variierenden Randbedingungen der einzelnen Ereignisse schlagen sich auch in der Zusammensetzung des Zuflusses nieder. Sowohl die Konzentrationsganglinien als auch die mittleren Ereigniskonzentrationen (MEK) und Ereignisfrachten unterscheiden sich deutlich.

4.1.3.1 Standardanalytik

Aus den detailliert erhobenen Zufluss- und Konzentrationsdaten wurden Ereignisfrachten und frachtgewichtete MEK ermittelt. Bei der Berechnung von Mittelwerten für die Messphasen wurden die MEK der Einzelereignisse ebenfalls mit dem zugehörigen Volumen gewichtet.

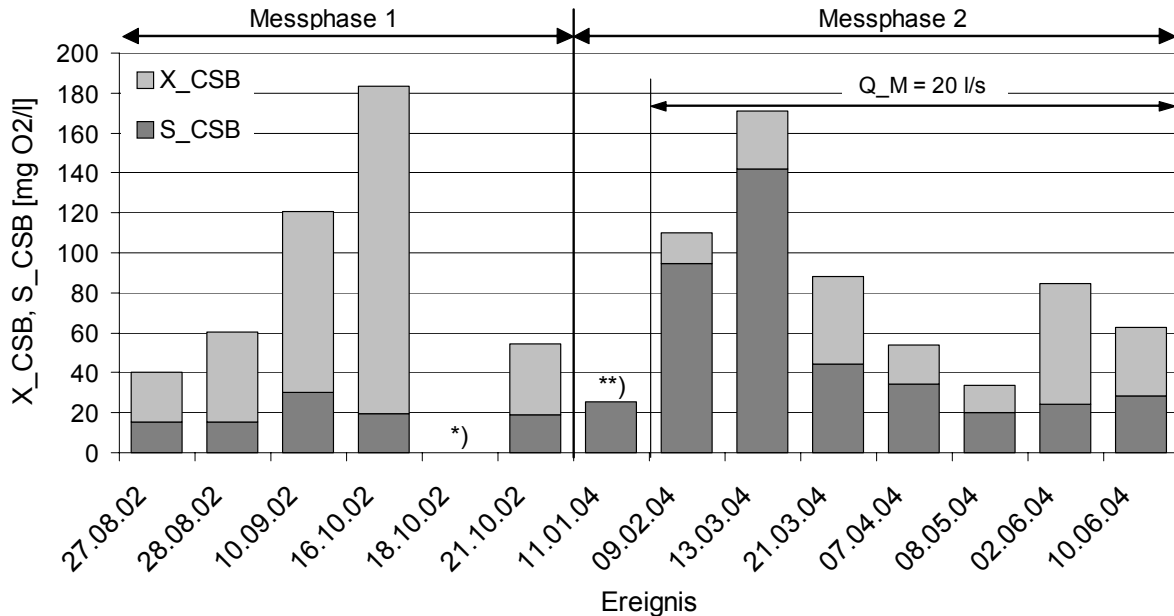
Mittlere Ereigniskonzentrationen (MEK)

Die mittlere CSB-Konzentration liegt mit 69 mg O₂/l im unteren Bereich typischer Entlastungskonzentrationen an RÜB. Nach einer Literaturlauswertung von Welker /2004/ variieren die an Klärüberläufen von RÜB in Deutschland gemessenen Konzentrationen zwischen 34 und 200 mg O₂/l. Die arithmetische Mittelung der Literaturdaten ergibt eine CSB-Konzentration von 96 mg O₂/l. Ebenfalls auf der Basis von Literaturdaten haben Uhl und Kasting /2002/ einen Median der CSB-Entlastungskonzentration in Mischsystemen von 87 mg O₂/l ermittelt. Dabei wurde nicht nach Bauwerksarten unterschieden. Im Vergleich mit Konzentrationen, die im Zulauf zu anderen RBF gemessen wurden, liegen die in Ensheim gemessenen Werte im mittleren Bereich (vgl. Kap. 2.5.1).

Die in Bild 4-3 dargestellten MEK des CSB zeigen die für Mischsysteme charakteristische große Variationsbreite (minimal: 34 mg O₂/l, maximal 183 mg O₂/l). Die CSB-Konzentrationen beider Messphasen liegen im selben Bereich und weisen annähernd gleiche Mittelwerte auf (71 mg O₂/l in Phase 1 und 69 mg O₂/l in Phase 2).

Deutliche Unterschiede zwischen beiden Messphasen zeigt dagegen die Aufteilung in partikuläre und gelöste Anteile CSB-verursachender Substanzen. In der ersten Messphase liegen diese im Mittel zu 75 % partikulär vor. Die Variationen der MEK sind vor allem auf diesen Anteil zurückzuführen, während die Konzentrationen der gelösten Fraktion sich in einer deutlich

schmaleren Bandbreite bewegen. Diese Tendenzen finden sich auch bei der Betrachtung des Konzentrationsverlaufs während der einzelnen Beschickungen wieder. Trotz der Durchmischung im vorgeschalteten RÜB ist in der Mehrzahl der C_{CSB} -Ganglinien ein deutlicher Schmutzstoß zu Ereignisbeginn zu erkennen, der vermutlich auf Ablagerungen von Feststoffen im Zulaufkanal zurückzuführen ist. Die MEK der partikulären CSB-Fraktion wird vor allem durch die Intensität dieses Schmutzstoßes bestimmt.



*) keine Probenahme

***) keine Bestimmung in der homogenisierten Probe

Bild 4-3 Mittlere Ereigniskonzentrationen des CSB im Zulauf zum RBF

In der zweiten Messphase verdoppelt sich die mittlere Konzentration gelöster CSB-Verbindungen gegenüber der ersten Phase von 18 auf 36 mg O₂/l, während die Konzentration der partikulären Anteile um 20 mg O₂/l zurückgeht. Lediglich 43 % des CSB liegen in dieser Phase partikulär vor. Diese Veränderung der Zusammensetzung ist durch die hydraulische Charakteristik der Ereignisse zu erklären. Durch die überwiegend deutlich niedrigeren hydraulischen Spitzen in der zweiten Messphase werden in geringerem Umfang Feststoffe aus dem Zulaufkanal remobilisiert. Die niedrigere Oberflächenbeschickung des Regenüberlaufbeckens hat außerdem eine verbesserte Absetzwirkung zu Folge. Beides führt zu einer Reduzierung der Konzentration partikulärer Substanzen.

Durch den erhöhten Fremdwasseranfall in Verbindung mit einem reduzierten Drosselabfluss kommt es insbesondere in den ersten Monaten der zweiten Messphase am RÜB zu Entlastungen mit relativ niedrigem Abfluss. Da der Schmutzwasseranfall während des Untersuchungszeitraumes unverändert bleibt, sind niedrigere Mischwasserabflüsse zwangsläufig mit höheren Schmutzwasseranteilen verbunden. Diese schlagen sich in höheren Konzentrationen gelöster Verbindungen nieder. Mit dem Rückgang des Fremdwassereinflusses nähern sich die Konzentrationsverhältnisse und -ganglinien denen der ersten Messphase an. Die beiden letzten Ereignisse weisen wieder deutliche hydraulische Spitzen und Schmutzstöße auf.

Der Einfluss des erhöhten Schmutzwasseranteils in der zweiten Messphase wird auch durch die MEK des Ammoniumstickstoffs bestätigt, der einen typischen Schmutzwasserindikator

darstellt (siehe Bild 4-4). Der Rückgang der Ammoniumkonzentrationen markiert demnach den Rückgang des Schmutzwasseranteils im Verlauf dieser Messphase. Nach Welker (2005) variieren mittlere Ammoniumkonzentration im Entlastungsabfluss von Regenüberlaufbecken zwischen 8,6 und 2,0 mg N/l. Das arithmetische Mittel der zu Grunde liegenden Messprogramme liegt bei 3,8 mg N/l. Uhl und Kasting (2002) ermittelten aus Literaturangaben einen Median von 6,3 mg N/l. Die in Ensheim in der zweiten Phase gemessenen Konzentrationen liegen somit durchgehend im üblichen Bereich. In der ersten Messphase sind die Konzentrationen dagegen extrem niedrig, da durch die Überdimensionierung der Vorstufe nur sehr abflussintensive Ereignisse zur Entlastung führten.

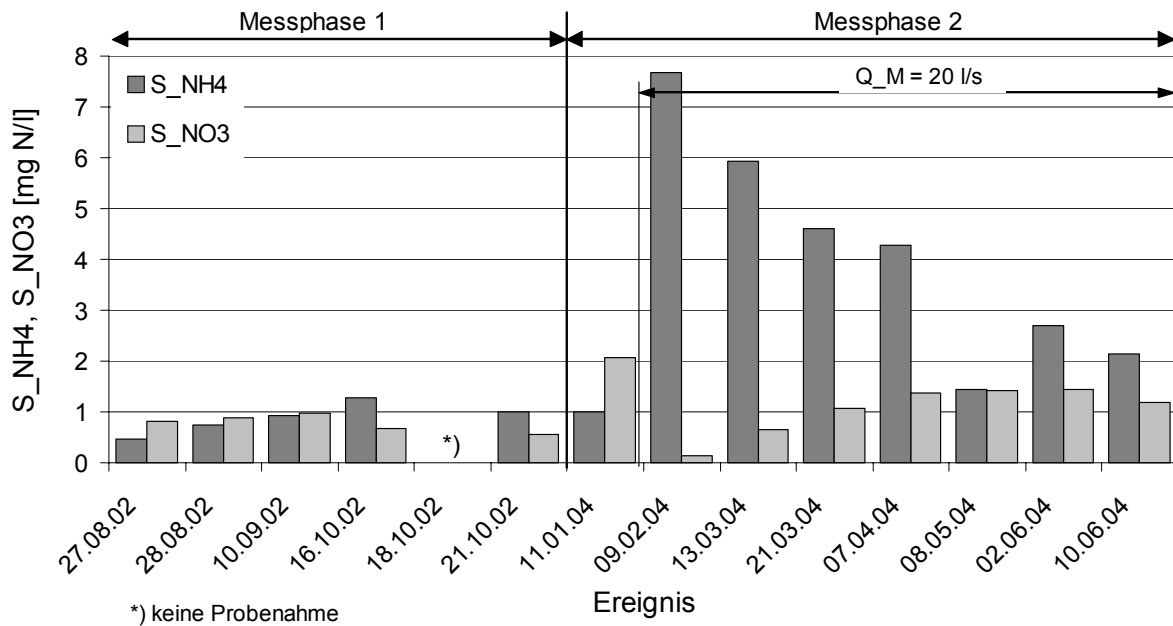


Bild 4-4 Mittlere Ereigniskonzentrationen der anorganischen N-Komponenten im Zulauf zum RBF

Auffällig ist der Verlauf der MEK des Nitratstickstoffs in der zweiten Messphase. Da Fremdwasser im Regelfall höhere Nitratkonzentrationen aufweist als Niederschlagsabflüsse, wären daher gerade in der fremdwasserdominierten Phase besonders hohe Konzentrationen zu erwarten. Die bei weitem höchsten Konzentrationen treten jedoch bei dem Ereignis am 11. Januar auf, bei dem erhöhter Fremdwasserabfluss und intensive Niederschläge zusammentrafen.

Die niedrigen Nitratkonzentrationen bei Ereignissen von Februar bis April, bei denen ein weit höherer Fremdwasseranteil zur Entlastung kam, deuten auf eine Denitrifikation in der Vorstufe hin. Aufgrund der geringen Abflüsse kam es zu mittleren Aufenthaltszeiten im RÜB von 20 h (09. Februar) und 10 h (13. März). Es ist zu vermuten, dass die langen Aufenthaltszeiten bei gleichzeitig hohen schmutzwasserbürtigen CSB-Konzentrationen zu anoxischen Verhältnissen geführt haben.

Ereignisfrachten

Aufgrund der unterschiedlichen Beschickungsvolumina der einzelnen Ereignisse sind zur Beurteilung der stofflichen Belastungscharakteristik neben den MEK auch die Frachten zu berücksichtigen.

In Bild 4-5 sind die Ereignisfrachten des CSB differenziert nach gelösten und partikulären Anteilen dargestellt. Die Ereignisfrachten variieren in einem wesentlich breiteren Spektrum als die zugehörigen Konzentrationen. Dies ist vor allem durch den Einfluss des Fremdwasseranfalls und die Reduzierung des Drosselabflusses am RÜB bedingt. Beides führt nicht nur zu einer Erhöhung des Schmutzwasseranteils im Filterzulauf, sondern auch zu wesentlich längeren Ereignisdauern. Den Einfluss der Beschickungsdauer macht insbesondere der Vergleich von MEK und Ereignisfracht beim ersten Ereignis der zweiten Messphase deutlich.

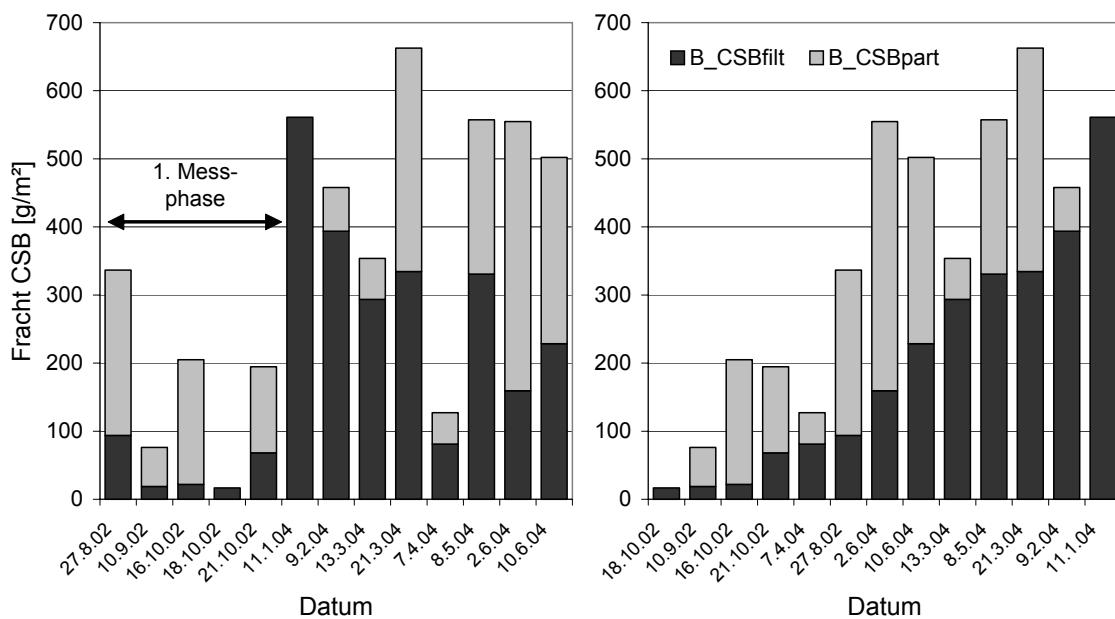


Bild 4-5: CSB-Ereignisfrachten (partikuläre und gelöste Fraktion) chronologisch (links) und nach Größe sortiert (rechts)

Im rechten Bild sind die Ereignisfrachten nach Größe sortiert dargestellt. Da bei zwei nicht vollständig beprobten Ereignissen der homogenisierte CSB nicht hinreichend sicher abgeschätzt werden konnte, wurde die gelöste Fraktion als Kriterium für die Sortierung gewählt. Unter der Annahme, dass die partikulären Anteile fast ausschließlich auf der Filteroberfläche zurückgehalten werden, ist die Fracht gelöster CSB-Verbindungen außerdem besser geeignet, um den Eintrag in das Filterinnere zu charakterisieren. Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Untersuchungen eine weite Spanne von Ereignisfrachten abdecken.

Bild 4-6 zeigt analoge Darstellungen für die NH₄-N-Fracht. Aufgrund des größeren Konzentrationsunterschiedes zwischen beiden Messphasen ist der Sprung zwischen den Ereignissen beider Messphasen deutlicher ausgeprägt als bei den CSB-Frachten. Die Ereignisse der ersten Messphase liegen im Bereich von 0,6 bis 4,2 g/m². Die Ereignisse der zweiten Phase sind gleichmäßig im Bereich zwischen 10 und 25 g/m² verteilt. Zwei Ereignisse weisen Be-

lastungen über 30 g N/m² auf. Insgesamt wird auch hinsichtlich der NH₄-Frachten ein breites Belastungsspektrum abgedeckt.

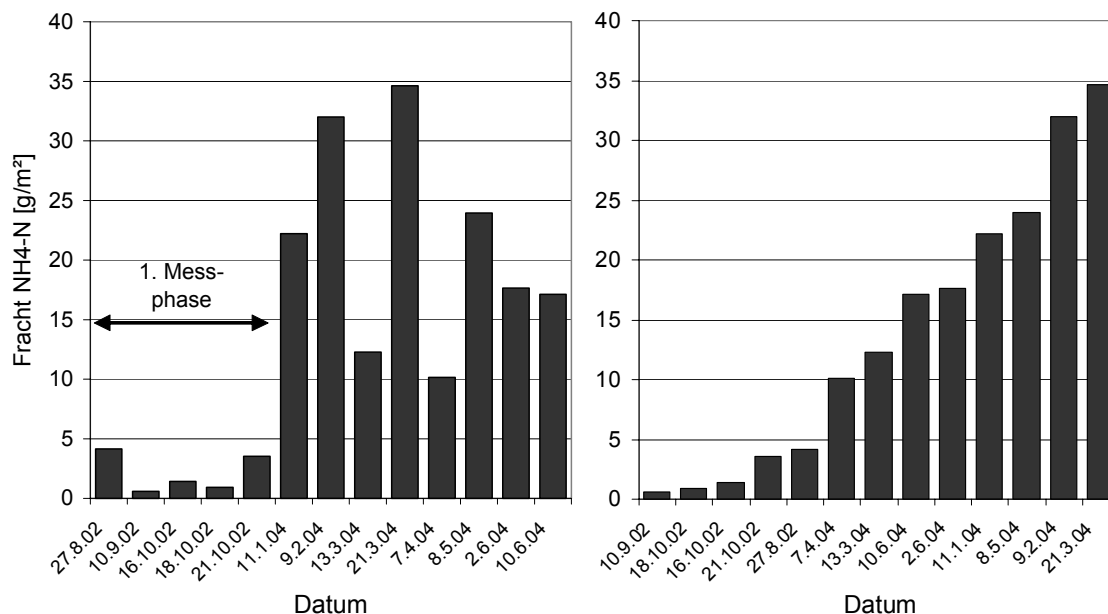


Bild 4-6: NH₄-N-Ereignisfrachten chronologisch (links) und nach Größe sortiert (rechts)

4.1.3.2 Detaillierte Analytik

Über die standardmäßige Analytik hinaus wurden in Stichproben die Parameter DOC, BSB und orgN bestimmt, um näheren Aufschluss über die Eigenschaften der organischen Anteile zu erhalten. Zur Erweiterung der Datenbasis wurden in die Auswertung auch Messergebnisse zweier Ereignisse aus dem Jahr 2003 einbezogen, die hinsichtlich ihrer Charakteristik mit den Ereignissen von August und September 2002 vergleichbar sind. Die Beziehung zwischen den Parametern der Zusatzanalytik und dem Leitparameter CSB wurden durch lineare Regression nach dem *Kleinsten-Quadrate-Ansatz* /Franke, 1995/ ermittelt.

Aus 240 Vergleichsmessungen wurde der in Bild 4-7 dargestellte Zusammenhang zwischen der CSB- und der TOC-Konzentration in der filtrierten Probe ermittelt. Über den gesamten Messbereich besteht eine sehr enge Korrelation zwischen beiden Parametern ($R^2 = 0,975$). Zumindest für den gelösten Anteil gibt somit der CSB den Gehalt an organischem Kohlenstoff zutreffend wieder.

Der BSB₅ wurde in 53 Proben aus verschiedenen Ereignissen bestimmt. Zwischen dem CSB in den homogenisierten Proben und dem zugehörigen BSB₅ ließ sich kein unmittelbarer Zusammenhang erkennen. Eine deutliche Korrelation zeigt sich jedoch zwischen dem BSB₅ und dem CSB der filtrierten Probe (siehe Bild 4-8). Die breitere Streuung im unteren Konzentrationsbereich ist methodisch bedingt.

Der enge Zusammenhang zwischen beiden Größen deutet darauf hin, dass die leichter abbaubaren organischen Verbindungen überwiegend gelöst vorliegen bzw. umgekehrt die partikulären Anteile schlecht abbaubar sind. Nimmt man an, dass letztere nicht zum BSB₅ beitragen, ergibt sich aus der Regressionsanalyse für die gelöste Fraktion ein BSB-Anteil von ca. 60 %. Bezogen auf den Gesamt-CSB läge der BSB-Anteil bei 16 %. Derart niedrigere

leicht abbaubare Anteile sind typisch für Oberflächenabflüsse /Welker, 2005/. Aufgrund des hohen Schmutzwasseranteils liegt dagegen in der zweiten Messphase der BSB-Anteil mit 42 % nahe am Bereich typischer Werte für kommunales Abwasser.

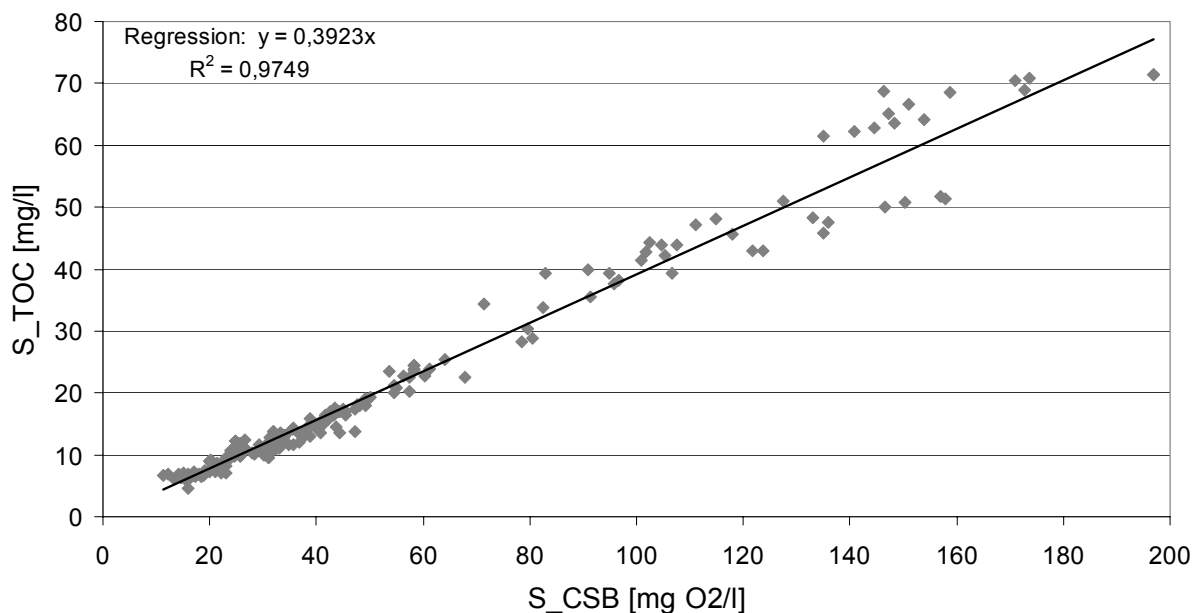


Bild 4-7 Korrelation zwischen Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs (S_{TOC}) und des CSB in der filtrierten Probe (S_{CSB})

In 60 Proben verschiedener Ereignisse wurde der Gesamtstickstoffgehalt (TN) bestimmt. Zur Ermittlung des organischen Anteils (orgN) wurden Ammonium- und Nitratstickstoff abgezogen. Der Nitritanteil wurde vernachlässigt. Im arithmetischen Mittel dieser zufälligen Stichproben lagen 35 % des TN als orgN vor. Bezogen auf die Messphase 2 (Ereignisse aus Januar und März 2004) lag der Mittelwert bei 37 % ($n = 23$) in 2002/03 bei 32 % ($n = 37$). Dieses annähernd konstante Verhältnis besagt, dass sich durch die Zunahme des Schmutzwasseranteils in der zweiten Messphase die Konzentrationen des organischen Stickstoffs proportional zu denen der anorganischen N-Anteile erhöhen. Dies deutet wiederum darauf hin, dass der orgN-Anteil im Entlastungsabfluss überwiegend aus dem Schmutzwasserabfluss stammt.

Diese Einschätzung wird durch das Verhältnis von orgN zu CSB untermauert. Betrachtet man die Grundgesamtheit aller Messungen, so ist zwischen beiden Parametern kein Zusammenhang erkennbar. Die Unterscheidung nach Messphasen in Bild 4-9 macht dagegen deutlich, dass der Anteil des orgN an den organischen Verbindungen in der zweiten Phase (als graue Dreiecke dargestellt) tendenziell größer ist. Eine enge Korrelation beider Parameter liegt jedoch trotz dieser Differenzierung nicht vor.

Die tatsächlichen Variationen dieses Verhältnisses werden bei der Auswertung von den unvermeidbaren Abweichungen bei Probennahme und –aufbereitung sowie bei der Laboranalytik überlagert. Diese fallen in niedrigen Konzentrationsbereichen besonders ins Gewicht. Da die gemessenen TN-Konzentrationen zum Großteil am unteren Rand des Messbereichs der verwendeten Schnelltests bzw. an der Bestimmungsgrenze der DIN-Methoden liegen, ist zu vermuten, dass die schwache Korrelation zwischen orgN und CSB überwiegend methodisch bedingt ist.

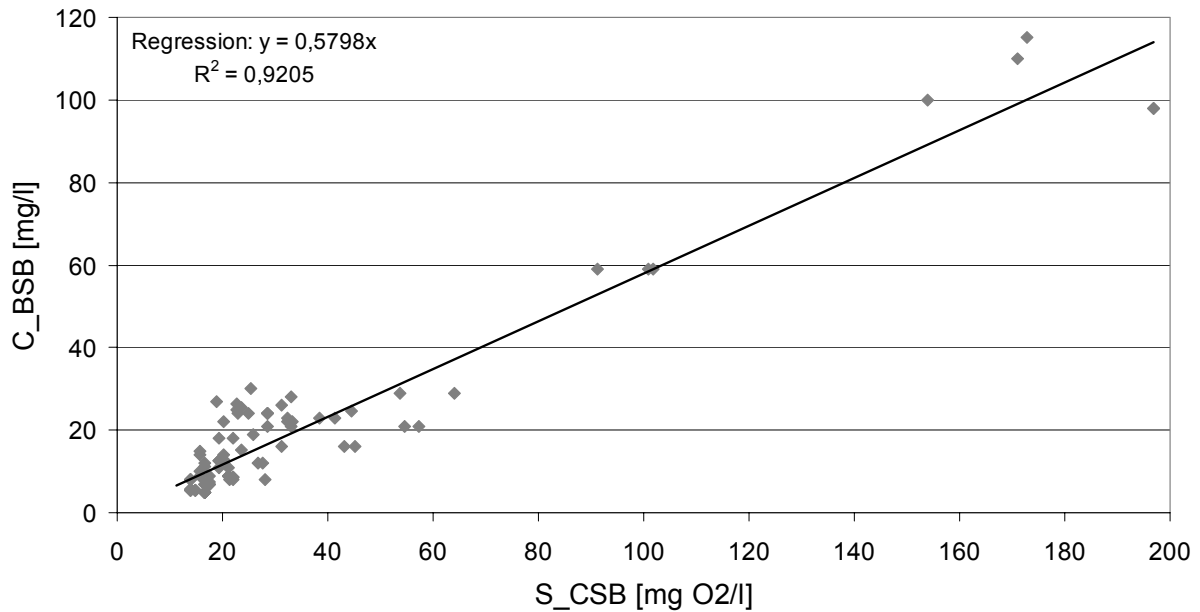


Bild 4-8 Korrelation zwischen der BSB₅-Konzentration in der homogenisierten (C_BSB) und der CSB-Konzentration in der filtrierten Probe (S_CSB)

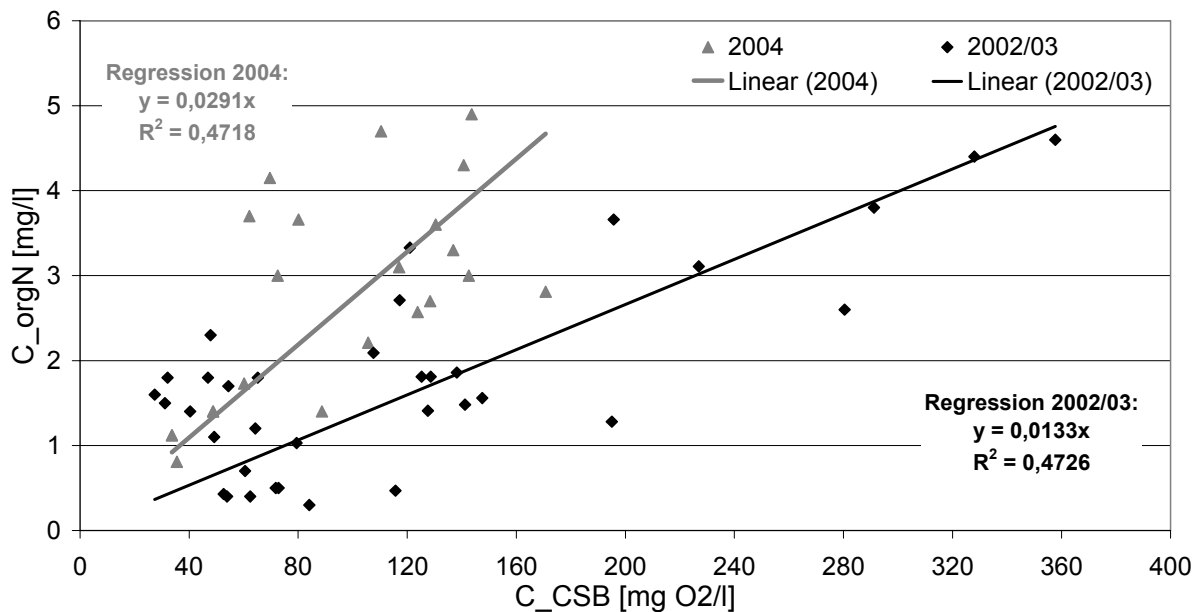


Bild 4-9 Korrelation zwischen der orgN-Konzentration (C_orgN) und der CSB-Konzentration (C_CSB) in der homogenisierten Probe

Nach der Regressionsanalyse läge das Verhältnis zwischen orgN und CSB in 2004 bei etwa 0,03. Werte in diesem Bereich werden auch bei der Simulation von Abwasserreinigungsanlagen angesetzt /Langergraber, 2003/. Die geringeren N-Anteile bei den Ereignissen in 2002 und 2003 sind vermutlich auf die Herkunft der organischen Verbindungen zurückzuführen. Offenbar enthalten die überwiegend aus Kanalablagerungen stammenden organischen Verbindungen im Entlastungsabfluss dieser Ereignisse weniger Stickstoff als die aus dem unmittelbaren Schmutzwasserabfluss. Dies lässt sich durch eine Mineralisierung

des Stickstoffs (Ammonifikation) in den Kanalsedimenten erklären. Rechnet man den organischen Stickstoffanteil auf der Basis der CSB-Konzentrationen mit obigen Verhältniswerten hoch, ergeben sich Konzentrationen von 0,95 mg N/l (Phase 1) und 2,0 mg N/l (Phase 2).

Leitfähigkeit und pH

Leitfähigkeit und pH wurden bei allen beprobten Ereignissen jeweils in Stichproben bestimmt. Erwartungsgemäß wird die Leitfähigkeit vor allem vom Mischungsverhältnis zwischen Regen- und Schmutzwasser bestimmt. In der ersten Messphase wurden Werte zwischen 47 und 151 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. In der zweiten Messphase, in der höhere Schmutzwasseranteile zur Entlastung gelangten, variierte die Leitfähigkeit dagegen zwischen 60 und 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die höchsten Werte traten bei den fremdwasserdominierten Entlastungen in Februar und März auf.

Der pH-Wert liegt in beiden Messphasen zwischen 7,1 und 8,5. Eine Korrelation zur Leitfähigkeit oder zum Mischungsverhältnis ist nicht erkennbar.

4.1.4 Zusammenfassende Beurteilung der Belastungsbedingungen

Im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 war der RBF Ensheim stark wechselnden Belastungssituationen ausgesetzt. Die Sommermonate sind von seltenen Beschickungsereignissen und langen Trockenperioden geprägt, während im Frühjahr der Einfluss des Fremdwassers teilweise zu mehrtägigen Dauerbeschickungen führt.

In den beiden Intensivmessphasen wurde das Verhalten in sehr unterschiedlichen Belastungssituationen detailliert untersucht. Die erste Messphase fällt in eine Zeit geringer Entlastungsaktivität. Aufgrund der Überdimensionierung der Vorstufe führen nur sehr intensive Niederschlagsereignisse zur Beschickung des RBF. Die Konzentrationen schmutzwasserbürtiger Inhaltsstoffe (S_{NH_4} , S_{NO_3} , S_{CSB}) liegen deutlich unter Vergleichswerten aus der Literatur. Der CSB liegt überwiegend in partikulärer Form vor.

Die zweite Messphase liegt teilweise im Bereich erhöhter Fremdwasserabflüsse. Die Reduzierung des Drosselabflusses erhöht die Entlastungsaktivität der Vorstufe zusätzlich. Dadurch führen auch weniger intensive Niederschläge zu Entlastungen mit entsprechend höheren Konzentrationen an Schmutzwasserinhaltsstoffen. Bedingt durch verzögerten Regennachlauf aus dem Einzugsgebiet hält die Beschickung jeweils über mehrere Tage an.

In der Praxis sind an RBF beide Extremfälle – mangelnde Beschickungsintensität und Dauerbelastung – häufig zu beobachten. Der erste Fall tritt häufig auf, wenn der der Planung zugrunde liegende Ausbau- und Anschlussgrad nicht oder nur mit starker zeitlicher Verzögerung erreicht wird. Dauerbelastung wird vor allem durch saisonal erhöhte Fremdwasserabflüsse verursacht.

Im Regelbetrieb von Regenüberlaufbecken führen die spezifischen Eigenschaften von Einzugsgebiet und Entwässerungssystem zu einem jeweils anlagentypischen Spektrum der Entlastungskenngrößen, insbesondere der stofflichen Belastung. Durch die unterschiedlichen Randbedingungen beider Messphasen sowie die gezielte Beeinflussung des Drosselabflusses wurde dieses Spektrum im vorliegenden Fall stark ausgeweitet. Durch beide Messphasen wird die gesamte Bandbreite praxisrelevanter Belastungszustände abgedeckt, von kurzen Starkniederschlägen mit geringen Schmutzwasseranteilen bis zu Trockenwetter-

beschickungen mit entsprechend hohen Konzentrationen an Schmutzstoffen. Letztere bringen, aufgrund der langen Beschickungsdauern, extrem hohe Frachtbelastungen mit sich.

Die Stoffströme im Zulauf wurden in der ersten Messphase in zeitlich hoher Auflösung erfasst. In der zweiten Phase mussten aufgrund der sehr langen Ereignisdauern längere Beprobungsintervalle gewählt werden. Mit zunehmender Intervalldauer verringert sich grundsätzlich die Genauigkeit der Frachtermittlung. Die Ergebnisse der ersten Messphase zeigen, dass dies vor allem die partikulären Anteile betrifft, während die gelösten Stoffe aufgrund ihrer geringeren Dynamik auch mit geringerer Beprobungsdichte relativ genau erfasst werden können.

Die Zusammensetzung des Entlastungsabflusses variiert vor allem in Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis. Mit zunehmendem Schmutzwasseranteil steigen in der zweiten Messphase die Ammoniumkonzentrationen sowie die gelösten Anteile des CSB und das BSB/CSB-Verhältnis. Besondere Einflüsse von Indirekteinleitern sind nicht zu erkennen.

Im gesamten Konzentrationsbereich korreliert der CSB in der gelösten Probe sehr eng mit dem entsprechenden TOC. Er ist somit ein geeigneter Indikator für die organische Belastung im Filterzulauf. Zwischen den Konzentrationen des organischen Stickstoffs und des CSB ist keine enge Korrelation nachzuweisen.

4.2 Hydraulisches Verhalten des RBF

Die genaue Kenntnis der hydraulischen Verhältnisse im Filterkörper ist entscheidend für die Analyse der Reinigungsprozesse. Dies gilt insbesondere bei einer zeitlich hoch aufgelösten Betrachtung /Langergraber, 2002; Dittmer et al. 2005/. Wesentliche hydraulische Randbedingungen, die während der Betriebsphase variieren, sind Filtergeschwindigkeit und Sättigungsgrad. Weitgehend konstante Kenngrößen des Filterkörpers sind die betriebliche Durchlässigkeit, das zur Speicherung verfügbare Porenvolumen und der Restwassergehalt.

4.2.1 Füllung des Filterkörpers

Der Beginn des vollständig gesättigten Filterbetriebs lässt sich anhand der Wasserstandsmessung im Ablaufschacht (H_{ab}) und der ereignisspezifischen betrieblichen Durchlässigkeit k_{fB} (siehe Kap. 4.2.3) ermitteln. Die Lage der freien Wasseroberfläche im Filterkörper (H_{FK}), wird unter Berücksichtigung der hydrodynamischen Verluste näherungsweise nach Gleichung 4-1 berechnet.

Alle Höhen sind auf die Unterkante der Dränschicht bezogen. Der Filterkörper ist daher ab einem Wasserstand von $H_{FK} = 1,4$ m voll gesättigt (vergleiche Bild 3-3).

$$H_{FK} = H_{ab} \left(1 + k_{fB} \cdot \frac{Q_{ab,RBF}}{A_F} \right) \quad (\text{Gl. 4-1})$$

mit H_{ab} = Wasserstand im Ablaufschacht [m];

H_{FK} = Lage der freien Wasseroberfläche im Filterkörper (über UK Dränschicht) [m];

k_{fB} = betrieblicher Durchlässigkeitsbeiwert [m/s];

$Q_{ab,RBF}$ = Drosselabfluss des Filterbeckens [m³/s];

A_F = Oberfläche des Filterkörpers [m²]

Bild 4-10 zeigt beispielhaft Ganglinien für H_{FK} und den Wasserstand im Retentionsraum (H_{RR}) während der Beschickungsphase. Von betrieblicher Sättigung (maximaler Sättigungsgrad) kann ausgegangen werden, sobald H_{FK} die Oberkante des Filterkörpers erreicht. Einschließlich Drän- und Deckschicht beträgt die Stärke des Filterkörpers 1,4 m. Im dargestellten Fall übersteigt zu Beschickungsbeginn die hydraulische Belastung die Infiltrationskapazität des Filters. Es kommt bereits vor Sättigung des Filterkörpers zu einem Überstau von über 30 cm. Dies trat bei mehreren Ereignissen mit hoher Abflussspitze zu Beginn der Entlastung auf.

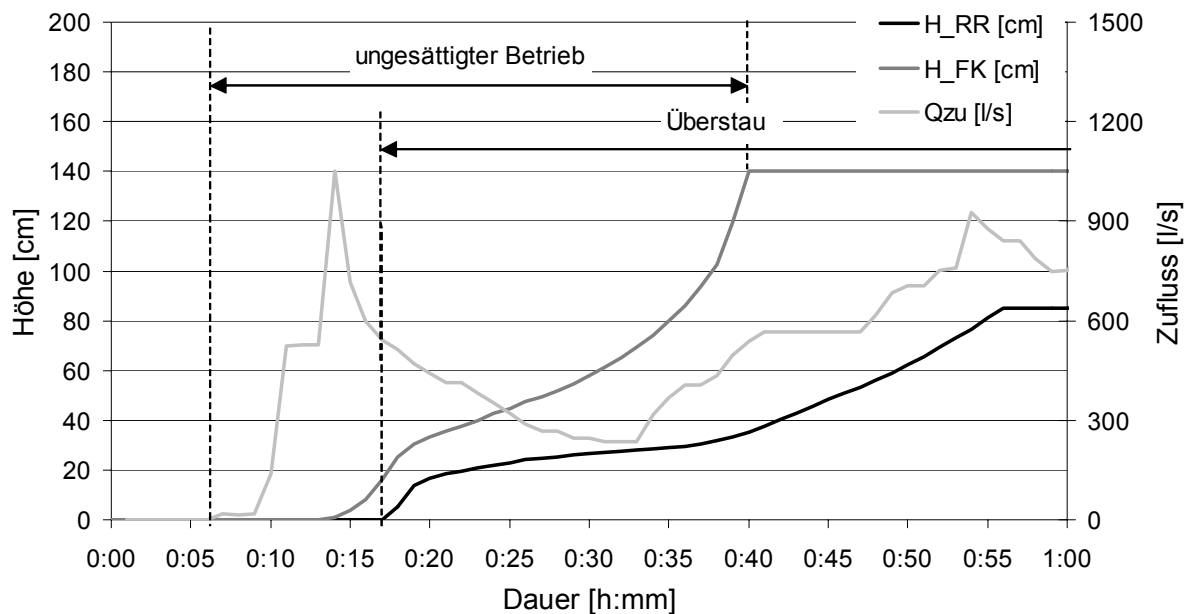


Bild 4-10 Hydraulische Verhältnisse im Filterbecken während einer Beschickung

Der ungesättigte Betrieb hält im Beispiel nur 37 min an. Diese Dauer hängt primär von der Intensität der Beschickung ab. In Tabelle 4-2 sind für die Ereignisse der Intensivmessphasen die Dauern des ungesättigten und gesättigten Betriebs (T_{ung} und T_{ges}) zusammengestellt sowie die im ungesättigten Betrieb abgeflossenen Anteile am gesamten Filterdurchsatz (n_{ab}). Das bei Eintritt der Sättigung im Filterkörper befindliche Wasser wird dabei vollständig der gesättigten Strömung zugerechnet, obwohl es den Filterkörper bereits teilweise im ungesättigten Fluss durchströmt hat. Rechnet man dieses Volumen dagegen dem ungesättigten Fluss zu, liegt dessen Anteil deutlich höher (n).

Obwohl gesättigte Verhältnisse in der ersten Messphase bereits nach spätestens 1:06 h eintreten, macht der Anteil der ungesättigten Strömung bis zu 47 % aus. Je kürzer die Beschickung ist, desto mehr fällt die ungesättigte Strömung anteilmäßig ins Gewicht. In der zweiten Messphase hält aufgrund des wesentlich geringeren Zuflusses der ungesättigte Zustand bei den meisten Ereignissen länger an. Da aber auch die Gesamtdauer der Ereignisse wesentlich länger ist, nimmt der Anteil des ungesättigten Filterdurchsatzes gegenüber der ersten Messphase ab. Eine Ausnahme stellt das Ereignis vom 09. Februar 2004 dar. Bei dieser fremdwasserbedingten Trockenwetterentlastung ist der mittlere Zufluss in den ersten 40 h niedriger als der Drosselabfluss des RBF, so dass das Porenvolumen nicht aktiviert wird.

Zwar überwiegen die gesättigten Verhältnisse deutlich, der Anteil der ungesättigten Strömung ist jedoch bei den meisten Ereignissen nicht vernachlässigbar. Da die Verteilung zwi-

schen beiden Zuständen von der Charakteristik der hydraulischen Beschickung (Anfangsintensität und Dauer) bestimmt wird, ist dieser Befund jedoch nicht verallgemeinerbar.

Tab. 4-2 Dauer der ungesättigten (T_{ung}) und gesättigten (T_{grs}) Strömung und deren Anteile am Filterdurchsatz bezogen auf den Ablauf (n_{ab}) und die Infiltration (n)

Ereignis	T_{ung} [h:mm]	$T_{ges.}$ [h:mm]	n_{ab} [%]	n [%]
27.08.2002	0:51	18:00	5	22
10.09.2002	1:06	2:00	35	47
16.10.2002	0:36	12:00	5	27
18.10.2002	1:05	10:00	10	31
21.10.2002	1:02	25:00	4	18
13.01.2004	1:30	158:00	1	4
09.02.2004	40:21	95:00	30	31
13.03.2004	2:26	30:00	8	19
21.03.2004	4:24	90:00	5	10
07.04.2004	1:20	42:00	3	13
08.05.2004	1:46	64:00	3	10
02.06.2004	0:40	51:00	1	10
10.06.2004	0:37	76:00	1	7

4.2.2 Ablaufdrosselung

Der Filterdurchsatz wird über den E-Schieber im Ablaufschacht auf 0,01 l/(s·m²) bzw. 10 l/s geregelt. Bei Wasserständen im Retentionsraum von über 40 cm über OK Filter tritt zusätzlich zum geregelten Abfluss ein weiterer unplanmäßiger Abfluss durch die Leitung der Entleerungspumpe auf (siehe 3.2.3.3). Dieser erreicht bei Vollfüllung des Retentionsraumes Werte bis zu 9 l/s.

In Bild 4-11 ist beispielhaft für die Anfangsphase eines Ereignisses der resultierende Gesamtabfluss dargestellt. Die Abbildung veranschaulicht die Funktionsweise der Regelung. Typischerweise wird etwa 30 min nach Ablaufbeginn ein annähernd konstanter Ablauf erreicht. Die Regelung toleriert kurzfristige Abweichungen der Durchflussmessung bis zu 20 % ohne Nachführung der Schieberstellung. Aufgrund eines offenbar systematischen Fehlers der Messung liegt der reale Abfluss in der Drosselleitung 20 % über dem Messwert (siehe Bilanzierung – Kalibrierung der Zu- und Ablaufmessung). Der Abfluss aus dem Filterkörper beträgt damit bei Einstau des Retentionsraumes zeitweise das Doppelte des Soll-Wertes.

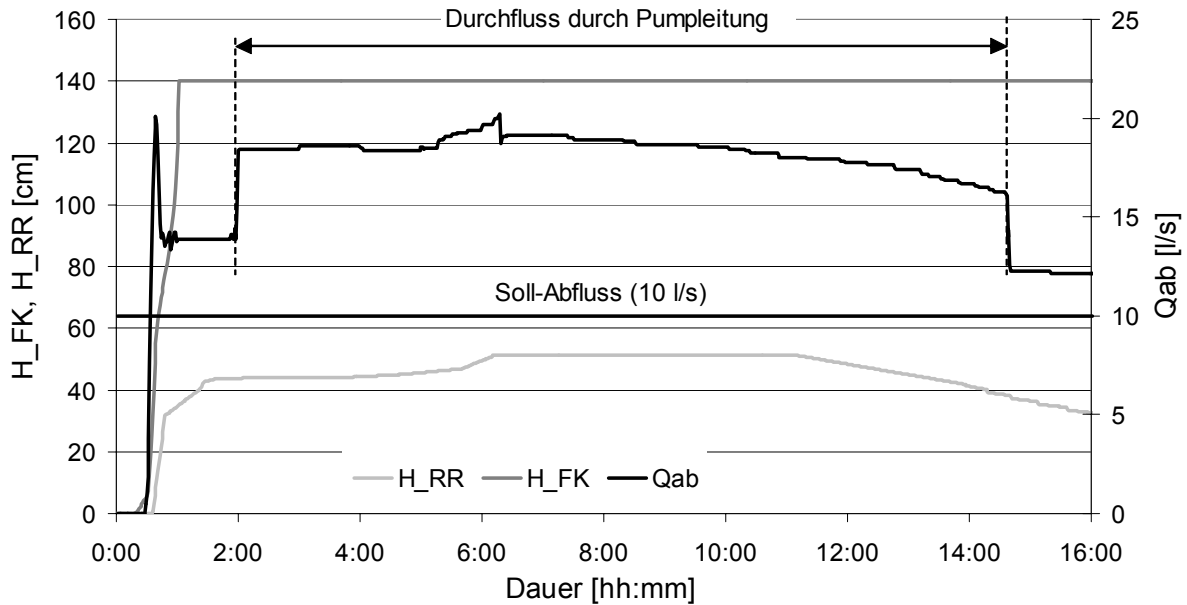


Bild 4-11 Einfluss des Wasserstandes im Filterkörper (H_{FK}) und im Retentionsraum (H_{RR}) auf den Abfluss aus dem Filterbecken

4.2.3 Entleerung des Filterkörpers

Bild 4-12 illustriert das Entleerungsverhalten des Filterkörpers. Der freie Wasserspiegel im Filterkörper (H_{FK}) sinkt entsprechend dem Drosselabfluss annähernd linear ab. Sobald der freie Abfluss aus dem Filterkörper den Soll-Wert der Drosselung um mehr als 20 % unterschreitet, öffnet der E-Schieber die Ablaufleitung vollständig. Der freie Ablauf geht innerhalb von Stunden auf Werte von weniger als 1 l/s zurück. Dieses deutlich erkennbare Dränende weist auf eine ausgeprägte FK und einen entsprechend schmalen Kapillarsaum hin. Der Filterkörper zeigt damit das angesichts des groben Substrates zu erwartende Entleerungsverhalten.

Die betriebliche Durchlässigkeit k_{fB} wurde aus der Differenz der Wasserspiegellagen in Überstau und Ablaufschacht nach Gleichung 4-2 ermittelt. Mit diesem Ansatz werden alle Druckverluste dem Filterkörper zugeordnet. Der Einfluss der Dränage sowie Eintrittsverluste der Dränrohre werden vernachlässigt. Um ausschließlich gesättigte Zustände zu erfassen, wurden jeweils nur Werte gegen Ende der Entleerungsphase des Retentionsraumes verwendet (Kriterium: H_{RR} fallend \cap $10 \text{ cm} > H_{RR} > 5 \text{ cm}$).

$$k_f [m/s] = v_f \cdot \frac{\Delta s}{\Delta H} = q_{ab,RBF} [m/s] \cdot \frac{m_F [m]}{\Delta H_{RR,ab} [m]} \quad (\text{Gl. 4-2})$$

mit $\Delta H_{RR,ab} = H_{RR} - H_{ab} [m]$;

$q_{ab,RBF}$ = Drosselabflussspende des Filterbeetes (Drosselabfluss/Filteroberfläche) [m/s]

m_F = Stärke der Filterschicht einschließlich Sediment = 1,10 m

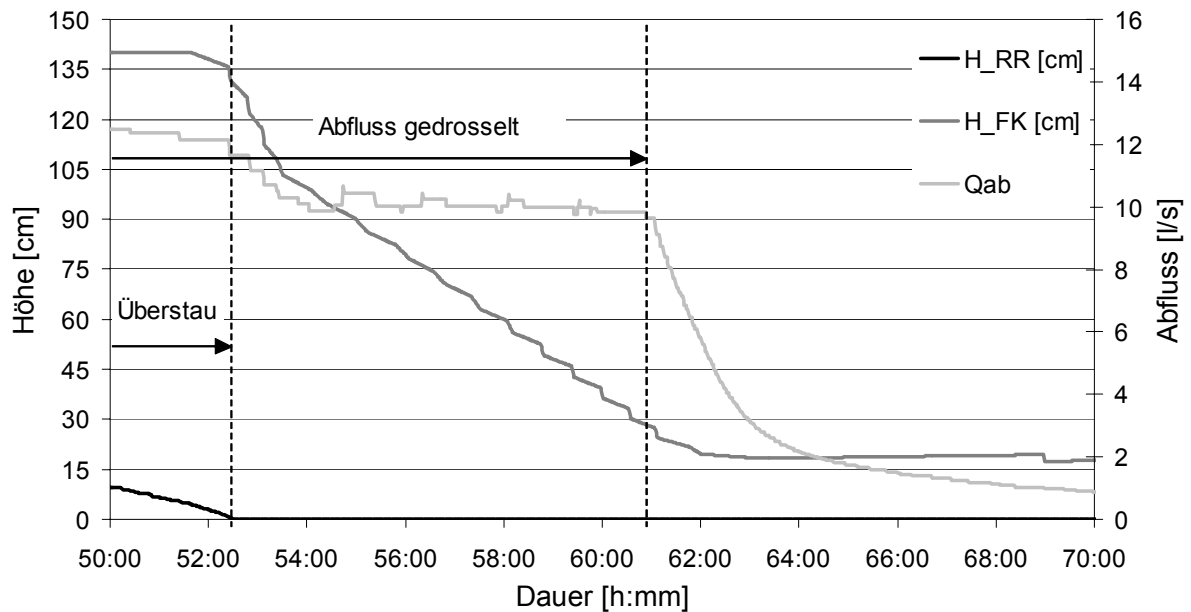


Bild 4-12 Abfluss aus dem Filterbecken (Q_{ab}) sowie Wasserstand im Filterkörper (H_{FK}) und im Retentionsraum (H_{RR}) während der Entleerungsphase

Die Auswertung der Ereignisse aus beiden Intensivmessphasen ergab die in Tabelle 4-3 zusammengestellten Ergebnisse. Die Streuung ist relativ gering und vermutlich überwiegend auf die installationsbedingten Ungenauigkeiten der Wasserstandsmessung im Ablaufschacht H_{ab} zurückzuführen (siehe Kap. 3.3.1). Eine Abhängigkeit des k_{fB} -Wertes von den Belastungsbedingungen ist nicht erkennbar. Auch bei Einstaudauern von mehreren Tagen und hoher stofflicher Belastung geht die Durchlässigkeit nicht zurück.

Tab. 4-3 Statistische Auswertung der betrieblichen Durchlässigkeit des Filtersubstrates ($n=16$)

	$\Delta H_{RR,ab}$ [cm]	k_f [10^{-5} m/s]
Mittelwert	10	11
Median	10	11
Minimum	15,5	7
Maximum	7,2	15

Die Werte bestätigen Ergebnisse von Messungen im ersten Betriebsjahr /Dittmer et al., 2002/. Die hohe Durchlässigkeit ist teilweise durch den relativ groben Kornaufbau zu erklären. Die Durchlässigkeit des Filtersubstrates im Ausgangszustand k_{fA} lässt sich vereinfachend mit der Formel von HAZEN (Gl. 4-3) abschätzen /Scheffer, Schachtschabel, 1998/. Damit ergibt sich für das Substrat der untersuchten Anlage

$$k_{fA} \approx d_{10}^2 / 100 = 0,2^2 / 100 = 4 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \quad (\text{Gl. 4-3})$$

mit d_{10} = Korndurchmesser bei 10 % Siebdurchgang [mm]

Die betriebliche Durchlässigkeit nach mehrjährigem Betrieb beträgt somit 28 % des theoretischen Ausgangswertes. Verglichen mit an anderen RBF gewonnenen Erfahrungen ist dieser

Unterschied sehr gering /Lambert, 2001/. Ein Überstautracerversuch, den Lambert /2002/ an derselben Anlage durchführte, zeigte eine gleichmäßige Durchströmung des Filterkörpers. Die hohe Leitfähigkeit ist folglich nicht auf präferenzielle Fließwege zurückzuführen. Eine mögliche Erklärung ist eine geringe mikrobielle Besiedlung.

4.2.4 Restwassergehalt

Der Restwassergehalt wurde in den für die Bodenuntersuchungen entnommenen Proben ermittelt (siehe 3.4.1). Bild 4-13 zeigt Tiefenprofile des volumetrischen Wassergehalts, die unmittelbar nach dem Ende der Entleerung (15.03.2004) und nach vier Tagen Trockenzeit (19.03.2004) im Schnitt A aufgenommen wurden. Das ebenfalls dargestellte Profil vom 18.04.2003 wurde durch Probeentnahme in einer Profilgrube nach 20 Tagen Beschickungspause ermittelt /Lambert, 2003/.

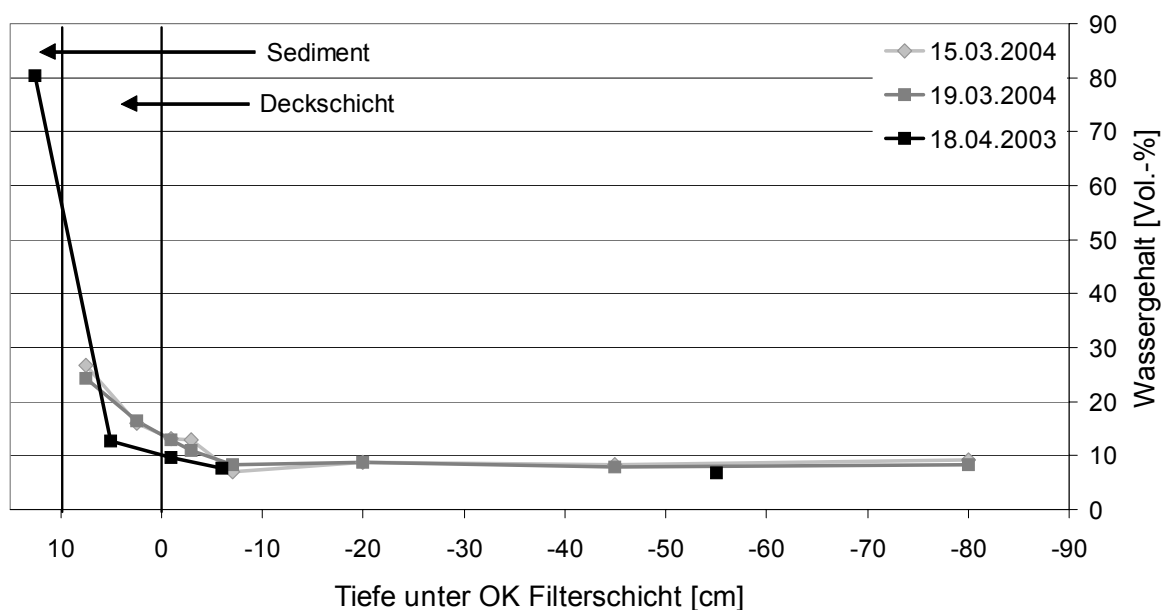


Bild 4-13 Wassergehaltsprofil im zulaufnahen Bereich nach unterschiedlichen Trockenperioden (15.03.2004: 0 Tage; 19.03.2004: 4 Tage; 18.04.2003: 20 Tage)

Die Abbildung zeigt, dass sich der Wassergehalt in der Sandschicht auch bei längeren Beschickungspausen nur wenig verändert. Lediglich in der Deckschicht und den oberen Zentimetern des Sandkörpers sind die Wassergehalte nach 20 Tagen signifikant niedriger als unmittelbar nach Dränende. In der Trockenphase zwischen 15. und 19. März 2004 sind auch in diesem Bereich keine Veränderungen erkennbar.

Der Wassergehalt im Sediment wurde nur in einer Probe vom 18. April 2003 bestimmt. Aufgrund der feinen Körnung ist die Wasserhaltefähigkeit des Sediments wesentlich höher als die der Sandschicht. Nach 20-tägiger Beschickungspause liegt der Wassergehalt im Sediment noch bei über 80 %. Einen wesentlichen Beitrag zu Aufrechterhaltung dieser hohen Wassergehalte dürften die zulaufnah sehr dichte Schilfvegetation und die damit anfallende Streuschicht leisten, die die Oberfläche vor Austrocknung schützen.

Entsprechend der Verteilung der Vegetation und des Sedimentes zeigen die Wassergehalte im Filterkörper auch einen Gradienten in horizontaler Richtung. In Bild 4-14 sind die Profile der Schnitte A (zulaufnah) und C (ablaufnah) jeweils nach Dränende (15.03.2004) und nach

viertägiger Beschickungspause (19.03.2004) dargestellt. Insbesondere in der Kiesdecklage und den oberen Zentimetern der Sandschicht zeigen sich bereits unmittelbar nach der Entleerung deutliche Unterschiede. Während das Wassergehaltsprofil im zulaufnahen Bereich unverändert bleibt, trocknet die Kiesschicht im ablaufnahen Bereich signifikant ab. Diese Unterschiede sind vermutlich mit der Verteilung des Sediments zu erklären. Die Sedimentschicht stellt nicht nur selber einen in der Trockenphase wesentlichen Wasserspeicher dar; sie schützt durch den Kornsprung gegenüber dem unterhalb liegenden Substrat auch die Sandschicht vor Austrocknung.

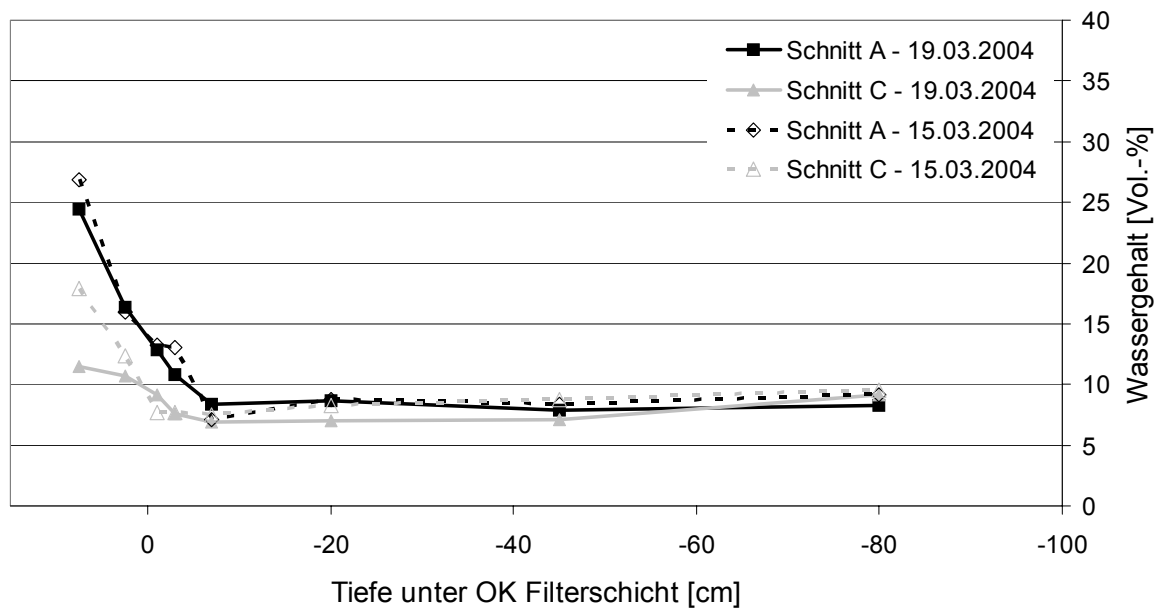


Bild 4-14 Wassergehaltsprofile zulaufnah (Schnitt A) und zulauffern (Schnitt C) unmittelbar nach einer Betriebsphase und nach viertägiger Trockenphase

Der mittlere Wassergehalt im Filterkörper liegt unmittelbar nach Dränende bei 8,8 Vol.-%, nach viertägiger Trockenphase bei 8,1 Vol.-%. Multipliziert mit dem Volumen des Filterkörpers (1.015 m³) ergibt sich damit ein Restwasservolumen von 89 m³ bzw. 82 m³. Da am 18. April 2003 nur ein Profil aufgenommen wurde, lässt sich der mittlere Wassergehalt nach längerer Trockenphase nicht berechnen. Der Vergleich der zulaufnah ermittelten Gehalte legt jedoch nahe, dass sich auch bei längeren Beschickungspausen der mittlere Wassergehalt nur geringfügig ändert.

4.2.5 Nutzbares Porenvolumen und Sättigungsgrad

Das als Speicher nutzbare Porenvolumen wurde aus der Volumenbilanz über den Zeitraum der Entleerung des Filterkörpers ermittelt. Es wurde angenommen, dass der maximale Wassergehalt am Ende der Überstauphase erreicht ist. Nach dem Ende des Überstaus liefen im Mittel 428 m³ aus dem Filterkörper ab. Da unmittelbar nach Dränende der Restwassergehalt annähernd erreicht wird, entspricht dieses Volumen dem für die Retention verfügbaren Porenraum.

Bei der Ermittlung des maximalen Sättigungsgrades der Sandschicht ist die Speicherwirkung der Dränageschicht zu berücksichtigen. Das Volumen dieser Schicht beträgt 275 m³. Nimmt man ebenfalls einen Porenanteil von $n = 0,4$ an, ergibt sich ein Porenvolumen von 110 m³.

Aufgrund der groben Porenstruktur kann im gedrosselten Betrieb von einer vollständigen Sättigung der Dränageschicht ausgegangen werden. Das in der Sandschicht gespeicherte Volumen würde somit 318 m³ betragen. Bezogen auf des Gesamtvolumen des Filterkörpers von 1.015 m³ entspricht dies 31 Vol.-%. Um den maximalen Wassergehalt während des Betriebs zu bestimmen, muss hierzu der Restwassergehalt von 8,8 Vol.-% addiert werden. Man erhält somit einen maximalen Wassergehalt von $\Theta_{\max} = 39,8 \%$ und einen betrieblichen Sättigungsgrad von $S_B = \Theta_{\max} / n = 99,5 \%$.

Aufgrund der getroffenen Annahmen und Messungenauigkeiten der zugrunde liegenden Verfahren ist dieses Ergebnis mit einigen Unsicherheiten behaftet. Es bestätigt jedoch Befunde aus Säulenversuchen /MUNLV, 2003/. Hinsichtlich der Strömungsverhältnisse im Filterkörper kann mit hinreichender Genauigkeit von einer vollständigen Sättigung im Betrieb ausgegangen werden.

4.2.6 Zusammenfassung der hydraulischen Eigenschaften

Der Filterkörper weist die angesichts des groben sandigen Substrats zu erwartenden hydraulischen Eigenschaften auf. Im Gegensatz zu Anlagen mit bindigem Filtermaterial zeigt der Filter eine sehr gute Reproduzierbarkeit des Verhaltens. Durchströmung und Entleerung sind relativ unempfindlich gegenüber unterschiedlichen Belastungs- und Umweltbedingungen. Sowohl innerhalb der Betriebsphasen als auch in den Trockenphasen liegen eindeutige und weitgehend einheitliche Randbedingungen vor.

Der Filterkörper wird im gedrosselten Betrieb vollständig gesättigt und entleert sich unmittelbar mit dem Ende der Betriebsphase ebenfalls annähernd vollständig. Das Dränende ist deutlich ausgeprägt. Die FK liegt um 9 %. Der Restwassergehalt sinkt in den Trockenphasen nur geringfügig unter diesen Wert. In einer Volumenbilanz können daher Anfangs- und Endzustand als gleich angesehen werden. Für die Speicherung steht ein Porenvolumen von 428 m³ zur Verfügung.

Der ungesättigte Betrieb ist nur ein vorübergehender Übergangszustand zu Beschickungsbeginn. Bei kürzeren Ereignissen ist sein Anteil am Gesamtdurchsatz jedoch nicht vernachlässigbar. Die Filtergeschwindigkeit liegt je nach Einstauhöhe um den Faktor 1,2 bis 2,0 über dem planmäßigen Wert von 10⁻⁵ m/s, jedoch innerhalb des von der DWA (2005) empfohlenen Bereich.

Der Filterkörper weist eine hohe betriebliche Leitfähigkeit auf ($k_{fB} = 1,1 \cdot 10^{-4}$ m/s) und zeigt auch bei mehrtägiger Dauerbeschickung keine Kolmationsneigung. Das Sediment ist gut strukturiert und hat offenbar keine negativen Auswirkungen auf die Durchlässigkeit. Im Überstautracerversuch zeigen sich keine Anzeichen eines ausgeprägten Makroporenflusses.

4.3 Stoffrückhalt im Filterkörper

In diesem Kapitel werden zunächst die in den infiltrierenden und abfließenden Volumenströmen gemessenen Konzentrationen besprochen. Typische und auffällige Phänomene werden anhand der Ganglinienverläufe analysiert (4.3.1). Anschließend werden die Ergebnisse der Bilanzierung dargestellt und diskutiert (4.3.2).

4.3.1 Ergebnisse der Qualitätsmessungen

Zur Beurteilung des Stoffrückhaltes in der Filterpassage werden Konzentrationen des infiltrierenden und des ablaufenden Wassers miteinander verglichen. Während die Ablaufkonzentrationen direkt gemessen wurden, sind die Konzentrationen des infiltrierenden Wassers das Ergebnis der Durchmischung im Retentionsraum (siehe 3.3.3.3 – Abschnitt: Ermittlung der infiltrierenden Fracht).

4.3.1.1 Darstellung der Ganglinien

Konzentrationsunterschiede zwischen Infiltration und Ablauf sind das Ergebnis des konvektiven Transportes, der Dispersion und des Stoffrückhaltes durch Filtration, Sorption und biologischen Stoffumsatz. Der Zeitversatz Δt durch den konvektiven Transport entspricht der Aufenthaltszeit im Filterkörper. Sie ergibt sich aus:

$$\Delta t [s] = \frac{V_p [m^3]}{Q_{ab,RBF} [m^3 / s]} \quad (\text{Gl. 4-4})$$

mit V_p = Porenvolumen des Filterkörpers = 430 m³

Die Aufenthaltszeit variiert mit dem Drosselabfluss zwischen 12 h (bei $Q_{ab,RBF} = 10$ l/s) und 6 h (bei $Q_{ab,RBF} = 20$ l/s). In der Phase des anfänglichen ungesättigten Betriebs kommt noch der Einfluss des veränderlichen Volumens im Porenspeicher hinzu. Bei einer zeitlich hoch aufgelösten Betrachtung ist somit keine eindeutige Zuordnung der Ablaufkonzentrationen zu korrespondierenden Zulaufkonzentrationen möglich. Um dies zu umgehen, werden im Folgenden die Ganglinien nicht in Abhängigkeit von der Zeit aufgetragen, sondern als Funktion des Filterdurchsatzes. Die Konzentrationen im infiltrierenden Wasser werden über die infiltrierte Menge, die Ablaufkonzentrationen auf die Abflusssumme aufgetragen.

Anhang D zeigt am Beispiel eines Ereignisses den Unterschied zwischen zeit- und durchsatzbezogener Darstellung. Unter Vernachlässigung der Dispersion, gibt Letztere die Stoffkonzentrationen eines gegebenen Volumenelements unmittelbar vor und nach der Filterpassage wieder. Der Einfluss der variierenden Aufenthaltszeit ist eliminiert. Bei einem idealen konvektiven Transport entspricht die Konzentrationsreduktion der aktuellen Reinigungswirkung. Unter realen Bedingungen beeinflussen noch Dispersion und ggf. präferenzielle Fließwege die Ganglinien der Ablaufkonzentrationen.

Das zu Beginn der Beschickung ausgetragene Restwasser wird vom Ablaufvolumen abgezogen, da es nicht zum Durchsatz des jeweils aktuellen Ereignisses gehört. Es wird ein Austausch von 80 m³ angenommen. Die Ganglinien der Konzentrationen des ein- und ausgetragenen Wassers sind um dieses Maß gegeneinander versetzt. Der Filterdurchsatz wird flächenbezogen (Volumen/Filterfläche [mm]) angegeben. Der Flächenbezug ermöglicht den di-

rekten Vergleich der Ergebnisse unterschiedlicher Maßstabsebenen und verschiedener Anlagen.

In Anhang E sind die Ganglinien der Konzentrationen der infiltrierenden und abfließenden Volumenströme sowie die zugehörigen Wasserstände und Abflüsse aller beprobten Ereignisse zusammengestellt. Im Vordergrund der Betrachtung steht das Verhalten gelöster Inhaltsstoffe. Bei der Darstellung der CSB-Ganglinien orientiert sich daher der Maßstab der Ordinatenachse an der Konzentration gelöster Anteile. Wenn der Filter nicht überstaut ist, wird für das infiltrierende Volumen die Konzentration des Zuflusses angesetzt. In diesen Phasen können sprunghafte Konzentrationsänderungen auftreten, etwa wenn in der Schlussphase die Zulaufpumpe in kurzen Intervallen an- und abschaltet (siehe Ereignis 10.09.2002). Phasen, in denen die Konzentrationen aufgrund lückenhafter Analytikdaten geschätzt werden mussten, sind in den Diagrammen entsprechend gekennzeichnet.

4.3.1.2 Anorganische Stickstoffverbindungen

Die Ganglinien der Ammonium- und Nitratkonzentrationen zeigen ein wiederkehrendes Muster, das die Wechselwirkung von Ammoniumsorption während der Beschickung und Nitrifikation in der Trockenphase belegt. In Bild 4-15 sind beispielhaft die Ganglinien des Ereignisses vom 02. Juni 2004 dargestellt.

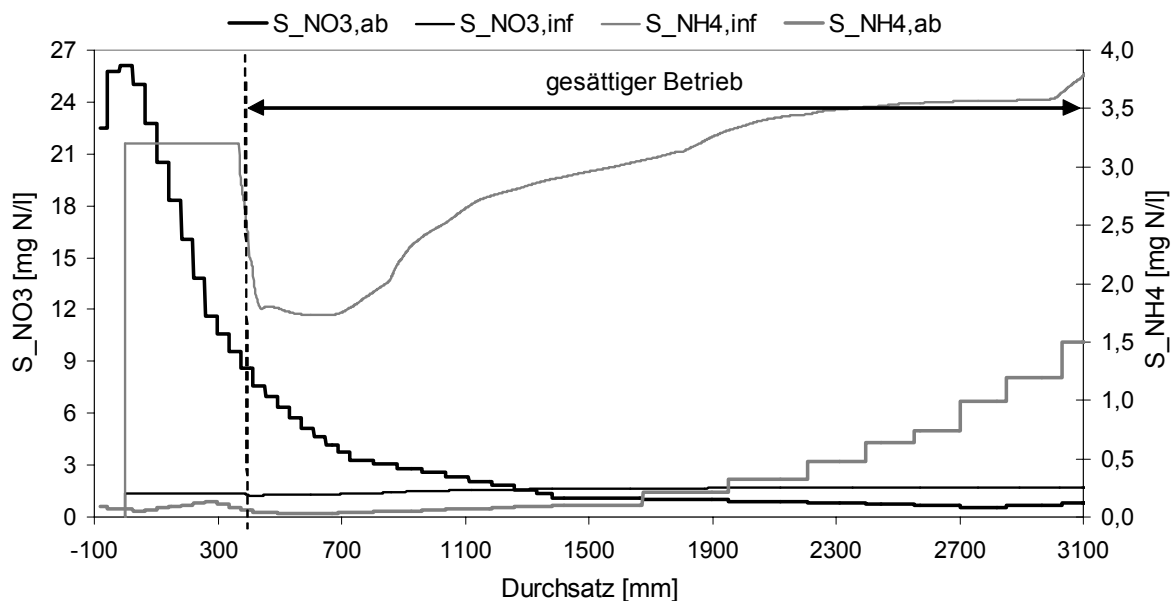


Bild 4-15 Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im infiltrierenden und abfließenden Volumenstrom bei dem Ereignis vom 02.06.2004 (Ausschnitt)

Zu Beginn des Ereignisses wird das während der Trockenphase gebildete Nitrat in einem kompakten Spülstoß ausgetragen. Die Ablaufkonzentrationen liegen anfänglich um ein Vielfaches über den infiltrierenden Nitratkonzentrationen. Mit zunehmender Dauer des Ereignisses bzw. zunehmendem Durchsatz gehen die Ablaufkonzentrationen bis auf das Niveau der Zulaufbelastung zurück. Bei längeren Betriebsphasen sinken die Nitratkonzentrationen im Ablauf unter die Gehalte des infiltrierenden Wassers. Der mikrobielle Stoffumsatz geht offenbar zumindest in Teilbereichen des Filterkörpers zur Nitratatumung über. Dieser Systemwechsel schließt sich übergangslos an die Nitratauswaschung an.

Das Ammonium verhält sich annähernd gegenläufig. Unabhängig von der Infiltrationsbelastung liegen die Ablaufkonzentrationen bei den meisten Ereignissen zunächst gleich bleibend bei Werten unter 0,1 mg N/l. In dieser Phase wird das infiltrierte Ammonium offenbar vollständig adsorbiert. Erst nach längerem Betrieb beginnen sie stetig zu steigen. Dieser Verlauf deutet auf ein Erschöpfen der Sorptionskapazität hin. Bei weiterer Belastung kommt es zum vollständigen Durchbruch. Der Filter hat in dieser Phase keinerlei Rückhaltewirkung für Ammonium.

In der ersten Intensivmessphase (2002) liegen die NH_4 -Ablaufkonzentrationen bei allen Ereignissen durchgehend unter 0,1 mg/l. Auch bei einem Filterdurchsatz von 2800 mm (21. Oktober 2002) zeigen sich noch keine Anzeichen einer nachlassenden Sorptionswirkung. Es liegt nahe, dies auf die niedrigeren Infiltrationskonzentrationen zurückzuführen. Bei den Ereignissen der zweiten Messphase (2004), die höhere Ammoniumkonzentrationen aufweisen, zeichnet sich der Durchbruch bereits nach einem Durchsatz von 1000 bis 2000 mm ab. Auf die Zusammenhänge zwischen Frachtbelastung und -rückhalt wird im Rahmen der Bilanzbetrachtungen näher eingegangen.

Das Ereignis vom 09. Februar zeigt einen vom beschriebenen Schema abweichenden Verlauf der Konzentrationsganglinien (siehe Bild 4-16). Die Nitratspitze zu Beginn ist extrem kurz. Die Ammoniumkonzentration liegt unmittelbar nach dem Austrag des Restvolumens bereits bei 1,7 mg N/l und steigt im weiteren Verlauf mit der infiltrierenden Konzentration an. Nach einem Durchsatz von 1200 mm steigt die Nitratkonzentration sprunghaft an, während die Ammoniumkonzentration ebenso plötzlich zurückgeht.

Dieses vordergründig außergewöhnliche Verhalten ist auf die Strömungsverhältnisse im Filterkörper zurückzuführen, die sich anhand des Wasserstandes im Ablaufschacht nachvollziehen lassen (in Bild 4-16 unten). Bei dem Ereignis handelt es sich anfangs um eine fremdwasserbedingte Trockenwetterbeschickung. Der Zufluss ist zunächst niedriger als der Soll-Abfluss des RBF, so dass es nicht zu einem Einstau des Filterkörpers kommt. Der Zufluss durchsickert nur den zulaufnahen Bereich. Vor Ort konnte beobachtet werden, dass in der Anfangsphase nur etwa 10 % der Filteroberfläche benetzt waren. Nitrataustrag und Ammoniumsorption sind somit auf einen relativ kleinen Anteil des Gesamtvolumens des Filterkörpers beschränkt. Entsprechend geringer sind sie in ihrer Wirkung.

Nach einem Durchsatz von 1100 mm steigt der Zufluss infolge eines Regenerereignisses an. Der Porenraum des Filterkörpers wird nun vollständig aktiviert. In einem zweiten Spülstoß wird das Nitrat aus den zuvor nicht durchströmten Bereichen ausgewaschen. Gleichzeitig wird Ammonium an den jetzt zusätzlich angeströmten Oberflächen sorbiert. Aufgrund der relativ hohen Infiltrationskonzentrationen ist jedoch auch deren Sorptionskapazität rasch erschöpft, so dass es zum Durchbruch kommt. In ähnlicher Weise überlagern sich auch bei dem Ereignis am 13. März 2004 Einflüsse ungesättigter Strömung und ungewöhnlich hoher Zulaufkonzentrationen.

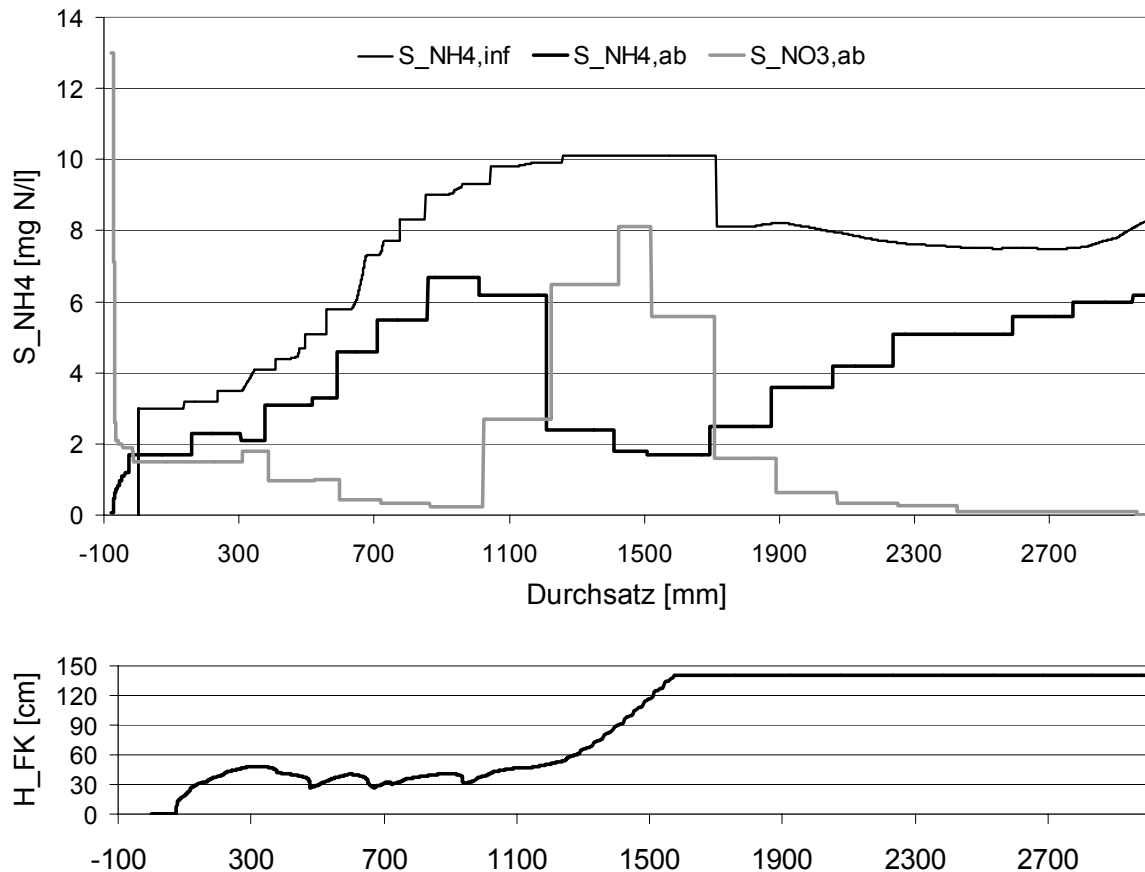


Bild 4-16 Einfluss des Sättigungszustandes auf Nitrat auswaschung und Ammoniumrückhalt

Der enge Zusammenhang zwischen Aktivierung des Porenvolumens und Nitratkonzentrationen im Ablauf legt nahe, dass es sich ausschließlich um ein Ausspülen handelt und kein signifikanter Beitrag von einer unmittelbaren Nitrifikation während des Betriebs ausgeht. Auffällig ist das verzögerte Abklingen der Konzentrationen bis weit in die gesättigte Phase (siehe auch Bild 4-15), das angesichts des homogenen Filtersubstrates nicht allein durch Dispersion zu erklären ist. Dieser Verlauf ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass das nitratthaltige Restwasser teilweise sehr intensiv an das Korngerüst gebunden ist. Der verzögerte Nitrat austrag kann als eine verzögerte Mobilisierung dieser Anteile und als Diffusion aus einer immobilen Phase in die mobile gedeutet werden oder als Kombination beider Prozesse.

Die Höhe der Nitratkonzentrationen im Spülstoß hängt von der Dauer der vorangegangenen Trockenphase ab. Nach mehrwöchigen Beschickungspausen und entsprechender Vorbelastung mit Ammonium liegen die Konzentrationsmaxima bei über 20 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ (siehe 7. April, 8. Mai, 2. Juni 2004). Die Nitrifikation setzt jedoch bereits unmittelbar mit der Dränung des Filterkörpers ein. Während des Ereignisses vom 21. Oktober 2002 fällt der Wasserspiegel vorübergehend kurzfristig unter die Filteroberkante. Der erneute Anstieg des Wasserspiegels zieht eine deutliche Spitze der Nitratganglinie nach sich. Offenbar kam es in der Phase vorübergehender Belüftung in den oberen Filterschichten zur Bildung von Nitrat, das mit erneuter Durchströmung wieder ausgetragen wurde. Dieses Verhalten deutet auf eine hohe biologische Aktivität in diesen Schichten hin, wie sie auch an anderen Anlagen beobachtet wurde (MUNLV, 2004; Lambert, 2001). Ein Nitrat spülstoß infolge einer vorüberge-

henden Teilentleerung und –belüftung des Filterkörpers trat auch am 28. August 2002 auf. Die beschriebenen Konzentrationsveränderungen verlaufen jedoch auf einem wesentlich niedrigeren Grundniveau als der Nitrataustrag nach längerer Trockenphase. Die Zusammenhänge von Trockenzeit, Ammoniumvorbelastung und Nitrataustrag werden im Rahmen von Bilanzbetrachtungen in 4.3.2.2 näher analysiert.

4.3.1.3 Organische Kohlenstoffverbindungen

Analog zur Analytik der Zulaufproben wurden auch im Ablauf in 149 Proben C_{TOC} und C_{CSB} parallel bestimmt, um die die Funktion des CSB als Indikator für den Gehalt organischen Kohlenstoffs zu überprüfen. Die Regressionsanalyse (siehe Bild 4-17) zeigt eine deutliche Korrelation beider Parameter ($R^2 = 0,923$) und ein TOC/CSB-Verhältnis der filtrierten Probe im Ablauf von 0,38 (zum Vergleich: 0,39 im Zulauf). Der CSB gibt somit auch im Ablauf die Konzentration organischer Kohlenstoffverbindungen zutreffend wieder.

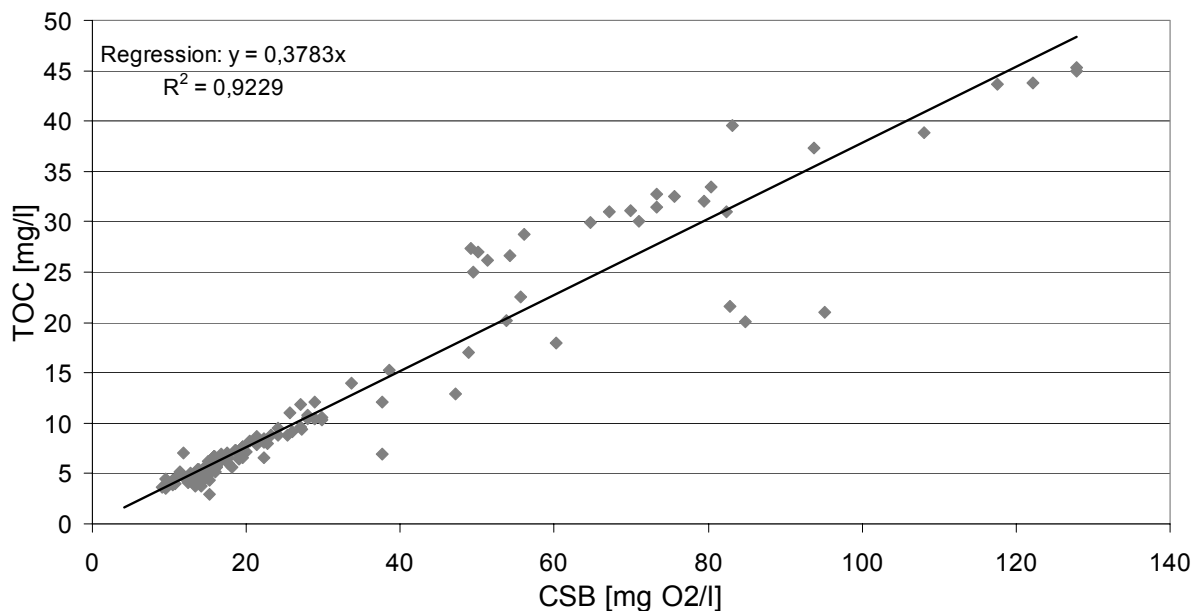


Bild 4-17 Korrelation zwischen Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs (C_{TOC}) und des CSB (C_{CSB})

In der ersten Intensivmessphase wurde im Filterablauf der CSB zunächst in homogenisierten und filtrierten Proben bestimmt. Da die Analytik im Rahmen zufälliger Messabweichungen gleiche Ergebnisse lieferte, wurde im weiteren Verlauf auf die Differenzierung verzichtet. Es wird angenommen, dass der Ablauf keine mit den verwendeten Papierfiltern abfiltrierbaren Anteile enthält (siehe 3.3.2.3). Die nachfolgenden Betrachtungen konzentrieren sich daher auf die Reduzierung der gelösten organischen Anteile durch die Filterpassage. In den Darstellungen der Ganglinien (Anhang E) ist die Skalierung daher an die Konzentrationen in der filtrierten Probe angepasst.

In der ersten Intensivmessphase (2002) weisen die Ablaufganglinien des CSB jeweils zu Ereignisbeginn einen ähnlichen Verlauf auf wie die der Nitratkonzentrationen. Bild 4-18 zeigt den zeitlichen Verlauf der Infiltrations- und Ablaufkonzentration von drei in kurzen Abständen aufeinander folgenden Ereignissen. Es ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen der vorangegangenen Trockenzeit und der anfänglichen CSB-Konzentration des Filterablaufs er-

kennbar. Die zugehörige Infiltrationskonzentration beeinflusst die anfängliche Ablaufkonzentration dagegen nicht. Der ausgeprägten Konzentrationsspitze des ersten Ereignisses ist eine Beschickungspause von 36 Tagen vorangegangen. Das zweite Ereignis folgt nach einer Trockenphase von nur 3 Stunden. Entsprechend niedrig fällt die Anfangskonzentration im Filterablauf aus. Etwas höher ist der Konzentrationspeak nach einer Trockenphase von 60 Stunden. Diese Zusammenhänge zeigen sich auch bei den anderen Ereignissen dieser Messphase. Wie beim Nitrat erfolgt der Austrag überwiegend in der anfänglichen ungesättigten Betriebsphase.

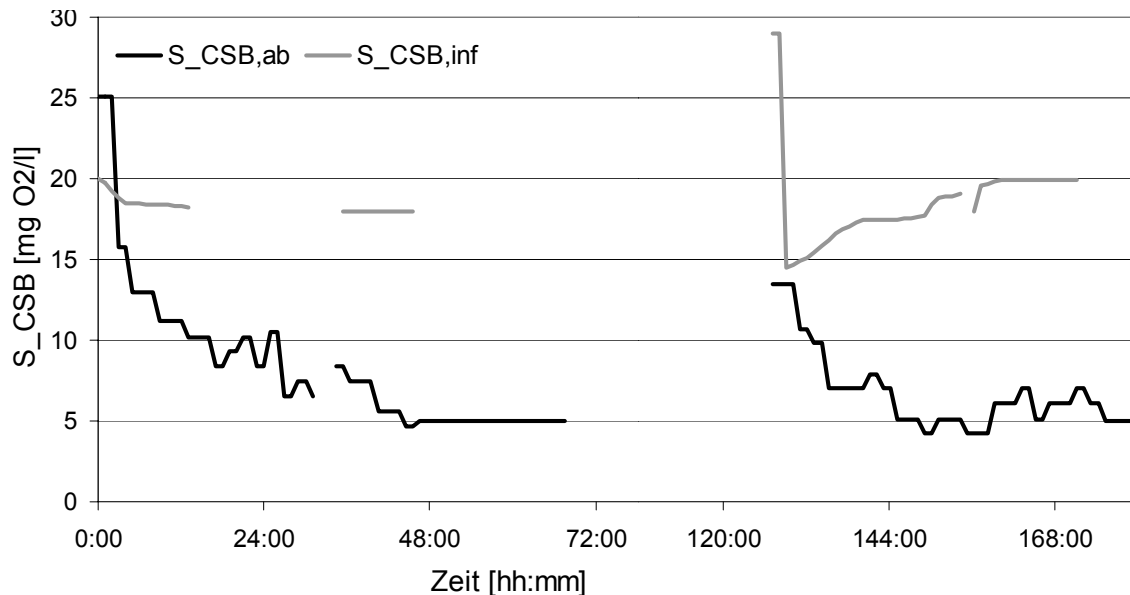


Bild 4-18 Verlauf der Infiltrations- und Ablaufkonzentrationen von 16. bis 24. Oktober 2002

Fuchs und Schnabel (2002) haben ebenfalls anfängliche Konzentrationsspitzen des CSB an einer RBF-Anlage beobachtet. Sie vermuten ein Durchbrechen der Zulaufbelastung entlang präferenzzieller Fließwege als Ursache dieses Phänomens. Die Parallelität zur Nitratganglinie und der Einfluss der Trockenphase deuten jedoch im vorliegenden Fall darauf hin, dass es sich überwiegend um ein Ausspülen aus dem Filterkörper handelt. Dafür spricht auch die Tatsache, dass Infiltrations- und Ablaufkonzentrationen in dieser Phase voneinander unabhängig sind. Es ist zu vermuten, dass in der Anfangsphase unvollständig abgebaute organische Verbindungen aus dem Filterkörper ausgetragen werden.

In der zweiten Messphase (2004) treten die anfänglichen Konzentrationsspitzen des CSB nicht bei allen Ereignissen auf. Ein Zusammenhang mit der vorangegangenen Trockenphase ist nicht zu erkennen. Der Verlauf zu Ereignisbeginn ist nicht parallel zur Nitratganglinie, teilweise sogar gegenläufig (siehe 13. März und 10. Juni 2004). Dieser Unterschied zur ersten Messphase ist vermutlich durch die wesentlich höheren Konzentrationen gelöster organischer Verbindungen im Zulauf bedingt, die den Einfluss der Ausspülung überlagern.

Bei den längeren Ereignissen der ersten Messphase (27. August und 21. Oktober) schließt sich an den „CSB-Spülstoß“ ein weiterer gleichmäßiger Konzentrationsrückgang an. Bis sich die Werte bei 5 bis 10 mg/l CSB stabilisieren. Bei den beiden kürzeren unmittelbar aufeinander folgenden Ereignissen vom 16. und 18. Oktober zeigt sich diese Entwicklung in der Gesamtbetrachtung (siehe Bild 4-18). Die Schwankungen, die sich jeweils gegen Ereignisende

zwischen den einzelnen Messwerten zeigen, sind vermutlich durch zufällige Abweichungen bei Probenbergung, - aufbereitung und -analytik bedingt, die mit sinkenden Konzentrationen zunehmend ins Gewicht fallen.

Geht man von einem unmittelbaren Abbau als dominierendem Prozess des Stoffrückhaltes aus, lässt sich diese Steigerung der Reinigungsleistung während des Betriebs durch ein verzögertes Einsetzen des mikrobiellen Abbaus erklären. In langen Beschickungspausen nehmen der Gehalt des Filters an mikrobieller Biomasse sowie deren Aktivität deutlich ab (Schwarz, 2004). Bei einer erneuten Beschickung müssen zunächst vorhandene Organismen ihren Stoffwechsel an das Substratangebot anpassen (Lag-Phase). Mit zunehmender Biomasse steigt in der Folge die Abbauleistung.

In der zweiten Messphase zeigt sich dieser Effekt jedoch nicht. Eine eindeutige Erklärung dieses unterschiedlichen Verhaltens ist anhand der Messdaten nicht möglich. Nach dem Abklingen von Anfangseffekten ist hier ein direkter Zusammenhang zwischen dem Konzentrationsverlauf im infiltrierenden Wasser und im Filterablauf zu erkennen. Lediglich bei den Ereignissen vom 11. Januar und 10. Juni 2004 nimmt die Reinigungswirkung nach längerer Beschickung ab. In beiden Fällen ist dies jedoch nicht mit steigenden Ablaufkonzentrationen verbunden, sondern durch einen Rückgang der Konzentration bei der Infiltration bedingt. In der Gesamtschau über alle Ereignisse ist auch nach mehrtägigem Dauerbetrieb keine eindeutige Tendenz zu einem Rückgang des Wirkungsgrades erkennbar.

Der Verlauf der Ganglinien erlaubt Rückschlüsse auf die beteiligten Reinigungsmechanismen. Die Anteile der einzelnen Teilprozesse an der Gesamtwirkung lassen sich jedoch nicht ermitteln.

Der bei den meisten Ereignissen der zweiten Messphase erkennbare unmittelbare Zusammenhang zwischen den Konzentrationen im infiltrierenden und im abfließenden Volumenstrom deutet auf eine untergeordnete Bedeutung der Sorption hin. Eine Pufferwirkung ist nicht erkennbar. Geht man davon aus, dass der unmittelbare Abbau der Kohlenstoffverbindungen überwiegt, ist es jedoch ungewöhnlich, dass bei dauerhafter Belastung die eingeschränkte Sauerstoffverfügbarkeit nicht zu einem Rückgang der Reinigungsleistung führt. Der Verlauf der Nitratganglinien zeigt, dass der zur Oxidation erforderliche Sauerstoff zumindest vorübergehend aus dem Nitrat bezogen wird.

Ein weiterer möglicher Prozess des Stoffrückhaltes ist die mechanische Filtration von Feinstpartikeln, die in der Standardanalytik (Filtration über Faltenfilter) als gelöst klassifiziert werden. Zur Ermittlung dieser feineren Partikelfraktion wurden fünf aus dem Zulauf gewonnene Stichproben durch Membranfilter (0,45 µm) filtriert. Die Konzentrationsdifferenz des CSB zu den mit Faltenfiltern filtrierten Proben lag im Bereich von 1 bis 3 mg/l. Die Konzentrationsreduzierung während der Filterpassage kann damit durch das „Absieben“ dieses Anteils nicht erklärt werden. Weitere Effekte, die einen mechanischen Rückhalt feinsten Partikel und Kolloide bewirken oder fördern können, sind die Anlagerung an das Korngerüst des Filterkörpers durch Oberflächenkräfte sowie Flockungsprozesse. Ein wesentlicher Beitrag mechanischer und elektrostatischer Mechanismen könnte die Unabhängigkeit der Reinigungsleistung von der Sauerstoffverfügbarkeit erklären.

4.3.2 Stoffstrombilanzen

Im Folgenden werden zunächst die Gesamtbilanzen über die beiden Untersuchungsphasen (4.3.2.1) und anschließend ereignisbezogene Bilanzen (4.3.2.2) behandelt. Für die Stoff-

ströme der N-Komponenten Ammonium und Nitrat werden außerdem Bilanzen über einzelne Abschnitte der Ereignisse erstellt (4.3.2.3).

4.3.2.1 Gesamtbilanzen der Messphasen

Im gesamten Untersuchungszeitraum (Intensivmessphasen 1 und 2) wurden 95 % des Filterdurchsatzes durch Beprobung in Zu- und Ablauf erfasst (Phase 1: 89 %, Phase 2: 97 %). Die Daten erlauben somit eine annähernd vollständige Bilanzierung.

Organische Kohlenstoffverbindungen

In Tabelle 4-4 sind für beide Messphasen ein- und ausgetragene CSB-Frachten sowie der flächenspezifische Rückhalt und der daraus resultierende Wirkungsgrad zusammengestellt. Aufgrund des wesentlich größeren Durchsatzes (V_{fit}) dominieren die Ergebnisse der zweiten Messphase die Gesamtbilanz.

Tab. 4-4 Gesamtbilanz der Stoffströme für den CSB

	V_{fit} [m ³ /m ²]	Eintrag [g/m ²]		Austrag [g/m ²]		Rückhalt [g/m ²]		Wirk.grad [%]	
		C_{CSB}	S_{CSB}	C_{CSB}	S_{CSB}	C_{CSB}	S_{CSB}	C_{CSB}	S_{CSB}
Phase 1	8,5	617	160	-	88	529	72	86	45
Phase 2	37,7	2.320	1.614	-	946	1.374	668	59	41
Gesamt	46,2	2.937	1.773	-	1.034	1.903	740	65	42

Da im Filterablauf keine partikulären CSB-Anteile gefunden wurden (siehe 4.3.1.3), wird bei der Bilanzierung von deren vollständigem Rückhalt ausgegangen. Der deutlich niedrigere Wirkungsgrad für den Gesamt-CSB (C_{CSB}) in der zweiten Messphase ist vor allem auf höhere gelöste Anteile der eingetragenen Fracht zurückzuführen. Bezogen auf die Konzentrationen in der filtrierten Probe (S_{CSB}) geht der Wirkungsgrad gegenüber der ersten Messphase nur unwesentlich zurück.

Die mittlere Ablaufkonzentration beträgt in der ersten Messphase 10 mg O₂/l, in der zweiten 25 mg O₂/l. Die mittleren Konzentrationen des infiltrierenden Volumens unterscheiden sich nur marginal von den mittleren Zuflusskonzentrationen.

In der ersten Messphase wurde bei zwei Ereignissen (18. Oktober und 21. Oktober 2002), die nicht vollständig beprobt worden waren, die Bilanzierung frühzeitig abgebrochen. Der nicht beprobte Anteil macht 11% des Gesamtdurchsatzes dieser Messphase aus. Bei beiden Ereignissen lag der momentane Wirkungsgrad unmittelbar vor Abbruch mit über 60 % deutlich höher als der über die gesamte Messphase gemittelte Wirkungsgrad. Geht man davon aus, dass sich der Wirkungsgrad im nicht beprobten Abschnitt der beiden Ereignisse nicht verschlechtert, ergibt sich für die Messphase 1 ein nur geringfügig höherer Mittelwert von 46,5 %. In der Gesamtbilanz beider Messphasen ist der Anteil des nicht beprobten Volumens dagegen vernachlässigbar.

Stickstoffverbindungen

Analog zur CSB-Bilanz sind in Tabelle 4-5 die Ergebnisse für die anorganischen Stickstoffanteile zusammengestellt. Da die Nitrifikation ein gewollter Prozess ist, ist die Angabe eines Wirkungsgrades für den Nitratstickstoff nicht sinnvoll.

Tab. 4-5 Gesamtbilanz der Stoffströme für Ammonium- und Nitratstickstoff

	V_{filt} [m ³ /m ²]	Eintrag [g/m ²]		Austrag [g/m ²]		Rückhalt [g/m ²]		Wirk.grad [%]	
		S_{NH_4}	S_{NO_3}	S_{NH_4}	S_{NO_3}	S_{NH_4}	S_{NO_3}	S_{NH_4}	S_{NO_3}
Phase 1	8,5	7,8	6,6	0,39	24,8	7	-18	95	-
Phase 2	37,7	122,2	52,0	56,8	98,8	65	-47	53	-
Gesamt	46,2	130,0	58,6	57,2	123,5	73	-65	56	-

Während in der ersten Messphase das Ammonium zu 95 % eliminiert wird, liegt der Wirkungsgrad in der zweiten Phase bei lediglich 53 %. Die mittleren Ablaufkonzentrationen lagen in Phase 1 bei 0,05 mg N/l, in der zweiten Phase bei 1,51 mg N/l. Wie die Betrachtung der Konzentrationsganglinien gezeigt hat, ist dieser Rückgang der Reinigungsleistung auf den Durchbruch von Ammonium nach Erschöpfung der Sorptionskapazität zurückzuführen. Bedingt durch die niedrigere Belastung trat ein solcher Durchbruch in der ersten Messphase nicht auf.

Der Vergleich beider Messphasen zeigt, dass der Wirkungsgrad als Maß für die Leistungsfähigkeit einer Anlage nur geeignet ist, wenn ein direkter Zusammenhang zwischen Belastung und Rückhalt besteht. Da in RBF jedoch die Zwischenspeicherung durch Sorption den limitierenden Schritt der Ammoniumelimination darstellt, ist der flächenspezifische Rückhalt eine sinnvollere Größe zur Beurteilung der Wirksamkeit. Während in der ersten Phase monatlich 3,7 mg N/m² zurückgehalten werden, sind dies in der zweiten Messphase 11 mg N/m². Auch diese Größe hängt jedoch von der zugehörigen Belastung ab.

In Bild 4-19 sind die mittleren Konzentrationen der wesentlichen Stickstoffkomponenten im infiltrierenden und ablaufenden Volumen dargestellt. Da infiltrierendes und abgelaufenes Volumen gleich gesetzt werden können, entsprechen die Verhältnisse der mittleren Konzentrationen innerhalb jeder Messphase denen der Stoffströme. Die Darstellung gibt daher die Bilanz der einzelnen Messphasen wieder.

Neben Ammonium und Nitrat stellt auch der organische Stickstoff einen wesentlichen Beitrag zur Gesamtbilanz dar. Die Konzentrationen im Zulauf wurden anhand des orgN/CSB-Verhältnisses aus Stichproben hochgerechnet. Aufgrund der schwachen Korrelation, die diesem Ansatz zugrunde liegt, ist der Beitrag des organischen Stickstoffs mit erheblichen Unsicherheiten behaftet (siehe 4.1.3.2). Rechnerisch trägt er in Phase 1 zu 37 % und in Phase 2 zu 33 % zum Gesamtstickstoffeintrag bei.

Im Ablauf ist aufgrund der niedrigen Konzentrationen eine Bestimmung des organischen N-Anteils nicht möglich. Für die Bilanzierung wurde angenommen, dass das orgN/CSB-Verhältnis im Ablauf dem des jeweiligen Zulaufs entspricht. Diese Annahme träfe zu, wenn der Rückhalt während der Beschickung primär auf Sorption und Filtration zurückzuführen wäre. Geht man dagegen von einem deutlichen Abbau während der Durchströmung aus, ist zu berücksichtigen, dass beim Abbau stickstoffhaltiger Verbindungen die Ammonifikation zu

den ersten Schritten zählt. Dies würde zu einem niedrigeren orgN/CSB-Verhältnis und somit zu niedrigeren orgN-Konzentrationen im Filterablauf führen.

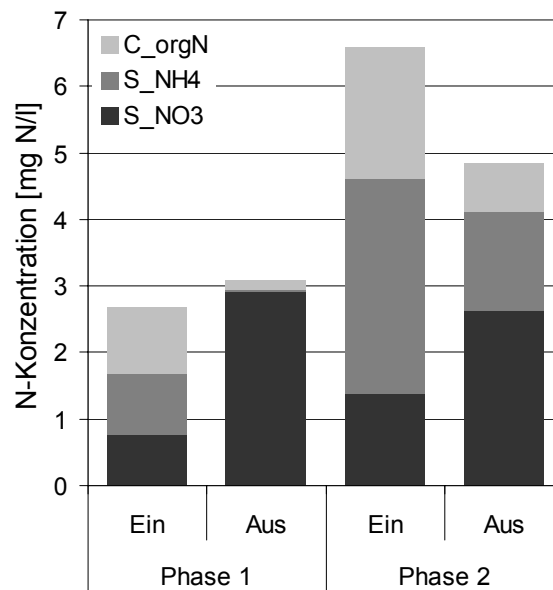


Bild 4-19 Bilanz der Stickstoffkomponenten beider Messphasen; orgN-Anteil auf Basis des Verhältnisses orgN/CSB in Stichproben geschätzt

In der ersten Messphase werden Ammonium und organischer Stickstoff annähernd vollständig nitrifiziert. Der Nitrataustrag übersteigt sogar geringfügig den Eintrag an Gesamtstickstoff. Dieser Unterschied kann auf den Fehler bei der Ermittlung des orgN-Eintrags zurückgeführt werden. Eine prozessbezogene Erklärung wäre eine Veränderung des orgN-Pools in Filterkörper und Sediment. Ein Abbau dieses Speichers tritt insbesondere in Verbindung mit langen Trockenperioden auf, wenn mikrobielle Biomasse zersetzt wird und deren N-Anteile bis zum Nitrat oxidiert werden.

Im Gegensatz dazu ist die N-Bilanz des Filterkörpers in der zweiten Messphase eindeutig positiv. Es wird deutlich mehr Stickstoff ein- als ausgetragen. Mit den geschätzten Ablaufkonzentrationen des orgN ergibt sich eine Stickstoffelimination von 26 %. Geht man entsprechend obigen Überlegungen von niedrigeren organischen Stickstoffgehalten im Ablauf aus, erhöht sich dieser Wert. Bei vollständiger Vernachlässigung des organischen Anteils im Ablauf ergäbe sich eine Stickstoffeliminationsleistung von 37 %.

Dass es bei längerem Betrieb zur Denitrifikation kommt, ist ohne eine Bilanzierung bereits am Verlauf der Konzentrationsganglinien zu erkennen. Die Ablaufkonzentrationen des Nitratstickstoffs sinken bei längeren Ereignissen unter die Konzentrationen im korrespondierenden infiltrierenden Volumen (siehe Anhang E). Der Vergleich der Ganglinien legt jedoch nahe, dass dies allein nicht den hohen Anteil der Elimination an der Gesamtbilanz erklärt.

Es ist möglich, dass in Teilbereichen des Filterkörpers bereits vorher anoxische Verhältnisse herrschen und die Organismen zur Nitratatemung übergehen. Durch die Überlagerung mit der Nitratauswaschung wäre ein solcher Systemwechsel am Verlauf der Ablaufkonzentration nicht unmittelbar erkennbar. Eine andere Erklärung wäre eine Akkumulation organisch gebundenen Stickstoffs im Filterkörper.

Die offenen Fragen der N-Bilanzierung werden bei der Diskussion der Ereignisbilanzen und der Bilanzierung von Teilabschnitten aufgegriffen (Kap. 4.3.2.3).

4.3.2.2 Ereignisbezogene Bilanzierung

Die Bilanzen über die Messzeiträume geben die Gesamtwirkung des RBF auf die jeweiligen Stoffströme über mehrere Monate wieder. Dieses Integral setzt sich jedoch aus sehr unterschiedlichen Einzelereignissen zusammen. Im Folgenden werden daher die Stoffströme während dieser Ereignisse analysiert. Zunächst werden Bilanzen für die Parameter CSB und Ammonium betrachtet. Anschließend werden N-Bilanzen unter Berücksichtigung aller relevanten N-Komponenten erstellt.

Rückhalt von CSB-Verbindungen

Der Wirkungsgrad für CSB variiert im Vergleich der einzelnen Ereignisse sehr stark in Abhängigkeit vom jeweiligen partikulären Anteil im Zulauf. Dies wird insbesondere in der ersten Messphase deutlich. Im Bild 4-20 sind die MEK gelöster und partikulärer Anteile im infiltrierenden Volumen und die zugehörigen Konzentrationen im Ablauf dargestellt. Die Abbildung illustriert, dass auch extreme Schwankungen der partikulären Belastung keine Auswirkungen auf die jeweilige Ablaufkonzentration haben. Je höher die partikuläre Belastung, desto höher ist auch der Wirkungsgrad des jeweiligen Ereignisses. Dieses Verhalten untermauert die Annahme, dass im Rahmen der Standardanalytik erfasste partikuläre Anteile bei der Filterpassage vollständig zurückgehalten werden.

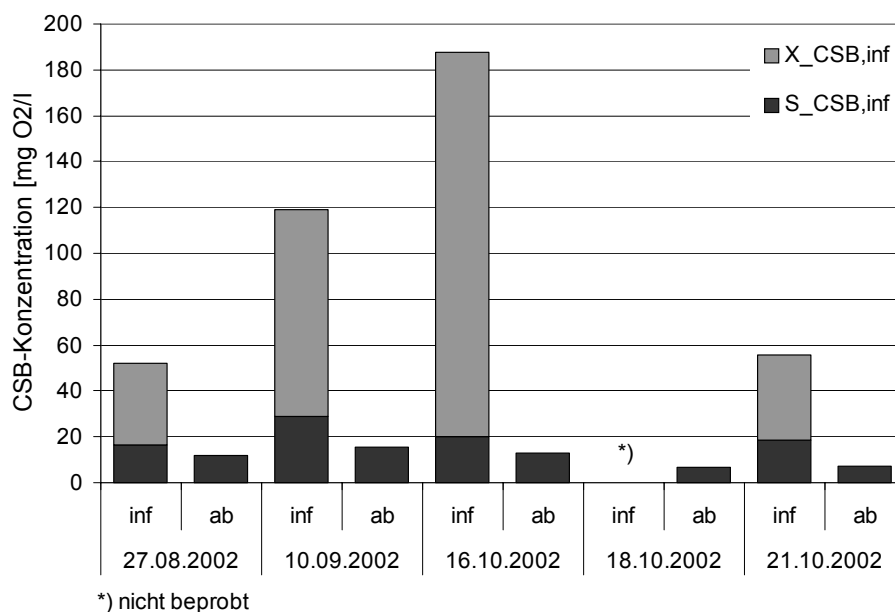


Bild 4-20: Mittlere Ereigniskonzentrationen der partikulären (X) und gelösten (S) CSB-Fraktion in der ersten Intensivmessphase

Für die gelösten CSB-Anteile ergab die Gesamtbilanz über beide Messphasen einen mittleren Wirkungsgrad von 42 %. In Bild 4-21 sind die Ergebnisse der ereignisbezogenen Bilanzen dargestellt. Für jedes Ereignis sind jeweils der Frachtrückhalt und der resultierende Wirkungsgrad über den Frachteintrag aufgetragen. Die durchgezogenen Linien markieren den

aus der Gesamtbilanz berechneten mittleren Wirkungsgrad (schwarz) und den Frachtrückhalt der sich mit diesem Wirkungsgrad ergäbe (grau).

Trotz der sehr unterschiedlichen Randbedingungen und Vorgeschichten jedes Ereignisses beschreibt der Ansatz eines konstanten Wirkungsgrades offenbar relativ gut die ereignisbezogene Reinigungsleistung bei mittlerer und stärkerer Belastung. Bei den Ereignissen mit geringer gelöster Belastung variiert der Wirkungsgrad dagegen sehr stark. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass bei geringerer Belastung der Frachtaustrag in größerem Umfang vom Anfangszustand des Systems geprägt ist, den vor allem die vorangegangene Trockenzeit bestimmt. Besonders deutlich wird der Einfluss der Anfangseffekte beim Vergleich der bereits in Kap. 4.3.1.3 analysierten Ereignisse vom 16. und 21.10.02. Nach einer Trockenphase von 36 Tagen wird ein Wirkungsgrad von 36 % erreicht, bei dem nach 2,5 Tagen folgenden Ereignis werden dagegen 63 % der Belastung zurückgehalten. Bei Ereignissen mit höherem Frachteintrag nimmt der Einfluss des Anfangszustandes ab. Der Rückhalt wird von der aktuellen Belastung bestimmt.

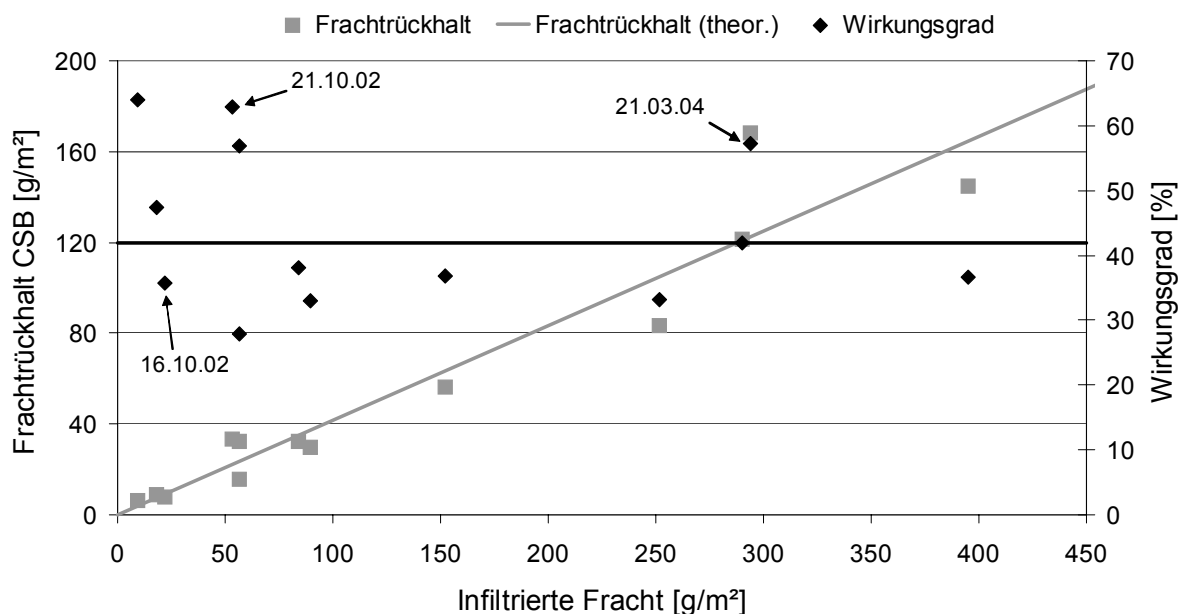


Bild 4-21: Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade bezüglich S_{CSB}

Einen außergewöhnlich hohen Wirkungsgrad weist das Ereignis vom 21. März 2004 auf. Geht man davon aus, dass die Reinigungswirkung primär auf einen unmittelbaren Abbau zurückzuführen ist, kann diese Reinigungsleistung mit der außergewöhnlich guten Ausgangssituation erklärt werden. Dem Ereignis ist eine Trockenphase von fünf Tagen vorangegangen; die letzte Beschickung (13.03.04) brachte eine relativ hohe Belastung von $b_{CSB, \text{filt}} = 290 \text{ g/m}^2$ mit sich. Unter diesen Umständen ist von einer sehr gut eingearbeiteten Biozönose auszugehen.

Ammoniumrückhalt

Im Gegensatz zu den gelösten CSB-Anteilen zeigen beim Ammonium bereits die Gesamtbilanzen der Messphasen einen deutlichen Einfluss der Belastung auf den Wirkungsgrad. Dies bestätigt auch die Betrachtung der einzelnen Ereignisse. In Bild 4-22 sind Frachtrückhalt und Wirkungsgrad über die infiltrierte Fracht aufgetragen. Unterschiedlich markiert sind die Er-

eignisse, bei denen ein Anstieg der Ablaufkonzentration einen beginnenden Durchbruch erkennen lässt und solche, bei denen es zu einem vollständigen Durchbruch kam.

In der Gesamtschau deuten die Ergebnisse auf einen Sättigungseffekt bei hoher Beladung hin. Frachteinträge bis zu 3 g/m^2 werden annähernd vollständig zurückgehalten ($\eta \geq 94 \%$). Bei den Ereignissen mit Belastungen über 5 g/m^2 zeichnet sich ein beginnender Durchbruch ab. Die Wirkungsgrade gehen zurück. Flächenbelastungen von über 30 g/m^2 führen zu einem vollständigen Durchbruch. Der Wirkungsgrad sinkt auf Werte unter 40% . Bei den Ereignissen mit mittlerer Frachtbelastung (11 bis 13 g/m^2) ist kein Zusammenhang mit dem Frachtrückhalt zu erkennen. Während bei dem Ereignis vom 02. Juni 2004 10 g/m^2 zurückgehalten werden, ohne dass es zu einem vollständigen Durchbruch kam, tritt dieser bei der darauf folgenden Beschickung bereits nach einem Rückhalt von 6 g/m^2 auf.

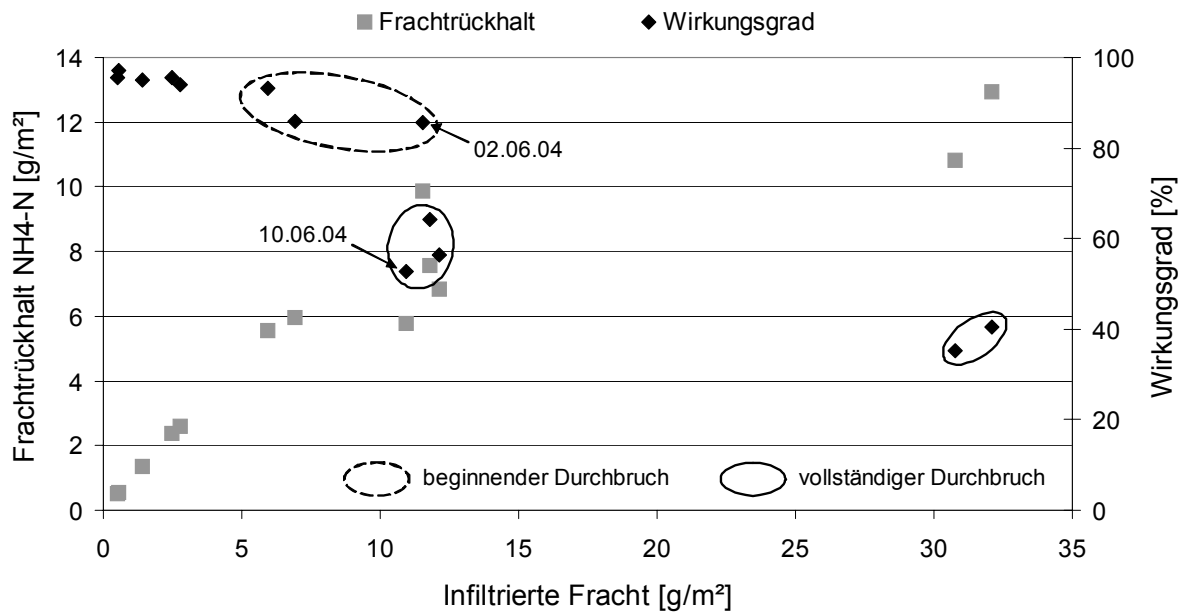


Bild 4-22: Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade für $\text{NH}_4\text{-N}$

Nimmt man an, dass der unmittelbare Rückhalt ausschließlich auf die Sorption zurückzuführen ist, so wird die mögliche Beladung nicht primär durch die Frachtbelastung bestimmt, sondern durch die Konzentration in der flüssigen Phase am Ende des Ereignisses. Der Zusammenhang zwischen maximaler Beladung und der Konzentration in der Lösung wird im Gleichgewichtszustand durch die Sorptionsisothermen beschrieben (siehe 2.4.2.2). In Bild 4-23 ist der Frachtrückhalt in Abhängigkeit von der mittleren Konzentration des infiltrierenden Wassers für jene Ereignisse dargestellt, bei denen der Durchbruch das Erreichen der maximalen Beladung signalisiert. Die Konzentration im Endzustand wurde durch Mittelung aus den letzten 500 m^3 (= aktives Porenvolumen) des jeweiligen Ereignisses bestimmt.

Würde das Verhalten den gängigen Sorptionsisothermen folgen, müsste mit zunehmender Konzentration in der Lösung auch die maximal sorbierbare Fracht zunehmen. Die Darstellung bestätigt dies zwar tendenziell, offenbar überlagern jedoch weitere Einflüsse den Zusammenhang von gelöster Konzentration und Frachtrückhalt. Neben der Konzentration in der flüssigen Phase beeinflussen Temperatur, pH-Wert und die Konkurrenz durch andere Kationen die Sorptionskapazität (siehe Kap. 2.4.2.2 – Kationenaustausch). Zur Temperatur liegen Daten einer nahe gelegenen Wetterstation des DWD vor. Der pH-Wert wurde stich-

probenartig bestimmt. Als Indikator für die Ionen-Konkurrenz kann die elektrische Leitfähigkeit herangezogen werden. Sie ist ein unspezifisches Maß für die Konzentration von Ionen und deren Ladung.

Der maximale Frachtrückhalt kann außerdem nicht mit der Sorptionskapazität gleichgesetzt werden, da die Beladung des Filterkörpers im Ausgangszustand vor der jeweiligen Betriebsphase unberücksichtigt bleibt. Bei einer Analyse der zu- und abfließenden Stoffströme stellt diese Größe zwangsläufig eine Unbekannte dar.

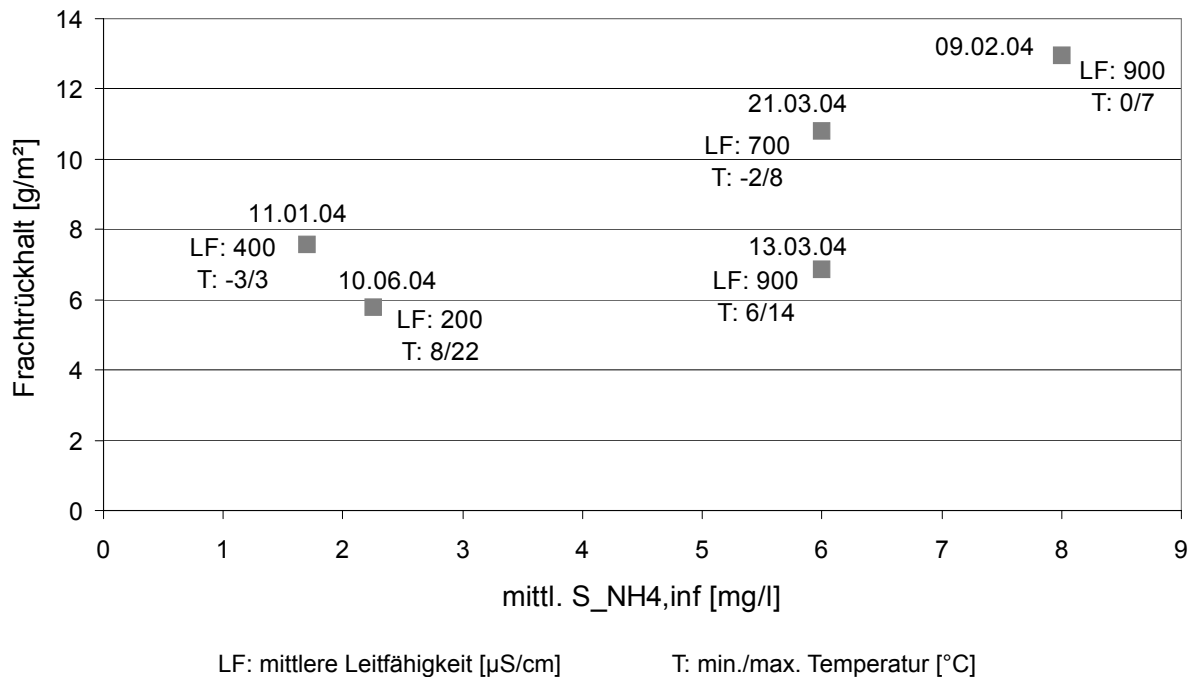


Bild 4-23: Zusammenhang zwischen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im infiltrierenden Wasser und Frachtrückhalt

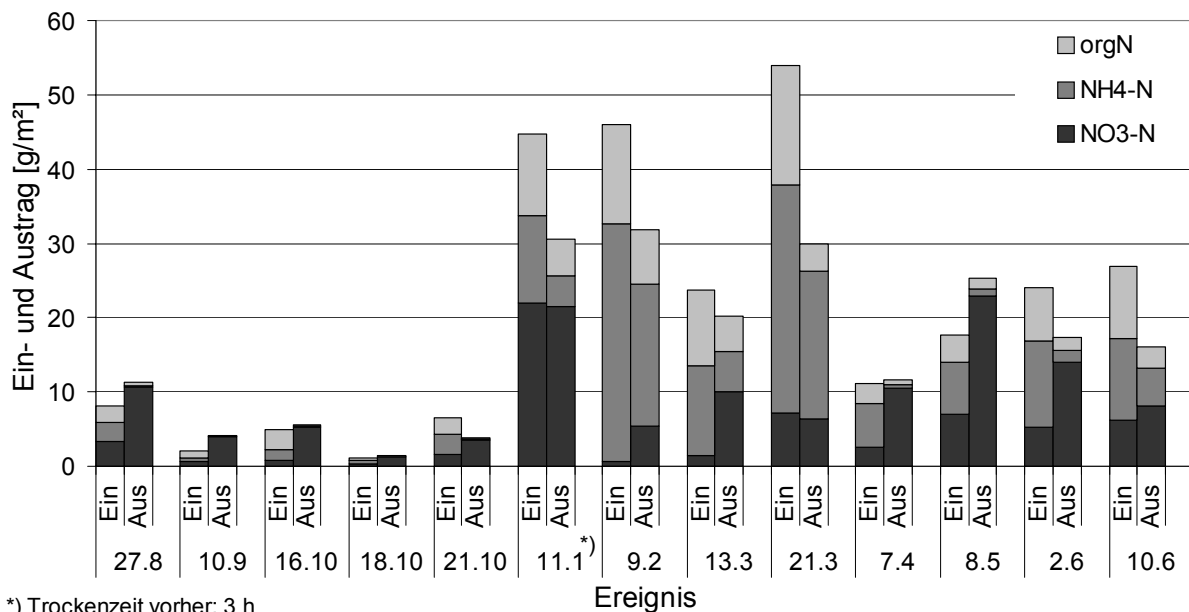
Während die pH-Werte nur geringfügig variieren (7,6 bis 8,0), zeigt die Leitfähigkeit eine große Schwankungsbreite. In Bild 4-23 ist zu jedem Ereignis die anhand der Stichproben abgeschätzte mittlere Leitfähigkeit der letzten 500 m³ Infiltrationsvolumen angegeben. Ebenfalls angegeben sind die an einer Wetterstation gemessenen Höchst- und Tiefsttemperaturen am letzten Tag der Betriebsphase. Die Temperaturbereiche der verschiedenen Ereignisse weisen erwartungsgemäß erhebliche Unterschiede auf. In natürlichen Böden betragen tageszeitliche Temperaturschwankungen noch in 20 cm Tiefe mehrere Grad /Scheffer, Schachtschabel, 1998/. Da die Sorption in RBF überwiegend oberflächennah stattfindet, ist der Einfluss der Temperatur vermutlich nicht vernachlässigbar. Dies gilt insbesondere für die untersuchte Anlage, deren Oberfläche kaum durch Vegetation oder Streu geschützt ist.

Der bei gleicher mittlerer Konzentration unterschiedliche Frachtrückhalt der Ereignisse vom 13. und 21. März 2004 legt einen Einfluss der Temperatur und der Leitfähigkeit nahe. Die Differenz zwischen den Daten vom 11. Januar und 10. Juni ließe sich durch den hohen Temperaturunterschied erklären. Eine zuverlässige Ermittlung von Zusammenhängen mehrerer Einflussgrößen setzt den Einsatz statistischer Methoden voraus. Hierzu wäre jedoch eine wesentlich breitere Datenbasis erforderlich.

Stickstoffbilanz

In Bild 4-24 sind ereignisbezogene Ein- und Austräge der wesentlichen N-Komponenten dargestellt. Wie bereits aus der Gesamtbilanz zu ersehen war, wird in der ersten Messphase der eingetragene Stickstoff fast vollständig nitrifiziert. Der hohe Nitrataustrag bei den beiden ersten Ereignissen ist offenbar auf eine weitgehende Mineralisierung und Nitrifizierung organischer N-Verbindungen während der vorangegangenen langen Trockenphase zurückzuführen. Dies erklärt auch das N-Defizit bei der Bilanzierung über diese Messphase.

In der zweiten Messphase kommt es dagegen zur Akkumulation von Stickstoff im Filterkörper. Vor allem bei den Ereignissen mit hoher Frachtbelastung (Januar bis März) wird wesentlich mehr Stickstoff ein- als aus diesem ausgetragen.



*) Trockenzeit vorher: 3 h

Bild 4-24: Ereignisbezogene Bilanzierung der N-Komponenten

Im vorangehenden Abschnitt (Ammoniumrückhalt) wurde nach einem Zusammenhang zwischen maximalem NH_4 -Frachtrückhalt und der Konzentration in der gelösten Phase gesucht, wie ihn die Theorie der Sorptionsisothermen nahe legt. Der Status des N-Haushaltes im Filterkörper wird dabei vernachlässigt.

Geht man alternativ zu dieser Vorstellung vom Modell eines Sorptionsspeichers mit gegebenem Rückhaltevermögen aus, so stellt der Nitrataustrag einen Indikator für die Regeneration des Sorptionsvermögens dar. Die Differenz zwischen NO_3 -N-Austrag und –Eintrag entspricht der Entleerung des Speichers. Von einer Vollfüllung des Sorptionsspeichers ist nach diesem Modell auszugehen, wenn bei einem Ereignis NO_3 -N-Austrag und der Eintrag mineralischen Stickstoffs (NH_4 -N + NO_3 -N) übereinstimmen.

Bei allen Ereignissen der ersten Messphase ist die ausgetragene NO_3 -Fracht mindestens so hoch wie der Eintrag an mineralischem Stickstoff. Lediglich bei dem letzten Ereignis (21. Oktober) wird die Speicherkapazität voll ausgenutzt. In der zweiten Messphase übersteigt dagegen bei den meisten Ereignissen die eingetragene mineralische N-Fracht den NO_3 -Austrag. Im Modell des Sorptionsspeichers entspricht dies einer Überlastung des Speichervermögens, die zum NH_4 -Durchbruch führt. Der Vergleich mit den Ganglinien zeigt einen

qualitativen Zusammenhang zwischen dieser Bilanz der mineralischen N-Komponenten und der Erschöpfung der Sorptionskapazität. Bei jenen Ereignissen, bei denen der mineralische N-Eintrag niedriger ist als der NO_3 -Austrag (7. April, 8. April) oder sich beide annähernd die Waage halten (2. Juni) tritt kein vollständiger NH_4 -Durchbruch auf (siehe Anhang E).

Die quantitative Beziehung zwischen NO_3 -Austrag und NH_4 -Rückhalt wird im folgenden Kapitel näher diskutiert.

4.3.2.3 Bilanzierung einzelner Abschnitte

Abgesehen von kurzfristigen Anfangseffekten ist die Reinigungsleistung der Filterpassage bezüglich organischer Kohlenstoffe im Verlauf eines Ereignisses weitgehend konstant (siehe Kap. 4.3.1.3). Die Ganglinien der NH_4 -Konzentrationen im Filterablauf lassen dagegen erkennen, dass in verschiedenen Abschnitten jeweils unterschiedliche Prozesse auftreten oder dominieren. Um die Teilprozesse NO_3 -Auswaschung, Denitrifikation und NH_4 -Sorptionsdetailierter zu untersuchen, werden im Folgenden Bilanzen über die entsprechenden Abschnitte der Betriebsphase betrachtet. Da nur bei längerem Dauerbetrieb und intensiverer Belastung alle Phasen auftreten, werden ausschließlich Ereignisse der zweiten Messphase ausgewertet.

Abgrenzung der Bilanzierungsphasen

Zur Erfassung der *Nitratauswaschung* werden Ein- und Austrag des Nitrats bis zu dem Zeitpunkt bilanziert, zu dem die Ablaufkonzentration erstmals die Zulaufkonzentration unterschreitet. Ab diesem Zeitpunkt muss sicher von einer Denitrifikation ausgegangen werden. Damit beginnt der Bilanzierungszeitraum zur Ermittlung der denitrifizierten N-Fracht (*Deni-Phase*). Sie wird aus der Differenz von NO_3 -Eintrag und -Austrag bis zum Ereignisende ermittelt. Bei dem Ereignis am 09. Februar 2004 trat keine Denitrifikation auf, da die NO_3 -Konzentration im Filterzulauf unter der Nachweisgrenze lag.

Es wird vereinfachend angenommen, dass vorher weder eine Nitrifikation noch eine Denitrifikation stattfinden. Der gleitende Übergang der Konzentrationsganglinie lässt jedoch vermuten, dass Auswaschung und Denitrifikation in einem Übergangsbereich parallel verlaufen. Anteile der Denitrifikation, die durch Überlagerung mit der NO_3 -Auswaschung oder einer eventuellen Nitrifikation in anderen Zonen des Filterkörpers nicht zu einer Unterschreitung der infiltrierenden NO_3 -Konzentration führen, werden nicht erfasst. Das Ergebnis der Bilanz ist somit der Mindestanteil der Denitrifikation an der N-Stoffbilanz.

Der *NH_4 -Rückhalt* bis zum Beginn des Durchbruchs wird nur an solchen Ereignissen ermittelt, bei denen sich Eliminationsphase und Durchbruch klar unterscheiden lassen. Bei den Ereignissen mit sehr hohem Schmutzwasseranteil im Februar und März war dies, vermutlich aufgrund der sehr hohen Zulaufkonzentrationen, nicht der Fall. Mit dieser Einschränkung ist eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse gegeben. Als Beginn eines Durchbruchs wird die Überschreitung von 0,1 mg NH_4 -N/l im Filterablauf definiert.

Bild 4-25 veranschaulicht die Abgrenzung der Bilanzierungsphasen. Es sind jeweils die Bedingungen angegeben, die die Abgrenzung definieren. Die so ermittelten Ergebnisse der einzelnen Ereignisse sind in Tabelle 4-6 zusammengefasst und werden im Folgenden näher erläutert.

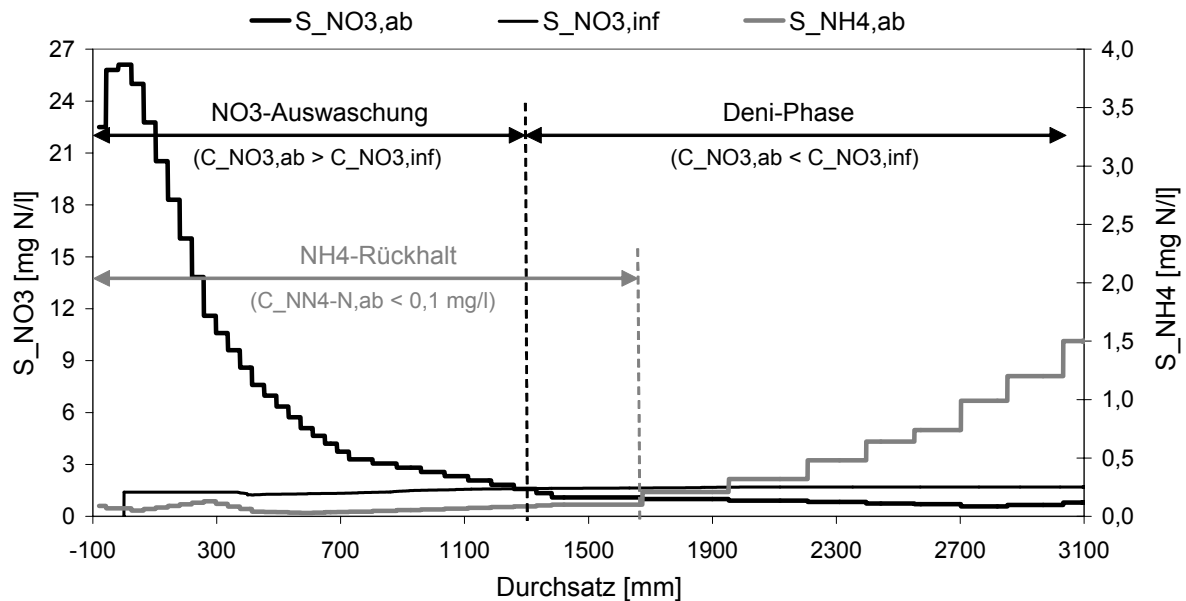


Bild 4-25: Veranschaulichung der Bilanzierungsphasen

Tab. 4-6: NO_3 -Auswaschung, Denitrifikation und NH_4 -Rückhalt bei den Ereignissen der zweiten Messphase

Datum	NO ₃ -N		NH ₄ -N
	Ausw. [g/m ²]	Deni. [g/m ²]	Rückh. [g/m ²]
11.01.2004	-	2,60	4,80
09.02.2004	-	-	-
13.03.2004	9,20	0,51	-
21.03.2004	4,49	5,33	-
07.04.2004	8,27	0,12	2,51
08.05.2004	16,72	0,85	3,07
02.06.2004	10,05	1,40	4,21
10.06.2004	5,49	3,57	2,40

Umfang der Denitrifikation

Insgesamt werden im Verlauf der zweiten Messphase mindestens 14,4 g N/m² denitrifiziert. Dies entspricht 8,3 % des N-Eintrags in den Filterkörper. Dieser N-Anteil verlässt den Filter als elementarer Stickstoff in der Gasphase und muss daher vom Bilanzüberschuss (Eintrag-Austrag) abgezogen werden, um die N-Akkumulation im Filterkörper zu ermitteln. In der Gesamtbilanz ist der N-Austrag um 30 % niedriger als der Eintrag. Die Denitrifikation erklärt den Überschuss in der N-Bilanz folglich nicht vollständig. Es ist von einer N-Anreicherung auszugehen.

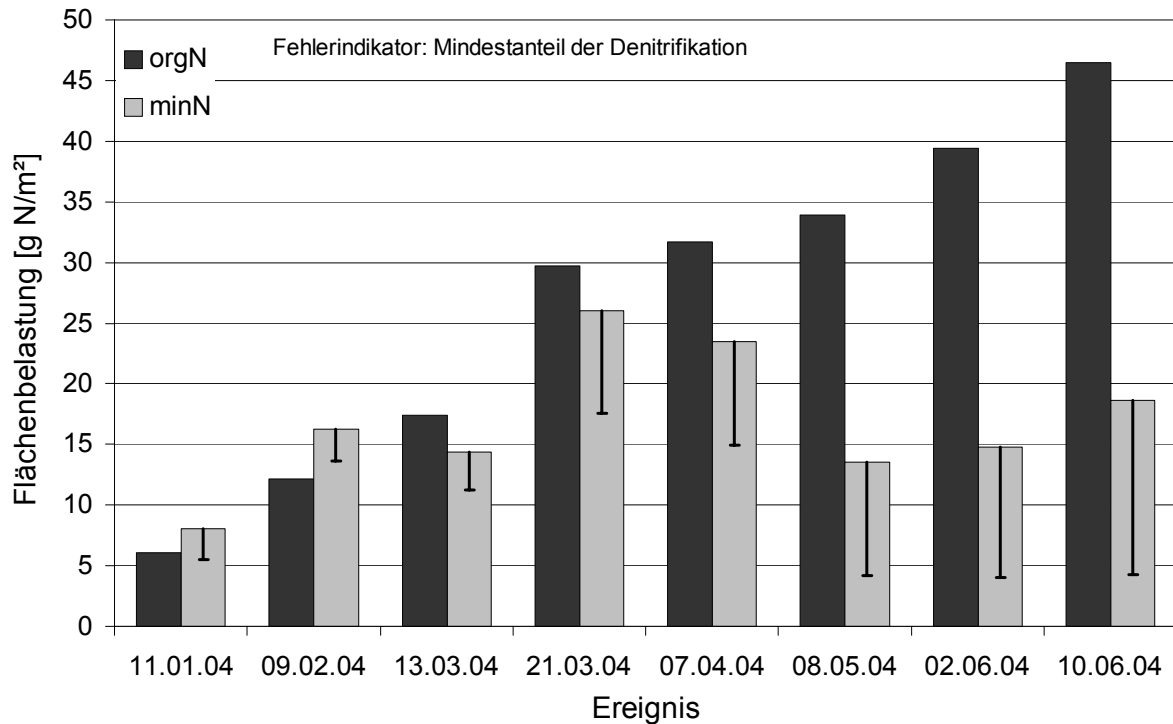


Bild 4-26 Kumulierter N-Rückhalt in der zweiten Messphase. Der Fehlerindikator gibt den Mindestanteil der Denitrifikation wieder

In Bild 4-26 ist der Bilanzüberschuss von orgN und minN über die zweite Messphase kumuliert dargestellt. Die Ermittlung des Ein- und Austrags ist in Kap. 4.3.2.1 (Stickstoffverbindungen) erläutert. Der Fehlerbalken markiert jeweils den Beitrag der Denitrifikation zur minN-Bilanz entsprechend Tabelle 4-6. Die Veränderung des minN-Vorrates im Filterkörper ergibt sich jeweils aus der Differenz von Ein- und Austrag abzüglich der während der Betriebsphasen denitrifizierten Fracht.

Der stetige Anstieg des orgN zeigt, dass alle Ereignisse zu dessen Akkumulation im Filterkörper beitragen. Da die orgN-Frachten nur indirekt über CSB ermittelt werden, sind die Zahlenwerte mit relativ großen Unsicherheiten behaftet. Die Tendenz zur Akkumulation ist jedoch eindeutig. Mineralischer Stickstoff wird (in Form von NH_4) vor allem in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes akkumuliert. Bei den Ereignissen vom 7. April und 8. Mai wird dagegen mehr Stickstoff (überwiegend als NO_3) ausgetragen als NH_4 zurückgehalten wird. Unter Berücksichtigung der Denitrifikation ergibt sich über den Gesamtzeitraum eine annähernd ausgeglichene Bilanz des minN.

Die getrennte Betrachtung von mineralischen und organischen N-Anteilen stellt eine modellhafte Vereinfachung dar. Beide Anteile sind durch die Prozesse der Mineralisierung und Immobilisierung miteinander verknüpft. Eine separate Bilanz der Stoffströme gibt daher nicht die realen Verhältnisse im N-Vorrat des Filterkörpers wieder.

Sorptionskapazität für Ammonium

Der Ammoniumdurchbruch beginnt bei den ausgewählten Ereignissen nach einem Rückhalt von 2,4 bis 4,8 g/m^2 . Der höchste Wert wurde beim ersten Ereignis der zweiten Intensivmessphase ermittelt (11.01.2004). Dieser ist jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet,

da bei dem entsprechenden Ereignis die Anfangsphase nicht beprobt wurde. Bei der zeitlich eingegrenzten Bilanzierung fällt diese Unsicherheit stärker ins Gewicht als bei einer Bilanz über das gesamte Ereignis.

Im vorangegangenen Kapitel wurde gezeigt, dass unter realen Betriebsbedingungen für Ammonium kein strenger Zusammenhang zwischen Frachtrückhalt im Filterkörper und Konzentration in der Lösung besteht. Vernachlässigt man den Einfluss der Konzentration auf die NH_4 -Sorptions, führt dies zum vereinfachten Modell eines Speichers von konstantem Fassungsvermögen, dessen Speicherkapazität sich während der Trockenphase durch Nitrifikation des sorbierten NH_4 -N regeneriert (siehe 2.4.2.2). Demnach wäre eine enge Beziehung zwischen der ausgewaschenen NO_3 -Fracht und der bis zum Beginn des Durchbruchs zurückgehaltenen NH_4 -Fracht zu erwarten, ebenso wie ein Zusammenhang beider Größen mit der Dauer der vorangegangenen Trockenphase.

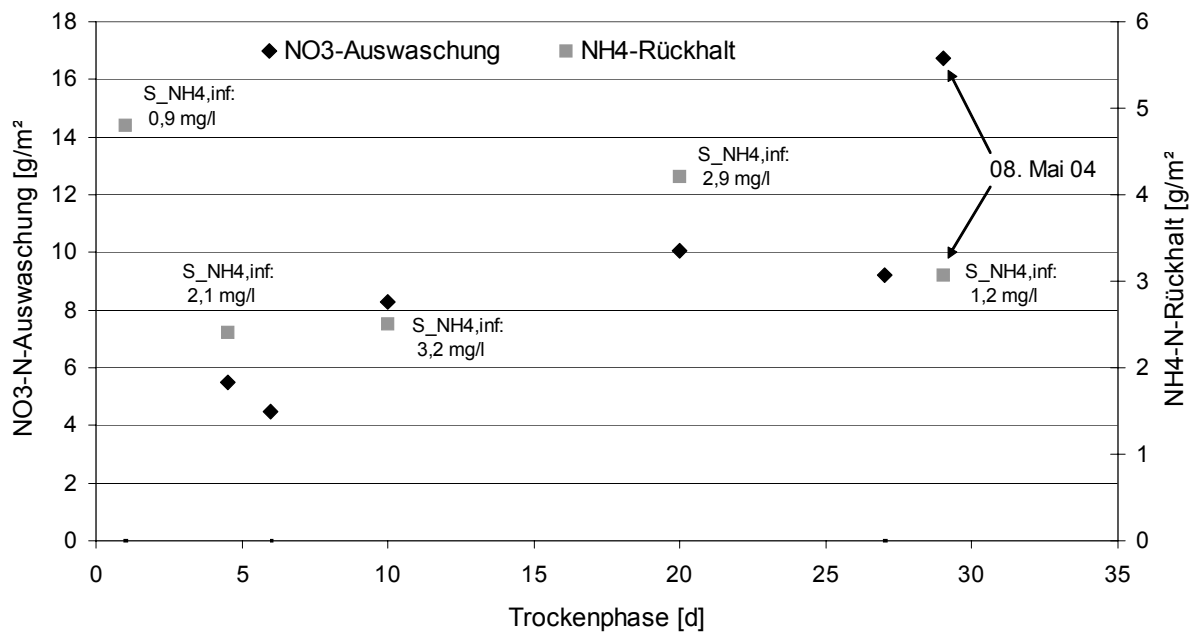


Bild 4-27 NO_3 -Auswaschung und NH_4 -Rückhalt in Abhängigkeit von der vorangegangenen Trockenphase ($S_{\text{NH}_4,\text{inf}}$: mittlere NH_4 -N-Konzentration bei Infiltration)

Die in Bild 4-27 dargestellten Ergebnisse lassen eine tendenzielle Abhängigkeit der NO_3 -Auswaschung von der Dauer der vorangegangenen Trockenperiode erkennen. Der NH_4 -Rückhalt ist dagegen weitgehend unabhängig von der Dauer der Trockenphase wie auch von der ausgetragenen NO_3 -Fracht. Der niedrige NH_4 -Rückhalt bei gleichzeitig sehr hohem NO_3 -Austrag am 08.Mai (Trockenphase: 29 Tage) ließe sich durch die niedrige Konzentration in der Lösung ($S_{\text{NH}_4,\text{inf}}$: 1,2 mg/l) erklären. Insgesamt zeigt sich jedoch auch unter Berücksichtigung der Konzentration keine eindeutige quantitative Beziehung zwischen NO_3 -Auswaschung und NH_4 -Rückhalt. Die Modellvorstellung eines konstanten Sorptionsvermögens ohne Berücksichtigung weiterer Einflussfaktoren beschreibt die NH_4 -Elimination sehr ungenau.

Bei allen Ereignissen ist der Nitrat austrag ein Vielfaches höher als der zugehörige Ammoniumrückhalt (Sekundärachse). Letzteres lässt sich teilweise auf die Methodik der Auswertung zurückführen. Da nur der Rückhalt bis zum ersten Anzeichen nachlassender Sorptionsleistung erfasst wird, wird die Speicherkapazität unterschätzt.

Ein weiterer Beitrag zur Begrenzung der NH_4 -Sorptions kann von der Konkurrenz mit anderen Kationen ausgehen (siehe 4.3.2.2, Abschnitt: Ammoniumsorption). Die Modellvorstellung vernachlässigt außerdem die Wechselwirkung zwischen organischen und anorganischen N-Komponenten im Filterkörper. Durch die Mineralisierung von orgN-Anteilen werden in der Trockenphase NH_4 -Ionen freigesetzt, die ebenfalls freiwerdende Sorptionsplätze belegen.

4.3.3 Zusammenfassung wesentlicher Erkenntnisse

Rückhalt organischer Kohlenstoffe

Bei der Filterpassage werden die partikulären Anteile der CSB-Verbindungen annähernd vollständig zurückgehalten.

Bezüglich der gelösten Anteile ist bei mittlerer und höherer Frachtbelastung der Wirkungsgrad relativ stabil. Dies gilt sowohl im Vergleich der MEK als auch im Ereignisverlauf während einer Betriebsphase.

Nach längeren Trockenperioden treten zu Ereignisbeginn Konzentrationsspitzen im Ablauf auf, die vermutlich auf die Auswaschung unvollständig abgebauter organischer Verbindungen aus dem Filterkörper zurückzuführen sind. Bei kürzeren Ereignissen oder solchen mit niedriger gelöster Zulaufbelastung – wie sie in der ersten Messphase auftreten – bestimmt dieser Anfangseffekt maßgeblich die MEK.

Der Mechanismus des Rückhaltes der gelösten Anteile lässt sich anhand der Ergebnisse nicht abschließend klären. Für eine Dominanz des unmittelbaren Abbaus sprechen der direkte Zusammenhang von Zu- und Ablaufkonzentration und der Einarbeitungseffekt nach längeren Trockenphasen. Für einen überwiegend verzögerten Abbau nach mechanischem Rückhalt oder Sorption spricht dagegen die Tatsache, dass die Reinigungsleistung auch dann nicht abnimmt, wenn niedrige Nitratkonzentrationen im Ablauf auf niedrige Sauerstoffgehalte im Filterkörper hinweisen.

Rückhalt von Stickstoffverbindungen

Der qualitative Verlauf der Ganglinien bestätigt die Vorstellung, dass der NH_4 -Rückhalt auf einem zweistufigen Prozess aus Sorption und nachfolgender Nitrifikation beruht. Die Auswaschung des während der Trockenperiode gebildeten Nitrats ist im Ablauf deutlich als Konzentrationsspitze erkennbar. Bei niedriger Belastung, relativ kurzen Beschickungsdauern und langen Trockenperioden werden auch die eingetragenen organischen N-Verbindungen weitgehend zu Nitrat oxidiert.

Bei längeren Ereignissen zeigt ein Absinken der Nitratkonzentrationen im Ablauf unter die Zulaufkonzentration anoxische Verhältnisse an. Die Betrachtung ein- und ausgetragener Stoffströme gibt stets nur die Summe der Wirkungen aller im Filter ablaufenden Teilprozesse wieder. Es kann daher nicht geklärt werden, ob und in welchem Umfang eine Denitrifikation bereits parallel zur Nitratauswaschung stattfindet.

Eine quantitative Analyse der NH_4 -Sorptions lässt keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Konzentration in der flüssigen Phase und der Sorptionskapazität erkennen, wie ihn typische Sorptionsisothermen beschreiben. Auch die vereinfachte Modellvorstellung eines konstanten NH_4 -Speichervermögens, das sich durch Nitrifikation regeneriert, beschreibt das Sorptionsverhalten nicht zutreffend. Neben dem NH_4 -Eintrag mit dem Mischwasser und

der Nitrifikation beeinflusst auch die Wechselwirkung mit dem orgN-Pool den NH_4 -Vorrat im Filterkörper und damit die freie Sorptionskapazität. Bei der Betrachtung zu- und abfließender Stoffströme stellt dieser Vorrat im Boden zwangsläufig eine Unbekannte dar. Weitere Einflussfaktoren auf die Sorptionswirkung sind die Temperatur sowie pH und Leitfähigkeit des infiltrierenden Wassers. Die ermittelte Datenbasis reicht bei weitem nicht aus, um Abhängigkeiten zwischen mehreren Einflussgrößen zu klären.

Neben der Pufferung der Belastung aus einzelnen Ereignissen weist der Filterkörper bzgl. N-Verbindungen auch eine längerfristige Speicherwirkung auf. Bei seltener Beschickung und schwacher stofflicher Belastung (erste Messphase) kommt es zu einem Abbau dieses Speichers durch die Nitrifikation organischer N-Verbindungen. Umgekehrt zeigt bei intensiverer Belastung (zweite Messphase) die N-Bilanz der Filterkörpers einen Überschuss.

4.4 Analyse der Bodenproben

Im vorangegangenen Kapitel wurden ausschließlich in den Filterkörper eingetragene und aus diesem ausgetragene Stoffströme analysiert. Interne Prozesse wurden dabei nicht direkt untersucht. Im Folgenden werden Umsatzprozesse im Filterkörper während der Trockenphase näher betrachtet. Im Vordergrund stehen dabei aus methodischen Gründen die N-Komponenten. Die Verteilung der N-Komponenten im Filterkörper wurde in hoher räumlicher Auflösung unmittelbar vor und nach einer intensiven Belastung erfasst. Im Verlauf der anschließenden Trockenphase wurde die Beprobung zweimal im Abstand von jeweils 4 Tagen wiederholt.

Aufgrund der besonderen Bedeutung von Sedimenten und Feinpartikeln für Sorption und Stoffumsatz wird zunächst deren Verteilung im Filter dargestellt (4.4.1). Anschließend wird die Verteilung von NH_4 und NO_3 unmittelbar nach einem Beschickungsereignis analysiert (4.4.2 und 4.4.3). In 4.4.4 wird der Verlauf des N-Umsatzes während der Trockenphase untersucht. Abschließend werden die Ergebnisse der Inkubationsversuche dargestellt und diskutiert, die den Mineralisierungsgrad am Ende der Trockenphase beschreiben (4.4.5).

4.4.1 Sedimententwicklung und Invasion

Sedimente unterscheiden sich vom eingebauten Filtersubstrat durch einen höheren Feinkornanteil und höhere Gehalte an organischer Substanz. In den Sedimentproben liegt der mittlere Feinkornanteil (T+U) bei 61 % (Filtersubstrat: 1 %) und der Glühverlust (GV), der ein Maß für die organische Substanz darstellt, bei 18 % (Filtersubstrat: 0,5 %). Verglichen mit Befunden von anderen RBF in Mischsystemen liegt der T+U-Anteil im unteren, der GV im mittleren Bereich /MUNLV, 2004, Lambert 2001/.

Das Sediment des Filters Ensheim ist relativ schwach entwickelt und sehr ungleichmäßig über die Filterfläche verteilt. Im Schnitt A ist die Sedimentschicht mittig bis zu 10 cm stark. Nach außen hin nimmt sie auf ca. 5 cm ab. In der zulauffernen Hälfte hat sich dagegen keine Sedimentschicht ausgebildet.

In Bild 4-28 ist die vertikale Verteilung der T+U-Anteile und des GV dargestellt. Der Verlauf spiegelt die Invasion mischwasserbürtiger Partikel wider. In allen Schnitten haben sich die mischwasserbürtigen Partikel in den oberen Bereich der Kiesschicht eingemischt. Im unteren Bereich ist die Kiesschicht außerdem stark mit Sand durchmischt. Die Kiesschicht hat sich dadurch von 5 cm auf ca. 10 cm ausgedehnt.

Die Invasion mischwasserbürtiger Partikel in die Sandschicht ist auf die oberen 2 cm beschränkt. Dieser Befund, der auch durch den optischen Eindruck bestätigt wird, steht im Einklang mit den Erfahrungen von anderen Anlagen /MUNLV, 2004/. In den unterhalb liegenden Schichten bewegen sich T+U sowie GV im Bereich der Ausgangswerte des Sandsubstrates. Unterhalb von 10 cm Tiefe wurden beide Größen nicht bestimmt.

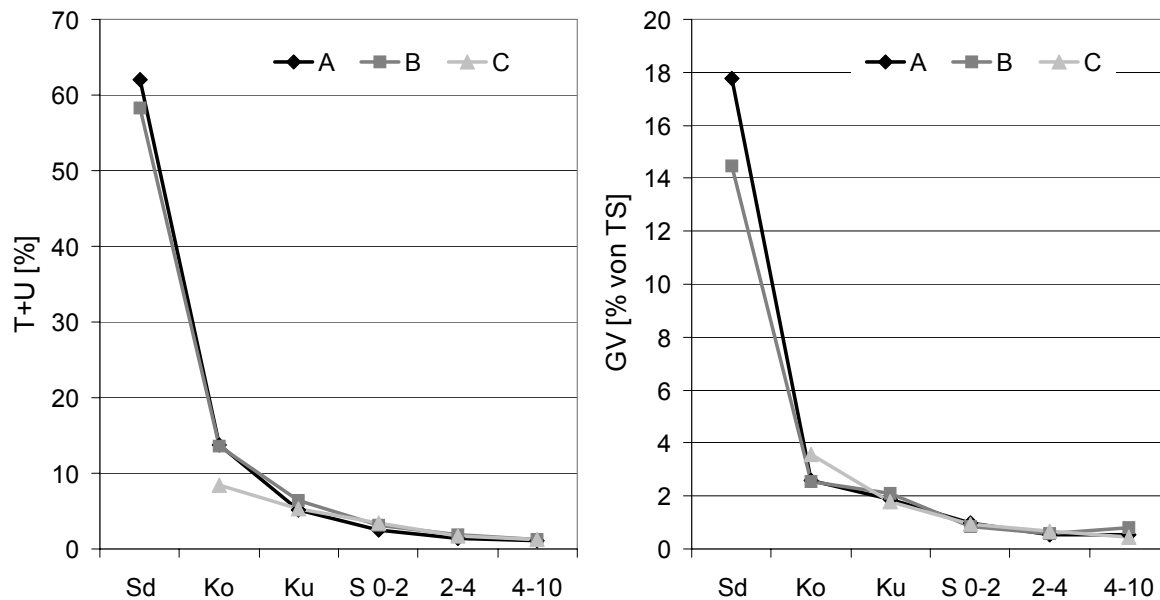


Bild 4-28: Profile der Feinkornanteile (T+U) und des Gehaltes an organischer Substanz (GV) in verschiedenen Schnitten durch den Filterkörper (Sd: Sediment; Ko/Ku: oberer/unterer Bereich der Kiesdecklage; S: Sand mit Tiefenangaben unter OK Filter)

Der übereinstimmende Verlauf der Kurven in den einzelnen Schnitten (A, B, C) zeigt in Längsrichtung einheitliche physikalische Eigenschaften des Filterkörpers. Abgesehen von der Sedimentverteilung unterscheiden sich die Eigenschaften von zulaufnahen und zulauf-fernen Bereichen nicht.

4.4.2 Räumliche Verteilung von Ammonium und Nitrat

Die erste Beprobung des Filterkörpers begann 6 Stunden nach dem Trockenfallen der Filteroberfläche. Die Ergebnisse der NH_4^- - und NO_3^- -Bestimmungen in diesen Proben ist vollständig in Anhang F-1 wiedergegeben. Bild 4-29 zeigt beispielhaft die Konzentrationsprofile im zulaufnahen Schnitt A und im ablaufnahen Schnitt C.

Beide Schnitte weisen bis ca. 2 cm Tiefe einen starken Gradienten in vertikaler Richtung auf. Die Gehalte im Sediment liegen um ein Vielfaches über denen tieferer Schichten. Die N-Konzentrationen im Sandkörper unterhalb der Invasionsschicht weisen durchgehend Werte $< 0,5 \text{ mg}/100\text{g TS}$ auf. In diesem Bereich ist bei der Laboranalytik insbesondere bei der NH_4^- -Bestimmung mit erheblichen Fehlern zu rechnen.

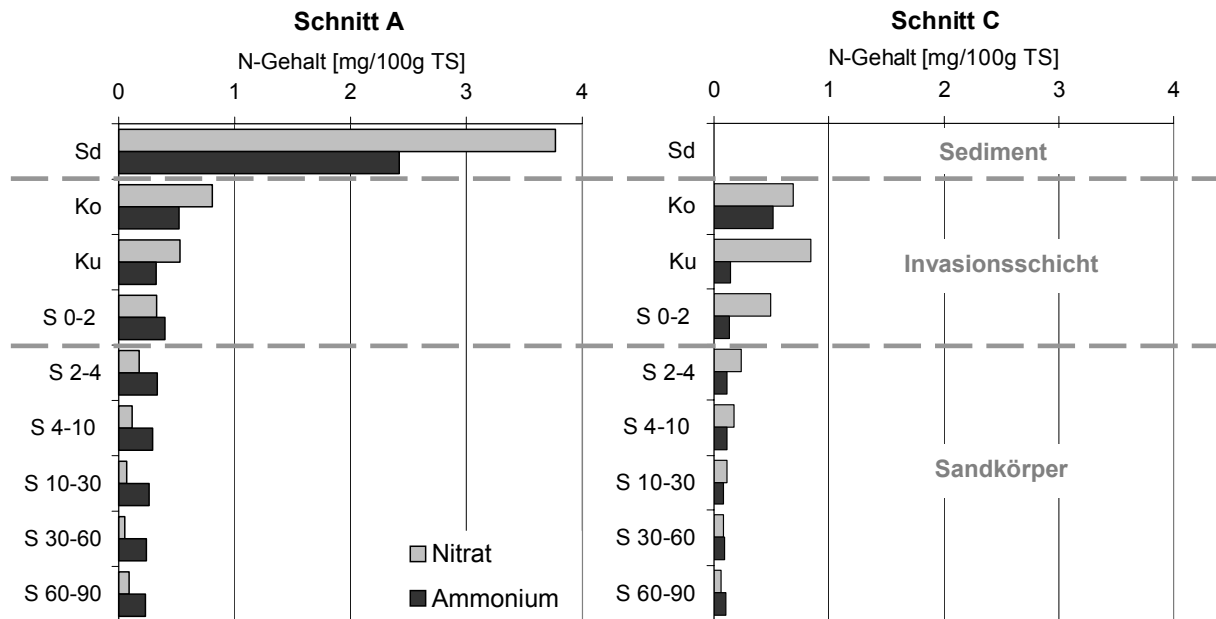


Bild 4-28: Profile des $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehaltes zulaufnah (Schnitt A) und zulauffern (Schnitt C) unmittelbar nach Filterentleerung

Aufgrund der hohen Mobilität von Nitrat ist davon auszugehen, dass dieses während der Betriebsphase annähernd vollständig ausgetragen wird. Am Ende der vorangegangenen Betriebsphase lagen die NO_3 -Konzentrationen im Ablauf unterhalb der Bestimmungsgrenze. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass der Filter zu Beginn der Trockenphase kein $\text{NO}_3\text{-N}$ enthielt.

Bereits zum Zeitpunkt der ersten Beprobung liegt jedoch in den oberen Schichten der mineralische Stickstoff zum Großteil als NO_3 vor. In den tieferen Schichten überwiegt dagegen NH_4 (siehe Bild 4-28). Dieser Unterschied kann darauf zurückgeführt werden, dass diese Schichten vor der Beprobung kürzere Zeit trocken waren und dort weniger Sauerstoff verfügbar ist. In den oberen Schichten des ablaufnahen Schnittes C ist die Nitrifikation weiter fortgeschritten als in Schnitt A (zulaufnah). Eine mögliche Erklärung hierfür ist ebenfalls in der Sauerstoffversorgung zu sehen. Im zulaufnahen Bereich behindert die hohe Wasserhaltefähigkeit des Sedimentes die Wiederbelüftung über die Filteroberfläche in stärkerem Maß als in Schnitt C.

Bei dem der Beprobung vorangegangenen Ereignis kam es zu einem vollständigen Durchbruch des NH_4 . Aus den N-Gehalten der ersten Beprobung lässt sich daher die räumliche Verteilung der Sorptionskapazität im Filterkörper ermitteln. Unter der Annahme, dass

- am Ende der Betriebsphase der Filterkörper minN ausschließlich in Form von $\text{NH}_4\text{-N}$ enthält und
- die N-Mineralisierung (Umbau von orgN zu minN) während der ersten Stunden der Trockenphase vernachlässigbar ist,

entspricht der sorbierte minN-Gehalt bei der ersten Beprobung der Sorptionskapazität bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ ($C_{\text{NH}_4, \text{sorb}}$). Zur Ermittlung dieses Wertes sind die gemessenen Bodenkonzentrationen um den Anteil der im Porenwasser gelösten Fracht nach Gleichung 4-5 zu korrigieren.

4 Ergebnisse und Diskussion

$$C_{\text{NH}_4, \text{sorb}} = C_{\text{NH}_4, \text{Probe}} + C_{\text{NO}_3, \text{Probe}} - \theta \cdot C_{\text{PW}, \text{NH}_4, \text{End}} \quad (\text{Gl. 4-5})$$

mit $C_{\text{XXX}, \text{Probe}}$ Konzentration in der Bodenprobe [mg N/100 g TS]
 θ Wassergehalt der Bodenprobe [-]
 $C_{\text{PW}, \text{NH}_4, \text{End}}$ Konzentration im Porenwasser am Ende der Betriebsphase [mg/l]

Bild 4-30 zeigt die Profile der so ermittelten Sorptionskapazität in allen beprobten Schnitten. Abgesehen von der Sedimentschicht ist die Sorptionskapazität in horizontaler Richtung (Längsschnitt) relativ gleichmäßig im Filterkörper verteilt. Signifikante Unterschiede zeigen sich nur zwischen den Werten im Sandkörper von Schnitt A und Schnitt C.

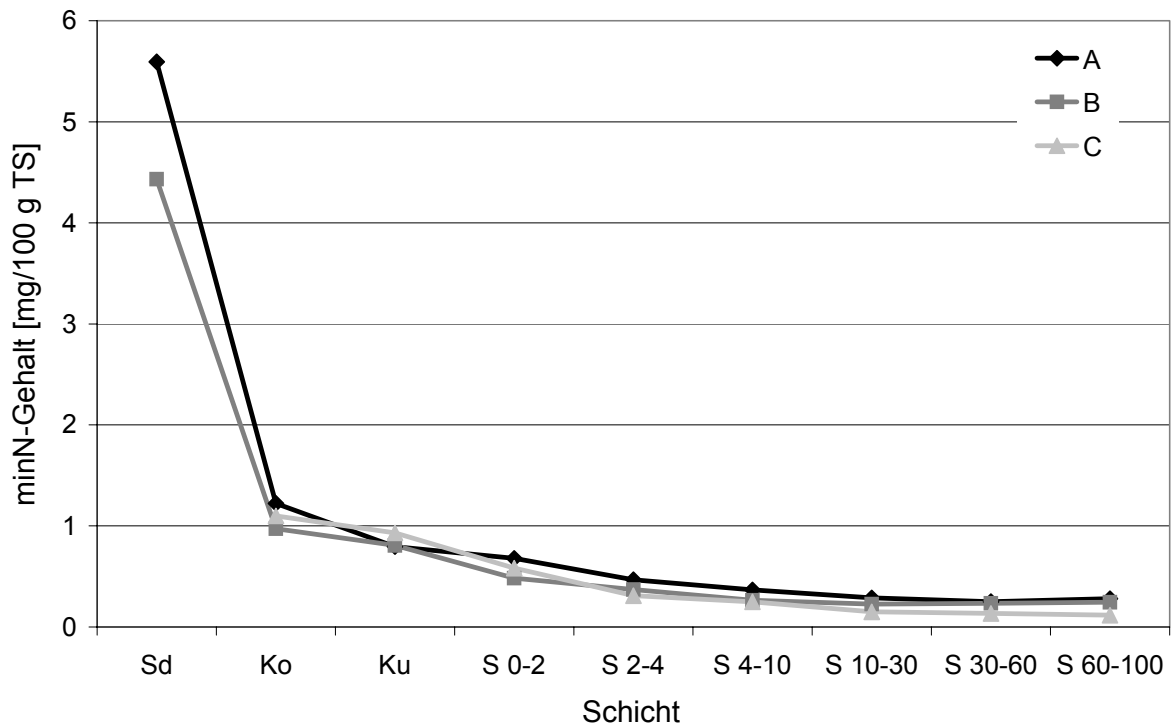


Bild 4-30: Profil des minN-Gehaltes in unterschiedlichen Entfernungen vom Zulauf

Der Vergleich des vertikalen Profils der Sorptionskapazität mit dem Profil des T+U-Anteils (Bild 4-28) legt nahe, dass die Sorption ausschließlich an Feinkornanteilen stattfindet, die durch Invasion aus der Sedimentschicht in den Sandkörper eingetragen werden.

Bezieht man jedoch den gemessenen Gehalt an minN auf den T+U-Anteil der jeweiligen Schicht, so zeigt sich mit zunehmender Tiefe eine ansteigende Beladung. Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn man den GV als Bezugsgröße heranzieht. (siehe Bild 4-31). Offensichtlich geht zwar mit zunehmender Tiefe der Gehalt an sorptionsrelevanten Bodenbestandteilen zurück. Die spezifische Sorptionsfähigkeit dieser Anteile nimmt jedoch mit der Tiefe zu. Die Darstellung ist auf die oberen Horizonte (bis 10 cm Tiefe) beschränkt, da unterhalb T+U- sowie GV-Anteile im Bereich des Ausgangssubstrates lagen.

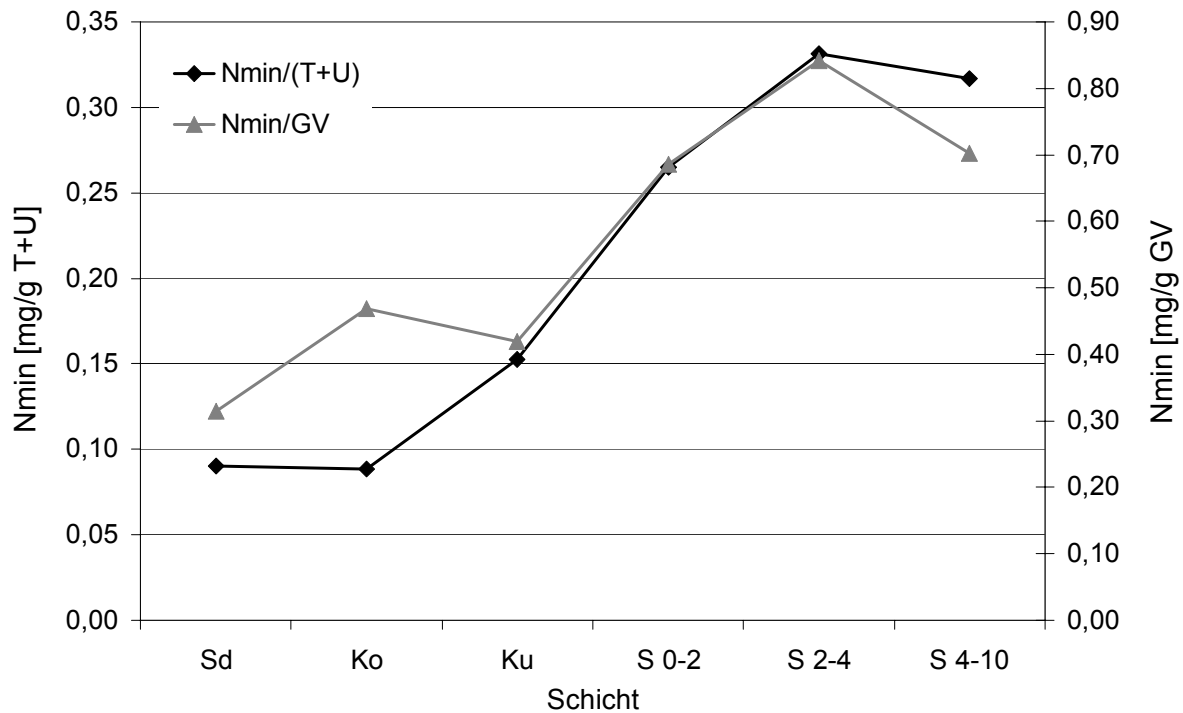


Bild 4-31: Gehalte an mineralischem Stickstoff (Nmin) im Filterkörper bezogen auf Feinkornanteil (T+U) und organische Anteile (GV)

Dies kann auf die mit der Eindringtiefe steigende spezifische Oberfläche der T+U-Anteile zurückgeführt werden. Während innerhalb des T+U-Spektrums relativ große Partikel auf der Filteroberfläche zurückgehalten werden, dringen nur extrem feine Körner in den Filterkörper ein, die eine entsprechend größere spezifische Oberfläche aufweisen. Hinzu kommt, dass mit zunehmender Tiefe und abnehmendem Gesamtgehalt an organischen Stoffen der Anteil des Biofilms an der Sorption stärker ins Gewicht fällt. Biofilme weisen eine deutlich höhere massenspezifische Sorptionskapazität auf als andere organische Bodenbestandteile (siehe 2.4.2.2).

4.4.3 Ermittlung von Frachten im Filterkörper

Quantitative Beziehungen zwischen den Stoffstrombilanzen und den Ergebnissen der Bodenanalytik können nur auf der Basis von Frachten ermittelt werden. Hierzu werden die im Labor ermittelten Konzentrationen [mgN/g TS] dem Volumenanteil des Filterkörpers zugeordnet, den die jeweilige Probe repräsentiert.

Berechnung und Ergebnisse

Die in einem Bereich des Filterkörpers (z.B. Schicht S 4-10 in Schnitt B) enthaltene N-Fracht ($B_{i,j}$) wird ermittelt, in dem die im Labor bestimmte Konzentration $c_{i,j}$ [mgN/g TS] multipliziert wird mit

- der Fläche A_i , die der jeweilige Schnitt (A, B, C) repräsentiert [m²]
- der Stärke d_i der Schicht [m]
- der Lagerungsdichte ρ_i [g/m³].

Damit ergibt sich Gleichung 4-6 zur Ermittlung der in Schicht i und Schnitt j enthaltenen Fracht.

$$B_{i,j} = c_{i,j} \cdot A_j \cdot d_{i,j} \cdot \rho_i \quad (\text{Gl. 4-6})$$

Die jeweiligen Werte der Schichtstärke, der Lagerungsdichte sowie der zugehörigen Fläche sind in Tabelle 4-7 zusammengefasst. Mit Ausnahme der Sedimentschicht ist die Schichtstärke unabhängig vom Schnitt. Die Lagerungsdichte hängt nur vom jeweiligen Material (Sediment, Kies, Sand) ab. Hierfür wurden Werte angesetzt, die Wozniak /2004/ bei früheren Untersuchungen an derselben Anlage ermittelt hat.

Tab. 4-7 Schichtstärken, Lagerungsdichte und zugehörige Flächen zur Ermittlung von Frachten im Filterkörper

	Schichtstärke [cm]			Lagerungsdichte [g/cm ³]	repräsentierte Fläche [m ²]		
	A	B	C		A	B	C
Sediment	5	2	0	1,1	175	350	525
Kies	5			1,8			
Sand	90			1,6			

Zur besseren Übersichtlichkeit werden bei der Darstellung der Frachtermittlung verschiedene der beprobten Schichten zusammengefasst. Bei der Darstellung wird differenziert zwischen

- Sedimentschicht, die sich auf dem ursprünglichen Filterkörper gebildet hat,
- Invasionsschicht, in der sich Ausgangsmaterial (Kies und Sand) und eingetragene Feststoffe durchmischen (bis 2 cm unter OK Sandkörper)
- Sandkörper, dessen physikalische Eigenschaften denen des Ausgangssubstrates entsprechen.

Tabelle 4-8 verdeutlicht die Zuordnung der Bereiche für die Frachtermittlung zur Schichtung der Beprobung.

Tab. 4-8 Zuordnung der Schichtung für die Frachtermittlung zu beprobten Schichten

Schichtung	
Beprobung	Frachtermittlung
Sediment (Sd)	Sediment (Sd)
Kies oben (Ko) Kies unten (Ku)	Invasionsschicht (Inv.)
S 0-2 S 2-4 S 4-10 S 10-30 S 30-60 S 60-90	Sandkörper (Sandk.)

Die Ergebnisse der Frachtermittlung sind differenziert nach Schnitten und Schichten in Bild 4-32 dargestellt. Sie geben den NH₄-N-Gehalt am Ende der Betriebsphase wieder, die der Beprobung vorangegangen ist. Um den Rückhalt während des Betriebs zu ermitteln, wurde

davon der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt bei der Beprobung vor dieser Betriebsphase als Vorbelastung abgezogen (grauer Balken).

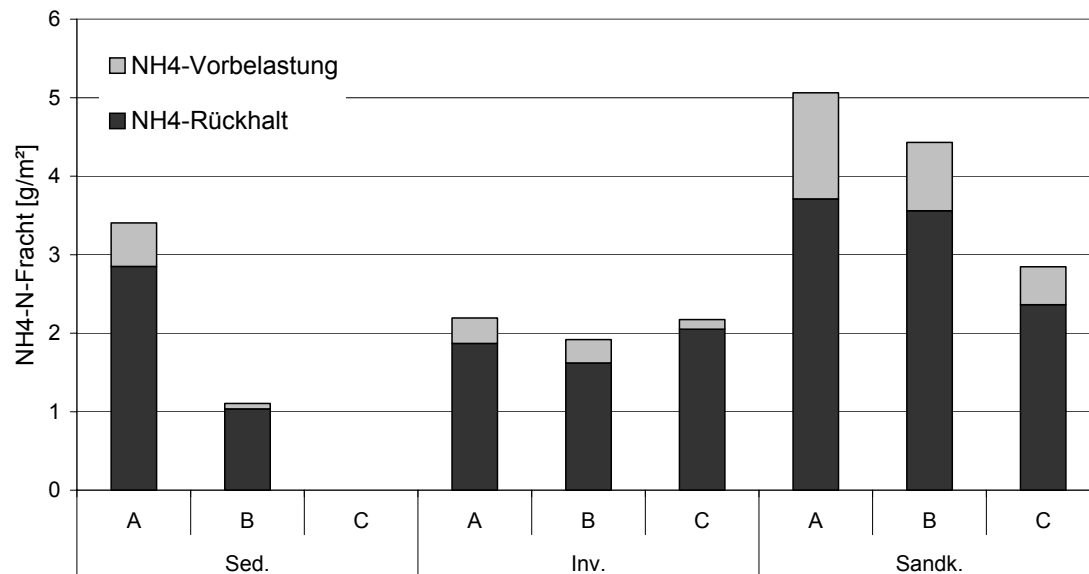


Bild 4-32: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten in verschiedenen Schichten (Sediment, Invasionsschicht, Sandkörper) und Schnitten (Vorbelastung: Fracht vor der Beschickung)

Die Ergebnisse zeigen, dass trotz der weitaus höheren minN -Gehalte im Sediment die Sorption überwiegend im Sandkörper stattfindet. Die Masse des Sediments macht im Mittel ca. 1,5 % der Masse des Filterkörpers aus. Aus diesem Grund wirken sich auch die geringen Konzentrationsunterschiede im Sandkörper von Schnitt A und Schnitt C sehr deutlich auf die Frachten aus. Im Gegensatz zu den anderen Schichten, die über ihre Mächtigkeit definiert sind, variiert die Sedimentschicht in ihrer Stärke. Die Bedeutung der Sedimentschicht für den Frachtrückhalt geht im Längsverlauf mit abnehmender Stärke dieser Schicht zurück. Der Rückhalt in der Invasionsschicht ist dagegen in allen Schnitten ähnlich.

Betrachtet man den gesamten Filterkörper, so wurden nach dieser Berechnung insgesamt $5,7 \text{ g/m}^2 \text{ NH}_4\text{-N}$ zurückgehalten - davon 14 % im Sediment, 33 % in der Invasionsschicht und 53 % im Sandkörper. Die Bilanz aus Zu- und Ablaufmessung ergab allerdings bei dem vorangegangenen Ereignis einen Frachtrückhalt von $10,8 \text{ g/m}^2 \text{ NH}_4\text{-N}$.

Fehlerquellen

Da die minN -Konzentrationen insbesondere im Sandkörper, der den größten Teil der Masse des Filterkörpers ausmacht, nahe an der Bestimmungsgrenze liegen, ist die Frachtermittlung mit einem großen Fehler behaftet. Hinzu kommt die ungenaue Zuordnung der Anteile des Filterkörpers zu den sie repräsentierenden Bodenproben. Insbesondere die Verteilung der Sedimentschicht wurde ungenau erfasst. Aufgrund des geringen Anteils an der Gesamtfracht ist die Bedeutung des Sediments als Fehlerquelle allerdings begrenzt. Die Abweichung von 47 % lässt sich damit nicht erklären.

Von wesentlich größerer Bedeutung als diese zufälligen Abweichungen ist vermutlich ein systematischer Fehler durch die unvollständige NH_4 -Extraktion. Derartige Minderbefunde bei der NH_4 -Bestimmung sind in der landwirtschaftlichen Bodenkunde ein bekanntes Phänomen

/Becker, 1987/. Der Umfang des Fehlers hängt vor allem von der Körnung des Bodens ab. Je höher der Feinkornanteil, desto schwieriger ist die Extraktion. Bei Sanden wäre demnach eine relativ hohe Wiederfindungsrate zu erwarten. Deutliche Minderbefunde bei der minN-Ermittlung an RBF mit sandigem Substrat wurden jedoch bereits in früheren Untersuchungen festgestellt /Lambert, 2005/.

Die Ursache liegt darin, dass die Methode der NH_4 -Extraktion auf einem reinen Ionenaustausch beruht, wie er der geogenen Sorption zugrunde liegt. Der Einfluss des Feinkornanteils ist durch den direkten Zusammenhang von spezifischer Oberfläche und Sorptionskapazität bedingt, der charakteristisch für die geogene Sorption ist (siehe 2.4.2.2). In RBF ist dagegen nicht die Oberfläche der mineralischen Bodenbestandteile entscheidend, sondern der Biofilm (biogene Sorption). Die Tatsache, dass auch bei einer Methode mit erhöhter Extraktionskraft (siehe 3.4.2) kein vollständiger Austausch erfolgt, weist auf besondere Mechanismen der biogenen Sorption hin. Im Gegensatz zur abiotischen Sorption handelt es sich offenbar nicht um einen idealen Ionentausch.

Konsequenzen der Fehlerbetrachtung

Grundsätzlich ist von einem Minderbefund bei NH_4 in unbekannter Höhe auszugehen. Es ist nicht bekannt, ob es sich um einen konstanten oder zum Messwert proportionalen Fehler handelt. Die Größenordnung des Fehlbetrags hängt von den physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften ab. Aufgrund der weitgehenden Homogenität des Sandkörpers hinsichtlich organischem Anteil und Feinkornanteil wird angenommen, dass in diesem Bereich die in den vorangegangenen Abschnitten diskutierte räumliche Verteilung ebenfalls qualitativ richtig wiedergegeben wird.

In der weiteren Darstellung steht daher die qualitative Betrachtung im Vordergrund. Auf die Ermittlung von Frachten wird verzichtet. Es wird angenommen, dass die Ergebnisse die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen in einem gegebenen Bodenelement tendenziell richtig wiedergeben. Mögliche Auswirkungen des analytischen Fehlers werden jeweils in der Diskussion der Ergebnisse berücksichtigt.

4.4.4 Stickstoffumsatz während der Trockenphase

Die Verteilung von NH_4 und NO_3 im Filterkörper wurde unmittelbar nach der Filterentleerung sowie nach 5 und 10 Tagen der Trockenphase erfasst. Die Ergebnisse sind in Anhang F-1 vollständig dargestellt.

Schon bei der ersten Beprobung zeigen die NO_3 -Gehalte eine deutliche Nitrifikation im Filterkörper an. Mit zunehmender Trockenzeit steigen zunächst die Nitratwerte, während die NH_4 -Gehalte sinken. Nur in den höher belasteten Bereichen (Schnitt A und Invasionsschicht von Schnitt B und C) findet sich nach 10tägiger Trockenphase noch NH_4 . Die Nitratgehalte sind in Schnitt A gegenüber den anderen Schnitten leicht erhöht; in Schnitt B und C unterscheiden sich die Konzentrationsprofile im Sandkörper nicht signifikant.

Bild 4-33 zeigt beispielhaft die Entwicklung der Gehalte mineralischer N-Anteile im Verlauf der Trockenphase im Sediment von Schnitt A.

Erwartungsgemäß steigt der Nitratgehalt über den gesamten Zeitraum der Trockenphase an. In den ersten 5 Tagen geht dies mit einem Rückgang des NH_4 -Gehaltes in annähernd gleicher Größenordnung einher. Der minN nimmt nur geringfügig zu. Geht man bei den in 4.4.3

diskutierten Minderbefunden der NH_4 -Bestimmung von einem linearen Fehler aus, so ist der Rückgang des NH_4 noch stärker. Offenbar dominiert in dieser Zeitspanne die Nitrifikation, während nur eine sehr schwache N-Mineralisierung stattfindet.

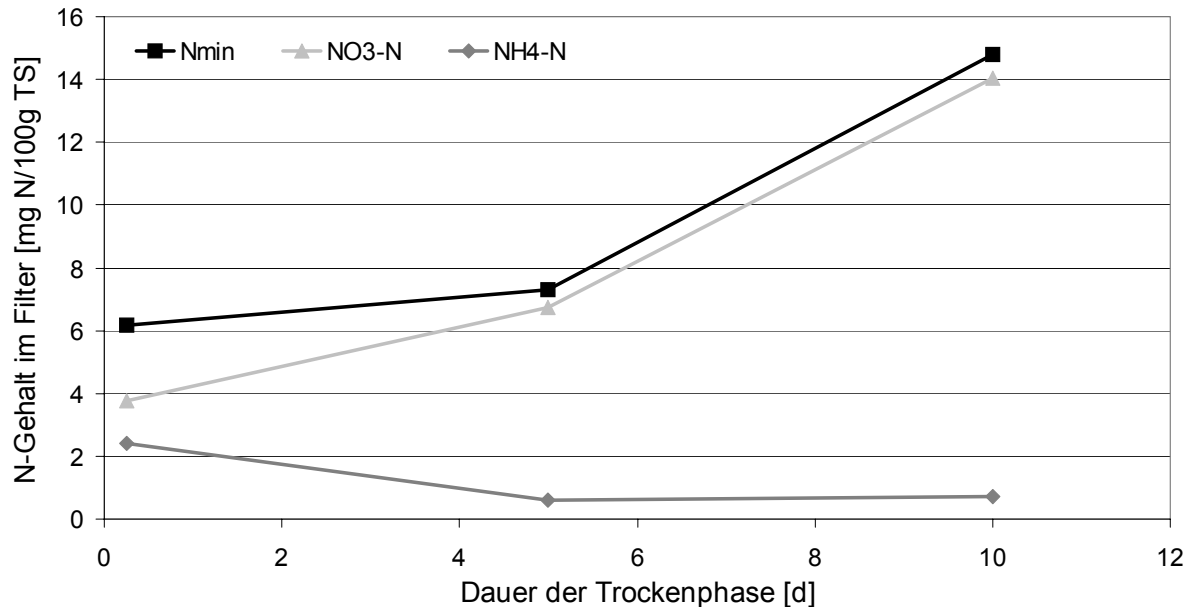


Bild 4-33: Entwicklung der NH_4 - und NO_3 -N-Gehalte während der Trockenphase im Sediment (Schnitt A)

Da der Filterkörper am Ende der Betriebsphase weitgehend frei von NO_3 ist, geben die NO_3 -Gehalte die unmittelbare Nitrifikationsleistung wieder. In den 6 Stunden bis zur ersten Beprobung wurde demnach bereits mehr NO_3 gebildet als in den folgenden 5 Tagen. Die Nitrifikation ist offenbar unmittelbar zu Beginn der Trockenphase am intensivsten und klingt anschließend ab.

In der zweiten Hälfte der Trockenphase stagniert der NH_4 -Gehalt auf niedrigem Niveau, während der NO_3 -Gehalt weiter ansteigt. In dieser Phase kommt es offenbar zu einer intensiven N-Mineralisierung (Ammonifikation). Das gebildete NH_4 wird jedoch direkt nitrifiziert.

Der Verlauf der N-Mineralisierung ist mit dem veränderlichen Verhältnis von Bau- und Energiestoffwechsel der heterotrophen Biomasse zu erklären. Dieser hängt vor allem von der Substratverfügbarkeit ab. Zu Beginn der Trockenphase dominiert aufgrund eines großen Substratangebotes das Wachstum heterotropher Organismen. Der in der organischen Substanz gebundene Stickstoff wird bei deren Abbau weitgehend in Biomasse inkorporiert.

Mit dem Rückgang des Substratangebotes gewinnt im weiteren Verlauf der Energiestoffwechsel an Bedeutung gegenüber dem Baustoffwechsel. Damit steigt der Anteil des Kohlenstoffs, der zu CO_2 umgesetzt wird, zu Lasten des für die Zellsynthese verfügbaren Anteils. Aufgrund des einheitlichen C/N-Verhältnisses in der aktiven Biomasse sinkt mit dem Rückgang des C-Anteils auch der für den Aufbau von Biomasse erforderliche N-Anteil. Bei gleich bleibendem C/N-Verhältnis in der abgebauten organischen Substanz geht die Inkorporation von NH_4 zurück bis sich der Prozess umkehrt. Liegt Stickstoff im Überschuss vor, wird er als NH_4 freigesetzt.

Im Sandkörper von Schnitt A steigt der NH_4 -Gehalt zwischen der zweiten und dritten Beprobung an. Offenbar verläuft hier die Ammonifikation schneller als die Nitrifikation. In den übrigen Schnitten sinkt der NH_4 -N-Gehalt dagegen. Aufgrund der niedrigen Konzentrationen in diesen Bereichen ist die Laboranalytik jedoch hier relativ ungenau. Dies gilt insbesondere im Hinblick auf die unvollständige NH_4 -Extraktion. Eindeutig erkennbar ist dagegen NO_3 -Bildung zwischen dem 5. und dem 10. Tag der Trockenphase in allen Bereichen des Filterkörpers (siehe Anhang F-1).

Bild 4-34 veranschaulicht die N-Umsatzprozesse im Verlauf der Trockenphase. Unmittelbar zu Beginn wird das sorbierte NH_4 nitrifiziert (Phase A). Die Inkorporation von NH_4 -N in aktive Biomasse (Immobilisierung) und die Freisetzung von NH_4 -N durch Ammonifikation stehen in dieser Phase annähernd im Gleichgewicht. Der minN-Gehalt des Bodens steigt nur leicht an. Im weiteren Verlauf der Trockenperiode (Phase B) gewinnt dagegen die N-Mineralisierung an Gewicht. Der freigesetzte NH_4 -N wird direkt nitrifiziert. Das Absterben aktiver Biomasse und damit der Übergang der enthaltenen N-Anteile vom aktiven in den passiven Pool (gestrichelt dargestellt) wird methodisch nicht erfasst. Bei Mangelzuständen infolge längerer Trockenphasen ist jedoch davon auszugehen, dass auch aus diesem Vorrat Stickstoff mineralisiert und letztlich zu NO_3 oxidiert wird.

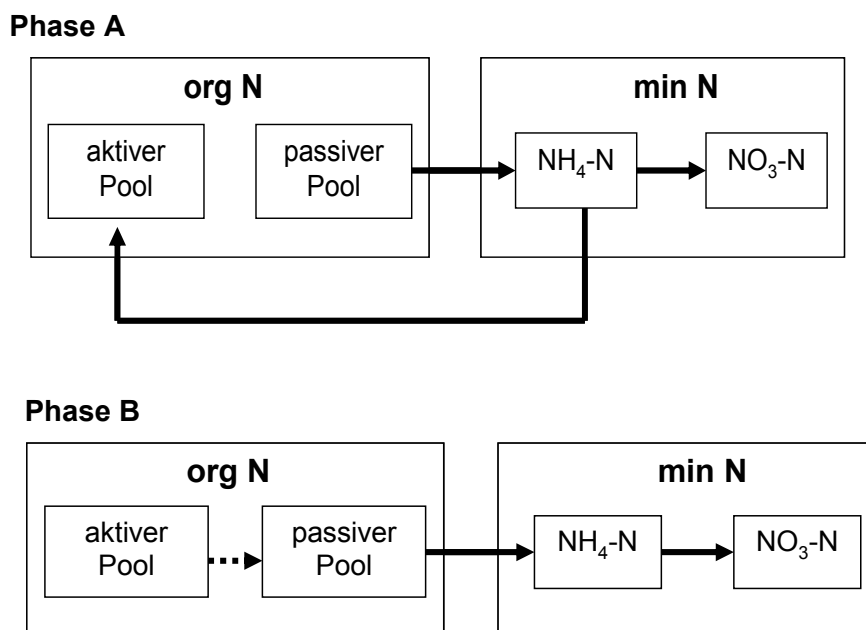


Bild 4-34: Veranschaulichung des N-Umsatzes während der Trockenphase

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchung erklären den fehlenden Zusammenhang zwischen NH_4 -Rückhalt und NO_3 -Austrag in der Frachtbilanzierung. Die Nitrifikation von sorbiertem NH_4 -N zu NO_3 -N, die in der Modellvorstellung der Regeneration des Sorptionsspeichers entspricht, wird von der minN-Nachlieferung aus dem orgN-Pool überlagert. Die als orgN in den Filterkörper eingetragenen Anteile tragen in gleicher Größenordnung zur NO_3 -Bildung während der Trockenphase bei wie das sorbierte NH_4 -N.

4.4.5 Ergebnisse der Inkubationsversuche

Die N-Mineralisierung im Inkubations- oder Brutversuch dient als Indikator für mikrobiell leicht abbaubare organische Belastung bzw. für den Fortschritt der Mineralisierung. Lambert /2000/ unterscheidet zwischen drei Stadien der Mineralisierung, die anhand der Ergebnisse ermittelt werden können:

- a) Ein niedriger Mineralisierungsgrad äußert sich im Brutversuch in einem Rückgang der NO_3 -Gehalte.
- b) Der mittlere Mineralisierungsgrad schlägt sich in einer Dominanz der NH_4 -Bildung nieder.
- c) Bei einem hohen Mineralisierungsgrad der Probe überwiegt die Nitrifikation.

Im Fall a) enthält die Probe große Mengen leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen. Durch die Temperaturerhöhung wird der Umsatz so intensiviert, dass die Sauerstoffnachlieferung in das Innere der Probe durch unzureichende Diffusion limitierend wirkt. Trotz der aeroben Ausgangsbedingungen geht das System in den anoxischen Zustand über. Es kommt zur Denitrifikation.

Im Fall b) nimmt der NH_4 -Vorrat in der Probe während der Bebrütung zu, da die Ammonifikation gegenüber der Nitrifikation überwiegt. Heterotrophe Organismen sind bei ausreichendem Dargebot an organischer Substanz wegen ihres geringeren Anspruchs an die Sauerstoffverfügbarkeit im Vorteil gegenüber den Nitrifikanten.

Im Fall c) ist der Abbau organischer Verbindungen weit fortgeschritten. Die heterotrophen Organismen setzen daher weniger Sauerstoff um. Die Nitrifikation kann aufgrund der guten Sauerstoffverfügbarkeit ungehemmt ablaufen. Sie übersteigt die Nachlieferung aus dem Abbau der noch vorhandenen organischen Substanz und dominiert daher den N-Umsatz.

Wegen der Überlagerung der beteiligten Prozesse und Veränderungen des Prozessverlaufs während der Bebrütung kann jeweils nur das Netto-Ergebnis ermittelt werden. Ein quantitativer Nachweis der mineralisierbaren Verbindungen ist somit nicht möglich.

Eine vollständige Darstellung der Bebrütungsergebnisse für den Zustand nach 4 (erste Serie) und nach 10 Tagen (zweite Serie) Trockenperiode findet sich in Anhang F-2. Beispielhaft ist in Bild 4-35 das Profil in Schnitt A (zulaufnah) dargestellt. Die Balken stellen den minN-Gehalt vor der Bebrütung dar. Die Fehlerbalken geben die Freisetzung während der Inkubation wieder.

Durch die Bebrütung verdoppelt sich der minN-Gehalt annähernd. Dies gilt auch für die anderen Schnitte. Im Sandkörper der zulaufferneren Schnitte B und C, wo im Ausgangszustand kein NH_4 mehr vorhanden war, entsteht dieses durch die Bebrütung. Die Mineralisierung war hier offenbar noch nicht abgeschlossen.

Wie der Anstieg der NH_4 -Gehalte zeigt, überwiegt die Ammonifikation deutlich gegenüber der Nitrifikation. Im Sediment und in der Invasionsschicht steigen auch die Nitratgehalte deutlich an. Im Sandkörper aber kommt es dagegen fast ausschließlich zur Ammonifikation. Der NH_4 -Anstieg im gesamten Filterkörper weist auf einen mittleren Mineralisierungsgrad hin.

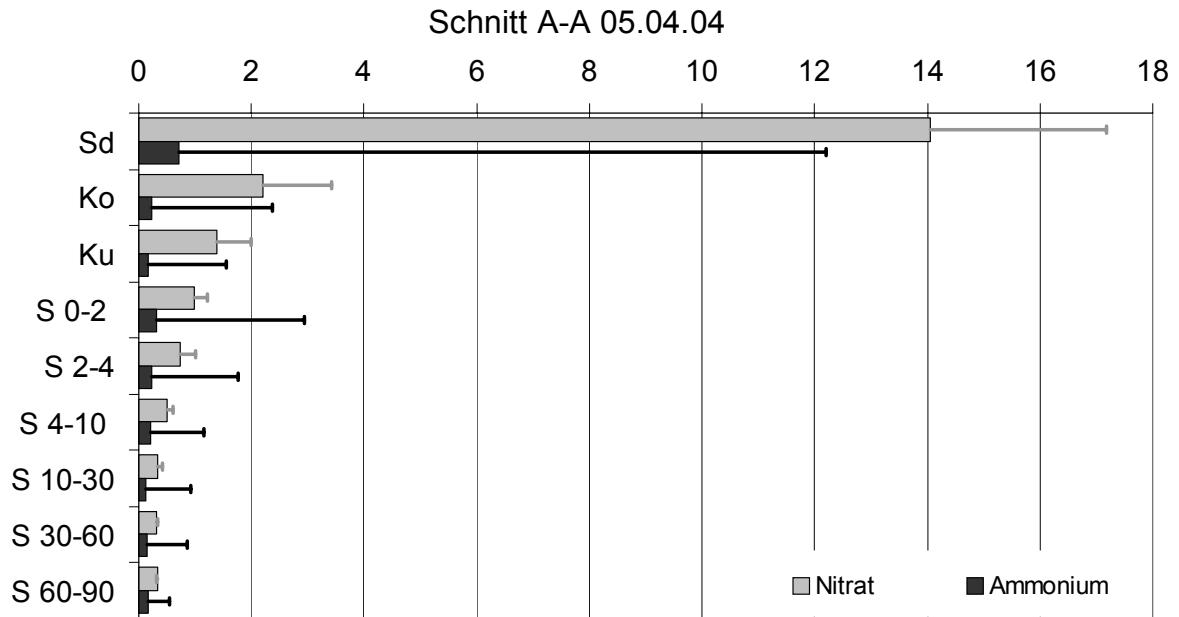


Bild 4-35: $\text{NH}_4\text{-}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Filterkörper (Zulaufnah) nach 10tägiger Trockenphase frisch (Balken) und bebrütet (Fehlerbalken) [mg N/100g TS].

In der vorangegangenen Trockenphase wurden 4 Tage nach Entleerung Proben gewonnen, die ebenfalls bebrütet wurden (siehe Anhang F-2). Das Ergebnis für Schnitt A ist in Bild 4-36 dargestellt.

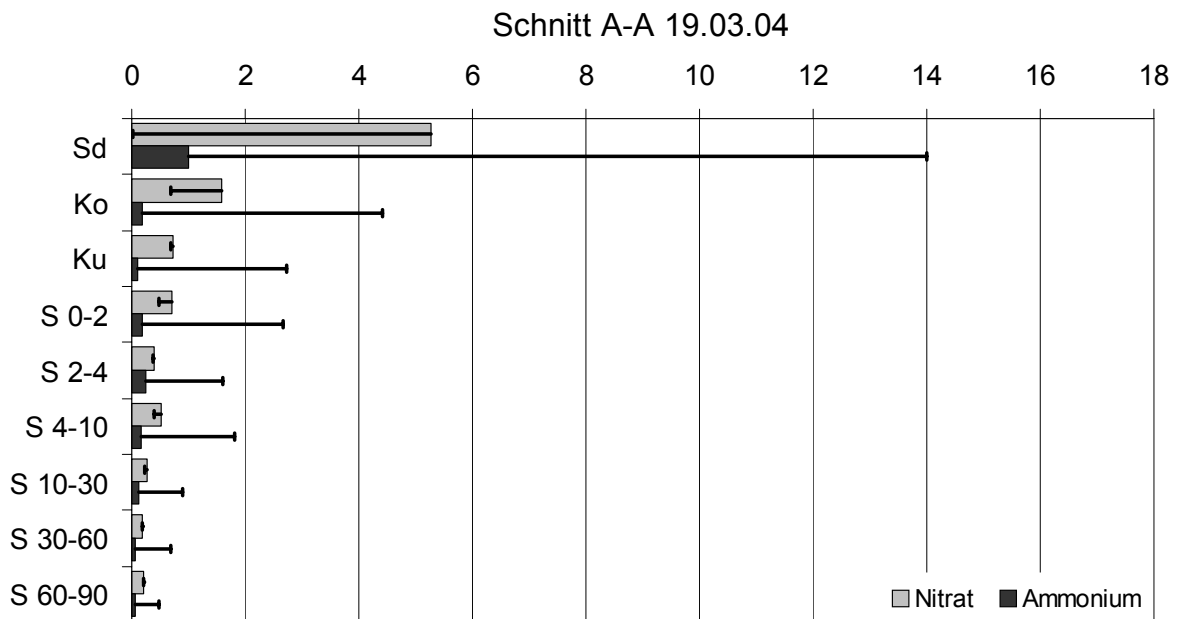


Bild 4-36: $\text{NH}_4\text{-}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Filterkörper (Zulaufnah) nach 4tägiger Trockenphase bebrütet und frisch [mg N/ 100 g/TS]

Auch bei diesem Versuch kommt es zu einer umfangreichen Ammonifikation in allen Schnitten und Profiltiefen. In der Sedimentschicht wird das vorhandene Nitrat vollständig denitrifiziert. Auch in der Invasionsschicht nehmen die Nitratgehalte leicht ab. Im Sandkörper bleiben

sie annähernd unverändert. Die Denitrifikation zeigt einen geringen Mineralisationsgrad insbesondere in den oberen Schichten an.

Die N-Mineralisierung ist ein Teilschritt des Abbaus N-haltiger organischer Verbindungen. Wenn eine Denitrifikation bei der Bebrütung ausgeschlossen ist, kann somit der Anstieg des minN-Gehaltes als Ersatzparameter für den umgesetzten Kohlenstoff betrachtet werden. In Bild 4-37 sind das Profil des Nmin-Gehaltes unmittelbar nach Filterentleerung und die Summe aus während der Trockenphase freigesetzten und durch Bebrütung freisetzbaren N-Anteilen (Delta Nmin) dargestellt. Diese Summe dient als Indikator für die zu Beginn der Trockenphase im Filter enthaltene leicht abbaubare organische Substanz. Beide Größen sind auf den jeweiligen Gehalt im Sediment normiert (100%).

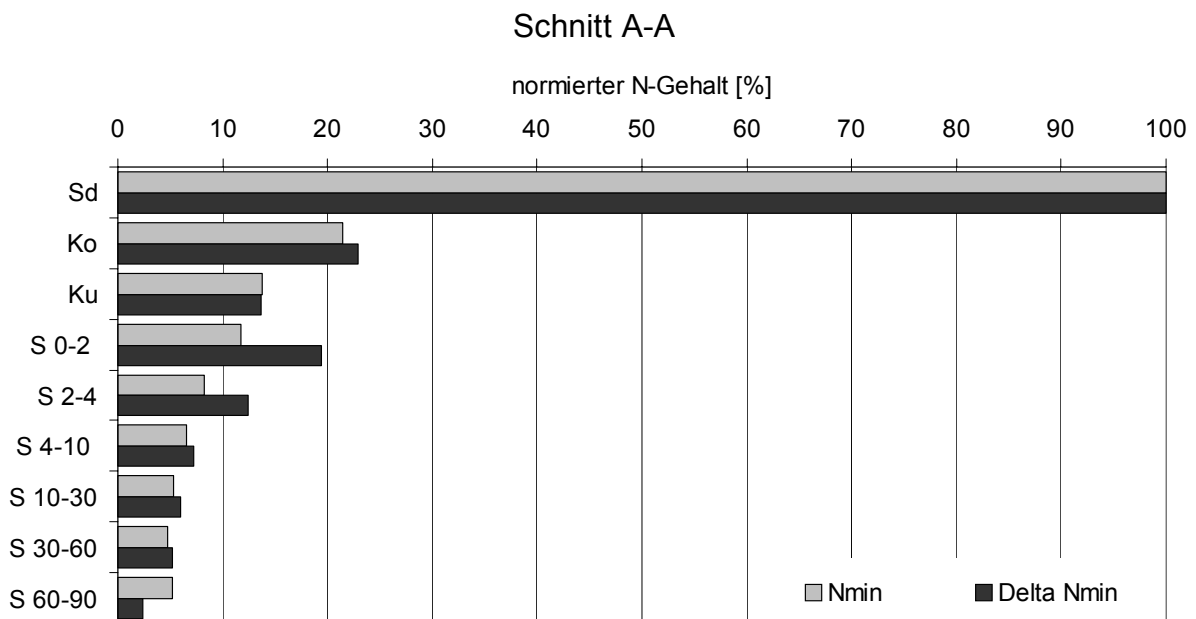


Bild 4-37: minN-Gehalt in Schnitt A bei der ersten Beprobung (Nmin) und während der Trockenphase und durch Bebrütung mineralisierbarer Stickstoff (Delta Nmin) jeweils normiert (100 % = Gehalt im Sediment)

Beide Konzentrationsprofile zeigen einen sehr ähnlichen Verlauf. Dies gilt auch für die Verteilung im Längsschnitt (nicht dargestellt). Die mit dem Mischwasser eingetragene organische Substanz verteilt sich offenbar in gleicher Weise im Filterkörper wie das Ammonium. Der Rückhalt findet folglich nicht ausschließlich an der Oberfläche und in der Invasionschicht statt, sondern auch im Sandkörper.

Eine Quantifizierung der in den einzelnen Schichten zurückgehaltenen Frachten ist wegen der Unsicherheiten der N-Bestimmung im Boden nicht möglich. Dies gilt auch für die Umrechnung der N-Mineralisierung auf den Umfang des CSB-Abbaus. Die N-Mineralisierung kann hier lediglich als qualitativer Indikator dienen. Die Ähnlichkeit der räumlichen Verteilung mit der des minN legt die Vermutung nahe, dass die CSB-Verbindungen ebenfalls in erheblichem Umfang durch Sorption zurückgehalten werden.

4.4.6 Zusammenfassung und Diskussion wesentlicher Erkenntnisse aus der Bodenuntersuchung

Mit Ausnahme der Sediment- und Invasionschicht liegen die N-Gehalte des Filterkörpers in sehr niedrigen Bereichen, in denen die Ergebnisse aus Laboranalysen mit erheblichen Fehlern behaftet sind. Hinzu kommt das spezifische Problem der unvollständigen NH_4 -Extraktion. Auf quantitative Aussagen wird daher im Folgenden weitgehend verzichtet. Anhand der Ergebnisse lassen sich jedoch eindeutige Tendenzen der räumlichen Verteilungen und der zeitabhängigen Entwicklung qualitativ beschreiben.

Verteilung der Belastung im Filterkörper

Das Profil der N-Gehalte zu Beginn der Trockenphase zeigt insbesondere oberflächennah einen starken vertikalen Gradienten. Die bei Weitem höchsten Gehalte liegen im Sediment vor. Die Ergebnisse bestätigen damit Befunde aus früheren Untersuchungen (siehe 2.4.2.2).

Bezogen auf den Feinkorngehalt (T+U) und den Gehalt an organischen Feststoffen (GV) steigt die Beladung ($m_{\text{N}}/m_{\text{T+U}}$ bzw. $m_{\text{N}}/m_{\text{GV}}$) mit zunehmender Tiefe an. Auch in den tieferen Filterschichten mit vernachlässigbaren Massenanteilen an Feinkorn (T+U ca. 1 %) und organischen Feststoffen (GV ca. 0,5 %) wird in nennenswertem Umfang NH_4 zurückgehalten. Dies untermauert die Vorstellung, dass die Sorption von NH_4 in Sandfiltern nicht allein auf Wechselwirkungen mit den mischwasserbürtigen Partikeln des Sedimentes und dem Feinkorn des Filtersubstrates zurückzuführen ist, sondern auf Biofilme mit einer wesentlich höheren massenspezifischen Sorptionsleistung (biogene Sorption).

Das Sediment ist auf der Oberfläche sehr ungleichmäßig verteilt. Während sich zulaufnah eine Schicht von 5 bis 10 cm Stärke ausgebildet hat, ist in der ablaufseitigen Hälfte keine abgrenzbare Schicht zu erkennen. Ein Eindringen von partikulären Mischwasserinhaltsstoffen ist bis zu einer Tiefe von 2 cm feststellbar (Invasionstiefe). Unterhalb dieser Schicht ist der Filter hinsichtlich seiner physikalischen Kenngrößen (T+U, GV) in horizontaler und vertikaler Richtung weitgehend homogen.

Diese Homogenität spiegelt sich auch in einer relativ gleichmäßig im Filterkörper verteilten Sorptionsleistung wider. Die NH_4 -Sorptionsleistung des Sandkörpers (Tiefe > 2 cm) ist zwar im zulauffernen Schnitt C um etwa 1/3 niedriger als im unmittelbaren Zulaufbereich (Schnitt A). Verglichen mit den Konzentrationsgradienten zwischen Sediment und Sandkörper sind diese Unterschiede im horizontalen Verlauf jedoch gering.

Trotz der hohen N-Konzentrationen im Sediment ist, aufgrund des geringen Massenanteils am Filterkörper, dessen Bedeutung für den Gesamtückhalt an NH_4 begrenzt. Dieser Befund lässt sich jedoch nicht verallgemeinern, da die Sedimentschicht im Vergleich zu anderen Anlagen schwach entwickelt ist (siehe MUNLV, 2004). Mit zunehmender Betriebsdauer gewinnt diese Schicht an Mächtigkeit und damit an Bedeutung für die Sorptionsleistung des Filters.

Die N-Mineralisierung während der Trockenphase und bei Bebrütung zeigt, dass sich die leicht abbaubare organische Substanz ähnlich im Filterkörper verteilt wie das NH_4 . Hinsichtlich des Mechanismus des Stoffrückhaltes legt diese Ähnlichkeit der Verteilung auch eine Ähnlichkeit des Rückhaltemechanismus nahe. Aufgrund der Unsicherheiten der Analytik in den Bodenproben sowie des nicht genau ermittelbaren C/N-Verhältnisses im Zulauf ist jedoch eine Umrechnung vom Ersatzparameter N-Mineralisierung auf die abgebaute organi-

sche Substanz (CSB, TOC) nicht möglich. Der Anteil, der zeitlich entkoppelt von der Durchströmung abgebaut wird, kann somit nicht quantifiziert werden.

Umsatzprozesse während der Trockenphase

Die Nitrifikation des sorbierten NH_4 setzt unmittelbar nach dem Trockenfallen des Filterkörpers ein und klingt über mehrere Tage ab. Die Regeneration des Sorptionsvermögens ist bereits nach wenigen Tagen weitgehend abgeschlossen. Dieser Verlauf bestätigt die Interpretation der Konzentrationsganglinien. Bereits nach Trockenphasen von wenigen Stunden ist im Ablauf des folgenden Ereignisses eine deutliche NO_3 -Auswaschung erkennbar (siehe 4.3.1.2).

Die N-Mineralisierung ist dagegen in den ersten Tagen sehr gering und nimmt erst im Verlauf der Trockenphase zu. Das entstandene NH_4 wird dabei sofort oxidiert, so dass sich die Mineralisierung fast ausschließlich in einem Anstieg der NO_3 -Konzentrationen niederschlägt. Das verzögerte Einsetzen der N-Mineralisierung ist vermutlich auf das Überangebot an Nährsubstrat für heterotrophe Organismen zu Beginn der Trockenphase zurückzuführen. Da unter diesen Bedingungen der Baustoffwechsel dominiert, wird der Stickstoff aus der abgebauten organischen Substanz direkt in neue Zellsubstanz inkorporiert. Im weiteren Verlauf der Trockenphase kommt es dann zur N-Mineralisierung, wobei das freigesetzte NH_4 größtenteils direkt nitrifiziert wird.

Die Ergebnisse der Bebrütungsversuche zeigen, dass der Abbau der leicht verfügbaren organischen Substanz auch nach 10tägiger Trockenphase nicht abgeschlossen ist. Dies steht im Einklang mit den Erkenntnissen aus der Analyse der Stoffstrombilanzen (siehe 4.3.2.2). Der N-Überschuss in diesen Bilanzen lässt bereits eine deutliche Akkumulation von orgN im Filterkörper vermuten. Durch die Analyse der Bodenproben können Umsatz und Verbleib dieses Überschusses nachvollzogen werden. Anhand von Bild 4-38 lassen sich die beteiligten Umsatzprozesse veranschaulichen.

Der N-Überschuss wird in Form von organischer Substanz (orgN; passiver Pool) in den Filter eingetragen. Beim mikrobiellen Umsatz überwiegt zu Beginn der Trockenphase die Inkorporation in Biomasse (\rightarrow aktiver Pool). Im weiteren Verlauf wird dieser Umsatzweg von der N-Mineralisierung abgelöst. Das unmittelbar aus dem orgN gebildete NH_4 stellt dabei nur einen Zwischenschritt auf dem Weg zum NO_3 dar. Während der Trockenphase reichert sich NO_3 im Filterkörper an und wird mit der folgenden Beschickung ausgewaschen. Unklar ist, ob aufgrund der hohen Umsatzintensität im Sediment bereits in dieser Phase des Auswaschens auch ein Teil des NO_3 denitrifiziert wird.

Aufgrund der Nachlieferung aus dem orgN-Pool geht mit zunehmender Dauer der Trockenphase der Zusammenhang zwischen NO_3 -Bildung und NH_4 -Sorptions aus der vorangegangenen Beschickung verloren. Der NO_3 -Austrag nach längeren Trockenphasen entspricht daher nicht unmittelbar dem verfügbaren Sorptionsvermögen, sondern liegt wesentlich höher. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen aus den Stoffstrombilanzen (4.3.2.3, Abschnitt: Sorptionskapazität bezüglich Ammonium). In sehr langen Trockenperioden stirbt ein zunehmender Teil der aktiven Biomasse ab und wird mineralisiert (Autolyse der Biomasse). Die enthaltenen N-Anteile werden und letztlich nitrifiziert.

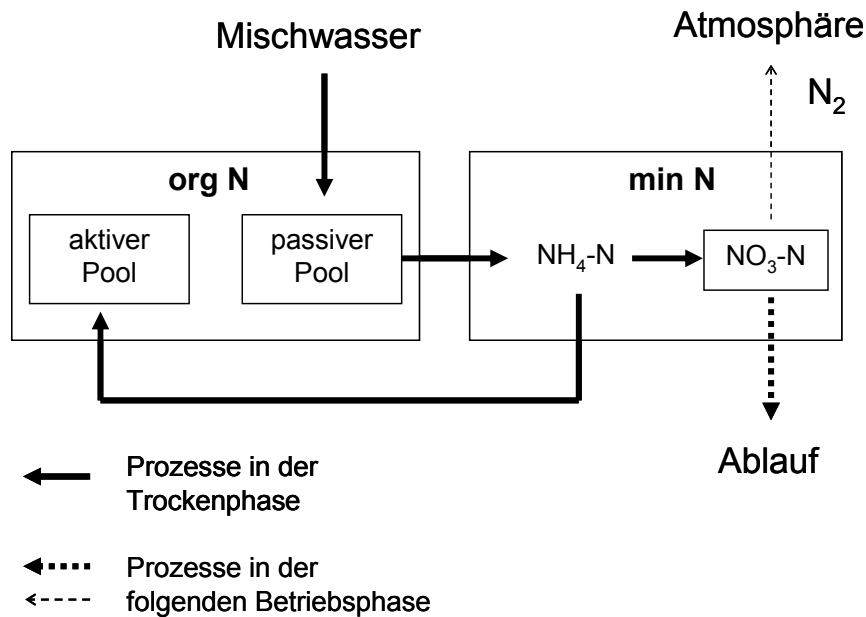


Bild 4-38: Umsatz und Verbleib des orgN-Überschusses

In naturnahen Systemen zur Schmutzwasserbehandlung tritt die Nitrifikation erst dann ein, wenn der heterotrophe Abbau weitgehend abgeschlossen ist /Hartmann, 1992/. Hohe NO₃- und niedrige NH₄-Konzentrationen wären demnach ein Zeichen für eine weit fortgeschrittene Mineralisierung. Die Ergebnisse der Bodenuntersuchung stehen dazu im Widerspruch: Trotz der - im Vergleich zum Ammonium - hohen Nitratgehalte in den frischen Proben der Sedimentschicht kommt es bei einer Bebrütung nach 4tägiger Trockenphase zur Denitrifikation. Diese deutet auf einen geringen Mineralisierungsgrad hin.

Die Unterschiede im Prozessverlauf erklären sich aus der jeweiligen Belastungssituation. Im Vergleich zu Anlagen der Abwasserreinigung sind RBF in der Trockenphase geprägt von einer relativ geringen Belastung mit zu oxidierenden Verbindungen und einer demgegenüber hohen Sauerstoffverfügbarkeit. In den höher belasteten Systemen der Abwasserreinigung konkurrieren autotrophe und heterotrophe Organismen um den Sauerstoff, wobei die autotrophen Nitrifikanten aufgrund ihrer Sensibilität gegenüber Sauerstoffmangel im Nachteil sind. In RBF wirkt dagegen die Sauerstoffverfügbarkeit nicht limitierend auf den Umsatz. Die Nitrifikation kann somit parallel zum heterotrophen Kohlenstoffabbau stattfinden.

Die Bedeutung des Sauerstoffgehaltes für die Abfolge von heterotrophem Abbau und Nitrifikation wird im Umsatz während der Bebrütung deutlich. Durch die Erhöhung der Temperatur werden die Umsatzprozesse und damit der Sauerstoffverbrauch so weit beschleunigt, dass der Sauerstoffnachschub durch Diffusion den Prozessverlauf bestimmt. Die Abfolge der Umsatzschritte in der Bodenprobe nähert sich unter diesen Bedingungen dem aus der Abwasserreinigung bekannten Ablauf an. Entsprechend kann aus dem jeweils dominierenden Umsatzprozess auf den Mineralisierungsgrad der Ausgangsprobe geschlossen werden.

Es ist davon auszugehen, dass die Prozesse während einer Trockenphase jeweils sehr stark von der vorangegangenen Belastung bestimmt werden. Der hier untersuchten Trockenphase ist das Ereignis mit dem höchste CSB- und NH₄-Eintrag des gesamten Untersuchungszeitraums vorangegangen. Die Ergebnisse sind daher repräsentativ für Umsatzprozesse nach einer intensiven Belastung, wie sie v.a. bei saisonal erhöhten Fremdwasserabflüssen

auftritt. Bei einem regelgerechten Wechsel von Betriebs- und Trockenphasen ist eine weitergehende Mineralisierung der organischen Belastung anzunehmen. Dies belegen auch die N-Bilanzen der ersten Messphase.

4.5 Ergänzende Laborversuche

Anhand der Laborversuche wurden die Umsatzprozesse während der Beschickungsphase unter kontrollierten und weitgehend einheitlichen Randbedingungen untersucht. Um homogene Verhältnisse innerhalb des durchströmten Probenkörpers sicherzustellen, wurde ein sehr kleiner Versuchsmaßstab gewählt (siehe 3.5).

4.5.1 Sorptionsisothermen

Die Ergebnisse der Großanlage ließen keinen direkten Zusammenhang zwischen der NH_4 -Konzentration im infiltrierenden Mischwasser und der Sorptionskapazität erkennen. Im Laborversuch sollte daher zunächst unter einheitlichen Randbedingungen geprüft werden, ob die Sorptionsisothermen für das System Filtersubstrat/ Ammoniumlösung einen Verlauf zeigen, der mit den gängigen Modellvorstellungen von Sorptionsprozessen vereinbar ist. Grundlage hierfür sind die Laborversuche mit Ammoniumlösung.

Die in Anhang G dargestellten Durchbruchkurven zu diesen Versuchen zeigen, dass es in den meisten Fällen zu einem vollständigen Durchbruch der Zulaufkonzentration kam. Lediglich bei der Beschickung mit 1,8 mg N/l wird die Ausgangskonzentration nicht erreicht. Der konstante Verlauf der Durchbruchkurven der beiden Sandproben (S 0-2 und S 4-10) lässt jedoch auf einen Fehler bei der Laboranalytik oder beim Ansatz der Lösung schließen. Beim Sediment kann von einem annähernden Durchbruch ausgegangen werden.

Zur Erstellung von Sorptionsisothermen wird die sorbierte Ammoniumfracht ($B_{\text{NH}_4, \text{sorb}}$) aus der Beladung der Bodenprobe nach Gleichung 4-6 ermittelt. Da die Nitrifikation unmittelbar nach dem Trockenfallen der Probe einsetzt, geht die Berechnung von der Summe des minN aus ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$). Von den ermittelten minN-Frachten in der Bodenprobe sind jeweils die bei Versuchsende im Porenwasser gelösten Anteile abzuziehen, da diese nicht während der Durchströmung sorbiert wurden.

$$B_{\text{NH}_4, \text{sorb}} = B_{\text{Nmin}} - V_{\text{Poren}} \cdot (S_{\text{NH}_4} + S_{\text{NO}_3}) \quad (\text{Gl. 4-6})$$

mit B_{Nmin} = Fracht des Nmin in der Bodenprobe

V_{Poren} = Porenvolumen der Probe

$S_{\text{NH}_4}, S_{\text{NO}_3}$ = Konzentrationen in der Lösung = Konz. im Porenwasser bei Versuchsende

In Bild 4-39 sind die für verschiedene Profiltiefen ermittelten Sorptionsisotherme dargestellt. Es zeigt sich für alle Proben ein eindeutiger Zusammenhang. In dem für die Mischwasserbehandlung relevanten Bereich verlaufen die Kurven annähernd linear. Wie anhand der N-Bestimmung in situ zu erwarten, ist das Sediment wesentlich sorptionsfähiger als die Sandschichten (Sekundärachse!). Es ist anzunehmen, dass die unvollständige Erfassung des NH_4 diese qualitativen Zusammenhänge nicht grundlegend verfälscht.

Zum Vergleich mit den Laborversuchen sind in Bild 4-39 auch Werte aufgetragen die unmittelbar nach einer Beschickung der Großanlage in den entsprechenden Profiltiefen ermittelt wurden (siehe Kap. 4.4.2). Trotz der deutlich abweichenden Randbedingungen (v.a. Tempe-

ratur, Zusammensetzung der Lösung) liegen sie bei allen Proben nah an den Sorptionsisothermen. Die Übereinstimmung von Laborergebnis und Messung an der Großanlage lässt vermuten, dass die Konkurrenz durch Na^+ -Ionen (siehe 3.5.1) die Sorption im Laborversuch nicht signifikant beeinflusst hat.

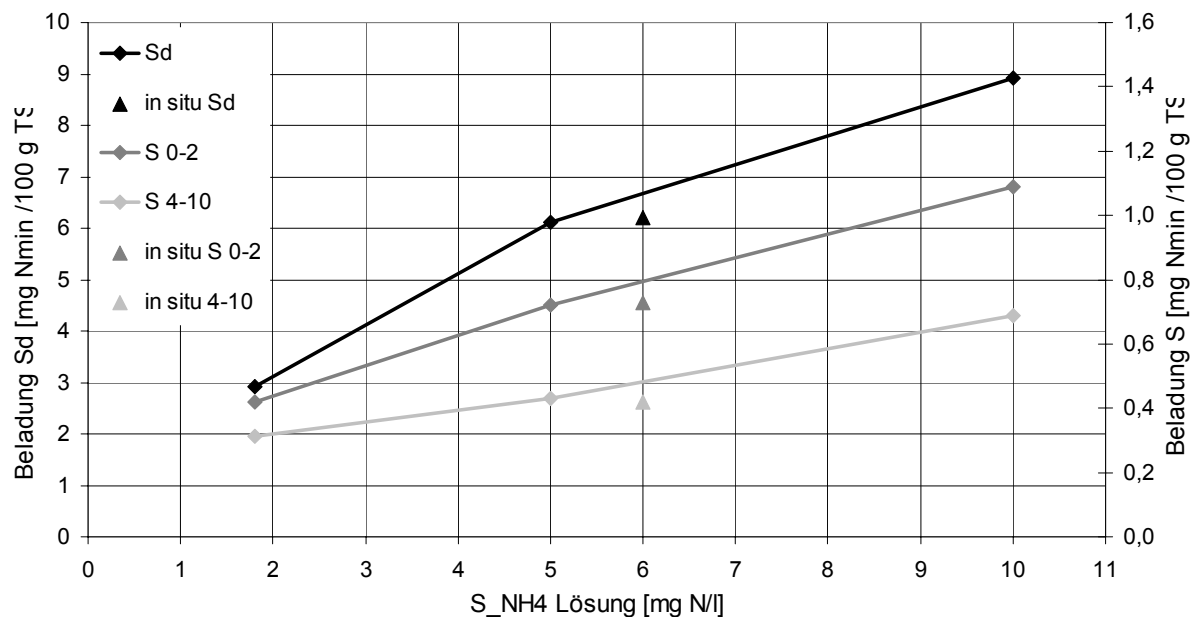


Bild 4-39: Sorptionsisothermen zur Ammoniumsorption an Bodenproben aus dem Filterkörper (Sd: Sediment, S0-2 / S4-10: Sand aus 0-2 und 4-10 cm Tiefe)

Die Ergebnisse zeigen, dass sich das Sorptionsverhalten des Systems Filtersubstrat/Ammonium in Sediment, Invasionsschicht und Sandkörper unter einheitlichen Randbedingungen durch stetig steigende Sorptionsisotherme beschreiben lässt, wie sie aus der Literatur bekannt sind.

4.5.2 Versuche mit konditioniertem Abwasser

In der zweiten Versuchsreihe standen der biologische Umsatz und der Sauerstoffhaushalt im Vordergrund. Die Versuche sollten klären, in welchem Umfang ein unmittelbarer Umsatz während der Betriebsphase erfolgt.

4.5.2.1 Versuchsbedingungen

Die Konzentrationen im konditionierten Abwasser sind in Tabelle 4-9 zusammengestellt. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen liegen etwas höher als die angestrebten Werte (2 mg/l und 6 mg/l). Der Vergleich mit der Zulaufbelastung der in dieser Arbeit untersuchten Anlage (siehe 4.1.3.1) sowie anderer Großanlagen (siehe 2.5.1) zeigt jedoch, dass die Konzentrationen der gelösten Inhaltsstoffe beim ersten Versuch einem typischen Filterzulauf entsprechen. Der zweite Versuch bildet hinsichtlich der NH_4 -Konzentration ein Extremereignis ab. Die Belastung mit gelöstem CSB liegt dagegen im mittleren Bereich der fremdwasserbeeinflussten Ereignisse.

Tab. 4-9: Zusammensetzung des konditionierten Abwassers

	Vers. 1	Vers. 2
C_{CSB} [mg/l]	51,6	51,7
S_{CSB} [mg/l]	22,9	48,9
S_{NH_4} [mg/l]	2,3	7,8
S_{NO_3} [mg/l]	0,72	1,4

Die Temperatur im Überstand konnte trotz der vorherigen Kühlung der Proben relativ konstant gehalten werden. Sie lag im ersten Versuch zwischen 19,1 und 20,5°C, im zweiten zwischen 17,7 und 18,8°C.

4.5.2.2 Ergebnisse

Die Wirkung der Bodenpassage wird jeweils durch die Differenz zwischen den Konzentrationen im Filtrat der Sedimentprobe und der Nullprobe (Nutsche ohne Sediment) wiedergegeben. Die Differenz zwischen der Konzentration des konditionierten Abwassers ($S_{\text{CSB}_{\text{zu}}}$) und dem Ablauf der Nullprobe deutet auf einen Vorabbau während der Lagerung und im Überstand der Versuchsanordnung hin. Diese fällt im zweiten Versuch, bei dem mit höheren Konzentrationen gearbeitet, wurde deutlicher aus.

CSB-Elimination

In beiden Versuchen führt die Passage der Sedimentprobe nicht zu einer Reduzierung des CSB. Im ersten Fall sind in der ersten Versuchshälfte die Konzentrationen im Filtrat der Sedimentprobe gegenüber der Nullprobe sogar deutlich erhöht (siehe Bild 4-40).

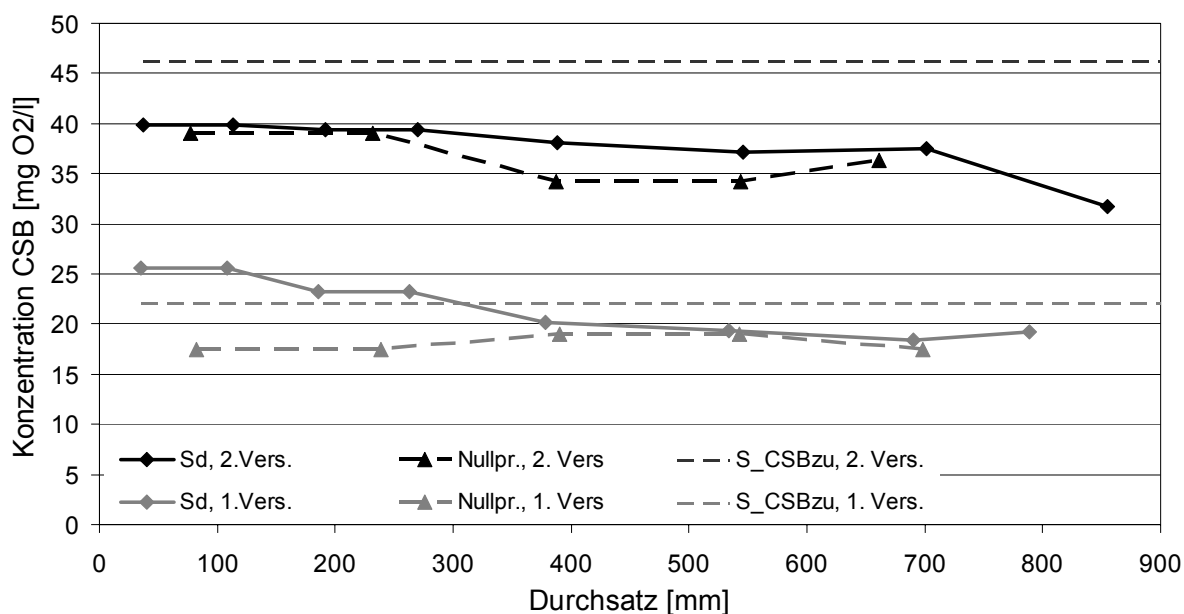


Bild 4-40: CSB-Konzentrationen im Zulauf sowie im Ablauf der Sedimentprobe (Sd) und der Nullprobe (schwarz: 1. Versuch; grau: 2. Versuch)

4 Ergebnisse und Diskussion

In Bild 4-41 und 4-42 sind für beide Versuche die Ganglinien der Sauerstoffkonzentrationen im Überstand und im Filtrat dargestellt. Die Differenz zwischen der Konzentration im Überstand und im Ablauf gibt den Sauerstoffverbrauch während der Passage der Sedimentprobe wieder.

Zu Versuchsbeginn wird dieser Zusammenhang durch den Einfluss des Trinkwassers verfälscht, mit dem die Probe vor Beginn der Beschickung gesättigt wurde. Dies schlägt sich in hohen Sauerstoffkonzentrationen nieder. In Tracerversuchen an einem identischen Versuchsaufbau wurde festgestellt, dass das Wasser dieser Vorsättigung mit den ersten 150 mm Filterdurchsatz zu über 90 % ausgetragen wird. Darüber hinaus wirkt sich diese Anfangssättigung nicht wesentlich aus. Dieser Volumenaustausch erklärt den raschen Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen in den ersten 100 mm.

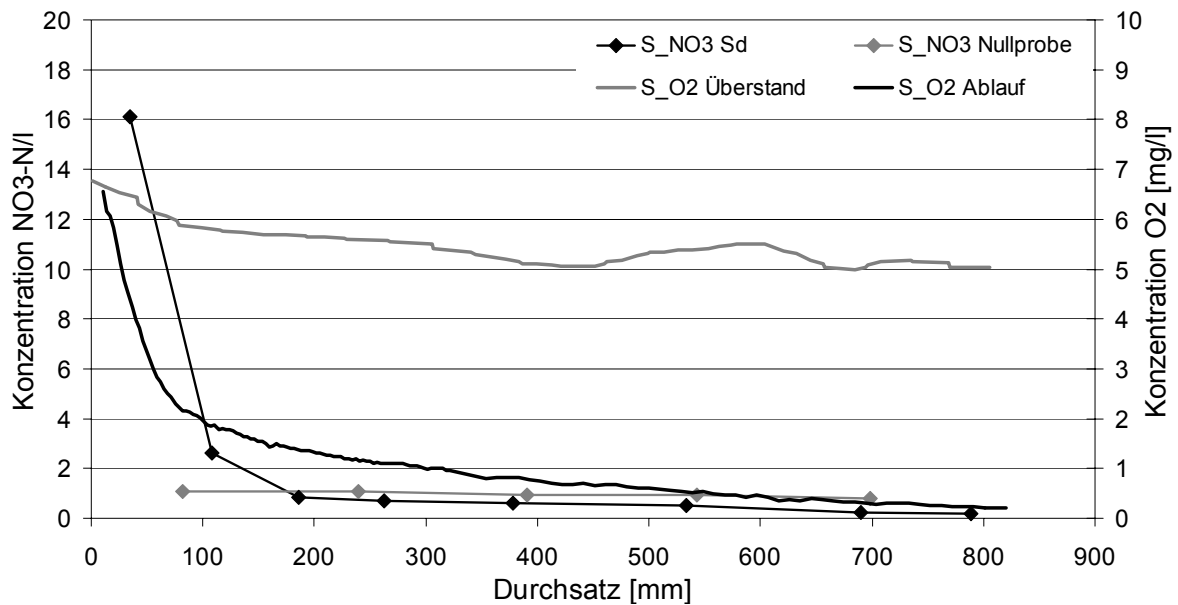


Bild 4-41: Sauerstoff und NO₃-Ganglinien des ersten Versuchs

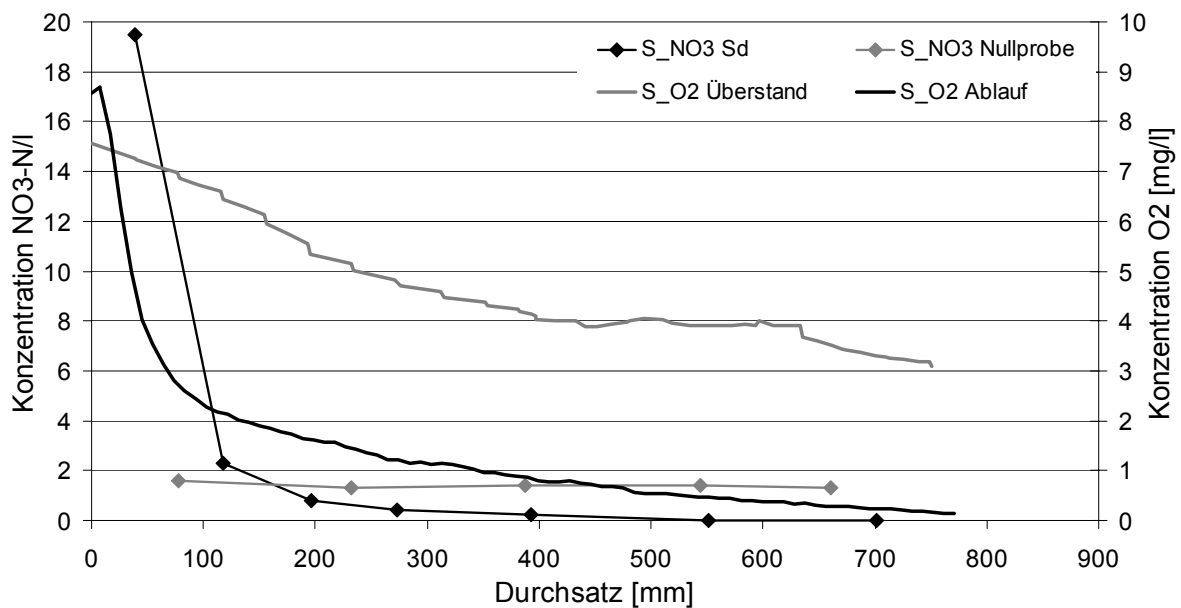


Bild 4-42: Sauerstoff und NO₃-Ganglinien des zweiten Versuchs

Im ersten Versuch ist der Sauerstoffgehalt im Überstand weitgehend konstant. Im zweiten Versuch geht dagegen der Sauerstoffgehalt kontinuierlich zurück. Offensichtlich reicht bei der höheren organischen Belastung der Gasaustausch mit der Umgebungsluft nicht mehr aus, um den Verbrauch zu kompensieren.

Die Ergebnisse beider Versuche zeigen übereinstimmend einen deutlichen Sauerstoffverbrauch bei der Passage der Sedimentprobe. Er kann über die Gesamtdauer des Versuchs aus einer Bilanz entsprechend Gleichung 4-7 ermittelt werden.

$$B_{\text{Verbrauch}} = B_{\text{anf}} + B_{\text{zu}} - B_{\text{ab}} - B_{\text{end}} \quad (\text{Gl. 4-7})$$

mit $B_{\text{Verbrauch}}$ = O₂-Verbrauch

B_{zu} ; B_{ab} = ein- und ausgetragene Fracht

B_{anf} ; B_{end} = Frachten im System bei Versuchsbeginn und -ende

Alle Angaben stellen Frachten dar

Die Fracht im System bei Versuchsbeginn wird nach Gleichung 4-8 bestimmt. Analog wird die Fracht bei Versuchsende auf Basis der letzten gemessenen Sauerstoffkonzentration ermittelt. Das Wasservolumen im System ($V_{\text{PW}} + V_{\text{Trichter}}$) beträgt bei Versuchsbeginn und -ende gleichermaßen 330 ml (siehe 3.5).

$$B_{\text{anf}} = C_{\text{anf}} \cdot (V_{\text{PW}} + V_{\text{Trichter}}) \quad (\text{Gl. 4-8})$$

mit C_{anf} = Konzentration im Ablauf bei Versuchsbeginn

V_{PW} = Volumen des Porenwassers

V_{Trichter} = Wasservolumen im Ablauftrichter

Die Bilanz ergibt im ersten Versuch einen Sauerstoffverbrauch von 48 mg, im zweiten von 36 mg. Bezogen auf die jeweilige Durchsatzmenge (Versuch 1: 10,5 l; Versuch 2: 10 l) liegt der mittlere Verbrauch bei 4,6 bzw. 3,6 mg O₂/l. Neben dem Verbrauch gelösten Sauerstoffs steht jedoch auch NO₃ zur Respiration zur Verfügung. Bezieht man die Anteile aus der Denitrifikation in die Sauerstoffbilanz ein, ergibt sich ein noch höherer Verbrauch (siehe unten).

Der Widerspruch zwischen Sauerstoffverbrauch einerseits und dem Ausbleiben der CSB-Elimination andererseits wird in 4.5.3 diskutiert.

Nitrifikation und Denitrifikation

Die Ganglinien der NH₄-Konzentration in den Nullproben und im Filtrat der Sedimentproben sind in Bild 4-43 dargestellt. Im zweiten Versuch liegt die mittlere Ablaufkonzentration der Nullprobe mit 1,6 mg NH₄-N/l deutlich unter dem im Zulauf bestimmten Wert von 2,3 mg NH₄-N/l. Die Ursache dieser Differenz konnte nicht ermittelt werden. Die Ablaufkonzentration der Nullprobe ist durch die Mehrfachmessung abgesichert.

Die Durchbruchkurve zeigt im ersten Versuch eine annähernde Erschöpfung des Sorptionsvermögens an. Zieht man die Ablaufkonzentration der Nullprobe als Referenzwert heran, ergibt sich für die Sedimentpassage im ersten Versuch ein Wirkungsgrad von 53 %, im zweiten von 31 %. Die NH₄-Konzentration im Ablauf lässt alleine nicht erkennen, ob dieser Rückhalt überwiegend auf eine Sorption oder auf einen direkten Umsatz zurückzuführen ist. Die weitere Betrachtung des N-Umsatzes konzentriert sich daher auf das NO₃.

In beiden Versuchen unterschreiten die NO₃-Konzentrationen im Filtrat der Sedimentprobe die Vergleichswerte der Nullprobe ab einem Durchsatz von 200 mm. Dieser Verlauf deutet

auf eine Denitrifikation hin. Wie bei der Ermittlung der Sorptionsisothermen (4.5.1) wurden jeweils vor und nach Versuchsdurchführung die NH_4 und NO_3 -Konzentrationen in der Bodenprobe bestimmt. Dies ermöglicht eine Bilanzierung des NO_3 analog zu Gleichung 4-7. Die Bilanz bestätigt eine N-Elimination von 3,5 mg NO_3 -N im ersten und 8,6 mg NO_3 -N im zweiten Versuch. Auffällig ist, dass die Denitrifikation in beiden Fällen bereits bei Sauerstoffkonzentrationen von deutlich über 1 mg O_2 /l einsetzt.

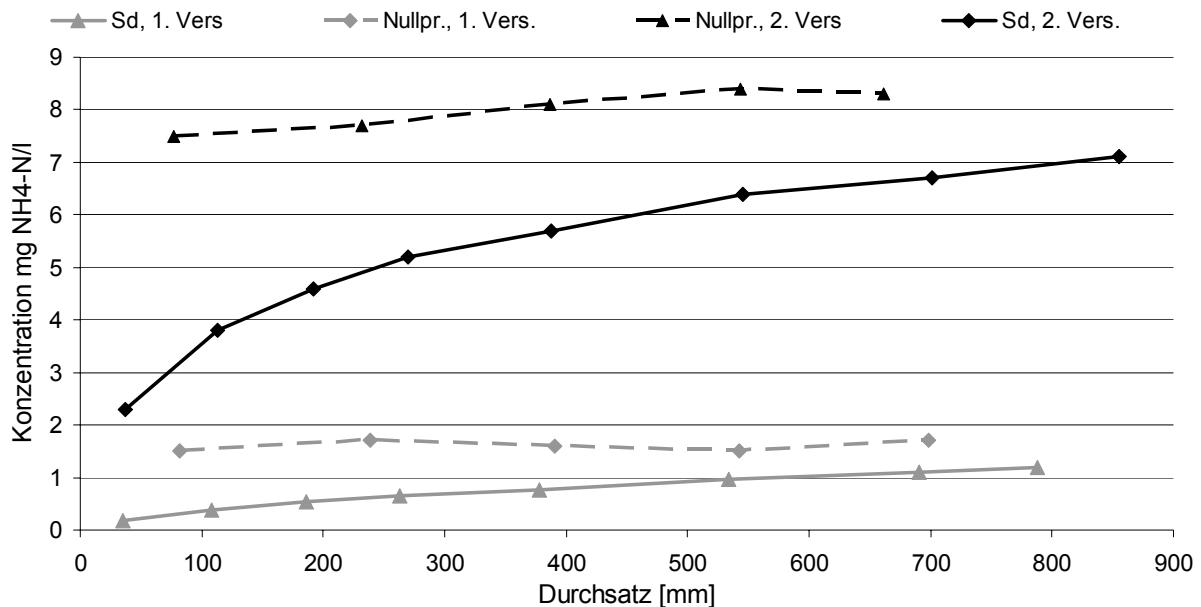


Bild 4-43: NH_4 -Ablaufkonzentrationen im Laborversuch

Im Bereich über 200 mm Filterdurchsatz kann eine Nitrifikation ausgeschlossen werden, da die NO_3 -Konzentration im Ablauf niedriger liegt als im Beschickungswasser. Im Anfangsbereich könnte dagegen aufgrund der hohen Sauerstoffkonzentrationen parallel zur Ausspülung auch eine Nitrifikation auftreten. Hierzu wird eine NO_3 -Bilanz nach Gleichung 4-7 über die Phase der Ausspülung (Proben 1 bis 3) gebildet. Der Ermittlung von B_{end} wird die Konzentration in der letzten Ablaufprobe zugrunde gelegt. Da der Austrag negativ in die Bilanz eingeht, würde sich eine Nitrifikation als Defizit darstellen.

Zu Versuchbeginn enthält das System (Boden + Sättigungswasser) bei beiden Versuchen eine NO_3 -Fracht von 21 mg, die fast ausschließlich aus der Bodenprobe stammt. Am Ende der Auswaschung ergibt die Bilanz einen Überschuss von 3,2 mg NO_3 -N beim ersten und 2,3 mg NO_3 -N beim zweiten Versuch. Dieser Überschuss kann teilweise auf einen unvollständigen Austrag des zu Beginn im Sediment vorhandenen NO_3 zurückgeführt werden, der wiederum durch die Gefügestruktur bedingt ist. In begleitenden Tracerversuchen wurde unter identischen Randbedingungen das Porenwasser lediglich zu 90 % ausgetragen. Eine weitere Erklärung liegt in der beginnenden Denitrifikation, die ebenfalls positiv in die Bilanz eingeht.

4.5.3 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse der Laborversuche

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Laborversuche vor dem Hintergrund der an der Großanlage gewonnen Erkenntnisse diskutiert. An der Großanlage bestimmen die Belastungssituation, die ereignisspezifischen Umweltbedingungen und der Ausgangszustand im

Filterkörper das Verhalten während der Betriebsphase. Aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren sind die Ergebnisse nicht reproduzierbar. Sie lassen nur grobe Zusammenhänge zwischen den primären Einflussfaktoren und der Rückhalteleistung erkennen. In den Laborversuchen wurden Proben des Filtermaterials mit einheitlicher Vorgeschichte unter identischen Randbedingungen verschiedenen Belastungen ausgesetzt.

NH₄-Rückhalt

Im Unterschied zu den Beobachtungen an der Großanlage zeigen die Laborversuche mit reiner NH₄-Lösung einen eindeutigen Zusammenhang zwischen der NH₄-Konzentration des infiltrierenden Wassers und der Sorptionskapazität des Filtermaterials. Die Sorptionsisothermen aller untersuchten Proben zeigen einen stetig steigenden Verlauf, wie er den allgemeinen Modellvorstellungen von Sorptionsprozessen entspricht (siehe 2.4.2.2). Der Zusammenhang zwischen Sorptionskapazität und Profiltiefe bestätigt die Ergebnisse der Bodenbeobachtung. Die maximale Beladung des Sediments ist um den Faktor 10 bis 13 höher als die des Sandkörpers. Bei den Versuchen mit konditioniertem Abwasser konnte außerdem nachgewiesen werden, dass während der Betriebsphase keine Nitrifikation in signifikantem Umfang auftritt.

Die Ergebnisse belegen, dass der NH₄-Rückhalt vollständig auf einem zweistufigen Prozess aus klassischer Sorption und anschließender Nitrifikation beruht.

Rückhalt organischer Kohlenstoffverbindungen

Die Untersuchungen mit Sedimentproben im kleinskaligen Maßstab haben gezeigt, dass die Konzentration des im Wasser gelösten Sauerstoffs während der Filterpassage zurückgeht. Der mittlere Sauerstoffverbrauch liegt bei 4,6 mg/l im ersten und 3,6 mg/l im zweiten Versuch. Unter Einbeziehung der Anteile aus der Denitrifikation (stöchiometrisch: 3,43 mg O₂ / mg NO₃-N) ergibt die Sauerstoffbilanz einen Verbrauch von 6,3 mg O₂/l und 6,5 mg O₂/l. Da eine Nitrifikation ausgeschlossen werden kann, steht dieser Sauerstoff vollständig für die Oxidation organischer Verbindungen zur Verfügung. Es wäre daher ein CSB-Rückgang in dieser Größenordnung zu erwarten.

Trotz des Sauerstoffverbrauchs wird jedoch in beiden Versuchen die CSB-Konzentration durch die Sedimentpassage nicht reduziert. Offenbar überlagern sich der Abbau während der Durchströmung und ein Austrag aus der Sedimentprobe. Das Sediment wirkt dabei selbst als Quelle organischer Belastung. Ein solches Verhalten ist ein in der Bodenkunde bekanntes Phänomen, das auftritt, wenn Böden mit hohen Gehalten an unvollständig abgebauten organischen Substanzen von großen Sickerwassermengen durchströmt werden (siehe u.a. Scheffer, Schachtschabel, 1998). Neben der Menge der organischen Substanz dient deren C/N-Verhältnis als Maß für die Stabilität gegen eine Freisetzung. Niedrige Verhältnisse zeigen an, dass ein hoher Anteil in Biomasse gebunden und damit fixiert ist. In LfU /1998/ wird daher für bindige Filtersubstrate ein C/N-Verhältnis unter 10 empfohlen.

Auch an der Großanlage lassen die Spitzen, die zu Ereignisbeginn in den Ganglinien der Ablaufkonzentration auftreten, auf eine CSB-Auswaschung schließen (siehe 4.3.1.3). Allerdings wurde dort gerade nach längeren Trockenphasen ein erhöhter Austrag beobachtet. Da lange Trockenphasen die Mineralisierung begünstigen, wäre eher ein umgekehrter Zusammenhang zu erwarten. Dieser Widerspruch konnte im Rahmen der Untersuchungen nicht aufgeklärt werden.

Nimmt man an, dass der Sauerstoffverbrauch tatsächlich den Abbau von CSB-Verbindungen beschreibt, lässt sich aus den Ergebnissen der Laborversuche die limitierende Wirkung des Sauerstoffgehaltes ableiten. Trotz der annähernd doppelten Zulaufkonzentration wird im zweiten Versuch dieselbe Menge Sauerstoff verbraucht wie im ersten. Die Sauerstoffkonzentrationen im Ablauf verlaufen – mit Ausnahme der Anfangsphasen – weitgehend deckungsgleich. Bedingt durch den Vorabbau im Überstand wird im zweiten Versuch weniger gelöster Sauerstoff in den Filter eingetragen. Dies wird aber durch höhere NO_3 -Gehalte und eine entsprechend umfangreichere Denitrifikation ausgeglichen.

In den Laborversuchen mit konditioniertem Abwasser wurden ausschließlich Sedimentproben untersucht. Die Befunde können daher nicht unmittelbar auf das Verhalten ganzer Filterkörper übertragen werden. Insbesondere ist aufgrund der geringeren Umsatzaktivität im Sandkörper dort kein vergleichbarer Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen zu erwarten.

Denitrifikation

In beiden Laborversuchen kommt es bereits nach einem Durchsatz von weniger als 200 mm zur Denitrifikation. Auffällig ist, dass die N-Elimination bereits bei Sauerstoffkonzentrationen von 1,4 bzw. 1,8 mg O_2/l einsetzt. Nach Rheinheimer et al. /1988/ wird die Denitrifikation durch Sauerstoffkonzentrationen über 0,5 mg O_2/l gehemmt. Seyfried und Kunst /1999/ haben dagegen in Festbett-Reaktoren noch bei Konzentrationen zwischen 1 und 2 mg O_2/l in der flüssigen Phase eine Denitrifikation festgestellt. Sie erklären dies mit dem Gradienten der Sauerstoffkonzentration innerhalb der Biofilme.

Mikroskopische Untersuchungen von Proben aus Filterkörpern zeigen, dass die Biofilme bei RBF sehr dünn sind /Schwarz, 2004/. Dies ist durch die, verglichen mit anderen Anlagentypen, geringe Belastungsintensität bedingt. Eine Schichtung aerober und anoxischer Zonen innerhalb des Biofilms ist daher wenig wahrscheinlich. Ein vergleichbarer Effekt kann jedoch durch die Gefügestruktur des Sedimentes hervorgerufen werden (siehe 2.4.1.1). Anoxische Zonen können sich im Inneren der Bodenaggregate ausbilden. Im Sandkörper sind derartige Effekte dagegen nicht zu erwarten.

Bei der Interpretation der an der Großanlage gemessenen Ablaufkonzentrationen wurde als hinreichendes Kriterium für die Denitrifikation die Unterschreitung der zugehörigen Infiltrationskonzentration gewählt. Diese trat bei den beprobten Ereignissen frühestens nach einem Durchsatz von 900 mm auf (siehe Anhang E). Die Ergebnisse der Laborversuche legen nahe, dass es in der Sedimentschicht bereits vorher zur Denitrifikation kommt. Durch die Überlagerung mit der Auswaschung des während der Trockenphase entstandenen NO_3 schlägt sich dieser räumlich begrenzte Prozess nicht unmittelbar in der Ablaufkonzentration nieder. Wegen des geringen Anteils des NO_3 am gesamten N-Eintrag dürfte sich eine Denitrifikation im Sediment jedoch nicht signifikant auf die N-Bilanz des Gesamtsystems auswirken.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Im Folgenden werden zunächst die Erkenntnisse der einzelnen Untersuchungsabschnitte zu einer Prozessbeschreibung zusammengeführt. Darauf aufbauend wird ein einfacher Modellansatz zur Nachbildung der Filterpassage im Rahmen der Schmutzfrachtsimulation formuliert. Ferner werden aus den Ergebnissen Konsequenzen für Planung und Betrieb von RBF abgeleitet. Abschließend wird der weitere Forschungsbedarf erläutert.

5.1 Prozessbeschreibung

RBF sind naturnahe Anlagen, deren Verhalten von überwiegend zufallsverteilten Belastungs- und Umweltbedingungen bestimmt wird. Aufgrund der Vielzahl ereignis- und anlagenspezifischer Einflussfaktoren lassen sich die an einem einzelnen RBF ermittelten Ergebnisse nicht uneingeschränkt verallgemeinern. Alle quantitativen Angaben stellen vielmehr grundsätzlich anlagenspezifische Befunde dar. Durch die Breite des erfassten Belastungsspektrums, den hohen Detaillierungsgrad der Stoffstromerfassung sowie durch die Kombination mit bodenkundlichen Analysen und Laborversuche konnten in den hier vorgestellten Untersuchungen jedoch gut abgesicherte Erkenntnisse über grundlegende Zusammenhänge und Prozessabläufe gewonnen werden.

Die Ergebnisse bestätigen größtenteils die in Kap. 2 dargestellten Modellvorstellungen der Reinigungsprozesse im Filterkörper. In verschiedenen Bereichen führen sie zur Weiterentwicklung des Prozessverständnisses. Phänomene, die teilweise aus anderen Anwendungsbereichen oder aus Laborversuchen zu RBF bekannt waren, konnten im großtechnischen Maßstab nachgewiesen werden.

5.1.1 Ammoniumrückhalt

Der NH_4 -Rückhalt muss als streng zweistufiger Prozess mit den Teilschritten Sorption und Nitrifikation angesehen werden. Die Zwischenspeicherung durch Sorption entkoppelt den Umsatzprozess vollständig von der Durchströmung des Filterkörpers.

Der Zusammenhang von Beschickungskonzentration und Sorptionskapazität zeigt unter einheitlichen Randbedingungen im Laborversuch einen für Sorptionsisothermen typischen Verlauf. Das System Ammonium/Filterkörper stellt somit ein klassisches Sorptionspaar dar. Dies gilt gleichermaßen für das Sediment wie für die tiefer liegenden Sandschichten. Im realen Anlagenbetrieb ist jedoch kein strenger Zusammenhang zwischen Beschickungskonzentration und Sorptionskapazität zu erkennen. Offenbar haben weitere Belastungs- und Umweltbedingungen einen wesentlichen Einfluss auf die Sorptionsleistung.

Hinsichtlich des NH_4 -Rückhaltes lassen sich anhand der Konzentrationsganglinien drei Grundzustände unterscheiden:

- In der ersten Phase des Betriebs (Sorptionsphase) wird NH_4 annähernd vollständig zurückgehalten. Die Ablaufkonzentration liegt unabhängig von der Zulaufbelastung bei Werten unter $0,1 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$.
- Nähert sich die Beladung des Filtermaterials der maximalen Sorptionskapazität, so steigt die Ablaufkonzentration kontinuierlich an (Übergangsphase).

- Ist die Sorptionskapazität erschöpft, kommt es zum vollständigen Durchbruch. Die Zulaufkonzentration findet sich unvermindert im Ablauf wieder.

Bei den beprobten Ereignissen wurden bis zum Beginn der Übergangsphase zwischen 2,5 und 5,0 g NH₄-N/m² zurückgehalten. Unabhängig von der Frachtbelastung erstreckt sich der Anstieg der Ablaufkonzentration bis zum vollständigen Durchbruch über einen Zeitraum von etwa 3 Tagen (Durchsatz: 4000 mm). Die Gültigkeit dieses Schemas ist jedoch auf niedrige bis mittlere Zulaufkonzentrationen begrenzt. An der untersuchten Anlage zeigen sich bei Konzentrationen über 5 mg NH₄-N/l grundlegend abweichende Verläufe. Die betreffenden Ereignisse zeigten keine eindeutig interpretierbaren Muster.

Allgemein gilt, dass die Nitrifikation des sorbierten NH₄ unmittelbar mit der Entleerung des Porenvolumens einsetzt. Sie zeigt zu Beginn der Trockenphase die höchste Intensität und klingt innerhalb weniger Tage ab. Im untersuchten Fall hat sich das Sorptionsvermögen innerhalb von 5 Tagen weitgehend regeneriert. Im Verlauf der Trockenphase wird im Rahmen der Mineralisierung N-haltiger organischer Verbindungen zusätzlich NH₄ freigesetzt, das jedoch aufgrund der guten Sauerstoffverfügbarkeit direkt zu NO₃ oxidiert wird.

Durch die Entwicklung der biotischen Sorptionsfähigkeit kann nach einer Einfahrphase auch im Sandkörper NH₄ zurückgehalten werden. Dennoch ist - bezogen auf die Masse des Filtermaterials - die Sorption im Sediment im untersuchten RBF um mehr als das 10fache intensiver als im Sandkörper. Das Sediment stellt jedoch insbesondere in den ersten Betriebsjahren nur einen geringen Masseanteil des Filterkörpers dar. Im längerfristigen Betrieb tragen bei einer mittleren Sedimentbildung Sandkörper und Sediment in vergleichbarem Umfang zur NH₄-Sorption bei.

5.1.2 Denitrifikation

Vorrangiges Ziel der Mischwasserbehandlung in RBF ist die Oxidation von organischen Verbindungen und NH₄. Anoxische Verhältnisse, wie sie die Denitrifikation voraussetzt, sind daher grundsätzlich keine erwünschten Betriebsbedingungen.

Die NO₃-Konzentrationen im Ablauf zeigen jedoch nach mehrtägigem Dauerbetrieb eine eindeutige Denitrifikation an. Die Ablaufkonzentrationen sinken unter die des Zulaufs. Gezielte Untersuchungen im Laborversuch zeigen, dass die Denitrifikation im Sediment bereits wesentlich früher einsetzt, aber durch die Überlagerung mit der NO₃-Auswaschung nicht eindeutig im Ablauf erkennbar ist.

Aufgrund der begrenzten Dauer der Betriebsphasen ist der Beitrag der Denitrifikation zur N-Bilanz im regulären Anlagenbetrieb gering. Mit zunehmendem Fremdwassereinfluss werden jedoch die Randbedingungen für die N-Elimination günstiger. Es verlängern sich die Besichtigungsdauern von RBF, bei gleichzeitig höheren Konzentrationen an leicht abbaubarer organischer Substanz.

5.1.3 Elimination organischer Verbindungen

Durch die mechanische Filterwirkung wird ein Großteil der organischen Belastung an der Filteroberfläche zurückgehalten. Die Konzentrationen partikulärer CSB-Anteile waren im Filterablauf analytisch nicht erfassbar. In einer anderen Untersuchungen wurde eine mittlere Hintergrundkonzentration von 4 mg/l ermittelt /Fuchs und Schnabel, 2001/.

Die Reinigungswirkung der Filterpassage bezüglich der gelösten CSB-Fraktion kann relativ gut mit einem konstanten Wirkungsgrad beschrieben werden. Der Mechanismus des Rückhaltes kann jedoch durch die Untersuchungen nicht abschließend geklärt werden. Die Ablaufkonzentrationen des CSB zeigen kein wiederkehrendes Muster, das sich eindeutig erklären ließe. Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen wie der Laborversuche belegen, dass während der Betriebsphase sowohl ein direkter Abbau auftritt als auch eine Anlagerung an das Korngerüst des Filtersubstrates. Die zwischengespeicherten Anteile werden während der Trockenphase abgebaut. Unklar ist, in welchem Umfang jeweils der unmittelbare und der entkoppelte Stoffumsatz zur Reinigungsleistung beitragen.

Die Tatsache, dass der Wirkungsgrad im Ereignisverlauf relativ konstant ist, spricht für eine dominierende Rolle des unmittelbaren Abbaus. Auch der Rückgang der Reinigungswirkung nach längeren Trockenphasen und die erneute Einarbeitung bei mehrfacher Beschickung deuten auf eine große Bedeutung des direkten mikrobiellen Umsatzes hin. Da die Filtergeschwindigkeit und damit die Aufenthaltszeit im Filterkörper im Rahmen der hier dokumentierten Untersuchungen nicht variiert wurden, können keine Aussagen zu kinetischen Einflüssen auf den Stoffrückhalt getroffen werden.

Gegen eine sofortige Oxidation in größerem Umfang spricht dagegen der trotz eingeschränkter Sauerstoffverfügbarkeit ungehemmte Umsatz bei längeren Betriebsphasen. Durch den Überstau ist in der Betriebsphase der Gasaustausch mit der Atmosphäre unterbunden. Mit dem Mischwasser werden nach eigenen Messungen maximal 8 bis 9 mg O₂/l in den Filterkörper eingetragen, die für eine Reduzierung des CSB in gleicher Höhe zur Verfügung stehen. Bei Ereignissen mit hoher gelöster Belastung wird jedoch der CSB in wesentlich größerem Umfang reduziert.

Während der Trockenphase kommt es zur Oxidation der gespeicherten organischen Substanz. Dabei wird in der Regel der enthaltene Stickstoff teilweise als NH₄ freigesetzt (N-Mineralisierung). Solange die Nitrifikation nicht durch ein Absinken des pH-Wertes gehemmt wird, reichert sich NH₄ nicht im Boden an, sondern wird direkt zu NO₃ umgesetzt.

5.1.4 Anreicherung organischer Substanz

Die Mineralisierung der organischen Verbindungen in der Trockenphase erstreckt sich über wesentlich längere Zeiträume als die Regeneration des NH₄-Sorptionsvermögens. Bei intensiver Belastung und unzureichenden Beschickungspausen kommt es daher zu einer Akkumulation von organischer Substanz im Filterkörper und vor allem im Sediment. Umgekehrt werden in sehr langen Trockenphasen organische Verbindungen aus diesem Vorrat abgebaut. Dies schlägt sich in der N-Bilanz in einem Übergewicht des Frachtaustrags nieder.

Im Jahresverlauf treten lange Ereignisse mit hoher Frachtbelastung typischerweise von Februar bis April auf (Fremdwassereinfluss) und lange Trockenphasen in den Sommermonaten. Die Untersuchungen an der großtechnischen Anlage zeigten eine Anreicherung organischer Substanz in der untersuchten Fremdwasserperiode und einen Abbau des Vorrates in den Sommermonaten.

Für einen sicheren und effektiven Filterbetrieb müssen Ein- und Austrag organischer Substanz längerfristig im Gleichgewicht stehen. Eine Akkumulation im Filterkörper in Form von Biomasse führt langfristig zu einer Verstopfung der Porenräume (biogene Kolmation) /Laber, 2001; Schwarz, 2004/. Eine Kolmation kann auch durch eine unzureichende Mineralisierung partikulärer Substanzen auf der Filteroberfläche ausgelöst werden. Die dauerhafte Anreiche-

nung nicht fixierter organischer Verbindungen führt außerdem zu einem Austrag über den Filterablauf. Insbesondere das Sediment kann sich in diesem Fall vorübergehend zu einer CSB-Quelle entwickeln.

5.2 Modellierung des Verhaltens

Nachfolgend wird ein einfacher Modellansatz für die Integration von RBF in Schmutzfrachtmodelle vorgeschlagen. Er beschränkt sich auf die Reinigungswirkung der Filterpassage. Die hydraulische Wirkung und die Durchmischung im Retentionsraum können unabhängig davon durch ein Becken im verwendeten Schmutzfrachtmodell beschrieben werden. Der Ablauf aus dem Speicher entspricht hydraulisch dem infiltrierenden Wasser und damit dem Drosselabfluss des Filterbeckens.

Soweit möglich werden für die auftretenden Modellparameter Anhaltswerte gegeben. Neben den Ergebnissen der eigenen Untersuchungen werden hier auch Angaben von Fuchs und Schnabel /2001/ berücksichtigt, die an einer vergleichbaren großtechnischen Anlage ermittelt wurden (siehe 2.5.1; Anlage „Langenalb“).

5.2.1 Zielsetzung der Modellierung

Beim Einsatz eines Schmutzfrachtmodells im Nachweisverfahren nach ATV A 128 sind lediglich entlastete CSB-Jahresfrachten zu ermitteln. Wird dagegen eine Simulation zum Nachweis immissionsbezogener Anforderungen durchgeführt, sind die jeweils gewässerökologisch relevanten Entlastungskenngrößen zu prognostizieren. Bei der Erstellung von Modellen ist zwischen dieser Anforderung einerseits und den verfügbaren empirisch abgesicherten Kenntnissen andererseits abzuwägen.

In Tabelle 5-1 sind die gängigen Parameter zur Beschreibung der Gewässerbelastung durch Kohlen- und Stickstoffverbindungen in Mischwasserentlastungen zusammengestellt. Es sind die jeweiligen Zeithorizonte der Wirkungen sowie die daraus resultierenden Nachweiskriterien angegeben. Hinsichtlich NO_3 sind Mischwasserentlastungen gegenüber anderen Eintragungspfaden von untergeordneter Bedeutung. Die Denitrifikation stellt daher kein Behandlungsziel dar.

Tab. 5-1: *Relevante Stoffparameter und Nachweiskriterien*

Stoffparameter	Zeithorizont	Nachweiskriterium
CSB	kurz- und langfristig	langfristige Fracht, Ereignisfracht
BSB ₅	kurzfristig	Ereignisfracht
NH ₄ -N	akut	Fracht- und Konzentrationsspitzen

Langfristige Wirkungen beruhen meist auf akkumulativen Effekten und können teilweise erst nach Jahren in Erscheinung treten. Als kurzfristig werden Wirkungen bezeichnet, die nach einer Entlastung über Tage und Wochen anhalten. Da der CSB vielfach als Indikator für die allgemeine Verschmutzung betrachtet wird, wird ihm hier sowohl eine kurz- als auch eine langfristige Wirkung zugesprochen. Akute Wirkungen entfalten sich ohne Zeitverzögerung.

Bei langfristig wirkenden Substanzen genügt der Nachweis der Entlastungsfrachten über entsprechend lange Zeiträume. Über- oder Unterschätzungen bei einzelnen Ereignissen o-

der im Ereignisverlauf sind nicht von Bedeutung. Bei kurzfristig und akut wirkenden Substanzen müssen dagegen die Ereignisfrachten bzw. die Verläufe während eines Ereignisses möglichst zutreffend prognostiziert werden. Entscheidend ist die Überschreitungshäufigkeit kritischer Werte, die aus der jeweiligen Gewässersituation abgeleitet werden. Der nachfolgend vorgeschlagene Modellansatz dient der Prognose der als relevant eingestuftten Nachweiskriterien im regulären Filterbetrieb. Die Auswirkung von Überlastungen eines RBF in Form einer Akkumulation organischer Substanz wird nicht nachgebildet.

Eingangsgrößen, die aus der Simulation des Entwässerungsnetzes übernommen werden, sind die Konzentrationen im infiltrierenden Wasser ($c_{\text{inf}}(t)$) und die Dauer der vorangegangenen Trockenphase (T_{trocken}).

5.2.2 Chemischer und biologischer Sauerstoffbedarf (CSB und BSB5)

Beim Rückhalt organischer Kohlenstoffverbindungen ist zwischen der gelösten und der partikulären Fraktion zu unterscheiden. Partikuläre Anteile werden bei der Filterpassage unabhängig von der Zusammensetzung des infiltrierenden Wassers bis auf eine Hintergrundkonzentration reduziert (Gleichung 5-1).

$$X_{\text{CSB},ab} = X_{\text{CSB},0} = \text{const.} \quad (\text{Gl. 5-1})$$

mit $X_{\text{CSB},ab}$: Konzentration partikulärer CSB-Anteile im Ablauf [mg/l]
 $X_{\text{CSB},0}$: Hintergrundkonzentration partikulärer CSB-Anteile [mg/l]

Als Anhaltswert für die partikulären Anteile am Gesamt-CSB kann ein Wert von ca. 70 % angenommen werden (siehe z.B. Welker, 2005). Als Hintergrundkonzentration können Werte von 2 bis 4 mg/l angesetzt werden.

Für gelöste Anteile wird die Wirkung der Filterpassage relativ gut durch einen konstanten Wirkungsgrad beschrieben. Am RBF Ensheim wurde im Rahmen dieser Arbeit ein mittlerer Wirkungsgrad von 42 % ermittelt. Fuchs und Schnabel /2001/ haben einen Wert von 47 % berechnet. Um auch bei Ereignissen mit sehr niedrigen Konzentrationen plausiblen Ergebnisse zu erhalten, wird in Gleichung 5-2 zusätzlich eine Hintergrundkonzentration ($S_{\text{CSB},ab,0}$) eingeführt. Diese sollte jedoch nicht höher als wenige mg/l gewählt werden.

$$S_{\text{CSB},ab}(t) = S_{\text{CSB},\text{inf}}(t - t_A) \cdot k_{\text{CSB}} + S_{\text{CSB},ab,0} \quad (\text{Gl. 5-2})$$

mit $S_{\text{CSB},ab}$: Konzentration gelöster CSB-Anteile im Ablauf [mg/l]
 $S_{\text{CSB},\text{inf}}$: Konzentration gelöster CSB-Anteile im infiltrierenden Wasser [mg/l]
 $S_{\text{CSB},ab,0}$: Hintergrundkonzentration gelöster CSB-Anteile im Ablauf [mg/l]
 k_{CSB} : Konstante der CSB-Elimination [-]
 t_A : Aufenthaltszeit im Filterkörper [h]

Der Ansatz vernachlässigt die teilweise zu Ereignisbeginn aufgetretenen Konzentrationspitzen, da gesicherte Grundlagen zu deren Beschreibung fehlen. Dies gilt auch für die Nachbildung des Umsatzes während der Trockenperiode und die Akkumulation von organischer Substanz oder von Biomasse. Im Modell wird angenommen, dass die zurückgehaltenen Verbindungen vollständig mineralisiert werden.

Mit steigender Konzentration sinkt der Einfluss der Hintergrundkonzentration. Die Konstante k_{CSB} nähert sich dem mittleren Wirkungsgrad an. Da die Untersuchungen bei annähernd einheitlicher Filtergeschwindigkeit durchgeführt wurden, ermöglichen die Ergebnisse keine Aus-

sagen zur Kinetik des Stoffumsatzes. Sofern zukünftige Untersuchungen entsprechende Zusammenhänge erkennen lassen, wäre der Abbau 0. Ordnung in Gleichung 5-2 durch einen anderen kinetischen Zusammenhang zu ersetzen (z.B. Abbau 1. Ordnung).

Eine empirische Ermittlung der Wirksamkeit der Filterpassage für den BSB₅ ist aufgrund der extrem niedrigen Konzentrationen im Ablauf nicht zuverlässig möglich. Grundsätzlich können jedoch die für den CSB verwendeten Ansätze übertragen werden. Dabei wäre in Gleichung 5-1 die Hintergrundkonzentration ($X_{BSB,0}$) niedriger zu wählen, da davon auszugehen ist, dass die aus dem Filterkörper ausgetragenen organischen Partikel nicht leicht abbaubar sind. Der Wirkungsgrad bezüglich der gelösten Anteile (η_{BSB}) ist vermutlich deutlich höher als beim CSB, die Hintergrundkonzentration niedriger.

Entscheidend für die Zuverlässigkeit der Ergebnisse ist die korrekte Annahme des Wirkungsgrades. Da zunehmend großtechnischen Anlagen untersucht werden, ist zukünftig mit einer breiteren Datenbasis für dessen Abschätzung zu rechnen. Die angesetzten Werte sollten daher stets den neuesten Erkenntnissen angepasst werden. Die Hintergrundkonzentrationen sind dagegen von untergeordneter Bedeutung.

5.2.3 Ammonium

Der Rückhalt von NH₄ kann durch einen Speicheransatz beschrieben werden. Bei der Ermittlung der Ablaufkonzentration ist zwischen den drei in Kap. 5.1.1 beschriebenen Phasen zu unterscheiden. Basis für die Unterscheidung der Phasen ist der Vergleich zwischen der im Filterkörper sorbierten Fracht einerseits und der maximal sorbierbaren Fracht andererseits.

Die im Filterkörper bis zum Zeitpunkt t sorbierte Fracht ($B_{sorb}(t)$) ergibt sich entsprechend Gleichung 5-3 aus der Differenz von Ein- und Austrag. Es wird unterstellt, dass während der Betriebsphase keine Nitrifikation stattfindet.

$$B_{sorb}(t) = B_{inf}(t) - B_{ab}(t) \quad (\text{Gl. 5-3})$$

mit B_{sorb} = sorbierte Fracht [g_{NH_4-N}]
 B_{inf} = eingetragene (infiltrierte) Fracht [g_{NH_4-N}]
 B_{ab} = ausgetragene Fracht [g_{NH_4-N}]

Als Sorptionsfähigkeit des Filterkörpers ($B_{sorb,max}$ [g]) wird der Frachtrückhalt bis zum Beginn der Übergangsphase definiert. Sie kann entweder als konstanter Wert vorgegeben oder in Abhängigkeit von der Konzentration im Porenwasser aus einer Sorptionsisotherme berechnet werden. Im Folgenden wird vom Ansatz einer Freundlich-Isotherme ausgegangen (Gleichung 5-4). Zur Umrechnung von der Beladung auf die Sorptionsfähigkeit als Fracht ist die maximale Konzentration im Boden mit der Masse des Filterkörpers zu multiplizieren.

$$c_{sorb,max}(t) = K_F \cdot c_{L,0}^n(t) \quad (\text{Gl. 5-4})$$

mit c_{sorb} = sorbierte Konzentration (Beladung) [mg_{NH_4-N}/kg_{Boden}]
 $c_{L,0}$ = gelöste Konzentration im Porenwasser (ohne Verminderung durch Sorption) [mg_{NH_4-N}/l]
 K_F = Adsorptionskoeffizient nach Freundlich [m^3_{Wasser}/kg_{Boden}]
 n = Exponent der Freundlich-Isotherme [-]

In ihrer allgemeinen Form beschreiben Sorptionsisothermen das Verhältnis von gelöster zu sorbierter Konzentration im Gleichgewichtszustand. Hier soll jedoch nur der Grenzzustand der maximalen Beladung ($c_{sorb,max}$) beschrieben werden. Die Konzentration des infiltrierenden

Wassers wird dabei nicht mehr durch die Wechselwirkung mit der festen Phase reduziert. Die mittlere Konzentration im Porenwasser ($c_{L,0}$) kann somit direkt aus der Konzentration des infiltrierenden Wassers als gleitendes Mittel über das Porenvolumen errechnet werden.

$$c_{L,0}(t) = \frac{1}{V_p} \cdot \int_{V_{\text{inf}}(t)-V_p}^{V_{\text{inf}}(t)} c_{\text{inf}} \cdot dV_{\text{inf}} \quad (\text{Gl. 5-4})$$

mit $c_{L,0}$ = gelöste Konzentration im Porenwasser (ohne Verminderung durch Sorption) [$\text{mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{l}$]
 c_{inf} = infiltrierende Konzentration [$\text{mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{l}$]
 V_p = Porenvolumen des Filterkörpers [m^3]
 V_{inf} = infiltriertes Volumen [m^3]

Ist einer Beschickung eine Trockenphase von nur wenigen Tagen vorangegangen, muss davon ausgegangen werden, dass der Sorptionsspeicher teilweise noch durch nicht oxidiertes NH_4 belegt ist. Diese Vorbelastung kann abhängig von der Beladung zu Beginn der vorangegangenen Trockenphase und der Dauer dieser Trockenphase durch eine Zerfallsfunktion nach Gleichung 5-5 beschrieben werden. Der Ansatz vernachlässigt die Nachlieferung von NH_4 während der Trockenphase aus dem organischen N-Vorrat durch Ammonifikation.

$$c_{\text{sorb},0}(T_{\text{trocken}}) = c_{\text{sorb},\text{vorher}} \cdot e^{-k_{\text{Nitrif}} \cdot T_{\text{trocken}}} \quad (\text{Gl. 5-5})$$

mit $c_{\text{sorb},0}$ = Beladung zu Ereignisbeginn (Vorbelastung) [$\text{mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{kg}_{\text{Boden}}$]
 $c_{\text{sorb},\text{vorher}}$ = Beladung zu Beginn der vorangegangenen Trockenperiode [$\text{mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{kg}_{\text{Boden}}$]
 T_{trocken} = Dauer der Trockenphase [h]
 k_{Nitrif} = Prozesskonstante der Nitrifikation während der Trockenphase [1/h]

Die Fracht, die während eines Ereignisses durch Sorption zurückgehalten werden kann ($\Delta B_{\text{sorb},\text{max}}$), ergibt sich aus der Differenz zwischen der maximalen Sorptionsfähigkeit und der Vorbelastung zu Beginn der Beschickung nach Gleichung 5-6. Bei der Vorgabe einer konstanten Sorptionskapazität ($B_{\text{sorb},\text{max}}$) ist dieser Wert zeitunabhängig. Wird dagegen der Ansatz der Sorptionsisotherme gewählt, ändert sich auch $\Delta B_{\text{sorb},\text{max}}$ abhängig von der jeweiligen Konzentration im Porenwasser.

$$\Delta B_{\text{sorb},\text{max}}(t) = (c_{\text{sorb},\text{max}}(t) - c_{\text{sorb},0}) \cdot m_{\text{FK}} \quad (\text{Gl. 5-6})$$

mit m_{FK} = Masse des Filterkörpers [kg_{Boden}]

Solange die im Filterkörper zurückgehaltene Fracht $B_{\text{sorb}}(t)$ kleiner ist als $\Delta B_{\text{sorb},\text{max}}(t)$, wird NH_4 annähernd vollständig zurückgehalten. Mit der Überschreitung dieses Wertes beginnt die Übergangsphase, in der die Ablaufkonzentrationen ansteigen, bis sie in der Durchbruchphase die Werte der Konzentration des infiltrierenden Wassers erreichen. Für den Verlauf der Übergangsphase lässt sich aus den Ergebnissen der Feldversuche keine physikalisch begründbare Funktion ableiten. Vereinfachend wird daher die Ablaufkonzentration in der Übergangsphase anteilig aus der Ablaufkonzentration in der Sorptionsphase c_0 und der Konzentration im Wasser bei der Infiltration ermittelt. Die Gewichtung beider Komponenten hängt linear von der Zeit ab und wird durch den Übergangsgrad a beschrieben. Die Dauer der Übergangsphase ($T_{\text{überg}}$) wird als ereignisunabhängige anlagenspezifische Konstante angesehen. Die zusammenfassende Beschreibung der Ablaufkonzentration für alle Phasen gibt Gleichung 5-7 an.

$$c_{ab}(t) = \begin{cases} c_0 & \text{falls } t < t_0 \\ (1-a) \cdot c_0 + a \cdot c_{\text{inf}}(t-t_A) & \text{falls } t_0 < t < (t_0 + T_{\text{überg}}) \\ c_{\text{inf}}(t-t_A) & \text{falls } t > (t_0 + T_{\text{überg}}) \end{cases} \quad (\text{Gl. 5-7})$$

$$a = \frac{t - t_0}{T_{\text{überg}}}$$

- mit t_0 = Zeitpunkt des beginnenden Durchbruchs ($B_{\text{sorb}} = \Delta B_{\text{sorb,max}}$)
 c_0 = Hintergrundkonzentration bei annähernd vollständiger Sorption [mg/l]
 a = Übergangsgrad [-]
 t_A = Aufenthaltszeit im Filterkörper [h]
 $T_{\text{überg}}$ = Dauer der Übergangsphase [h]

In Tabelle 5-2 sind die erforderlichen Modellparameter zusammengestellt und Richtwerte angegeben, die verwendet werden können, sofern keine anlagenspezifischen Untersuchungen durchgeführt werden.

Tab. 5-2: Richtwerte für die verwendeten Modellparameter

Kurzzeichen	Bedeutung	Richtwert
c_0	Restkonz. in der Sorptionsphase	0,1 mg/l NH ₄ -N
$B_{\text{sorb,max}}$ [g]	maximal sorbierbare Fracht	3 bis 5 g/m ² _{A_Filter}
$T_{\text{überg}}$ [h]	Dauer der Übergangsphase	72 h
V_p [%]	Porenvolumen des Filterkörpers	40 %
k_{Nitri} [1/h]	Prozesskonstante der Nitrifikation	0,16 bis 0,18

Die Restkonzentration c_0 ist von vergleichsweise geringer Bedeutung, da von Werten in dieser Größenordnung keine Schädwirkungen im Gewässer ausgehen. Dies gilt insbesondere in Kombination mit der starken Drosselung des Ablaufs. Auf eine genaue Ermittlung anlagenspezifischer Werte kann daher verzichtet werden.

Aus Sicht des Gewässerschutzes ist primär relevant, wie häufig es zu einem teilweisen oder vollständigen Durchbruch der Zulaufkonzentration kommt. Entscheidend hierfür sind die Größen $c_{\text{sorb,max}}$ und $B_{\text{sorb,max}}$. Im Modell beziehen sich diese jeweils auf die Beladung und den Frachtrückhalt bis zum Ende der Sorptionsphase, d.h. bis zum ersten Anstieg der Ablaufkonzentration. In der Übergangsphase steigt die Belastung des Filterkörpers über die jeweils gewählten Werte. Die angegebenen Richtwerte basieren auf den in dieser Arbeit dargestellten Untersuchungen. Fuchs /2003/ hat an einer anderen Anlage einen weitgehenden Rückhalt noch nach einer Belastung mit annähernd 20 g/m² festgestellt.

Auf eine Ermittlung der Parameter der Freundlich-Isothermen wurde verzichtet, da im Fall der untersuchten Anlage kein strenger Zusammenhang zu erkennen war.

Wegen der besonderen Bedeutung der Sorptionsfähigkeit für den NH₄-Rückhalt sollten - sofern im jeweiligen Anwendungsfall der NH₄-Rückhalt ein wesentliches Ziel ist – im Rahmen der Planung gezielte Untersuchungen des verwendeten Substrats durchgeführt werden. Da-

bei können auch die Parameter der Freundlich-Isotherme ermittelt werden. Aufgrund der hohen Sorptionswirkung der Sedimente ist zu erwarten, dass im langfristigen Betrieb eine höhere Leistungsfähigkeit erreicht wird als in Laborversuchen am eingearbeiteten Ausgangssubstrat.

Die Prozesskonstante der Nitrifikation (k_{Nitri}) wurde anhand der Ergebnisse der Bodenuntersuchungen abgeschätzt. Diese stellen als Stichproben im Verlauf einer einzelnen Trockenphase eine unzureichende Datenbasis dar. Die Konstante geht jedoch nur indirekt über die Vorbelastung in die Ermittlung des ereignisspezifischen Rückhaltes ein und wirkt sich somit nur bei Ereignissen nach sehr kurzen Trockenphasen aus. Ungenauigkeiten bei der Abschätzung dieses Parameters haben daher geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis.

Die Dauer der Übergangsphase wurde aus den Ablaufganglinien ermittelt. Da im Vordergrund der Simulation die Frage der Durchbruchhäufigkeit steht, ist der genaue Verlauf der Konzentrationen in der Übergangsphase bzw. deren Dauer von untergeordneter Bedeutung.

Das Porenvolumen des Filterkörpers hat geringen Einfluss auf die Ergebnisse. Der angegebene Richtwert kann daher als Standard übernommen werden.

5.3 Konsequenzen für Planung und Betrieb

Als Ersatzgröße für die Belastung eines RBF wird in allen Bemessungsempfehlungen der flächenspezifische Filterdurchsatz herangezogen (= Stapelhöhe). Tatsächlich werden Reinigungsleistung und Betriebssicherheit nicht von der hydraulischen Gesamtbelastung bestimmt, sondern von deren zeitlicher Verteilung - vom Wechsel zwischen Betriebs- und Trockenphasen. Dabei ist zwischen verschiedenen Formen kritischer Zustände zu unterscheiden.

Lang andauernde Betriebsphasen führen zu einem Durchbruch der NH_4 -Konzentration und sollten daher aus Gründen des Gewässerschutzes vermieden werden. Die Sorptionsfähigkeit regeneriert sich innerhalb weniger Tage. Die Mineralisierung der zurückgehaltenen organischen Substanz erfordert dagegen längere Trockenphasen. Eine saisonale Akkumulation durch unzureichende Trockenphasen (z.B. unter Fremdwassereinfluss im Frühjahr) kann teilweise abgepuffert werden, wenn der Vorrat in den Sommermonaten abgebaut werden kann. Quantitative Vorgaben zur Bewertung des Beschickungsgeschehens im Jahresverlauf hinsichtlich der Gefahr eines langfristigen Durchbruchs der organischen Belastung, lassen sich aus den Untersuchungen nicht ableiten. Die Ergebnisse machen jedoch deutlich, dass ein funktionierender NH_4 -Rückhalt kein hinreichendes Kriterium für einen langfristig sicheren Filterbetrieb darstellt.

Soll im Rahmen der Planung die Wirkung des RBF auf stoffbezogene Entlastungskenngrößen ermittelt werden, sind hohe Anforderungen an die Genauigkeit der Schmutzfrachtsimulation zu stellen. Insbesondere der Fremdwasserabfluss beeinflusst das Beschickungsverhalten und damit die Wirksamkeit eines Filters wesentlich. Dabei ist weniger der mittlere jährliche Abfluss von Bedeutung, sondern vor allem sein saisonaler Verlauf und der Einfluss des Niederschlagsgeschehens. Beides sollte nach Möglichkeit durch Messungen abgesichert sein.

Dauerbeschickungen in saisonal fremdwasserbeeinflussten Systemen können vorübergehend durch einen alternierenden Betrieb zweier Filterbeete vermieden werden. Die Ergebnisse legen einen Wechsel im Rhythmus von 4 Tagen nahe. Damit ist keine Sicherheit ge-

gen einen NH_4 -Durchbruch gewährleistet. NH_4 -Einträge sind jedoch in diesem Zusammenhang weniger kritisch zu bewerten als bei sommerlichen Entlastungsereignissen. Bei erhöhtem Fremdwasseranfall kann von einem ebenfalls erhöhten Abfluss im Gewässer und damit von einer stärkeren Verdünnung ausgegangen werden. Außerdem sind kritische pH-Werte, die die Freisetzung von NH_3 und damit die indirekte toxische Wirkung des NH_4 begünstigen, im Frühjahr weniger wahrscheinlich /Frey, 2001/. Bei einem Versagen der NH_4 -Sorption stellen der Rückhalt von Feststoffen und die Elimination von Zehrstoffen noch immer einen wesentlichen Beitrag zum Gewässerschutz dar. Aufgrund der Akkumulation organischer Verbindungen ist diese Betriebsweise jedoch keine dauerhafte Lösung.

Am Ende einer Trockenphase ist der im System enthaltene Stickstoff zu einem großen Teil als NO_3 auf das relativ geringe Volumen des Restwassers im Filterkörper konzentriert. Dies legt eine N-Elimination durch einen vorübergehenden Betrieb als Batch-Reaktor nahe. Bleibt der Ablauf zu Beginn der Betriebsphase zunächst geschlossen, treffen leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen mit einer hohen NO_3 -Konzentration unter Luftabschluss zusammen. Die optimale Dauer des erforderlichen Einstaus wäre im praktischen Betrieb zu ermitteln. Die Wirksamkeit des Verfahrens ließe sich durch Online-Messungen im Ablauf überprüfen. Der anoxische Betrieb bringt jedoch unweigerlich die Gefahr einer verringerten CSB-Elimination und eines „Umkippen“ in den anaeroben Bereich mit sich. Eine gezielte N-Elimination im Rahmen der Mischwasserbehandlung ist außerdem nur in solchen Fällen lohnend, in denen NO_3 den limitierenden Faktor für die Eutrophierung darstellt. Ferner sind in der Regel andere Eintragspfade von wesentlich größerer Bedeutung für die Nährstoffbelastung der Gewässer.

5.4 Forschungsbedarf und Ausblick

Mit den dargestellten Untersuchungen konnten einige Zusammenhänge und Prozessabläufe geklärt werden. Zahlreiche Fragen bleiben jedoch offen. Eine sichere Prognose der Wirksamkeit und eine Weiterentwicklung der Technologie erfordern daher weitere Forschungsarbeiten.

Mit der Erstellung des DWA M 178 liegen erstmals bundesweit einheitliche Empfehlungen für die Gestaltung von RBF-Anlagen vor. Untersuchungen von Anlagen, die dem damit festgelegten Stand der Technik entsprechen, wurden jedoch neben der hier dokumentierten Arbeit erst in einem weiteren Fall durchgeführt /Fuchs und Schnabel, 2002/. Um eine breitere Datenbasis zu erhalten und die allgemeine Gültigkeit der in dieser Arbeit formulierten Modellvorstellungen zu prüfen, wären weitere Untersuchungen im realen Anlagenbetrieb wünschenswert. Hierzu eignet sich der Einsatz von Online-Sonden, die mittlerweile die Möglichkeit bieten, die Zu- und Ablaufqualität über längere Zeiträume kontinuierlich zu erfassen. Die Reinigungswirkung der Filterpassage lässt sich somit wesentlich kostengünstiger ermitteln als durch eine konventionelle Beprobung mit Laboranalytik.

Im großtechnischen Maßstab sollten neben der aktuellen Reinigungsleistung auch der längerfristige Verlauf von Akkumulation, Abbau und Austrag organischer Substanz näher untersucht werden. Die in dieser Arbeit beschriebenen Untersuchungen zur Ermittlung des Umsatzes N-haltiger Verbindungen während der Trockenphase haben sich insbesondere aufgrund der hohen räumlichen Auflösung als äußerst aufwändig erwiesen. Ausgehend von der hier vorgefundenen weitgehenden Homogenität des Sandkörpers können sich zukünftige

Untersuchungen auf die Differenzierung zwischen Sediment und Sandkörper beschränken. Grundsätzlich problematisch ist die mangelnde Sensitivität der Analytikmethoden im Bereich der niedrigen in RBF auftretenden N-Konzentrationen. Dadurch wird die Anwendbarkeit auf eine grobe zeitliche Auflösung beschränkt. Zur detaillierteren Untersuchung des Stoffumsatzes während der Trockenphase sollten zukünftig exaktere Methoden entwickelt werden.

Ein grundlegendes Problem von Untersuchungen an Großanlagen ist die Überlagerung einer Vielzahl von Einflüssen, die auf das System wirken. Die Ermittlung gesicherter Zusammenhänge zwischen einzelnen Umweltbedingungen und Belastungskenngrößen einerseits und den Rückhalte- und Umsatzprozessen andererseits ist daher nur durch statistische Auswertungen sehr großer Datenmengen möglich, deren Erhebung einen entsprechend hohen Aufwand erfordert. Parallel zu den Feldversuchen sollten daher im Labor einzelne Teilprozesse und Wechselwirkungen gezielt untersucht werden.

Im eigenen Laborversuch zeigte das System Filterkörper/ NH_4 -Lösung ein klassisches Sorptionsverhalten, das an der Großanlage nicht bestätigt wurde. Offensichtlich sind hier andere Einflussfaktoren von wesentlicher Bedeutung. Diese Zusammenhänge könnten in Laborversuchen durch gezielte Variation der Belastungs- und Umweltbedingungen ermittelt werden.

Die Mechanismen des Rückhaltes organischer Kohlenstoffverbindungen konnten bislang nicht abschließend geklärt werden. Der Schlüssel hierzu liegt im Sauerstoffhaushalt des Filterkörpers. Eine wesentliche Weiterentwicklung des Prozessverständnisses ist von einer räumlich differenzierten Erfassung der Sauerstoffkonzentrationen im Überstand und in verschiedenen Regionen des Filterkörpers zu erwarten. In Kombination mit einer Variation des Drosselabflusses kann dabei auch die Kinetik der Umsatzprozesse näher untersucht werden.

Neben den in dieser Arbeit behandelten „klassischen“ Mischwasserinhaltsstoffen stehen zunehmend Xenobiotika wie Schwermetalle und organische Schadstoffe im Focus der fachlichen Diskussion um Gewässerbelastungen. Untersuchungen zur Wirksamkeit von RBF sollten daher auf diese Stoffgruppen ausgedehnt werden. Aufgrund der Vielzahl und der Heterogenität der Inhaltsstoffe sind hierzu jeweils unterschiedliche und auf das Verhalten der Einzelsubstanz angepasste Methoden erforderlich. Untersuchungen zum Verhalten derartiger Schadstoffe in natürlichen Böden lassen eine hohe Wirksamkeit von RBF für verschiedene ökotoxikologisch relevante Substanzen vermuten.

6 LITERATUR

- ATV (1992): „Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen“, ATV-Regelwerk, Arbeitblatt A 128, Hennef, 1992
- ATV-DVWK (2000): „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“, ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt M 153 , Hennef
- ATV-DVWK (2003): „Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für abwasseranlagenn“, ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitblatt A 198 , Hennef
- ATV-DVWK (2005): „Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers“, ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitblatt A 262 (Entwurf), Hennef, April 2005
- Beck, Th. (1983): „Die N-Mineralisierung von Böden im Laborbrutversuch“, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 146, S. 243-252
- Becker, K.-W. (1987): „Ein Vergleich der Methoden zur Bestimmung von NH₄ und NO₃ an Bodenproben“, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 55/II, S. 567-571
- Bollrich, G. (2000): „Technische Hydromechanik“ Bd. 1, Verlag für Bauwesen, Berlin, 5. Aufl. 2000
- Borchardt, D. (1999): „Niederschlagsbedingte Gewässerbelastungen: Wie können Probleme identifiziert und Maßnahmen beurteilt werden?“, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Band 96
- Born, W. (2002): „Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken“, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität Kassel, Band 21
- Börner, T. (1992): „Einflussfaktoren auf die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen“, Schriftenreihe WAR, Band 58; Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt
- Brinke-Seifert, S. (1999): „Beitrag zur Erhöhung des Reinigungsvermögens und der Flexibilität von Biofilmreaktoren (Festbett, Schwebebett, Filter)“, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 27, technische Universität Hamburg-Harburg
- Brombach, H; Fuchs, S. (2002): „Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen im Trocken- und Regenwetterabfluss in Misch- und Trennkanalesationen“, Schlussbericht zum Projekt 1-01 des ATV-Forschungsfonds, ATV-DVWK, Hennef
- Brunner, P.G. (1995): „Regenwasserbehandlung in Bodenfilterbecken“, Wasserwirtschaft (85), Nr. 3, S. 134 – 138, 1995
- Brunner, P.G., Lambert, B. (1996): Säulenversuche 1996, Auftraggeber: RP Karlsruhe/UM Stuttgart, unveröffentlichter Bericht; zitiert in MUNLV (2003)

- Brunner, P.G., Lambert, B., Zech, H. (1994): „Bodenfilter Waldangelloch – Betriebsüberwachung“, Auftraggeber: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, unveröffentlichter Bericht
- BWK (2001): „Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V., Düsseldorf
- Dittmer, U.; Welker, A.; Schmitt, T.G.: „Der Bodenfilter Saarbrücken-Ensheim zur weitergehenden Mischwasserbehandlung“, in: Regenwasserbehandlung – Anwendungspraxis und Perspektiven, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 15
- Dittmer, U. (2004): „Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem“, Seminar „Regenbecken und Retentionsbodenfilter zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen in Misch- und Trennsystemen“, Technische Akademie Hannover, Münster 13./14.09.2004
- Dittmer, U., Meyer, D., Langergraber, G. (2005): „Simulation of a Subsurface Vertical Flow Constructed Wetland for CSO Treatment“, Water Science and Technology, Vol. 51, No. 9, 2005
- Donta, A. (1997): „Der Boden als Bioreaktor bei der Aufbringung von Abwasser auf landwirtschaftlich genutzte Flächen“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 100
- DWA (2005): „Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennverfahren“, DWA-Regelwerk, Merkblatt M 178, Hennef
- EU-WRRL (2000): „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000
- Fischer, J. (1998): „Einfluss von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum“, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität – Gesamthochschule Kassel, Band 19
- Flemming, H.C. (1991): „Biofilme in der Wassertechnologie; Teil 1: Entstehung, Aufbau, Zusammensetzung und Eigenschaften von Biofilmen“, gwf Wasser · Abwasser 132 (1991) Nr. 4; S. 197 ff.
- Franke, J. (1995): „Grundbegriff der Statistik“, Skript zu Vorlesung Statistik II für Wirtschaftsingenieure, Fachbereich Mathematik der Universität Kaiserslautern
- Frey, W. (2001): „Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Gewässergüte und die Selbstreinigungskraft eines Fließgewässers am Beispiel der Oster (Saarland)“,

- Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Berichte Band 12
- Fuchs, S. (1997): „Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung“, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Band 79
- Fuchs, S. (2003): „Retentionsbodenfilter – Betriebserfahrungen / Konsequenzen“, ATV-DVWK-Regenwassertage 15./16.06.2003, Landau (Tagungsband), Hennef 2003
- Fuchs, S., Schnabel, S. (2002): Betriebsüberwachung des Retentionsbodenfilters Langenalb einschließlich Begleituntersuchungen am Gewässer, Auftraggeber: RP Karlsruhe/UM Stuttgart, Schlussbericht, unveröffentlicht
- Geiger, W. (1984): „Mischwasserabfluss und dessen Beschaffenheit – ein Beitrag zur Kanalnetzplanung“, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesindheitsingenieurwesen, Heft 50, TU München
- Gisi, U. (1997): „Bodenökologie“, 2. Auflage, Georg Thieme Verlage, Stuttgart
- Grobe, S., Uhl, M., Merkel, W., Overath, H. (2003): „Elimination hygienisch relevanter Mikroorganismen durch Bodenfilter zur Mischwasserbehandlung“, 36. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Schriftenreihe Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Hrsg.: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen
- Grotehusmann, D. (1995): „Versickerung von Niederschlagsabflüssen unter Berücksichtigung des Grundwasserschutzes“, Schriftenreihe Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Heft 12, SUG-Verlagsgesellschaft
- Grotehusmann, D. (2000): „Bodenfilter – Gesamtüberblick und Stand der Technik“, Seminar „Bodenfilter zur Behandlung von Regen- und Mischwasser“, Technische Akademie Hannover, Dortmund, 06.12.2000
- Grotehusmann, D; Schütte, M.; Schiedt, L. (1998): „Wissenschaftliche Leitung und Betreuung der Bodenfilteranlage Neuweiler/Alsdorf. Abschlussbericht, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, unveröffentlicht
- Hartmann, L. (1992): „Biologische Abwasserreinigung“, 3. Aufl., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Henrichs M., Langergraber G., Uhl M. (2005): Modelling of organic matter degradation in constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow. In: De Pauw, N., Tack, F. (eds.): International Symposium on 'Wetland Pollutant Dynamics and Control – WETPOL' – Book of Abstracts, 4-8 September 2005, Ghent, Belgium, pp.69-70
- Henze, M.; Grady, C.P.L.; Gujer, W.; Marais, G.v.R.; Matsuo, T. (1987): „Activated Sludge Model No.1“, IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC London
- Hill, S. (1983): „Untersuchungen über die Wechselwirkungen zwischen Porenverstopfung und Filterwiderstand mittels Tracermessungen“, Schriftenreihe WAR, Band 18; Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt

- HMULV (2004): "Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen, Hessisches Ministerium für Umwelt, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (2000): "Constructed Wetlands for Pollution Control – Processes, Performance, Design and Operation", IWA Scientific and Technical Report No. 8, IWA, London
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. (1996): "Treatment Wetlands", Lewis Publishers, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida
- Kappelmeyer, U. (2001): "Untersuchungen zu Mechanismen der Stickstoffumsetzung in Wässern bei der Passage durch bewachsene Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen)", UFZ-Berichte Nr. 5/2001; Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
- Kaufmann, I., Schmitt, T.G. (2005): „Modelling Constructed Wetlands for CSO Treatment in Long-term Pollution Load Simulation“, 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, Denmark, August 21-26, 2005
- Kayser, K. (2003): „Nitrifikation in Teich- und Bodenfilteranlagen“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 121
- Kayser, K., Kunst, S. (2005): „Processes in Vertical Flow Reed Beds: Nitrifikation, Oxygen Transfer and Soil Clogging“; Water Science and Technology, Vol. 51, No. 9, 2005
- Laber, J. (2001): „Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen“, Wiener Mitteilungen, Band 167, IWGA-SIG Universität für Bodenkultur, Wien
- Lambert, B. (2000): „Bodenkundliche Begleituntersuchungen am Retentionsbodenfiltern Fel-lenweg“, BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, Auftraggeber: Abwasser-verband Fulda, unveröffentlichter Abschlussbericht
- Lambert, B. (2001): „Bodenkundliche Begleituntersuchungen an Retentionsbodenfiltern in Baden-Württemberg“, BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, Auftraggeber: RP Karlsruhe und UVM Stuttgart, unveröffentlichter Abschlussbericht
- Lambert, B. (2002): „Überstautracerversuch am Retentionbodenfilter Ensheim“; BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, unveröffentlichter Bericht
- Lambert, B. (2003): „Bodenkundliche Untersuchungen am Retentionbodenfilter Ensheim“; BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, unveröffentlichter Bericht, zitiert in Schmitt et al. (2005)
- Lambert, B. (2004): Säulenversuche mit verschiedenen Filtersubstraten, unveröffentlichte Ergebnisse
- Lambert, B. (2005): mündliche Mitteilung, bezogen auf die in Lambert /2003/ und MUNLV /2004/ dokumentierten bodenkundlichen Untersuchungen

- Lambert, B., Fuchs, S. (2001): „Säulenversuche zur Bodenauswahl des RBF Monheim“, BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, Auftraggeber: LfW München, unveröffentlichter Bericht, zitiert in MUNLV (2003)
- Lammersen, R. (1997): „Immissionsbezogene Anforderungen an die Stadtentwässerung“, Zeitschrift Stadtentwässerung und Gewässerschutz Bd. 38, 1997, S. 23 - 94
- Langergraber, G. (2003): „Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands“, Wiener Mitteilungen, Band 169, IWGA-SIG Universität für Bodenkultur, Wien
- Lewandowski, J., Leitschuh, S., Koß, V. (1997): „Schadstoffe im Boden – Eine Einführung in die Analytik und Bewertung“, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York
- Leinweber, U. (1999): „Schmutzfrachtberechnung Ensheim – Eschringen - Ormesheim“, Technologietransferstelle Abwasser + Abfall, Universität Kaiserslautern im Auftrag des ZKE Saarbrücken, unveröffentlicht
- LfU (1998): „Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Handbuch Wasser 4
- Liu, W., Dahab, M. (2004): „Nitrogen Transformations Modelling in Subsurface Flow Constructed Wetlands“, in: 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon, 26 – 30th of September 2004 (Proceedings)
- Mattheß, G. (1994): „Die Beschaffenheit des Grundwassers“, Lehrbuch der Hydrogeologie Band 2, Borntraeger Verlag, Berlin, Stuttgart
- Matschonat, G (1995): „Zur NH₄-Sorptions und NH₄-Fixierung in europäischen Waldböden“, Bayreuther Forum Ökologie, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (Hrsg.)
- Mehler, R. (2000): „Mischwasserbehandlung – Verfahren und Modellierung“, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt, Mitteilungen Heft 113
- Mersmann, P. (2003): „Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und –ungesättigten Zone“, Dissertation Institut für angewandte Geowissenschaften der Technischen Universität Berlin, veröffentlicht unter http://edocs.tu-berlin.de/diss/2003/mersmann_petra.pdf
- Meyer, D. (2005): „Simulation von Teilprozessen des Stoffrückhaltes in Retentionsbodenfiltern“, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht
- Miguellez, A. (2004): „Beschreibung der biotischen Sorption bei der Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern“, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht
- Mudrack, K.; Kunst, S. (1994): „Biologie der Abwasserreinigung“, 4. Auflage, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, 1994

- Müller, V. (2002): „Ein Beitrag zur Bilanzierung von Bodenfiltern“, Dresdner Berichte, Band 21, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden
- MUNLV (2003): „Retentionsbodenfilter – Handbuch für Planung, Bau und Betrieb“, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf, 2003
- MUNLV (2004): „Retentionsbodenfilter in Nordrhein-Westfalen – Dokumentation zum Stand der Technik“, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf, 2004
- Nadler, A.; Meißner, E. (2001): „Ergebnisse einer Versuchsanlage zur Versickerung des Niederschlagswassers von Straßen“, Korrespondenz Abwasser (48) Nr. 5, S. 624 – 638
- Platzer, C. (1998): „Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen“, Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Nr. 6, Fachgebiet SWW der Technischen Universität Berlin
- Reemtsma, T., Gnirß, R., Jekel, M. (2000): „Infiltration of Combined Sewer Overflow and Tertiary Municipal Wastewater: An integrated Laboratory and Field Study on Nutrients and dissolved Organics“, Water Research, Vol. 34, No. 4, pp. 1179-1186
- Rettinger, s. (1992): „Wasser- und Stoffdynamik bei der Abwasserperkolatation“, Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft Band 97, Technische Universität München
- Rheinheimer, G., Hegemann, W., Raff, J., Sekoulov, I. (1988): „Stickstoffkreislauf im Wasser“, R. Oldenbourg Verlag, München, Wien
- Richter, J. (1986): „Der Boden als Reaktor“, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 1986
- Savric, I. (2001): „Einflussfaktoren auf die Bindung und Mobilität organischer und anorganischer Stoffe in kontaminierten Rieselfeldböden“, Dissertation an der Fakultät für Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin, veröffentlicht unter http://edocs.tu-berlin.de/diss/2001/savric_irena.pdf
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1998): „Lehrbuch der Bodenkunde“, 14. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- Schinner, F.; Öhliger, R.; Kandeler, E. (1990): „Bodenbiologische Arbeitsmethoden“, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Schlegel, H.G. (1985): „Allgemeine Mikrobiologie“, 6. Auflage, Georg Thieme Verlage, Stuttgart, New York
- Schmitt, T.G. (2002): „Praxis und Perspektiven der Mischwasserbehandlung“, in: Regenwasserbehandlung – Anwendungspraxis und Perspektiven, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 15
- Schmitt, T.G., Dittmer, U. (2002): „Berücksichtigung alternativer Methoden der Mischwasserbehandlung im Bemessungsverfahren nach ATV-Arbeitsblatt A128“, Untersuchungen im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Schlussbericht

- Schmitt, T.G., Dittmer, U., Welker, A. (2005): „Entwicklung von zukünftigen Strategien zur weitergehenden Mischwasserbehandlung mit Hilfe von Bodenfilteranlagen“, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 02WA0084 im Auftrag der Bundesministeriums für Bildung und Forschung
- Schmitt, T.G., Welker, A. (1998): „Schmutzfrachtberechnung zum Langzeitverhalten von bodenfilteranlagen“, Wasserwirtschaft, Jahrgang 88, Heft 4, 1998
- Schneider, W. (2002): „Geohydraulik, Stofftransport und Reaktionen“ – Vorlesungsskript, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung, Technische Universität Hamburg-Harburg
- Schulz, K. (2003): „Bodenphysik II“, Unterlagen zur gleichnamigen Lehrveranstaltung im WS 2003/04, Institut für Geoökologie, TU Braunschweig
- Schwager, A., Boller, M. (1997): „Transport Phenomena in intermittent Filters“, Water Science & Technology 35 (6), pp. 13 - 20
- Schwarz, M. (2004): „Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität“, Schriftenreihe des ISWW Universität Karlsruhe (TH), Band 116
- Schwarz, M., Fuchs, S., Hahn, H.H. (2003): „Mikrobielle Kolmation und Dekolmation in Bodenfiltern“, Wasser und Abfall 2003, Heft 10
- Seyfried, C.F.; Kunst, S. (1999): „Einstufige biologische Stickstoffelimination durch Nitritation und anaerobe Ammonium-Oxidation im Biofilm“, gwf Wasser · Abwasser, 140 (1999), Nr. 9
- Simunek, J., Senja, M., van Genuchten, M.Th. (1999): „The Hydrus-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media – Version 2.0; US Salinity Laboratory, Riverside, California
- URömpp (2000): Römpp Lexikon Umwelt, Hulpke, H., Koch, H.A., Nießer, R. (Hrsg.), 2. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- Uhl, M., Jübner, M. (2004): „Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung – Untersuchung von Sandsubstraten und Betriebsweisen“, Korrespondenz Abwasser – Abwasser, Abfall (51) Nr. 3, S. 261-270
- Uhl, M., Kasting, U. (2002): „Verschmutzung des Niederschlagsabflusses in Misch- und Trennsystemen und von Straßen“, Wasser und Abfall, Heft 3 2002, S. 14 - 22
- VDLUFA (1997): „Die Untersuchungen von Böden“, VDLUFA-Methodenbuch, Band 1, 2. Teillieferung, VDLUFA-Verlag Darmstadt
- von Felde, K., Kunst, S. (1996): „N- und CSB-Abbau in vertikal durchströmten Bodenfiltern“, gwf Wasser · Abwasser, 137 (1996), Nr. 8, S. 401 - 408
- Welker, A. (2005): „Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen“ (Habilitationsschrift),

Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 20

Wozniak, R. (2004): „Einfluss der Feststoffbelastung auf die Kolmationsprozesse in der Bodenfiltration“, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht

Wozniak, R., Dittmer, D., Welker, A. Schmitt, T.G. (2006): „Einsatz von optischen Sauerstoffsonden zur Untersuchung von Prozessen in Retentionsbodenfiltern“, Wasserwirtschaft und Wassertechnik (wwt), Heft 2006/4

Zech, H. (1994): „Erfahrungen mit dem Bodenfilter Waldangelloch“, Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz Nr. 27, S. 3 ff, SuG Verlagsgesellschaft Hannover 1994

Zimmer, U. (1999): „Numerische Beschreibung und Bewertung von Anlagen zur Retention und Versickerung von Regenwasser“, Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität GH Essen, Heft 13

Anhang

Anhang A Konzentrationsganglinien im Trockenwetterabfluss

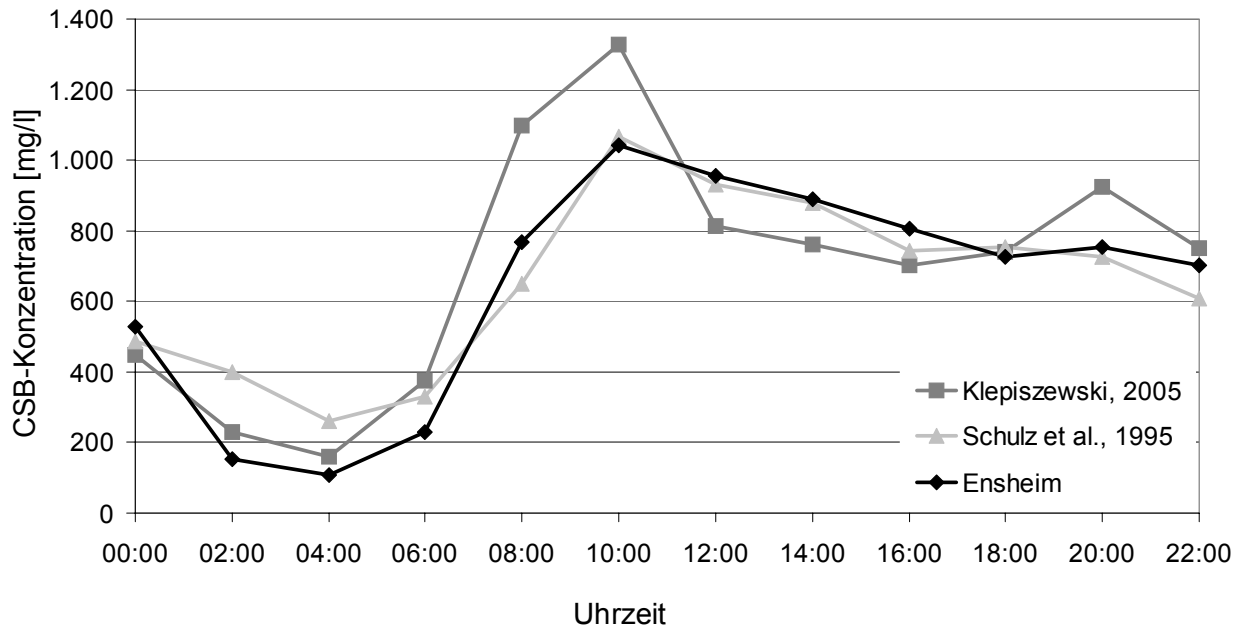


Bild A-1 In Ensheim gemessener Trockenwettertagesgang der CSB-Konzentration im Vergleich mit Literaturdaten (Klepizewski, 2005 ; Schulze et al. 1995)

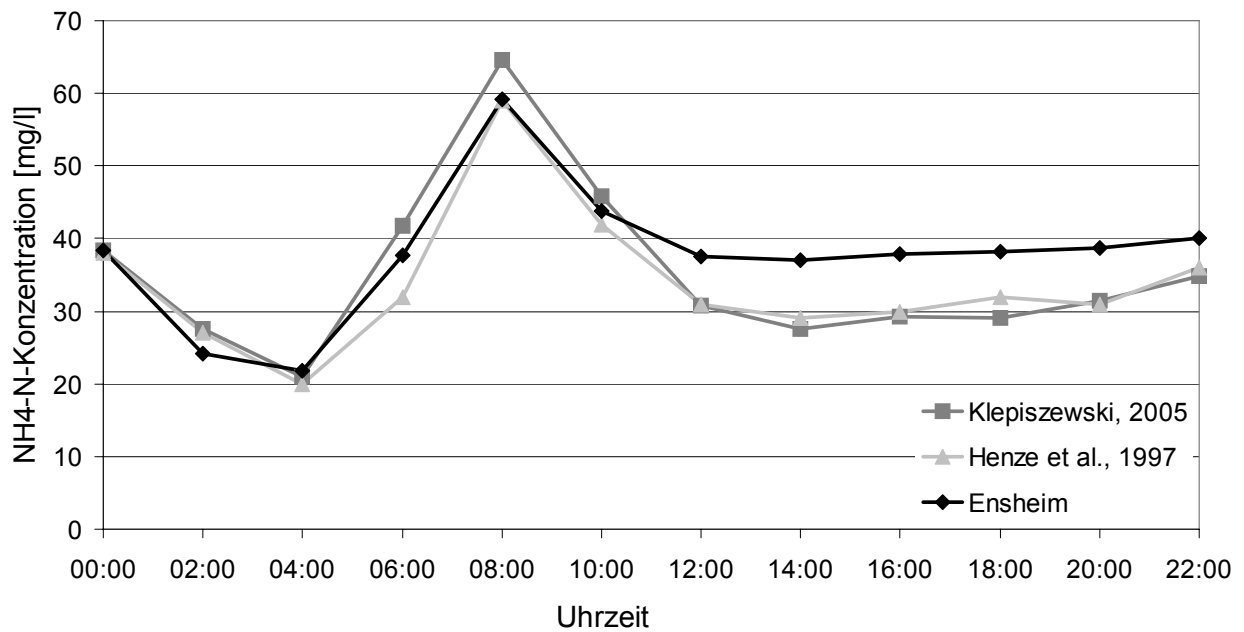
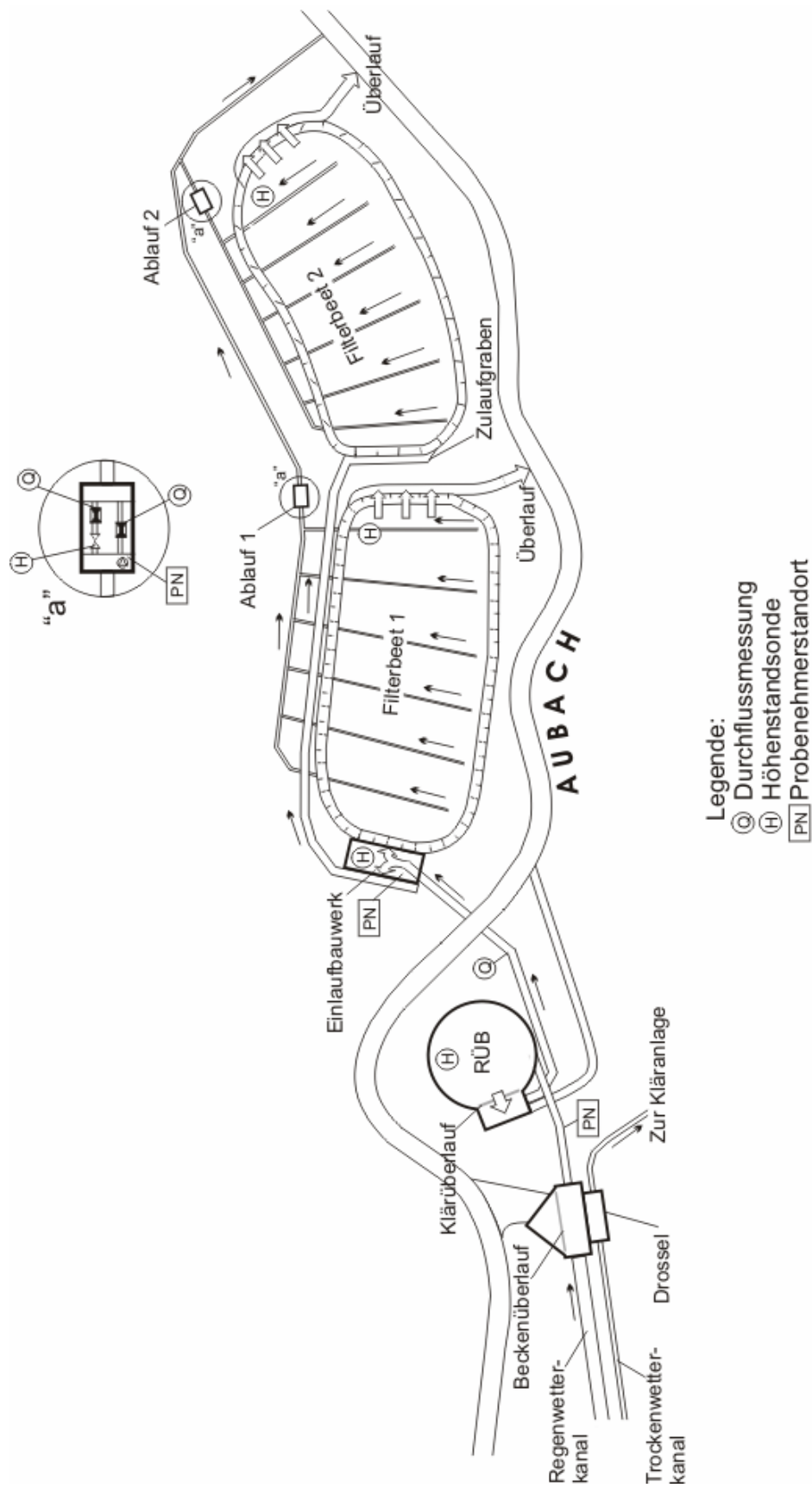
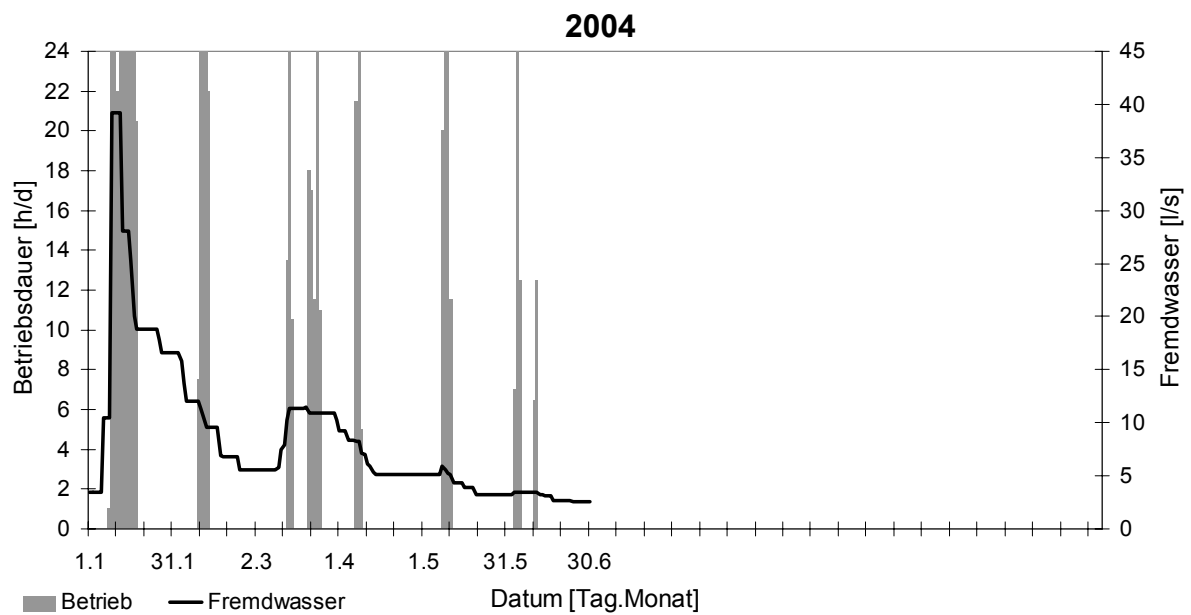
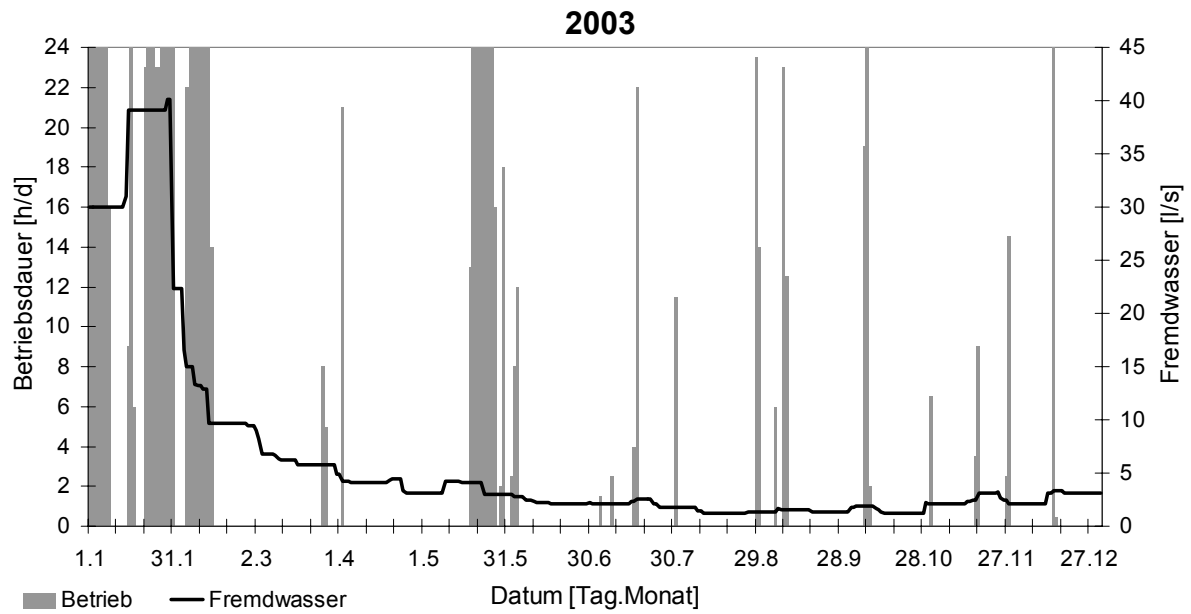


Bild A-2 In Ensheim gemessener Trockenwettertagesgang der NH4-N-Konzentration im Vergleich mit Literaturdaten (Klepizewski, 2005 ; Henze et al. 1997)

Anhang B Übersicht über die RBF-Anlage „Am Lehberg“



Anhang C Betriebszeiten des RBF und Fremdwasseranfall 2003 und 2004



Anhang D Vergleich von zeitbezogener und durchsatzbezogener Darstellung der Konzentrationsganglinien

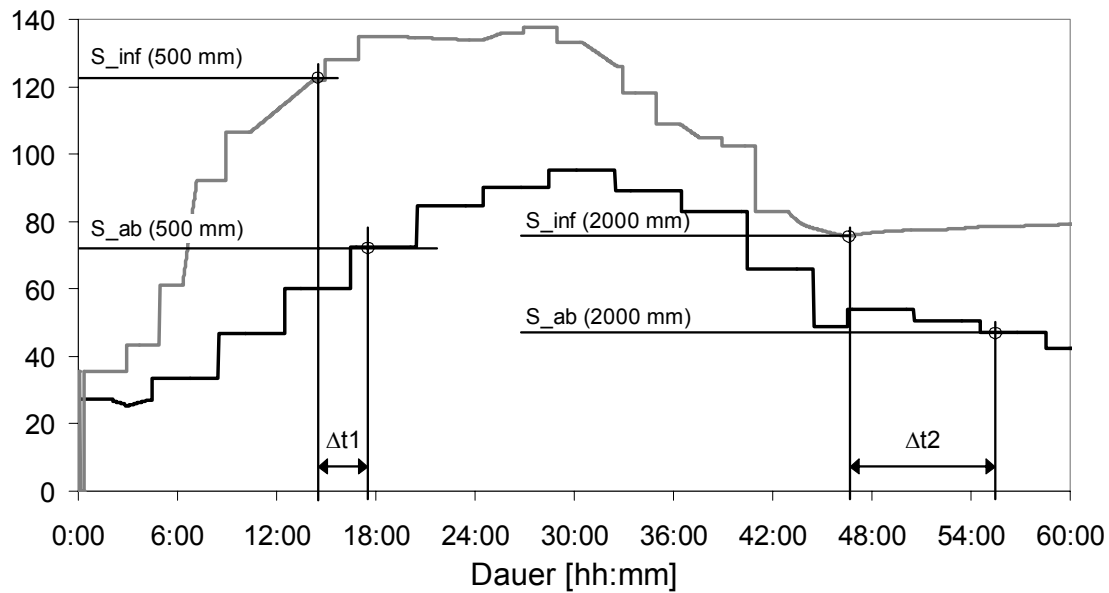


Bild D-1: Zeitbezogene Darstellung infiltrierender und abfließender Konzentrationsganglinien

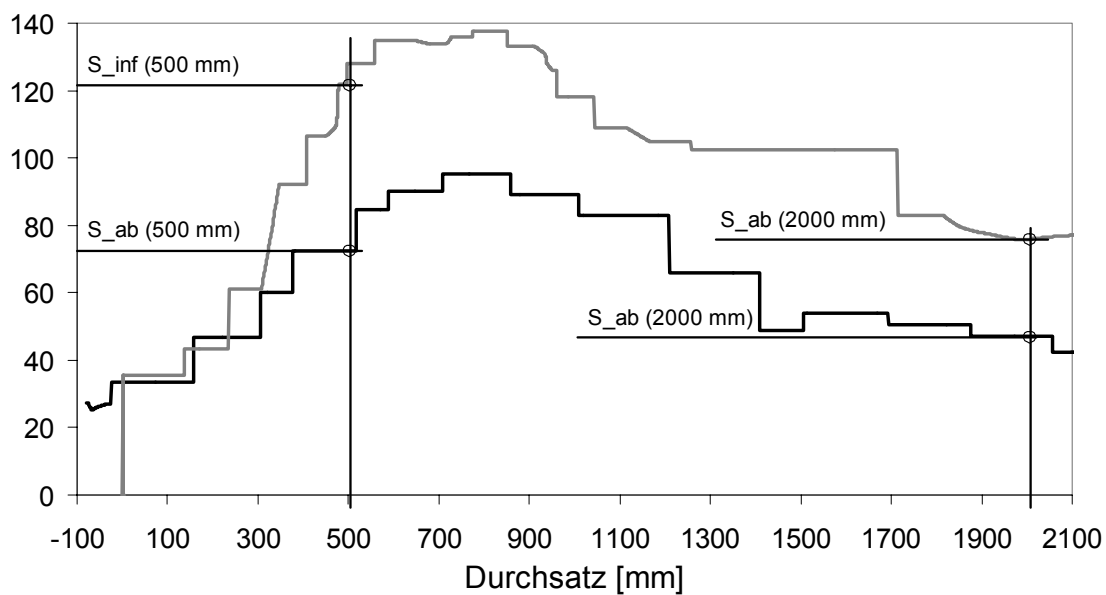
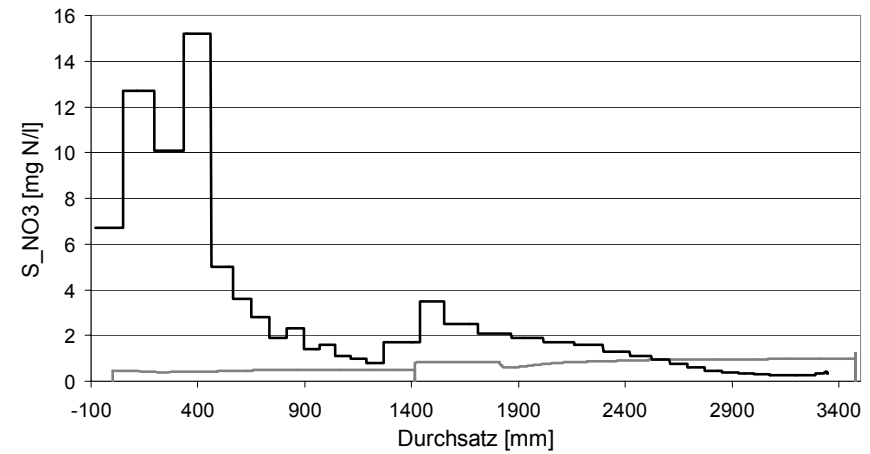
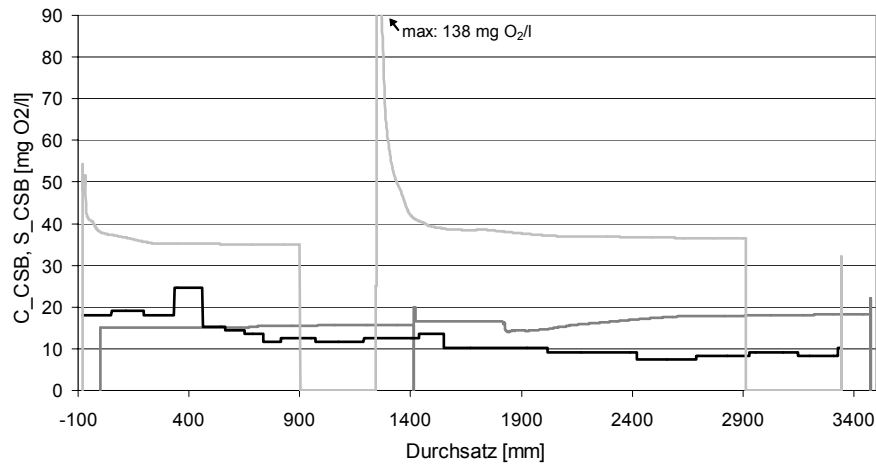
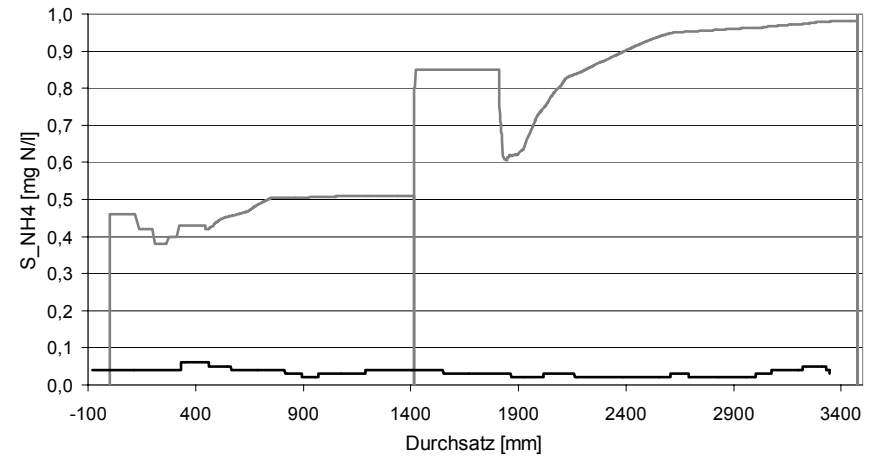
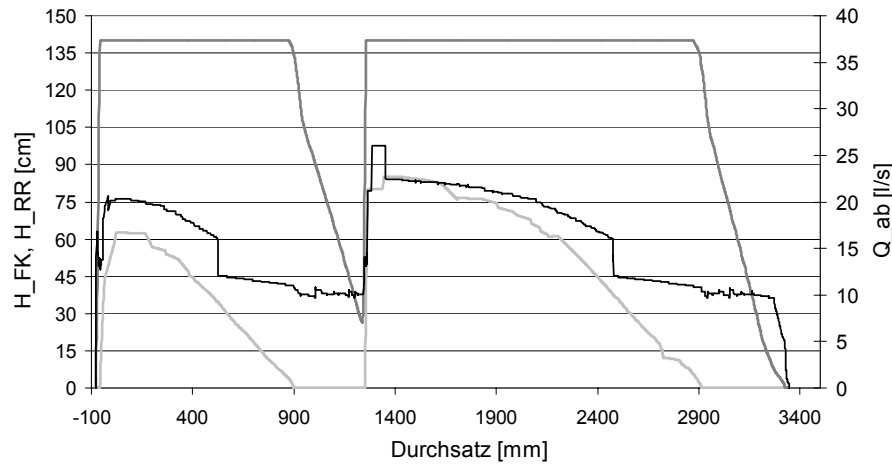


Bild D-1: Durchsatzbezogene Darstellung infiltrierender und abfließender Konzentrationsganglinien

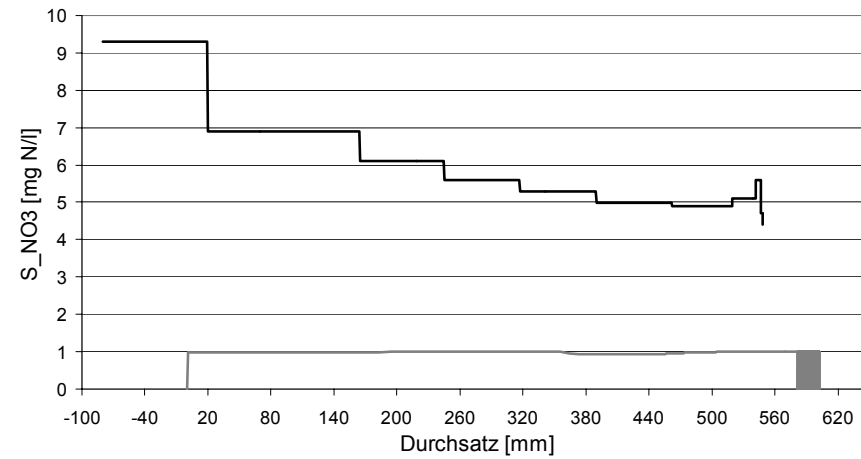
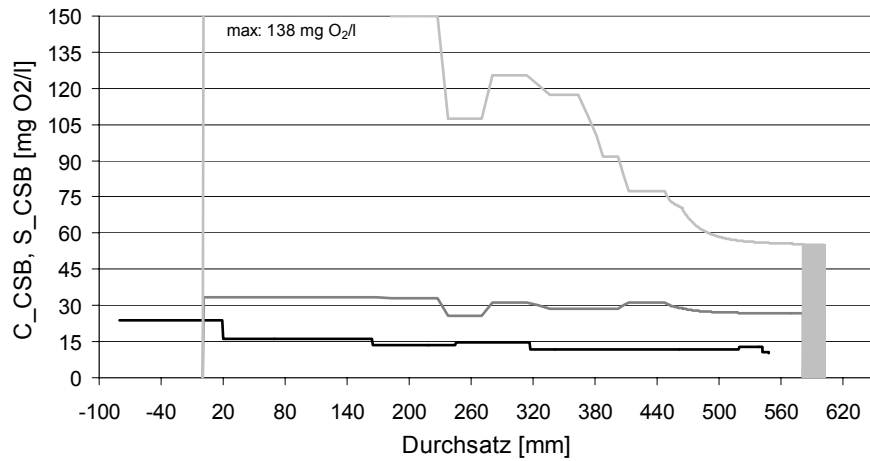
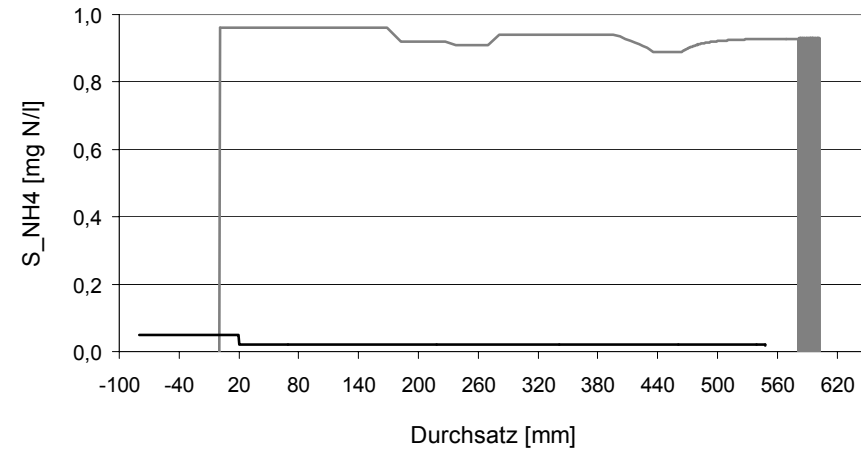
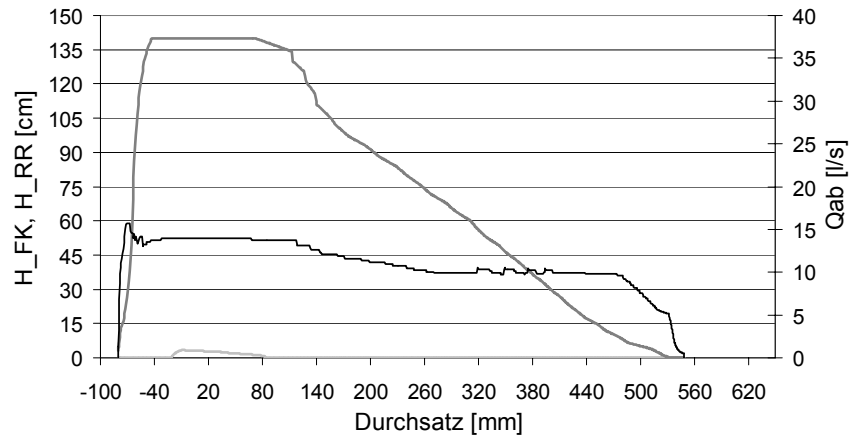
Erläuterung: Infiltration und Ablauf eines Volumenelementes sind um die Aufenthaltszeit im Filterkörper (Δt) gegeneinander versetzt. Im ungesättigten Betrieb ist Δt nicht konstant, so dass bei zeitbezogener Darstellung keine intuitive Zuordnung von Zu- und Ablaufvolumen möglich. Bei einer durchsatzbezogenen Darstellung liegen dagegen die Konzentrationen eines Volumenelementes bei Infiltration und Ablauf auf einer Vertikalen.



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

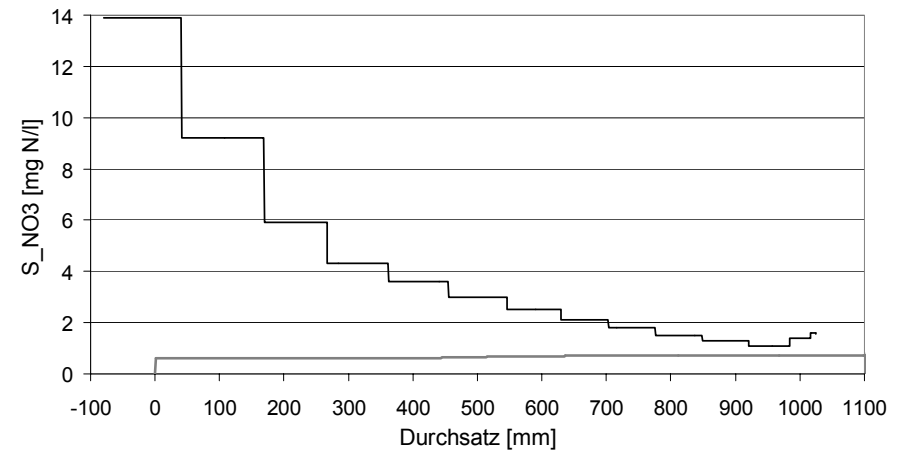
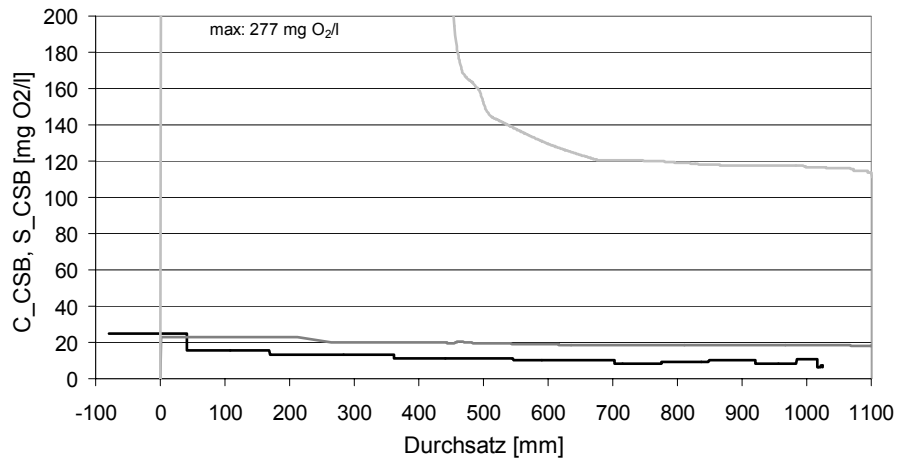
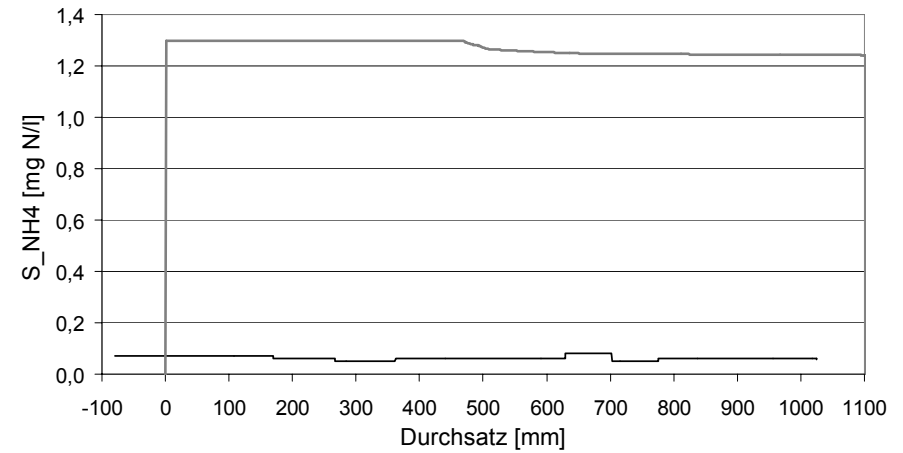
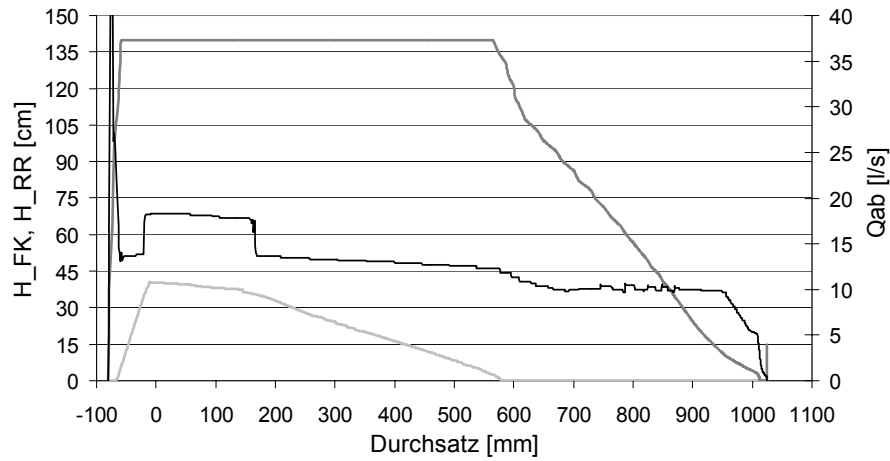
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

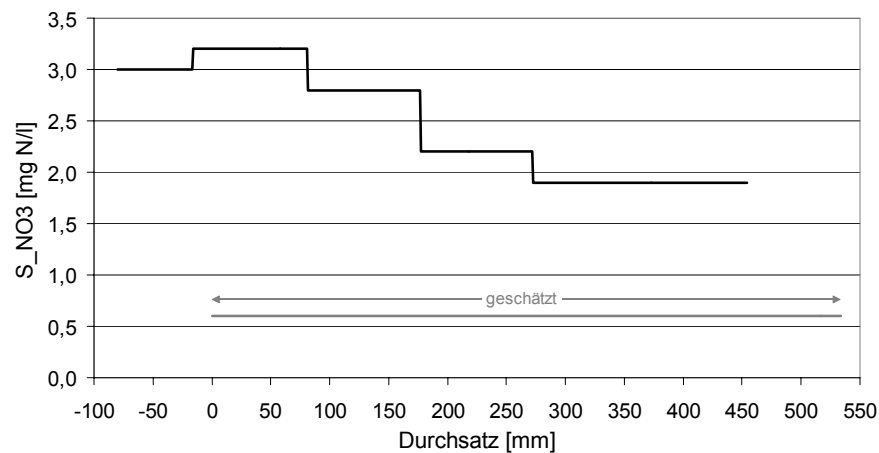
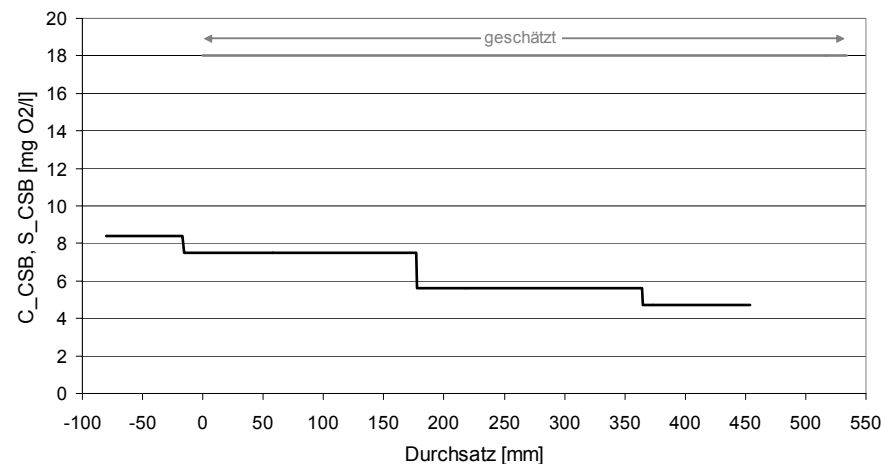
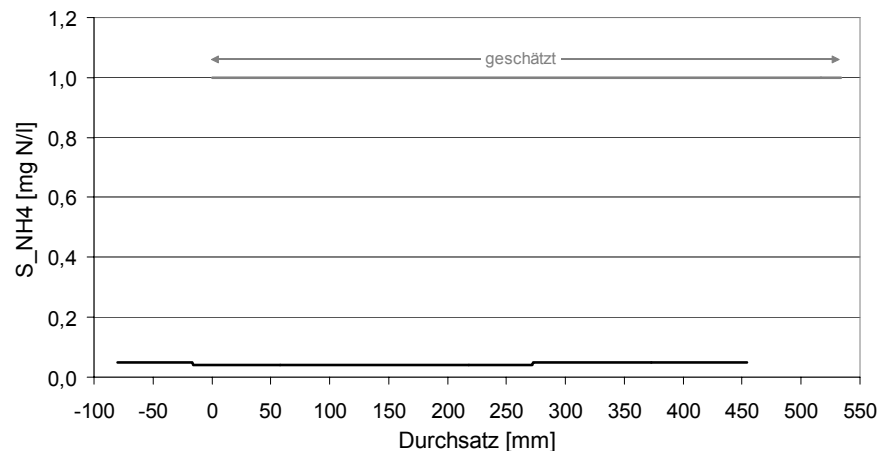
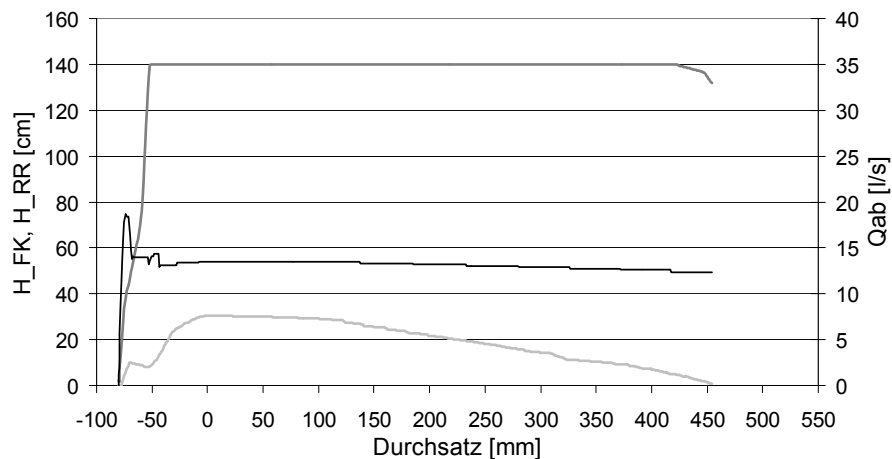
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Abfluss

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

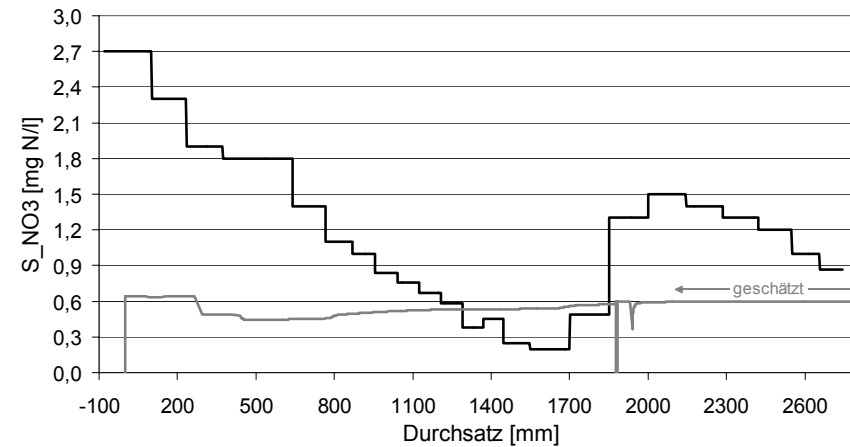
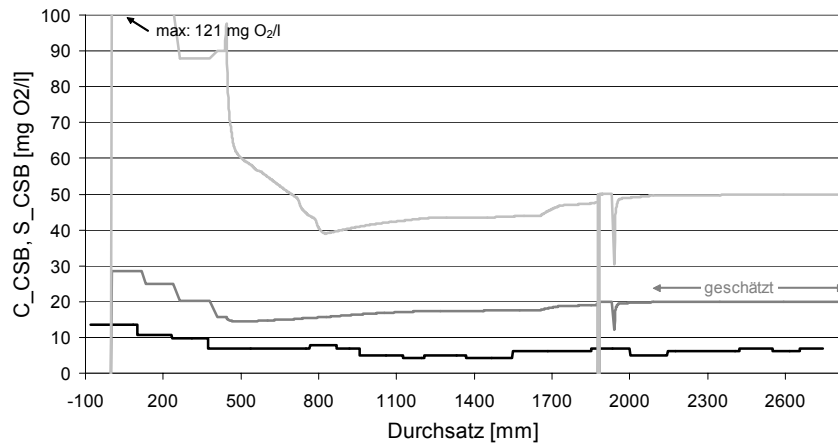
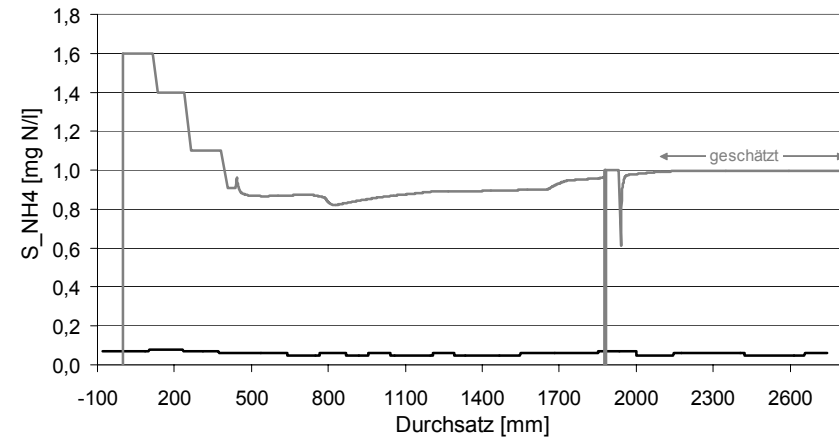
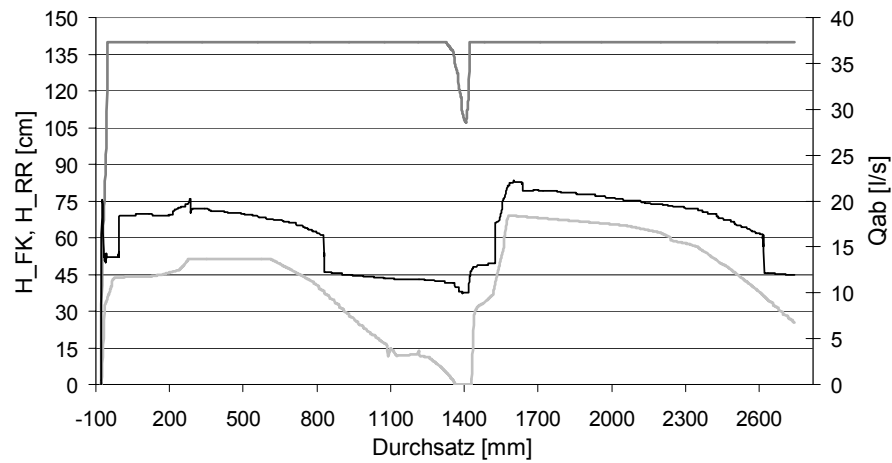
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

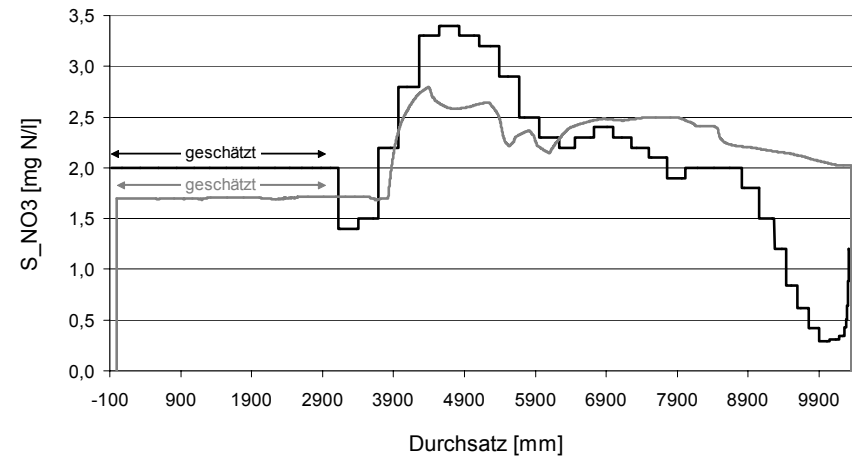
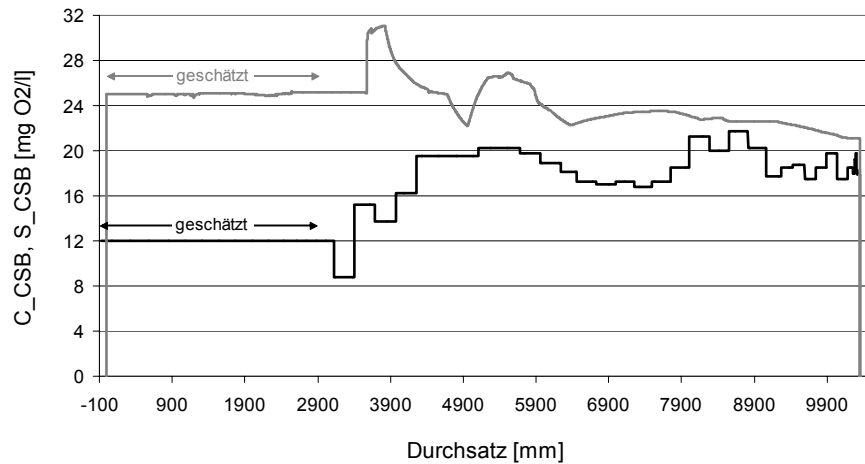
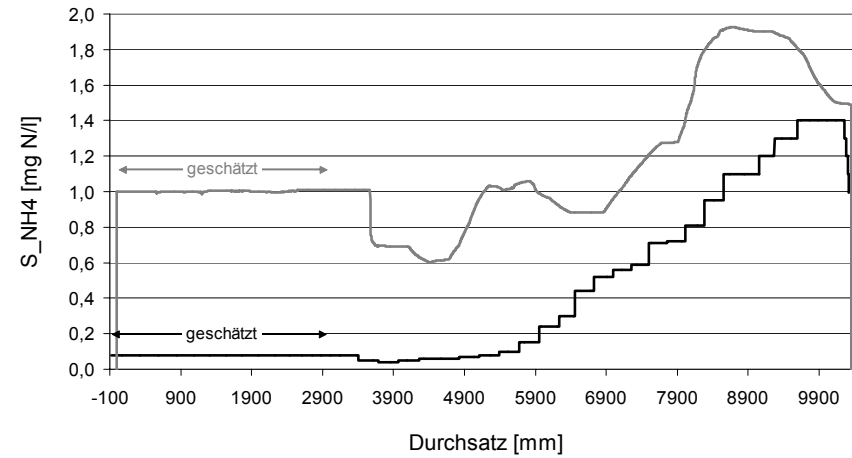
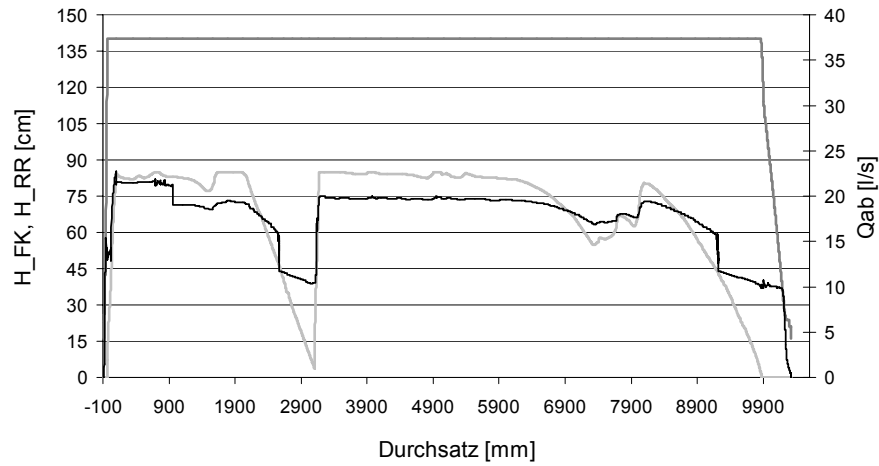
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

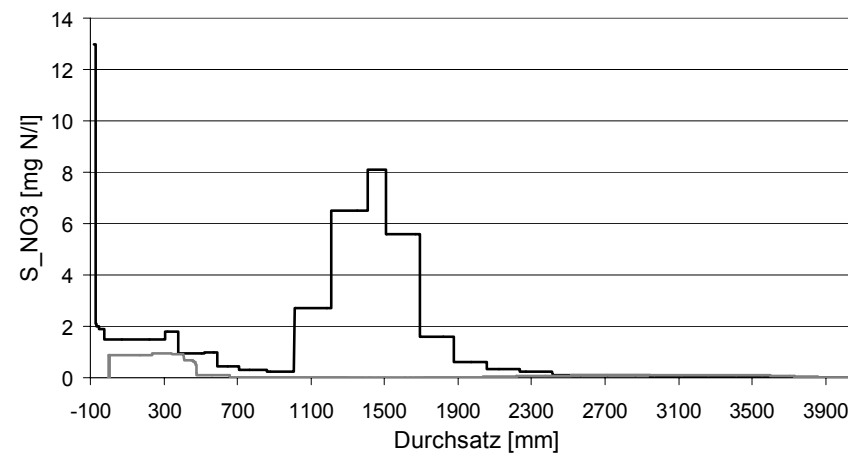
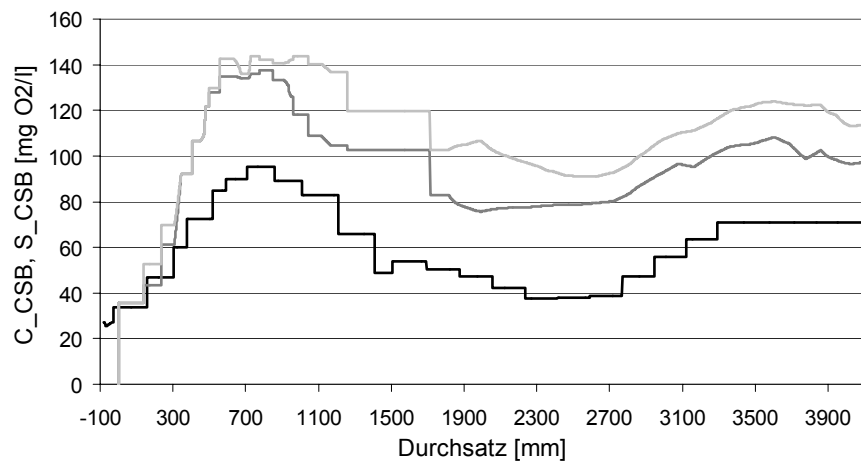
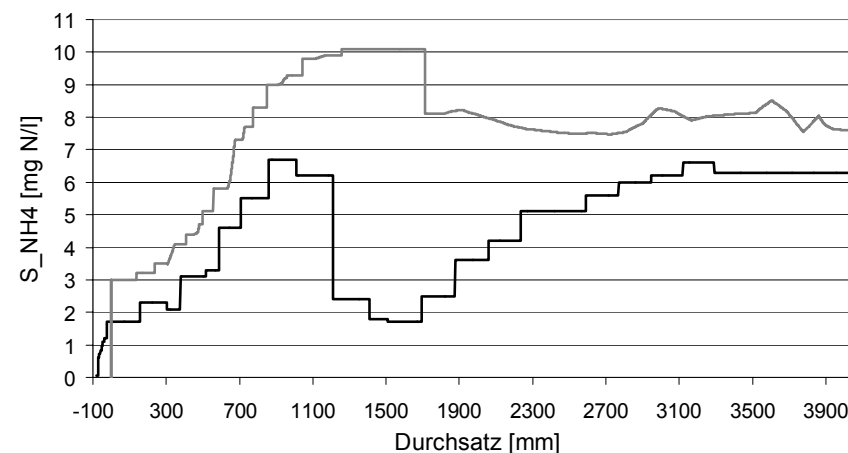
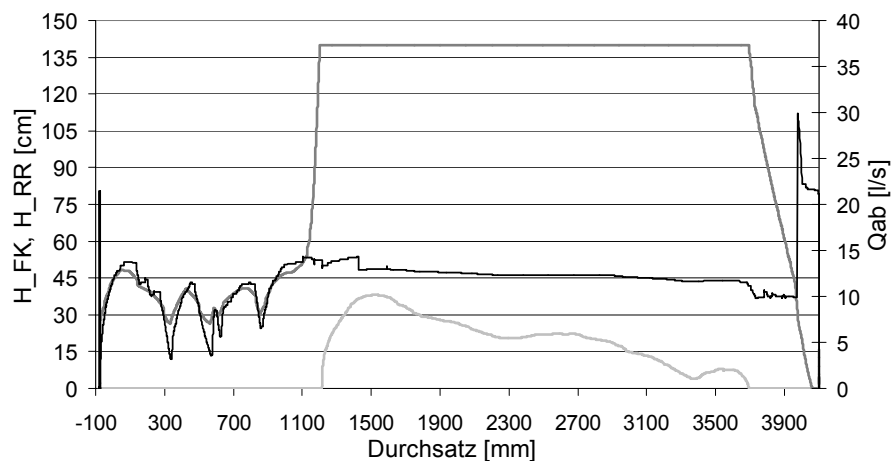
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

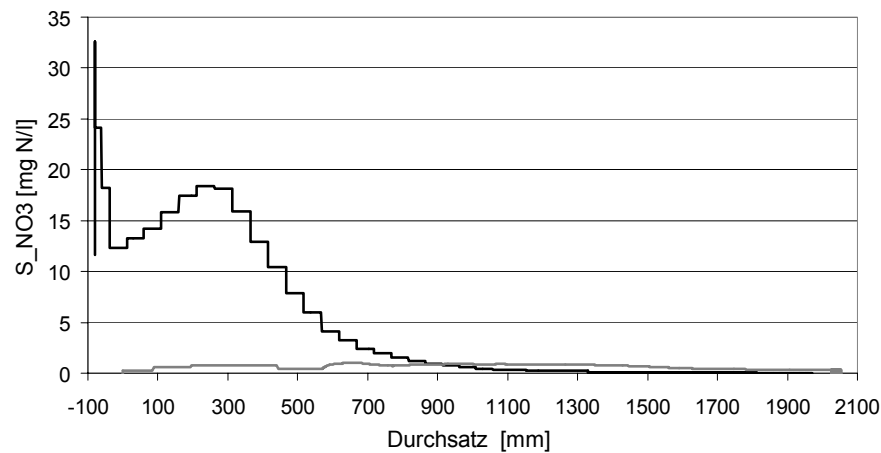
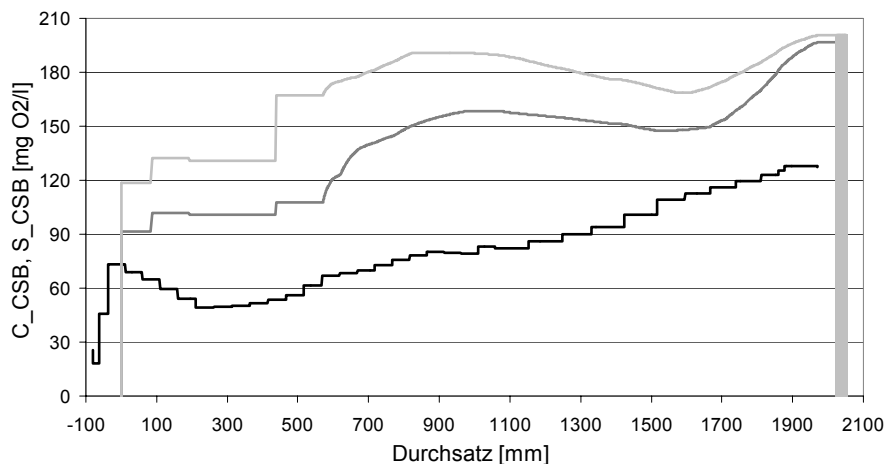
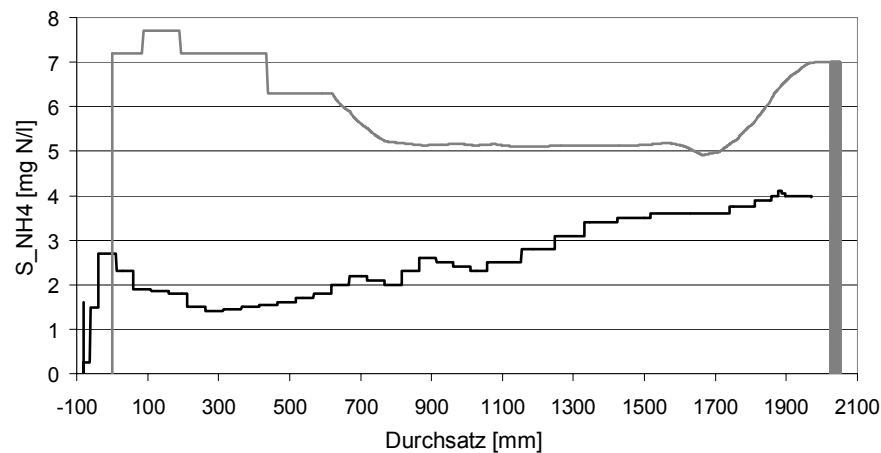
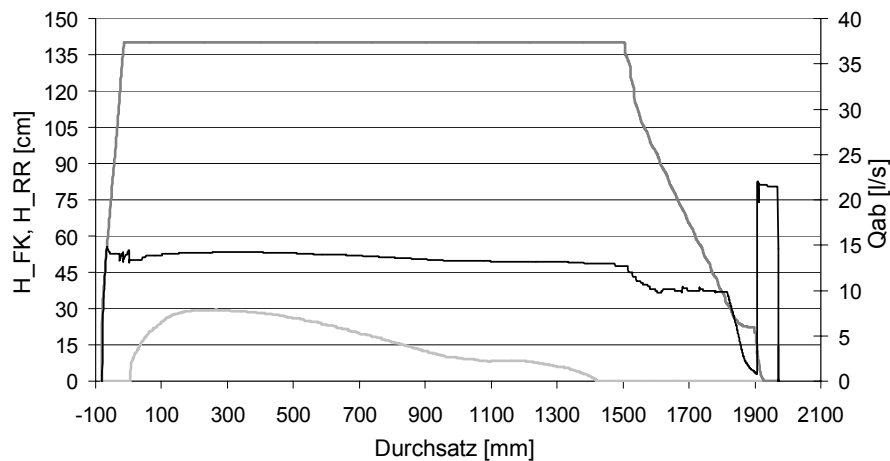
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

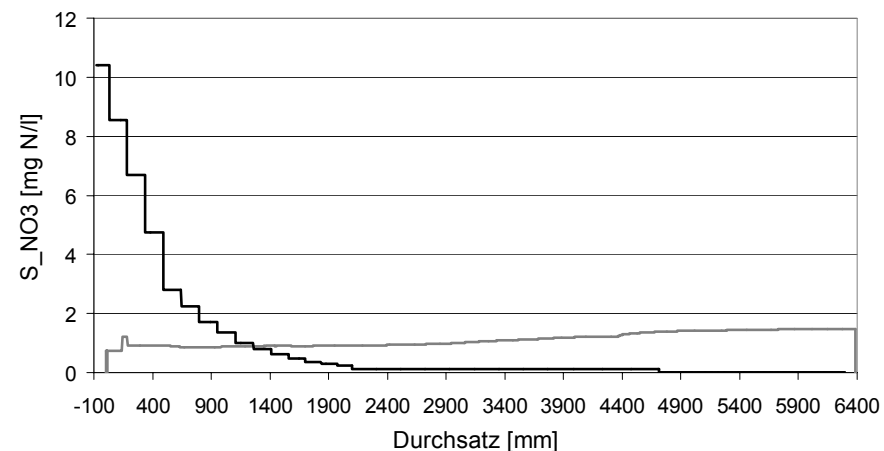
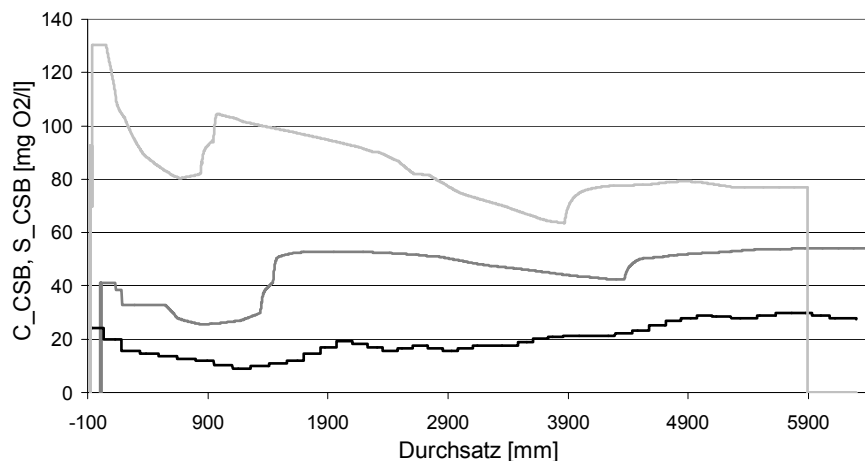
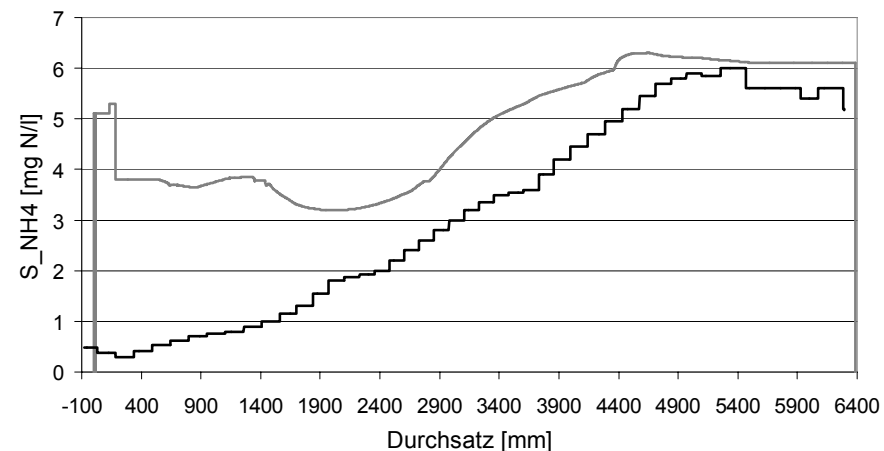
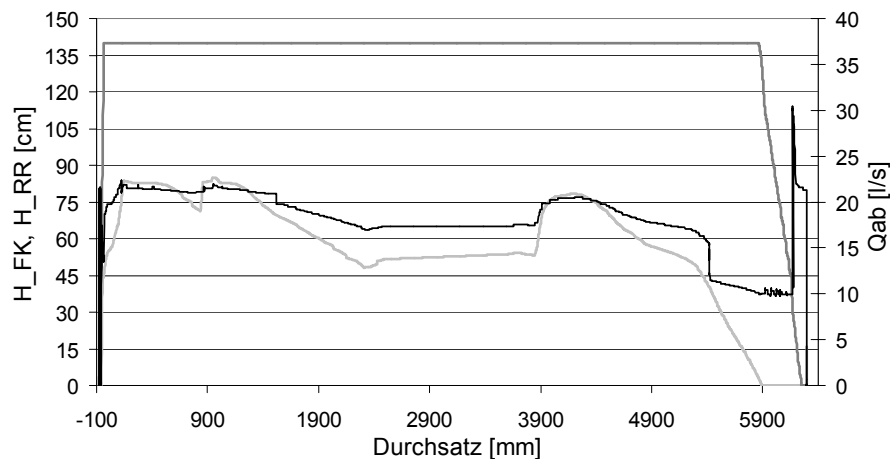
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

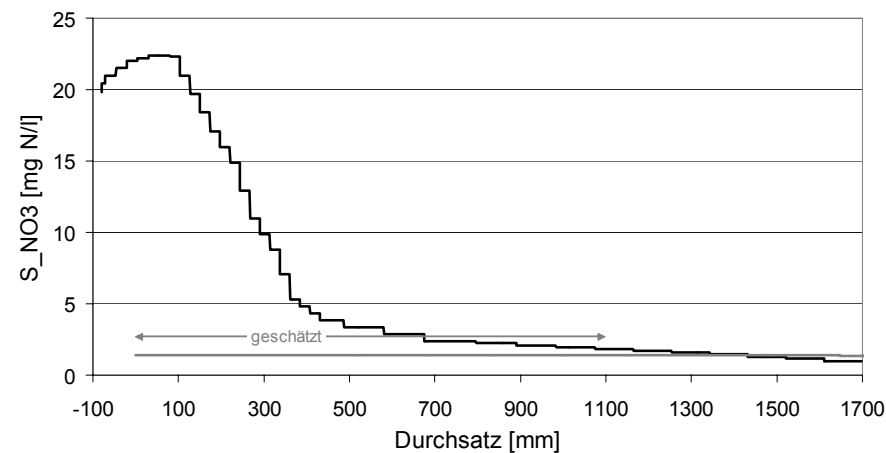
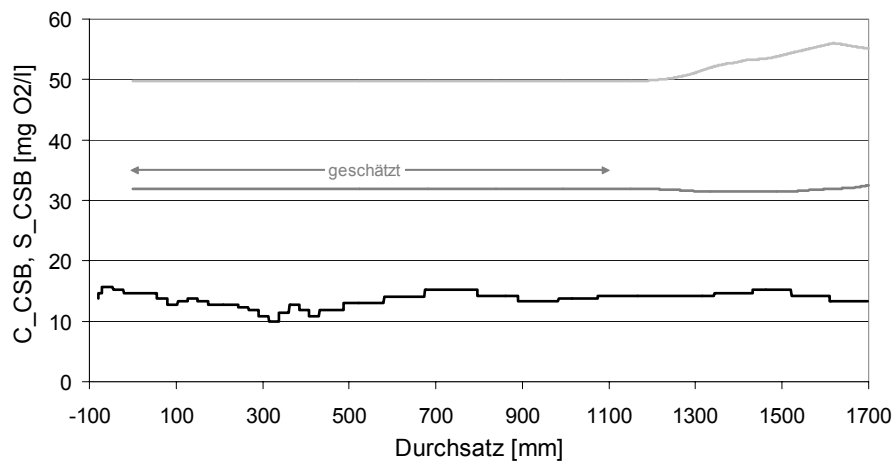
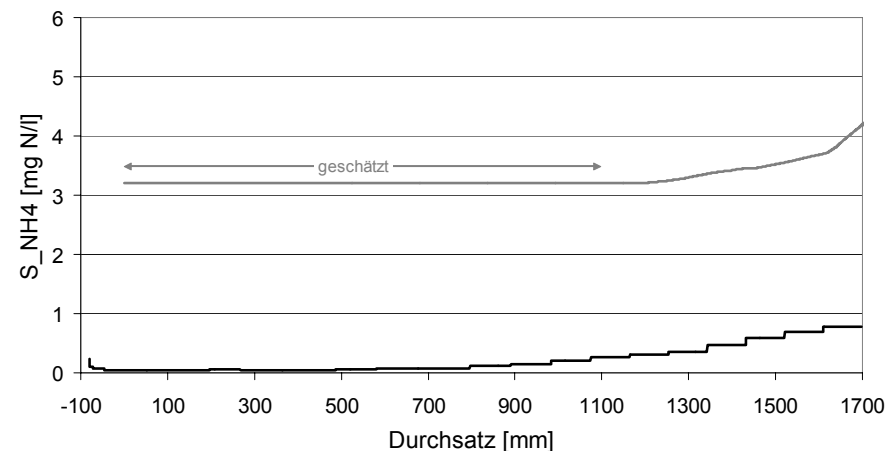
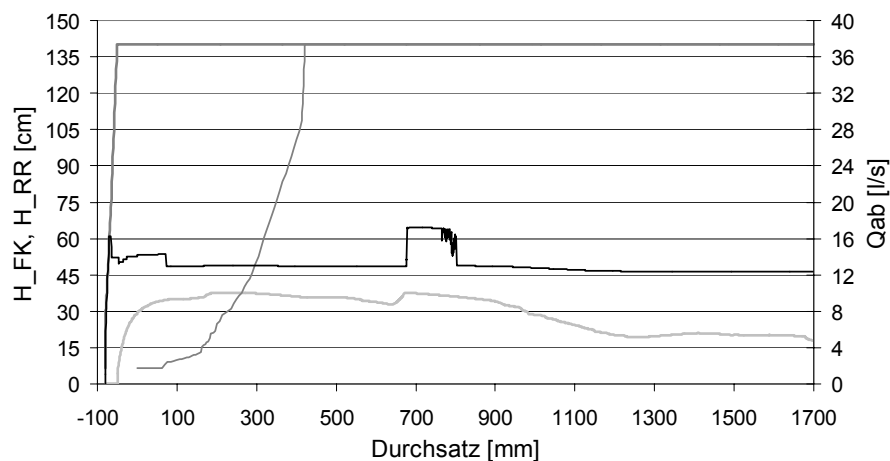
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

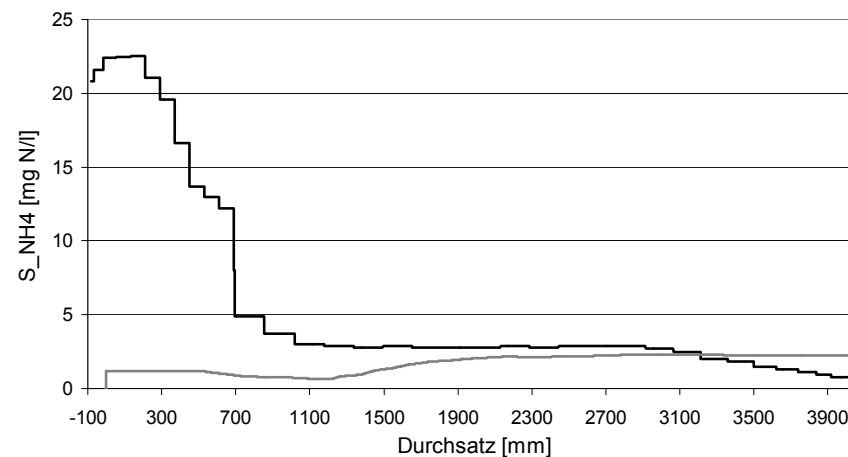
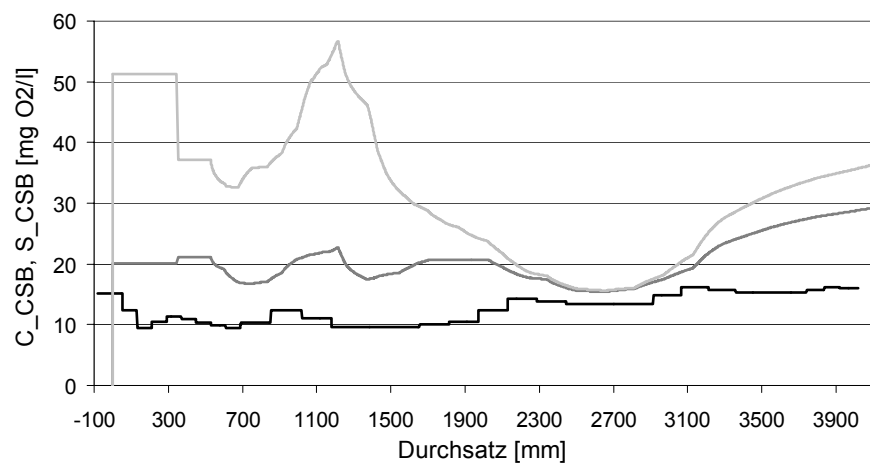
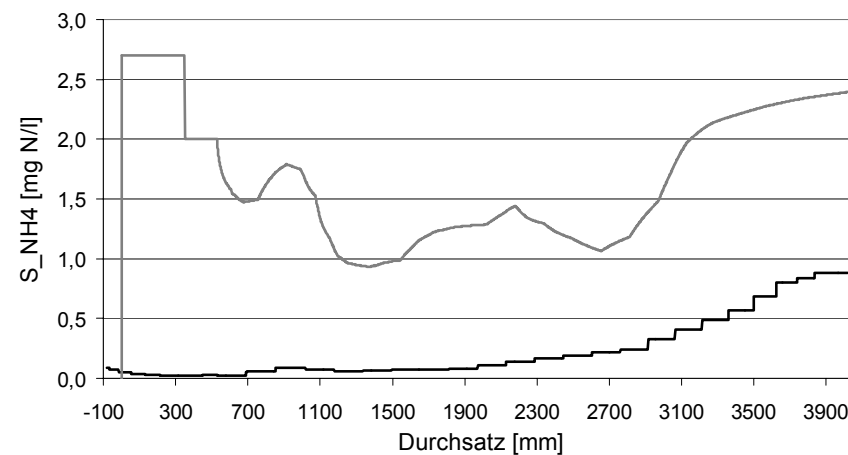
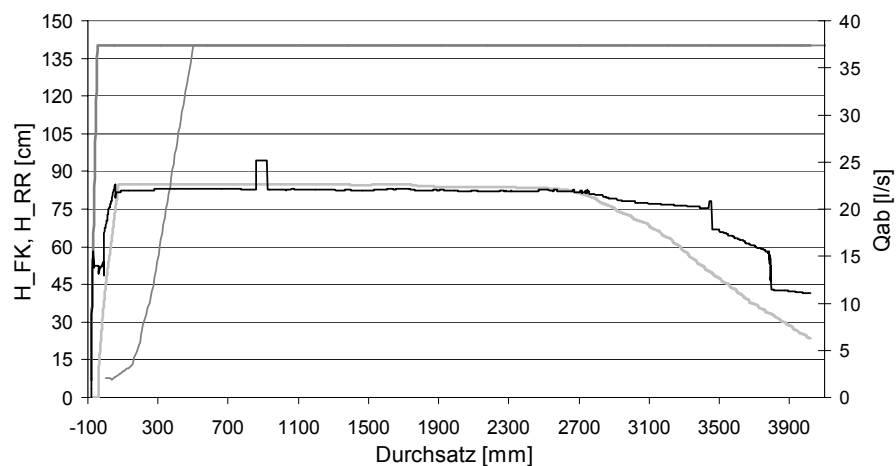
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

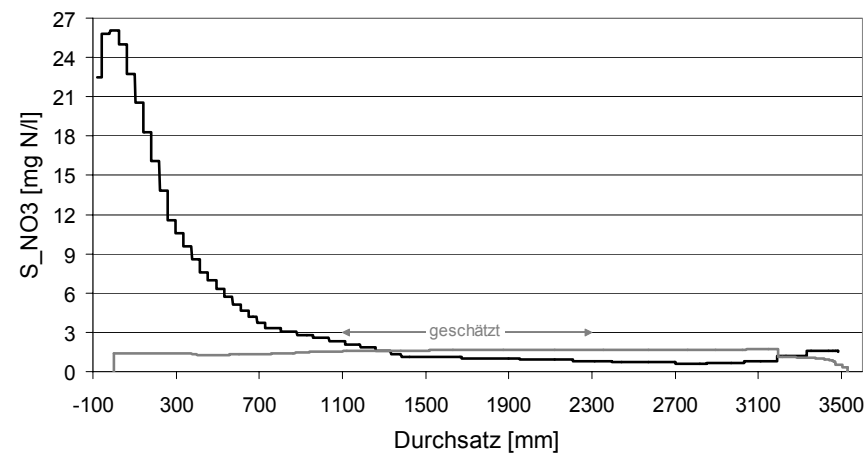
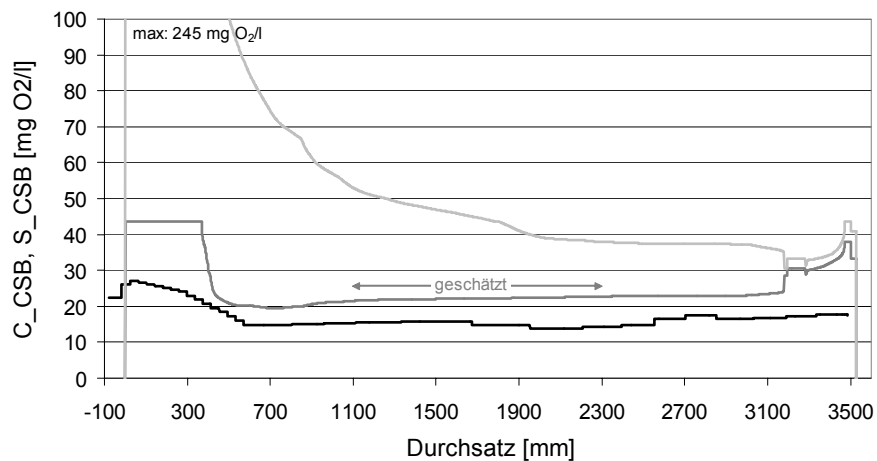
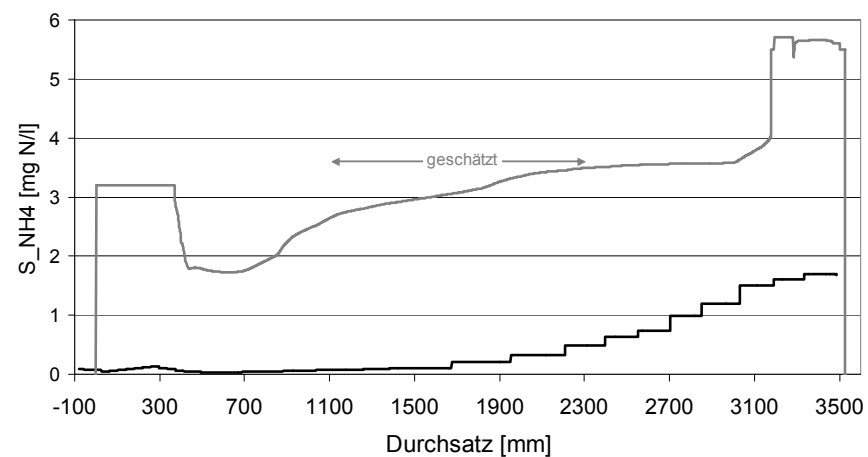
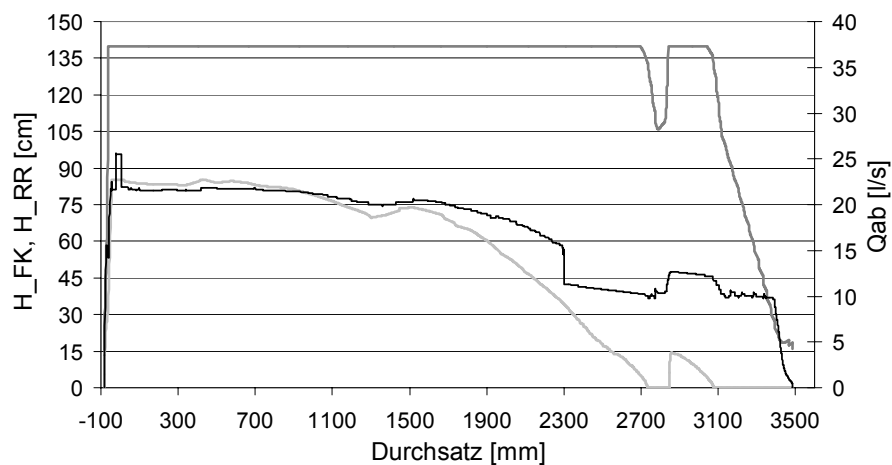
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

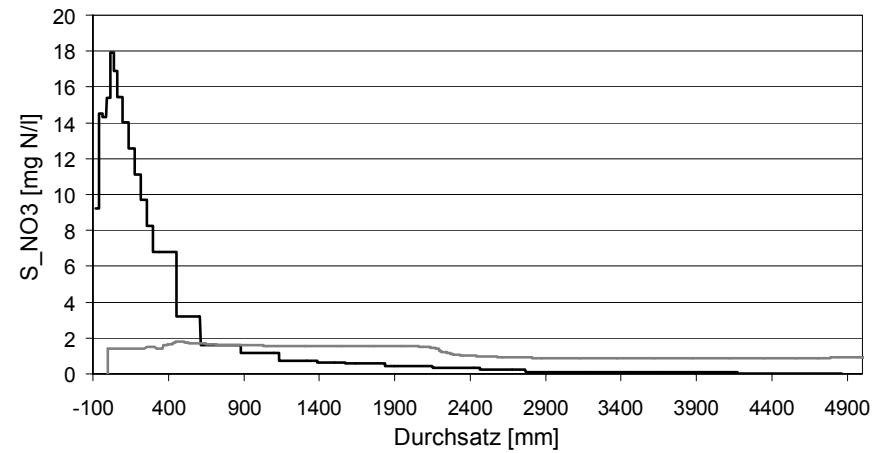
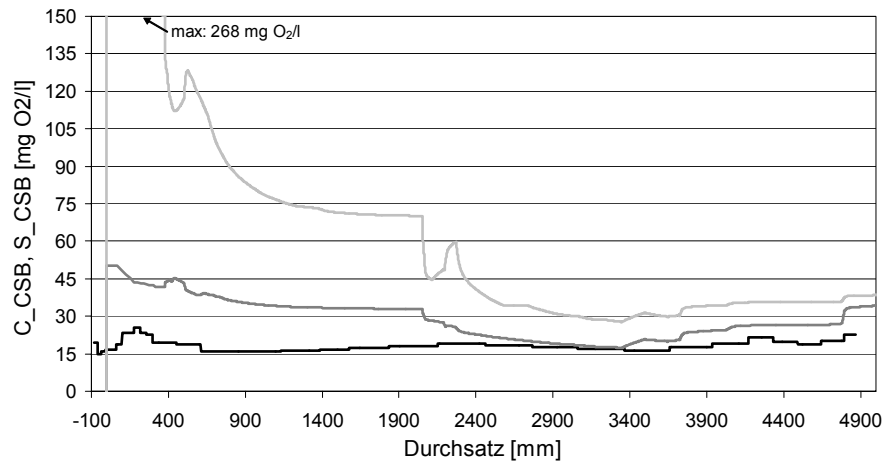
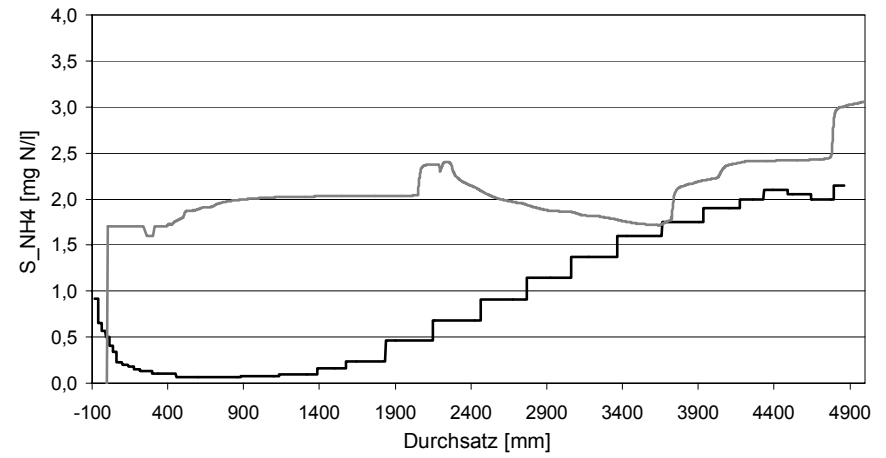
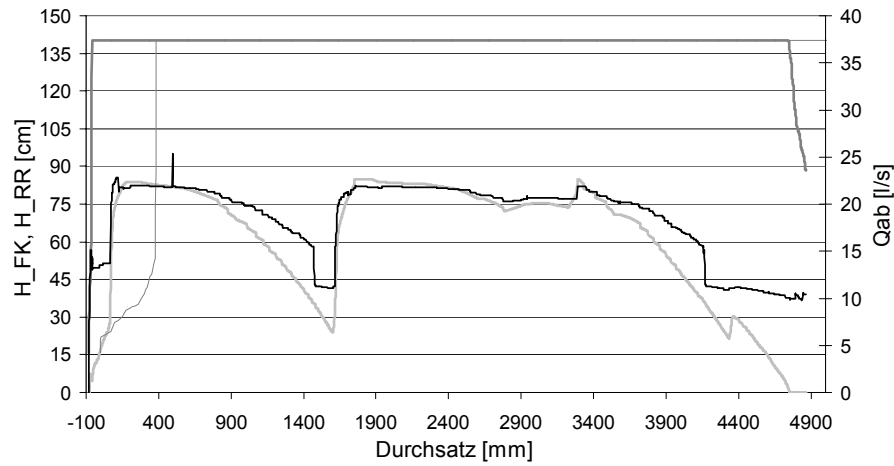
hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend



Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend

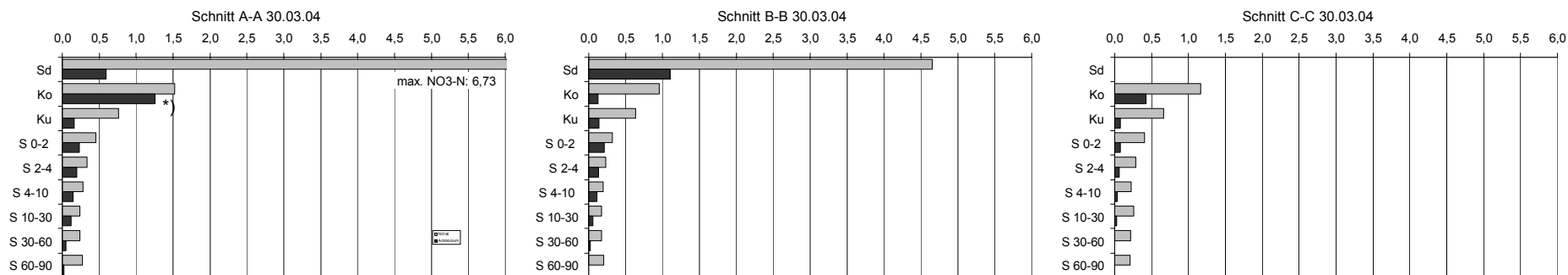
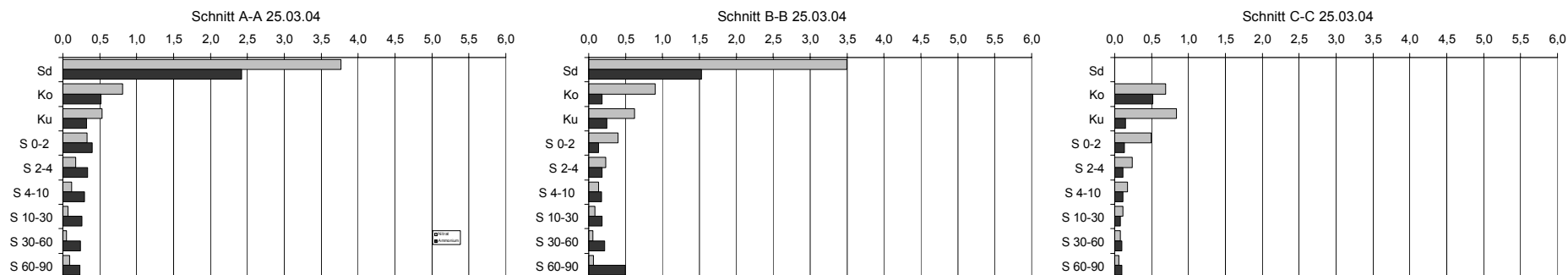


Legende: **schwarz:** Q_{ab} und S_{XXX} im Ablauf

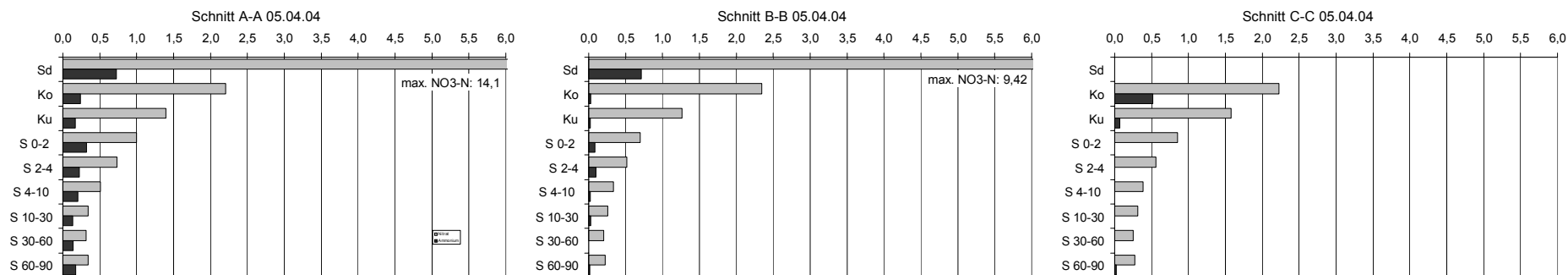
grau: H_{FK} und S_{XXX} infiltrierend

hellgrau: H_{RR} und C_{CSB} infiltrierend

Anhang F – 1 NO₃-N- und NH₄-N-Gehalte im Filterkörper während einer Trockenphase [mg N/100 g TS]



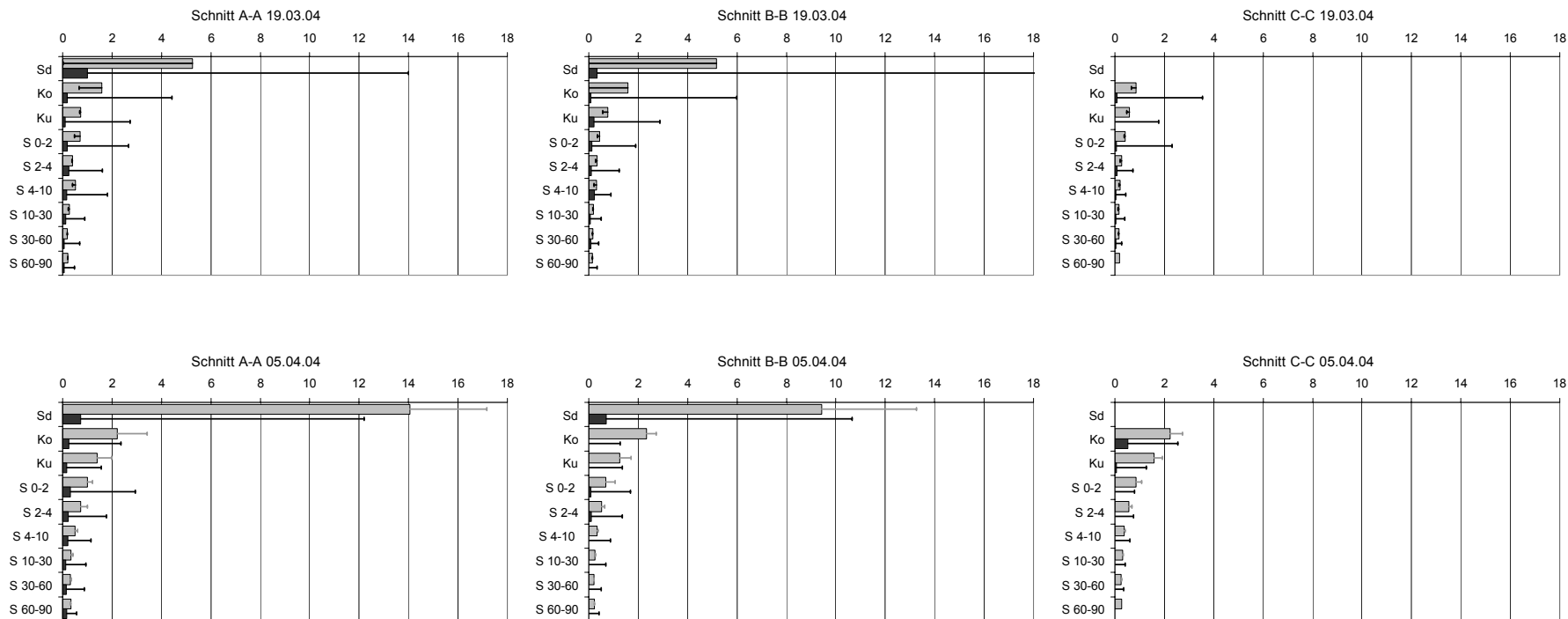
*) vermutlich Messfehler



Legende: **schwarz:** NH₄-N / 100g TS

grau: NO₃-N / 100g TS

Anhang F – 2 NO₃-N- und NH₄-N-Gehalte im Filterkörper am Ende der Trockenphasen bebrütet und unbebrütet [mg N/100 g TS]



Legende: **schwarz:** NH₄-N / 100g TS (unbebrütet)

grau: NO₃-N / 100g TS (unbebrütet)

Fehlerindikator: Veränderung durch Bebrütung

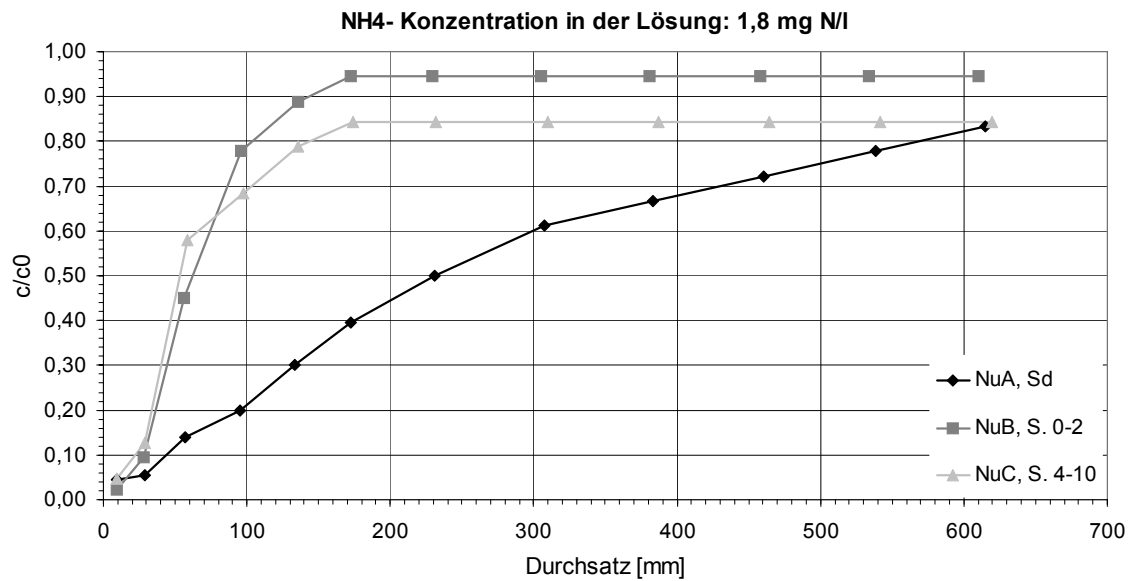
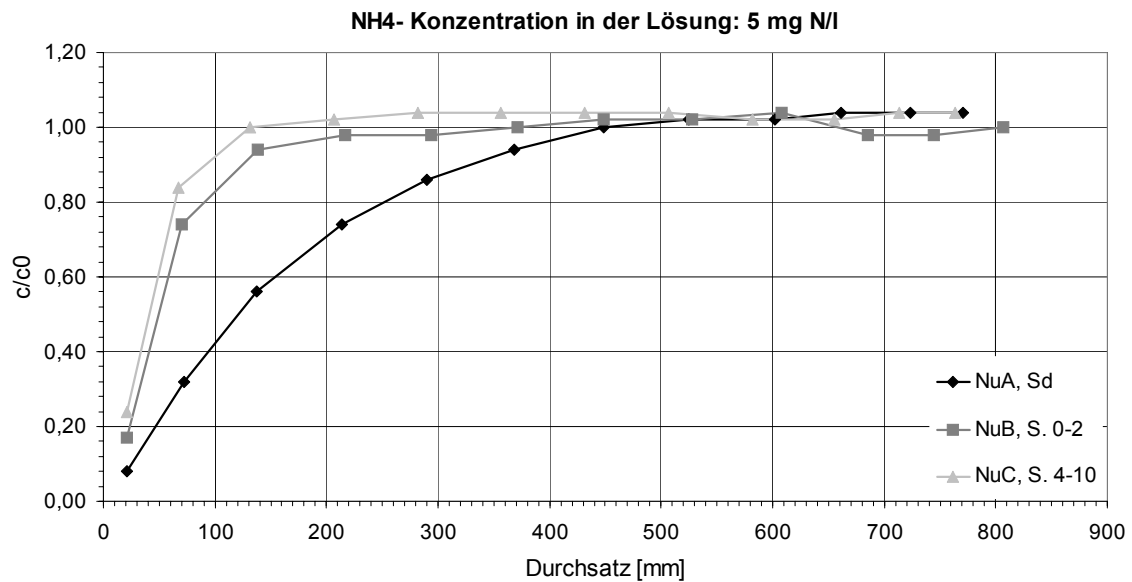
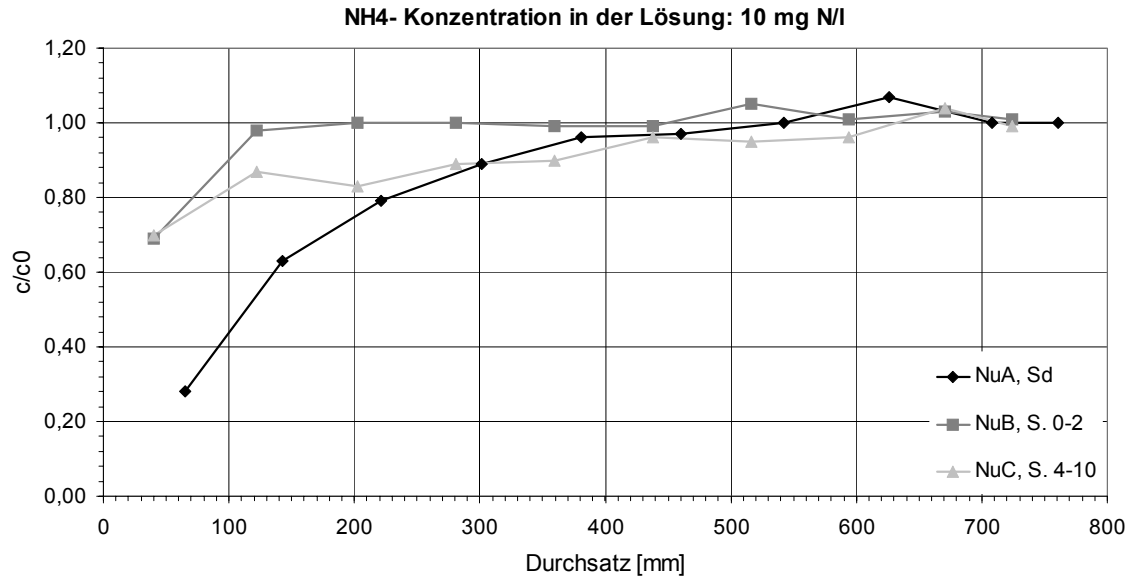




Bild H-1: Gesamtaufbau der Laborversuche zur NH_4 -Sorption



Bild H-2: Eingebaute Sand- (links) und Sedimentproben (rechts)



Bild H-3: Nutschen mit zweitem Deckelteil für den Überstau



Bild I-1: Gesamtaufbau des Versuchs



Bild I-2: Sättigung der eingebauten Probe



Bild I-3: Probenkörper nach Ausbau (gestürzt). Schichtung: Dränschicht (Sand), Sedimentprobe, Kies (Erosionsschutz)

**Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der
Technischen Universität Kaiserslautern**

- Band 1: Festschrift anlässlich des 60. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. K. Jacobitz, Kaiserslautern 1987 EUR 20,--
- Band 2: Horster, Monika: Untersuchungen zur Stickstoffelimination in Belebungsanlagen mit separater Belüftung des Rücklaufschlammes, Dissertation Kaiserslautern 1990 EUR 12,--
- Band 3: Festschrift zum 10-jährigem Jubiläum des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Kaiserslautern: Vorträge zu aktuellen Problemen der Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft am 25.10.1991, Kaiserslautern 1992 EUR 10,--
- Band 4: Wagner, Wolfgang: Optimierung der Sicherheit und Zuverlässigkeit von Kläranlagen auf der Basis von Risikoanalysen, Dissertation Kaiserslautern 1992 EUR 12,--
- Band 5: Burde, Michael: Vorsorgende und langfristige Grundwassersicherung durch Ausweisung von Grundwasservorranggebieten als Aufgabe von Raumplanung und Fachplanung, Dissertation Kaiserslautern 1992 EUR 15,--
- Band 6: Welker, Antje: Die Belastung von Reststoffen aus der Papierindustrie mit halogen-organischen Verbindungen – Aufklärung der chemischen Zusammensetzung und Folgerungen für die Reststoffentsorgung, Dissertation Kaiserslautern 1992 EUR 15,--
- Band 7: Vom Stadtbauwesen zur Siedlungswasserwirtschaft; Festschrift zur Verabschiedung von Prof. Dr.-Ing. K. Jacobitz, Kaiserslautern November 1995 EUR 15,--
- Band 8: Neuer Umgang mit Regenwasser in Siedlungen, Beiträge der 4. Umwelttage Kaiserslautern, Kaiserslautern 1995 EUR 20,--
- Band 9: Steinmetz, Heidrun: Einfluß von Abwasserinhaltsstoffen, Stoffwechselprozessen und Betriebsparametern von Belebungsanlagen auf den Sauerstoffeintrag in Abwasser-Belebtschlamm-Gemische, Dissertation Kaiserslautern 1996 EUR 15,--
- Band 10: Hansen, Joachim: Der Einsatz von Fuzzy Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen, Dissertation Kaiserslautern 1997 EUR 15,--
- Band 11: Fuzzy Control und Neuronale Netze zur Optimierung der Stickstoff- und Phosphorelimination, Beiträge der Fachtagung zum Einsatz innovativer

- Methoden der Steuerungstechnik in der Abwasserbehandlung,
Kaiserslautern 1998 EUR 20,--
- Band 12: Dynamische Simulation als Werkzeug zur optimierten Planung und
Betriebsführung von Abwasserreinigungsanlagen, Kaiserslautern 1999
EUR 20,--
- Band 13: Zettl, Ulrike: Einsatz der Dynamischen Simulation als Bemessungshilfe
für Kläranlagen in Weinbaugebieten, Dissertation Kaiserslautern 2000
EUR 20,--
- Band 14: Einsatz der SBR-Technologie in der kommunalen und industriellen
Abwasserbehandlung, Kaiserslautern 2001 EUR 20,--
- Band 15: Regenwasserbehandlung – Anwendungspraxis und Perspektiven,
Kaiserslautern 2002 EUR 20,--
- Band 16: Leinweber, Ulla: Anforderungen an die integrierte Modellierung von
Entwässerungssystem und Kläranlage, Dissertation Kaiserslautern
2002 EUR 20,--
- Band 17: Kasting, Ulrich: Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur
Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen, Dissertation
Kaiserslautern 2003 EUR 20,--
- Band 18: Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in kommunalen und
industriellen Abwasserbehandlungsanlagen, Kaiserslautern 2003
EUR 20,--
- Band 19: Wiese, Jürgen: Entwicklung von Strategien für einen integrierten
Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen – Simulation
und Großtechnik, Dissertation Kaiserslautern 2005 EUR 20,--
- Band 20: Welker, Antje: Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf –
Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den
Abwasserentsorgungssystemen, Habilitation Kaiserslautern 2005
EUR 20,--
- Band 21: Integrale Betrachtung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer,
Kaiserslautern 2005 EUR 20,--
- Band 22: Klepiszewski, Kai: Analyse und modelltechnische Nachbildung der
Reinigungswirkung eines kombinierten Bauwerks zur
Mischwasserbehandlung, Dissertation Kaiserslautern 2006 EUR 20,--

- Band 23: Dittmer, Ulrich: Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung, Dissertation Kaiserslautern 2006 EUR 20,--
- Band 24: in Vorbereitung
- Band 25: siwawi 2030 – Themen und Lösungsansätze für die nächsten 25 Jahre, Kaiserslautern 2006 EUR 20,--