



**Fachbereich D**  
**Abteilung Bauingenieurwesen**

**Fachgebiet**

**Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft**

---

**Heft 4**

Ulrike Witz

**Festbettnitrifikation und  
- denitrifikation mit festen Kohlenstoffquellen**

**Biologische Stickstoffelimination in der Nachsorge von Deponien**

**Wuppertal 2005**

Veröffentlichung  
des Lehrstuhls für Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft  
der Bergischen Universität Wuppertal  
Pauluskirchstraße 7  
42285 Wuppertal

Heft 4      2005

Diese Dissertation kann wie folgt zitiert werden: urn:nbn:de:hbz:468-20050238  
[<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=urn%3Anbn%3Ade%3Ahbz%3A468-20050238>]

# **Festbettitrifikation und –denitrifikation mit festen Kohlenstoffquellen**

## **Biologische Stickstoffelimination in der Nachsorge von Deponien**

Vom Fachbereich D  
Abteilung Bauingenieurwesen  
der Bergischen Universität Wuppertal

angenommene Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur  
– Dr.-Ing. –

von  
**M. Sc. Ulrike Witz**  
aus Dollern

Dissertation eingereicht am: 02. 02. 2005

Tag der mündlichen Prüfung: 10. 05. 2005

Erster Gutachter: Univ.-Prof. Dr.-Ing. H.-J. Ehrig  
Bergische Universität Wuppertal

Zweiter Gutachter: Univ.-Prof. em. Dr.-Ing. W. Hegemann  
Technische Universität Berlin

Vorsitzender der Prüfungskommission: Univ.-Prof. Dr.-Ing. A. Schlenkhoff  
Bergische Universität Wuppertal



## VORWORT

In den letzten 40 Jahren wurde ein erheblicher Anteil der Siedlungsabfälle auf zentralen geordneten Deponien abgelagert. Auf diesen Deponien wurde ganz bewusst der Abfall konzentriert um wirtschaftlich die Betriebs- und Umweltprobleme zu lösen. Allerdings hat man dabei lange Zeit, entgegen jeglicher Logik, geglaubt, dass diese Probleme mit dem Ende des Ablagerungsbetriebes oder kurze Zeit später enden würden. Die Auswertungen an einer großen Zahl von Betriebsdeponien und sehr vieler Serien mit Deponiesimulationsreaktoren, u. a. an der Bergischen Universität Wuppertal, hat sowohl für das gebildete Deponiegas als auch für das Sickerwasser lange bis sehr lange Phasen mit umweltbelastenden Auswirkungen aufgezeigt. Obwohl im Jahre 2005 die Ablagerung von unbehandelten Siedlungsabfällen auf Deponien eingestellt wurde werden diese Deponien noch etliche Generationen mit ihren Umweltproblemen belasten. Das Hauptgewicht dieser Probleme liegt dabei auf dem Wasserpfad mit hohen organischen Belastungen und insbesondere sehr lang andauernden Stickstoffkonzentrationen.

Auf Grund der vorgenannten Belastungen müssen Sickerwässer derzeit in der Regel mit einer Verfahrenskombination verschiedener biologischer, chemischer und physikalischer Art behandelt werden. Diese Verfahren sind recht kosten- und wartungsintensiv. Da sich die Zusammensetzung und die Belastungshöhe nicht abrupt mit dem Ende des Ablagerungsbetriebes ändert wird es notwendig sein auch noch über erhebliche Zeiträume diese Verfahren weiter zu betreiben. Allerdings bleibt die Frage wie lange es volkswirtschaftlich vertretbar ist diese Aufwendungen für schon lange nicht mehr betriebene Deponien zu leisten. Andererseits erfordern die Belastungen des Sickerwassers mit Sicherheit über diesen vertretbaren Zeitraum hinaus eine Reduzierung.

Im Rahmen dieser Arbeit hat Frau Witz an einem Konzept zur Elimination der Stickstoffverbindungen des Sickerwassers mit relativ einfachen technischen Verfahren gearbeitet. Dabei waren die Randbedingungen zwar auf der einen Seite ein relativ einfaches und wartungsarmes technisches Verfahren aber andererseits auch ein akzeptables Behandlungsergebnis auf einer nicht allzu großen Fläche bzw. in einem begrenzten Volumen. Frau Witz hat dazu auf Grund der speziellen Sickerwasserbelastung für die erste Stufe der Stickstoffelimination, die Nitrifikation, ein Festbettverfahren entwickelt, das zwischen Bodenfilter und Tropfkörper einzuordnen ist. Von besonderer Bedeutung war allerdings die zweite Stufe der Stickstoffelimination, die Denitrifikation, die bisher für die gegebene Abwasserzusammensetzung nur durch wartungsintensive Flüssigdosierung realisiert werden konnte. Hier hat Frau Witz mit der Nutzung fester Kohlenstoffquellen weitgehendes Neuland beschritten. Angesichts der bisherigen geringen Erfahrungen mit festen Kohlenstoffquellen konnte sie dabei wesentliche Erkenntnisse zur Auswahl nutzbarer Stoffe sowie zur Problematik des Einsatzes erarbeiten, die von besonderer Bedeutung für die Nutzung dieser Verfahrenstechnik sind.

Ein Teil der Arbeit wurde mit Mitteln der Oswald-Schulze-Stiftung gefördert, der dafür an dieser Stelle herzlich gedankt sei.

Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. H.-J. Ehrig



# INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	VI
1 Einleitung	1
2 Ziel	5
2.1 Fragestellung	5
2.2 Vorgehensweise	7
3 Kenntnisstand	9
3.1 Sickerwasserentstehung und Sickerwassermengen	9
3.2 Charakterisierung von Sickerwasser	13
3.2.1 Sickerwasserqualität	13
3.2.2 Prognose: Langzeitentwicklung von Sickerwasser	18
3.3 Biologische Stickstoffentfernung in Systemen mit fixiertem Trägermaterial	24
3.3.1 Allgemeine Grundlagen Nitrifikations- und Denitrifikationsprozess	24
3.3.2 Nitrifikation	25
3.3.3 Zusammenfassung des Kenntnisstandes für die Nitrifikation	32
3.3.4 Denitrifikation	33
3.3.5 Zusammenfassung Kenntnisstand Denitrifikation	37
4 Material und Methoden	39
4.1 Anlagenaufbau Nitrifikationsfilter	39
4.1.1 Schwallweise beschickte Anlagen	40
4.1.2 Eingestaute Anlagen	41
4.2 Versuchsprogramm Nitrifikation	47
4.3 Anlagenaufbau Denitrifikation	52
4.3.1 Versuchsbehälter Vorversuche	54
4.3.2 Standardisierte Versuchsbehälter	56
4.4 Versuchsprogramm Denitrifikation	59
5 Ergebnisse Nitrifikation	63
5.1 Einfluss der Belastung	67
5.1.1 Schwallanlagen F1 – F3	67
5.1.2 Eingestaute Anlagen F4 – F9	74
5.1.3 Ergebnisübersicht Belastung	89
5.2 Einflussfaktor pH-Wert	96
5.2.1 Schwallanlagen F1 – F3	96
5.2.2 Eingestaute Anlagen F4 – F9	102
5.2.3 Vergleich: Festbetтанlagen mit gleichem Material	103
5.3 Einflussfaktor Temperatur	106

5.3.1	Schwallanlagen .....	106
5.3.2	Eingestaute Anlagen .....	111
5.3.3	Ergebnisübersicht Temperatur .....	115
5.4	Kohlenstoffabbau bzw. Adsorption von TOC bei der Nitrifikation .....	117
5.4.1	Vergleich Festbettanlagen mit unterschiedlichem Trägermaterial .....	117
5.4.2	Ergebnisübersicht Kohlenstoffreduktion in der Nitrifikationsstufe .....	119
6	Ergebnisse Denitrifikation .....	121
6.1	Ergebnisse Vorversuche .....	121
6.1.1	Biologische Abbaubarkeit des Kohlenstoffs - Natürliche Materialien.....	125
6.1.2	Biologische Abbaubarkeit des Kohlenstoffs - Biologisch abbaubare Materialien	128
6.1.3	Ergebnisse Versuchsreihe 1 .....	129
6.1.4	Ergebnisübersicht Vorversuche .....	140
6.2	Ergebnisse Langzeituntersuchungen.....	141
6.3	Ergebnisübersicht Langzeituntersuchungen.....	156
7	Diskussion und Ausblick .....	159
7.1	Diskussion der erreichten Eliminationsleistung.....	159
7.1.1	Eliminationsleistung von Nitrifikationsanlagen .....	159
7.1.2	Eliminationsleistung von Denitrifikationsanlagen .....	166
7.2	Bewertung der Ablaufqualität von Nitrifikation und Denitrifikation .....	170
7.3	Beispiel zur Anlagendimensionierung in der Deponienachsorge .....	171
7.4	Offene Fragen und Empfehlungen.....	175
8	Zusammenfassung .....	177
9	Literatur.....	181

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1	Emissionen einer Deponie als Funktion über die Zeit (verändert nach Belevi und Baccini, 1989).....	2
Abbildung 3.1	CSB-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien), nach Krümpelbeck (2000).....	20
Abbildung 3.2	NH <sub>4</sub> -N-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien), nach Krümpelbeck (2000).....	21
Abbildung 3.3	95 %-tiger Vertrauensbereich für den NH <sub>4</sub> -N-Konzentrationsverlauf nach Abschluss der Abfallschüttung, nach Krümpelbeck (2000).....	23
Abbildung 3.4	Systematische Einteilung von Festbettreaktoren.....	28
Abbildung 4.1	Aufbau Schwallanlagen, intermittierende Beschickung.....	41
Abbildung 4.2	Anlagenaufbau eingestaute Anlage, kontinuierliche Beschickung von oben.....	42
Abbildung 4.3	Anlagenaufbau eingestaute Anlage, kontinuierliche Beschickung von unten.....	43
Abbildung 4.4	Auswahl Festbettmaterial Nitrifikation.....	45
Abbildung 4.5	Nitrifikationsanlagen im Technikum.....	46
Abbildung 4.6	Auswahl natürliche Materialien Denitrifikationsfilter.....	53
Abbildung 4.7	Biologische abbaubare Werkstoffe Denitrifikationsfilter.....	54
Abbildung 4.8	Schematische Darstellung der Standversuche.....	54
Abbildung 4.9	Schematischer Aufbau Versuche Kreis- und Durchlaufführung.....	55
Abbildung 4.10	Schematischer Aufbau Langzeituntersuchung.....	56
Abbildung 4.11	Versuchsbehälter für die Langzeituntersuchung.....	58
Abbildung 4.12	Versuchsbehälter Langzeituntersuchung mit Stroh und Kies sowie Abdeckung... ..	58
Abbildung 4.13	Schematischer Versuchsablauf der Denitrifikationsversuche.....	60
Abbildung 5.1	Verlaufskurve Belastung und Ammoniumkonzentration im Zu- und Ablauf, F2.....	63
Abbildung 5.2	Einfahrphase Schwallanlagen F1-F3, Nitratkonzentration im Ablauf.....	65
Abbildung 5.3	Einfahrphase eingestaute Anlagen F4-F6, Nitratkonzentration im Ablauf.....	66
Abbildung 5.4	Belastung < 0,085 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ammoniumkonzentration F1 – F3.....	68
Abbildung 5.5	Belastung < 0,085 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitritkonzentration F1 – F3.....	68
Abbildung 5.6	Belastung < 0,085 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitratkonzentrationen F1 – F3.....	69
Abbildung 5.7	Belastung < 0,110 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitrit- und Nitratkonzentrationen F1 + F2.....	70
Abbildung 5.8	Belastung < 0,110 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ammoniumkonzentrationen F1 + F2.....	70
Abbildung 5.9	Belastung < 0,300 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ammoniumkonzentrationen F1 - F3.....	72
Abbildung 5.10	Belastung < 0,300 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitritkonzentrationen F1 - F3.....	73
Abbildung 5.11	Belastung < 0,300 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitratkonzentrationen F1 - F3.....	73
Abbildung 5.12	Belastung < 0,040 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ablaufkonzentrationen F4.....	75
Abbildung 5.13	Belastung < 0,051 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ablaufkonzentration F4 – 6.....	76
Abbildung 5.14	Belastung < 0,051 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ablaufkonzentration F4.....	77
Abbildung 5.15	Belastung < 0,051 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ammoniumkonzentrationen F5.....	77

Abbildung 5.16	Belastung < 0,080 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ammoniumkonzentrationen F4 – 7	78
Abbildung 5.17	Belastung < 0,080 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitrit- und Nitratkonzentrationen F4 – F7	79
Abbildung 5.18	Belastung < 0,090 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitrit- und Nitratkonzentrationen F5 + F6	80
Abbildung 5.19	Belastung < 0,090 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ammoniumkonzentrationen F5 + F6	81
Abbildung 5.20	Belastung < 0,260 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ablaufkonzentrationen F4	82
Abbildung 5.21	Belastung < 0,260 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ablaufkonzentrationen F6	83
Abbildung 5.22	Belastung < 0,260 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ablaufkonzentrationen F9	84
Abbildung 5.23	Belastung < 0,260 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ammoniumkonzentrationen F4B, F5A und F985	
Abbildung 5.24	Belastung < 0,260 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitrit- und Nitratkonzentrationen F4B, F5A, F986	
Abbildung 5.25	Belastung < 0,260 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ablaufkonzentrationen F5A + F6A	87
Abbildung 5.26	Belastung < 0,500 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Ammonium- und Nitritkonzentrationen F7+F988	
Abbildung 5.27	Belastung < 0,500 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d), Nitratkonzentrationen F7 + F9	89
Abbildung 5.28	Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Belastung, Schwallanlagen	94
Abbildung 5.29	Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Belastung, eingestaute Anlagen	95
Abbildung 5.30	pH-Werte und Ablaufkonzentrationen F1 + F2	97
Abbildung 5.31	pH-Werte F1 – F3	97
Abbildung 5.32	pH-Werte und Ammoniumkonzentrationen F1-F3, (120. – 570. d)	98
Abbildung 5.33	pH-Werte und Nitritkonzentrationen F1 - F3, (120. – 570. d)	99
Abbildung 5.34	pH-Werte und Nitratkonzentrationen F1 - F3, (120. – 570. d)	99
Abbildung 5.35	pH-Werte und Nitratkonzentrationen F1 – F3, (500. – 900. d)	101
Abbildung 5.36	pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, F1 – F3	102
Abbildung 5.37	pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, F4 – F9	103
Abbildung 5.38	pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen von Anlagen, FB: Keramikugeln	104
Abbildung 5.39	pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, FB: Seramis	104
Abbildung 5.40	pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, FB: Kies, Sand	105
Abbildung 5.41	pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, FB: Aktivkohle	106
Abbildung 5.42	Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F1	108
Abbildung 5.43	Herbst- bzw. Wintersimulation, Darstellung der Randbedingungen für F3	109
Abbildung 5.44	Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F3	109
Abbildung 5.45	Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentrationen F1 + F3	111
Abbildung 5.46	Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F4B	112
Abbildung 5.47	Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F4B	113
Abbildung 5.48	Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F4B	114
Abbildung 5.49	Ammoniumkonzentrationen in Abhängigkeit von der Temperaturverteilung	116
Abbildung 5.50	Reduktion von TOC in den Nitrifikationsanlagen	118
Abbildung 6.1	Versuchsreihe 1; Versuch K – Festbettmaterial Kompost	131
Abbildung 6.2	Versuchsreihe 1; Versuch D – Festbettmaterial Rindenmulch	132
Abbildung 6.3	Versuchsreihe 1; Versuche E, J, M und L; Festbettmaterial B und BM	133
Abbildung 6.4	Versuchsreihe 1; Versuch L – Festbettmaterial BM	133

Abbildung 6.5	Versuchsreihe 1; Versuche A - C, Ablaufkonzentrationen Nitrat .....	135
Abbildung 6.6	Versuchsreihe 1; Versuch C, Festbettmaterial Papier .....	136
Abbildung 6.7	Versuchsreihe 1; Erhöhter TOC bezogen auf W/F-Verhältnis .....	138
Abbildung 6.8	Versuchsreihe 1; Summenkurve Erhöhter TOC bezogen auf W/F-Verhältnis.....	138
Abbildung 6.9	Versuchsreihe 1; Versuch F - Festbettmaterial vorbehandeltes Stroh .....	139
Abbildung 6.10	Randbedingungen Langzeitversuch.....	142
Abbildung 6.11	Ablaufkonzentrationen Nitrat - F, H, P und S .....	143
Abbildung 6.12	Erhöhter TOC - F, H, P und S .....	143
Abbildung 6.13	Ablaufkonzentrationen Nitrat - Q und R .....	146
Abbildung 6.14	Aufgehöhter TOC - Q und R.....	146
Abbildung 6.15	Ablaufkonzentrationen Nitrat – N, T und U .....	148
Abbildung 6.16	Erhöhter TOC – N, T und U.....	148
Abbildung 6.17	Summenkurve erhöhter TOC - F, H, P und S .....	150
Abbildung 6.18	Umsatzrate Nitrat – F, H, P und S.....	151
Abbildung 6.19	Summenkurve aufgehöhter TOC - Q, R, T und U.....	154
Abbildung 6.20	Umsatzrate Nitrat – Q, R und U .....	155



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1	Sickerwasserinhaltsstoffe, die Unterschiede zwischen saurer Phase und Methanphase aufweisen, nach Ehrig (1980).....	15
Tabelle 3.2	Sickerwasserinhaltsstoffe, die keine Unterschiede zwischen den verschiedenen Phasen aufweisen, nach Ehrig (1980) .....	16
Tabelle 3.3	Zusammensetzung von Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien .....	17
Tabelle 3.4	Prognosen zur Dauer der Nachsorgephase bei Deponien, nach Krümpelbeck, (2000) .....	19
Tabelle 3.5	Grenzwerte nach Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV, N.N. (2002) .....	22
Tabelle 3.6	Stickstoffeliminationsraten bei horizontal durchflossenen Bodenfiltern .....	30
Tabelle 4.1	Festbettmaterialien Nitrifikation .....	44
Tabelle 4.2	Überblick Randbedingungen und untersuchte Parameter Nitrifikationsanlagen ...	45
Tabelle 4.3	Versuchsprogramm zum Einfluss von Belastungsschwankungen.....	48
Tabelle 4.4	Einstufung Belastungsbereiche.....	49
Tabelle 4.5	Versuchsprogramm zum Einfluss niedriger pH-Werte .....	49
Tabelle 4.6	Versuchsprogramm zum Einfluss niedriger Temperaturen.....	50
Tabelle 4.7	Einstufung Temperaturbereiche .....	50
Tabelle 4.8	Versuchsprogramm zum Kohlenstoffabbau und zur Adsorption.....	51
Tabelle 4.9	Einstufung der hydraulischen Belastung .....	61
Tabelle 4.10	Versuchsprogramm zum Einfluss der hydraulischen Belastung.....	61
Tabelle 4.11	Bestimmungsmethoden und Nachweisgrenzen .....	62
Tabelle 5.1	Kennwerte für die Einfahrphase, F1-F7 .....	64
Tabelle 5.2	Betrachtete Belastungsbereiche und Anlagen (Schwallanlagen) .....	67
Tabelle 5.3	Effekt von Belastungstößen bei unterschiedlicher Belastung .....	71
Tabelle 5.4	Betrachtete Belastungsbereiche und Anlagen (eingestaute Anlagen).....	74
Tabelle 5.5	Belastungstöße und deren Effekt auf die Nitrifikationsanlagen.....	90
Tabelle 5.6	pH-Werte schwallweise beschickter Anlagen F1 – F3 .....	98
Tabelle 5.7	Herbst- bzw. Wintersimulation, Randbedingungen für F3.....	108
Tabelle 5.8	Herbst- bzw. Wintersimulation, Randbedingungen für F4B .....	113
Tabelle 5.9	Reduktion von TOC in den Nitrifikationsanlagen .....	117
Tabelle 6.1	Randbedingungen und Ergebnisse Denitrifikation Vorversuche mit Kreislaufführung .....	122
Tabelle 6.2	Größenordnung und Abschätzung Ergebnisse Denitrifikation .....	122
Tabelle 6.3	Qualitative TOC-Erhöhung bei Papier, Stroh und Rindenmulch.....	126
Tabelle 6.4	Abbaubarkeit des ausgelaugten Kohlenstoffes, natürliche Materialien .....	127
Tabelle 6.5	Abbaubarkeit des ausgelaugten Kohlenstoffes, biologisch abbaubare Werkstoffe	128
Tabelle 6.6	Randbedingungen Versuchsreihe 1 .....	130
Tabelle 6.7	Randbedingungen Langzeituntersuchungen .....	141

Tabelle 6.8	Auswertung Anlagen mit mäßiger bis mittlerer Belastung – F, H, P und S.....	149
Tabelle 6.9	Auswertung Anlagen mit hoher und sehr hoher Belastung – Q, R und U.....	153
Tabelle 7.1	Erforderliches Anlagenvolumen/benötigte Fläche für die Nitrifikation.....	173
Tabelle 7.2	Erforderliches Anlagenvolumen/benötigte Fläche für die Denitrifikation.....	174

## 1 EINLEITUNG

Durch die Einrichtung von Deponien als Müllsammel- und Ablagerungsstätten soll der anthropogene Abfall endgültig aus dem urbanen Raum entfernt werden. Dies hat nicht nur ästhetische, sondern vor allem hygienische Gründe. Bei der Deponierung von Abfällen werden jedoch auch Stoffe abgelagert, die entweder selbst umweltgefährdend sind oder Substanzen enthalten, die bei ihrer Freisetzung eine Gefährdung der Umwelt bedeuten. Eine Möglichkeit der Freisetzung von Stoffen ist die Elution. Das durch den Deponiekörper sickende Niederschlagswasser wird bei Kontakt mit den abgelagerten Abfällen verunreinigt und tritt an der Deponiesohle wieder aus, wo es gesammelt und einer Behandlung zugeführt werden muss. Die Belastung des Sickerwassers ist u. a. abhängig von der Art und dem Alter der abgelagerten Abfälle sowie von den chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen innerhalb des Deponiekörpers. In den letzten Jahrzehnten wurden die Prozesse in Deponien und ihre Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Sickerwassers in zahlreichen Studien untersucht (Ehrig, 1978; Belevi und Baccini, 1989; Krümpelbeck, 2000). Die Ergebnisse der verschiedenen Studien führen zu dem Schluss, dass sowohl während der aktiven Betriebsphase als auch im Anschluss daran (Nachsorgephase) eine Fassung und Behandlung des Sickerwassers bis zu dem Zeitpunkt erforderlich ist, ab dem eine Gefährdung der Umwelt ausgeschlossen werden kann.

Bei künstlich hergestellten Dichtungselementen (Basisabdichtung und Oberflächenabdichtung) wird von einer Funktionsfähigkeit von mehreren Jahrzehnten bis zu einem Jahrhundert ausgegangen. Mit einer Umweltverträglichkeit von Emissionen aus Hausmülldeponien kann allerdings erst nach Jahrhunderten gerechnet werden. Das Erreichen umweltverträglicher Emissionen ist also nicht mit dem Ende der Ablagerung bzw. dem Aufbringen der Oberflächenabdichtung verbunden. Verschiedene Studien belegen, dass die Belastung des Sickerwassers mit zunehmendem Alter der Deponie zwar abnimmt, aber eine Einhaltung der geforderten Grenzwerte bzw. ein Erreichen umweltverträglicher Konzentrationen über Jahrhunderte nicht zu erwarten ist (Belevi und Baccini, 1989; Krümpelbeck, 2000). Diese Entwicklung ist in Abbildung 1.1 dargestellt.

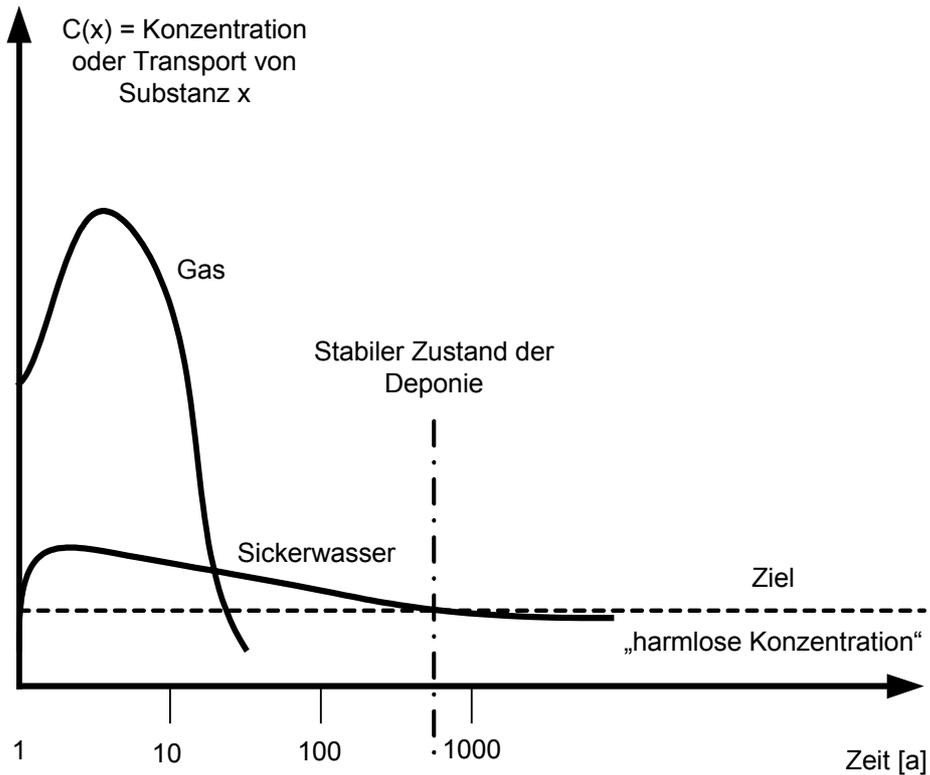


Abbildung 1.1 Emissionen einer Deponie als Funktion über die Zeit (verändert nach Belevi und Baccini, 1989)

Trotz einer qualifizierten Oberflächenabdichtung wird die Sickerwassermenge in den meisten Fällen nur reduziert und mittelfristig nicht vollständig unterbunden, daher wird über lange Zeiträume behandlungsbedürftiges Wasser am Deponiefuß anfallen. Die meisten Autoren stimmen darin überein, dass bei der langfristigen Betrachtung von Sickerwasser aus Siedlungsabfalldeponien vor allem Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) und der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) sowie bei stark verminderter Infiltration adsorbierbare organische Kohlenwasserstoffe (AOX) die relevanten Parameter für die Behandlung sind (Belevi und Baccini, 1992; Ehrig und Stegmann, 1992; Andreottola und Cannas, 1992).

Die rechtlichen Anforderungen an die Sickerwasserbehandlung sind relativ hoch, so dass während der aktiven Betriebsphase der Deponien in der Regel Kombinationen aus einzelnen technisch aufwändigen Verfahrensstufen eingesetzt werden. Mit dem Aufbringen der Oberflächenabdichtung und der Rekultivierungsschicht wird die aktive Betriebsphase einer Deponie abgeschlossen. Bisher gibt es keine Aussagen

darüber, ob (und wenn ja unter welchen Bedingungen) die während des aktiven Betriebs eingesetzten, technisch aufwändigen Behandlungsverfahren auch in der Nachsorgephase eingesetzt werden können. Daneben ermöglichen die Anforderungen an die Stilllegung und die Nachsorge von Deponien im Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz (KrW-/AbfG), den Verwaltungsvorschriften TA Abfall und TA Siedlungsabfall (TASi) sowie der Abfallablagerungsverordnung und der EU-Deponierichtlinie eine Ermessensauslegung bei der Feststellung des Zeitpunkts der Beendigung der aktiven Betriebsphase, der Stilllegung und der Nachsorgephase.

Ein weiterer Aspekt, der noch nicht geklärt ist, betrifft die Frage, welche Behandlungsverfahren langfristig eingesetzt werden können, damit keine Gefährdung von der Deponie bzw. dem emittierten Sickerwasser ausgeht. Analog ist darüber hinaus zu klären, über welchen Zeitraum das anfallende Sickerwasser behandelt werden muss. Geeignete Verfahren zur Sickerwasserbehandlung in der Nachsorgephase sollten

- ohne großen technischen Aufwand und
- ohne bzw. nur mit geringem Aufwand für den Betrieb und die Unterhaltung
- die auftretenden Belastungen (vor allem  $\text{NH}_4\text{-N}$  und CSB)

soweit minimieren, dass eine Emission in einen Vorfluter ohne Gefahr zugelassen werden kann. Als Grundlage für die Entwicklung solcher Systeme können die Ansätze für den abschätzbaren langfristigen Verlauf der wesentlichen Sickerwasserbelastungen sowie die derzeitigen Anforderungen an die Behandlung und deren technische Lösung dienen (vgl. Kapitel 3).



## **2 ZIEL**

In diesem Kapitel werden die Fragestellung für diese Arbeit und die Vorgehensweise bei der Bearbeitung der Fragen beschrieben.

### **2.1 Fragestellung**

Bislang ist ungeklärt, welche Maßnahmen über welchen Zeitraum nach Abschluss der aktiven Betriebsphase von Deponien im Zusammenhang mit der Emission von Sickerwasser erforderlich sind. Daher soll in dieser Arbeit untersucht werden, ob mit technisch einfachen und wartungsarmen Behandlungssystemen langfristig eine ausreichende Stickstoffelimination erreicht und so das Gefährdungspotential durch Sickerwasser minimiert werden kann.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollen insbesondere die Bedingungen, unter denen eine zufrieden stellende biologische Stickstoffelimination aus gering belastetem Deponiesickerwasser erfolgt, geklärt werden. Dazu werden einfache biologische Verfahren untersucht. Folgende Aspekte, die eine Übertragbarkeit in die Praxis ermöglichen sollen, sind für den Versuchsaufbau und die Durchführung der Experimente besonders zu berücksichtigen:

- die Einfachheit und Flexibilität des Systems
- eine hohe Betriebssicherheit
- ein geringer Wartungsaufwand

Die zu entwickelnden Systeme sollen auf einer Kombination aus einfachen Festbettssystemen zur Nitri- und Denitrifikation basieren. Aufgrund der Zusammensetzung der Alt-Sickerwässer (biologisch nur schwer abbaubarer Kohlenstoff) ist eine Zugabe von zusätzlichem Kohlenstoff für die Denitrifikation erforderlich.

Durch die auftretenden Mengen- und Konzentrationsschwankungen im Sickerwasserstrom ist bisher eine gesteuerte Dosierung des flüssigen Kohlenstoffs, die mit einem hohen technischen und finanziellen Aufwand verbunden ist, unerlässlich. Da in der Praxis nach Deponieabschluss möglichst auf den dauerhaften Einsatz von Technik und Personal verzichtet werden soll, sind die Einsatzmöglichkeiten von festen Materialien als Kohlenstoffquelle zu untersuchen.

Folgende Fragestellungen sind im Verlauf der Arbeit zu klären:

- Wie viel Stickstoff kann durch die Nitri- und Denitrifikationsanlagen abgebaut werden und wie groß müssen diese ausgelegt werden, wenn sie in der Praxis eingesetzt werden?
- Welche Voraussetzungen müssen die Nitri- und Denitrifikationsanlagen bezüglich
  - ⇒ des Verfahrenstyps,
  - ⇒ der grundsätzlichen Eigenschaften der eingesetzten Materialien (natürliche Materialien sowie biologisch abbaubare Werkstoffe)
  - ⇒ und der Betriebsführung

erfüllen, damit diese Systeme eine ausreichende Abbauleistung gewährleisten und einfach und kostengünstig ausgeführt werden können?

- Welche Faktoren beeinflussen die Betriebssicherheit und die Standzeit der Anlagen und über welchen Zeitraum können die Systeme genutzt werden?
- Unter welchen Randbedingungen kann die Einhaltung der gültigen Grenzwerte für die Ablaufkonzentrationen sichergestellt werden?

## 2.2 Vorgehensweise

Für die Beantwortung der Fragestellungen wird folgende Vorgehensweise gewählt:

- Darstellung des Kenntnisstands bezüglich der Sickerwassermengen und Sickerwasserqualität sowie bezüglich der Langzeitentwicklung des Sickerwassers (Kapitel 3.1 und 3.2)
- Beschreibung der Grundlagen zur biologischen Stickstoffentfernung sowie Darstellung des aktuellen Stands der Forschung bzgl. einfacher Festbettverfahren zur Nitrifikation und Denitrifikation (Kapitel 3.3)
- Entwicklung des Anlagenaufbaus (Kapitel 4.1) und des Versuchsprogramms (Kapitel 4.2) zur Nitrifikation sowie zum Anlagenaufbau der Denitrifikationsstufe (Kapitel 4.3) und dem Versuchsprogramm zur Denitrifikation (Kapitel 4.4)
- Darstellung der Untersuchungsergebnisse für die Nitrifikation (Kapitel 5) und für die Denitrifikation (Kapitel 6)
- Diskussion der Ergebnisse und Ausblick (Kapitel 7)



### 3 KENNTNISSTAND

Einleitend wird in diesem Abschnitt der Kenntnisstand zur Entstehung von Sickerwasser dargestellt. Daneben werden die Erkenntnisse zur Mengenabschätzung sowie der Entwicklung der Sickerwasserqualität über die Zeit aufgezeigt. Anschließend wird der Kenntnisstand zur biologischen Stickstoffelimination zusammengefasst. Neben den Grundlagen zur Nitri- und Denitrifikation werden die derzeit eingesetzten einfachen Reinigungsverfahren mit besonderer Berücksichtigung des Einsatzes fester Kohlenstoffquellen beschrieben.

#### 3.1 Sickerwasserentstehung und Sickerwassermengen

Sickerwasser wird definiert als Wasser, welches durch einen Deponiekörper sickert und dabei Stoffe aus dem abgelagerten Material aufnimmt. (Landfill Dictionary, 1997). Im Bereich der Abfallwirtschaft wird dieser Begriff gemäß der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) für Wasser verwendet, die deponierte Abfälle durchströmt haben und an der Deponiebasis gesammelt werden (LAGA, 1984). Das Sickerwasser besteht daher aus einer Mischung aus

- in den Abfallkörper eintretendem Niederschlag,
- mit dem Abfall eingebautem Wasser und
- den in chemisch-biologischen Reaktionen erzeugten Reaktionsprodukten.

Den klimatischen Einflüssen folgend, kann die Sickerwasserbildung ( $A_b$ ) analog der Grundwasserneubildung als Differenz aus Niederschlag ( $N$ ), aktueller Verdunstung ( $V_{akt}$ ) und Oberflächenabfluss ( $A_0$ ) angesehen werden.

$$A_b = N - V_{akt} - A_0$$

Gleichung 1

Für eine differenziertere Betrachtung und unter der Voraussetzung, dass es keinen Fremdwasserzufluss zur Deponie gibt, sind die in Gleichung 2 dargestellten weiteren Faktoren in die Wasserhaushaltsgleichung einzubeziehen (Spillmann, 1988, zitiert in Ramke, 1991).

$$N - V_{\text{akt}} - S \pm R - A_b - A_0 \pm W_B + W_K = 0 \quad \text{Gleichung 2}$$

mit	N	=	Niederschlag
	$V_{\text{akt}}$	=	aktuelle Verdunstung
	$A_b$	=	Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis
	$A_0$	=	Oberflächenabfluss
	S	=	Speicherung
	R	=	Rückhalt
	$W_B$	=	Wasserneubildung/-verbrauch durch biochemische Prozesse
	$W_K$	=	Wasserabgabe infolge von Konsolidationsprozessen

Die Wasserbewegung im Abfallkörper weist im Unterschied zu natürlich gewachsenem Boden eine Reihe gravierender Unterschiede auf. Diese Unterschiede erschweren auch nach der Bestimmung der klimatischen Sickerwasserbildung eine Prognose der Sickerwasserspense an der Deponiebasis. Dazu gehören z. B.

- die Heterogenität der eingebrachten Abfälle,
- die aufgebrachte Verdichtung,
- die Größe der offenen Deponiefläche,
- das Auftreten von Sperrschichten und
- die bevorzugten Sickerwege.

Da Abflussvorgänge in Deponien von den Niederschlagsereignissen und den für jede Deponie speziellen Fließvorgängen abhängig sind, ist es generell schwierig, genaue Vorhersagen zu treffen. Der Abfluss kann sowohl durch eine Speicherung über Wochen ausgeglichen werden als auch infolge eines Starkregenereignisses innerhalb weniger Stunden abfließen. Daher werden die Sickerwassermengen prinzipiell als Prozentsatz des Niederschlags angegeben. Bei neuen, nicht abgedeckten Deponien ist im Extremfall mit der gesamten Niederschlagsmenge als anfallendes

Sickerwasser zu rechnen. Bei den derzeit betriebenen Deponien ohne Abdeckung ist der Versickerungsanteil des Niederschlags mit ca. 40 – 70 % anzusetzen (ATV-Handbuch, 2001).

Die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) fordert für abgeschlossene Deponien die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung. Dies kennzeichnet das Ende der aktiven Betriebsphase. Nach Abschluss des aktiven Betriebs kommen weitere, die Sickerwasserneubildung beeinflussende Faktoren hinzu. Hierzu zählen unter anderem die Oberflächenabdichtung und die Rekultivierungsschicht. Dabei erfolgt die Abdichtung der Oberfläche mit dem Ziel, den Eintritt von Niederschlagswasser zu verhindern bzw. deutlich zu reduzieren. Die bisherigen Erfahrungen mit den Abflüssen abgedichteter Deponien zeigen, dass eine völlige Unterbindung von Sickerwasserabflüssen nicht möglich ist. Daher ist auch bei Deponien mit Oberflächenabdichtung weiter mit einem Sickerwasseranfall von bis zu 15 % des Niederschlags zu rechnen (ATV-Handbuch, 2001).

Die Sickerwassermenge verändert sich nicht nur über die Betriebszeit der Deponie, sondern auch aufgrund der klimatischen Veränderungen im Jahresverlauf. Bei geringeren oder nahezu gleichen Niederschlagswerten im Winterhalbjahr fällt deutlich mehr Sickerwasser an als in der Vegetationsperiode. Dies konnte auch in einer bayerischen Studie zum Sickerwasseranfall belegt werden (LfU, 2002). Die Angaben zu den Sickerwassermengen schwanken in der Literatur beträchtlich. Insgesamt sind sie auf die jeweils berücksichtigten Randbedingungen zurückzuführen, wie z.B.

- die Höhe der Niederschläge,
- die Höhe der Verdunstung,
- die Größe der offenen Flächen,
- die Einbauweise,
- das Retentionsvermögen des Abfalls und
- die Oberflächenabdeckung.

Häufig wird heute noch die mittlere Sickerwassermenge nach Ehrig (1980) bestimmt, obwohl sich die Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls und die Einbautechnik in den letzten Jahrzehnten wesentlich geändert haben. In der Abschätzung werden folgende Größenordnungen für Sickerwassermengen angegeben:

- Neudeponien < 10 % N
- Betriebsdeponien 10 – 22 % N
- Ältere Deponien (ohne Speicherkapazität) 30 – 45 % N

In einer Untersuchung (Krümpelbeck, 2000) zu bereits vollständig verfüllten und mit einem Oberflächenabschluss versehenen Deponien wird das Sickerwasser-Niederschlagsverhältnis in Abhängigkeit von der Art der jeweiligen Oberflächenabdichtung eingeschätzt. Die erfassten 76 Deponien variieren stark hinsichtlich des Zeitraums und Dokumentation der Verfüllung sowie bezüglich des Abfallvolumens. Trotzdem erlaubt die Auswertung der Daten eine Prognose der Nachsorgephase. Demnach ist nach Deponieabschluss bei geringmächtigen Bodenabdeckungen mit 25 – 60 % und bei Bodenabdeckungen mit stärkerer Mächtigkeit mit 15 – 40 % Sickerwasseranfall zu rechnen. Dagegen wird der Sickerwasseranfall bei mineralisch abgedichteten Deponien mit 10 – 40 % angegeben. Die Ergebnisse ergaben keinen Rückgang des relativen Sickerwasseranfalls über die Zeit. Dies bedeutet, dass langfristig entsprechende Sickerwassermengen anfallen.

In einer Studie zur statistischen Auswertung des Sickerwasseranfalls auf bayerischen Deponien (LfU, 2002) wurden die Wasserhaushaltsdaten von 20 Deponien, die bereits vollständig abgedichtet waren, ausgewertet. Generell waren alle Deponien mit einer mineralischen Oberflächenabdichtung versehen. Die erfassten Niederschlags- und Sickerwasserdaten für den Zeitraum von 1995 – 2001 ergaben einen relativen Sickerwasseranteil von 13 - 15 % des Niederschlags und einen spezifischen Sickerwasseranteil von 3 - 4 m<sup>3</sup>/(ha\*d).

Eine generelle Entkopplung des Sickerwasseranfalls vom Niederschlag, insbesondere im Winterhalbjahr, konnte bei den untersuchten Deponien mit mineralischer Oberflächenabdichtung nicht festgestellt werden.

Die zuvor genannten Ergebnisse zeigen, dass sowohl über den Jahresverlauf als auch über die Betriebs- und Nachsorgephase der Deponie in Abhängigkeit von einer Vielzahl von Faktoren mit schwankenden Volumenströmen gerechnet werden muss. Generell stimmen die Angaben in der Literatur für die Prognose der nach Deponieabschluss zu erwartenden Sickerwassermengen gut überein. Demzufolge ist für Deponien, die den derzeitigen Anforderungen der TASI bezüglich der Oberflächenabdichtung entsprechen, langfristig mit einem Sickerwasseranfall von 10 – 40 % des Niederschlags zu rechnen.

## **3.2 Charakterisierung von Sickerwasser**

### **3.2.1 Sickerwasserqualität**

Das Sickerwasser hat während der Durchsickerung Kontakt mit den abgelagerten Abfällen und löst bzw. transportiert Abfallkomponenten. Daher erfolgt eine Belastung des Wassers. Da Abfälle generell sehr komplex zusammengesetzt sind, ist eine Ableitung der Sickerwasserqualität daraus nur in Einzelfällen möglich. Obwohl in der Fachliteratur für Sickerwässer aus Siedlungsabfalldeponien eine große Variabilität in der Belastung dokumentiert wird, kann über die Charakteristik der Inhaltsstoffe generell auf die Belastung geschlossen werden. Allgemein wird die Qualität des Sickerwassers durch wenige kennzeichnende Inhaltsstoffe bestimmt. In erster Linie hängt die Art der Belastung von folgenden Faktoren ab:

- der Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls
- der Einbautechnik des Abfalls
- dem Alter der Deponie / des Abfalls
- dem Wassergehalt, den Wasserwegigkeiten und der Menge des durchgesetzten Wassers sowie
- der Geometrie der Deponie

Entscheidend für die Zusammensetzung der flüssigen Emissionen aus Deponien sind zunächst die abgelagerten Stoffe, mit denen das Sickerwasser in Kontakt gekommen ist. Ausschlaggebend ist weiterhin die Intensität der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, die im Deponiekörper ablaufen sowie deren zeitlicher Verlauf. Durch Veränderungen der Bakterienaktivität und den wandelbaren Randbedingungen unterliegt die Sickerwasserqualität mit fortschreitendem Alter der Deponie Modifikationen (Ehrig, 1987; Christensen und Kjeldsen, 1987; Andreottola und Cannas, 1992; Kruse, 1994; Krümpelbeck, 2000).

In der „Sauren Phase“, die nach Beginn der Ablagerungsaktivitäten einsetzt und nur kurz andauert, wird das Sickerwasser durch eine sehr hohe, leicht biologisch abbaubare organische Belastung gekennzeichnet. Nach der anaeroben Umwandlung der organischen Substanz zu Biogas in der „Methanphase“ verbleibt nur eine geringe organische Belastung für den Sickerwasserpfad. Als wesentliche, die Qualität bestimmende Inhaltsstoffe von Deponiesickerwässern sind folgende Stoffe einzuordnen:

- Stickstoffverbindungen
- organische Stoffe (zusammengefasst als BSB<sub>5</sub> bzw. CSB),
- Schwermetalle (lösliche Salze oder in unlöslichen Verbindungen),
- Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen (AOX) und
- Salze der Alkali- und Erdalkalimetalle.

Grundsätzlich wird die Sickerwasserqualität maßgeblich durch die Stickstoffverbindungen bestimmt. Der überwiegende Teil des im Sickerwasser gelösten Stickstoffs liegt unter anaeroben Milieubedingungen als Ammonium (NH<sub>4</sub>-N) vor. Weiterhin wird der Charakter des Sickerwassers wesentlich durch die organische Belastung beeinflusst. Die organischen Sickerwasserinhaltsstoffe sind in der Vergangenheit nur in Ausnahmefällen einzeln analysiert worden. Sie wurden meist durch Angabe von Summenparametern wie CSB, BSB<sub>5</sub>, TOC bzw. AOX charakterisiert.

Insgesamt haben anaerobe biologische Vorgänge im Deponiekörper einen entscheidenden Einfluss auf die Sickerwasserzusammensetzung und auf die aerob-biologische Abbaubarkeit der Sickerwasserinhaltsstoffe. Infolge der fortschreitenden Abbaureaktionen innerhalb der Deponie sinkt der Anteil an leicht biologisch abbaubaren Verbindungen mit steigendem Deponiealter. Wenn die biologisch abbaubaren Abfallkomponenten weitgehend verbraucht sind, finden im Wesentlichen Lösungsvorgänge statt.

Je nach betrachtetem Inhaltstoff kann die Höhe der im Sickerwasser vorhandenen Konzentrationen z.B. vom pH-Wert, als auch linear von der Menge des durchströmten Wassers, also von Elutionsprozessen sowie von Komplexbildung, Adsorption oder Ausfällung beeinflusst werden. In der Literatur liegen zahlreiche Auswertungen der Sickerwasseranalysen von Deponien vor. Die nachfolgenden Tabellen führen die Sickerwasserinhaltsstoffe nach den Ergebnissen von Ehrig aus umfangreichen Auswertungen von Sickerwasseranalysen von Deponien der siebziger Jahre auf (Ehrig, 1980).

Tabelle 3.1 Sickerwasserinhaltsstoffe, die Unterschiede zwischen saurer Phase und Methanphase aufweisen, nach Ehrig (1980)

Parameter	Einheit	Saure Phase		Methanphase	
		Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich
pH	-	6,1	4,5 - 7,5	8,0	7,5 - 9,0
BSB <sub>5</sub>	mg/l	13.000	4.000 - 40.000	180	20 – 550
CSB	mg/l	22.000	6.000 - 60.000	3.000	500 - 4.500
SO <sub>4</sub>	mg/l	500	70 - 1.750	80	10 – 420
Ca	mg/l	1.200	10 - 2.500	60	20 – 60
Mg	mg/l	470	50 - 1.150	180	40 – 350
Fe	mg/l	780	20 - 2.100	15	3 – 280
Mn	mg/l	25	0,3 - 65	0,7	0,03 – 45
Zn	mg/l	5	0,1 - 120	0,6	0,03 – 4
Sr	mg/l	7	0,5 - 15	1	0,3 – 7

Tabelle 3.2 Sickerwasserinhaltsstoffe, die keine Unterschiede zwischen den verschiedenen Phasen aufweisen, nach Ehrig (1980)

Parameter	Einheit	Mittelwert	Bereich
AOX	µg/l	2.000	320 - 3.350
Cl	mg/l	2.100	100 - 5.000
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	750	30 - 3.000
ges. N	mg/l	1.250	50 - 5.000
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	3	0,1 – 50
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0,5	0 – 25
ges. P	mg/l	6	0,1 – 30
Na	mg/l	1.350	50 - 4.000
K	mg/l	1.100	10 - 2.500
As	mg/l	0,160	0,005 - 1,6
Pb	mg/l	0,090	0,008 - 1,02
Cd	mg/l	0,006	0,0005 - 0,140
Cr	mg/l	0,3	0,03 - 1,6
Co	mg/l	0,055	0,004 - 0,95
Cu	mg/l	0,08	0,004 - 1,4
Ni	mg/l	0,2	0,02 - 2,05

Daneben gibt es eine Reihe von Autoren, die unabhängig voneinander systematische Auswertungen zur Sickerwasserqualität durchgeführt haben (Andreottola und Cannas, 1992; Kruse und Kayser, 1993; Robinson, 1996; Krümpelbeck, 1996 zitiert in Krümpelbeck (2000); Krug und Ham, 1997; Kylefors und Lagerkvist, 1997).

Weitestgehend stimmen die Ergebnisse der verschiedenen Autoren für die kennzeichnenden Parameter in der Größenordnung der auftretenden Konzentrationen überein. Krümpelbeck und Ehrig (1999a) und Kruse et al. (1994) nennen in ihren Auswertungen anhand realer Überwachungsdaten für abgeschlossene bzw. vorwiegend ältere Deponien allerdings geringere Konzentrationen für die Sickerwasserparameter (Tabelle 3.3).

Tabelle 3.3 Zusammensetzung von Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien

Parameter		Mittelwert <sup>2)</sup>	Mittelwert 1-5 J. <sup>1)</sup>	Mittelwert 6-10 J. <sup>1)</sup>	Mittelwert 11-20 J. <sup>1)</sup>	Mittelwert 21-30 J. <sup>1)</sup>
pH		7,6	7,3	7,5	7,6	7,7
BSB <sub>5</sub>	mg/L	230	2285	800	275	185
CSB	mg/L	2500	3810	2485	1585	1160
NH <sub>4</sub>	mgN/L	740	405	600	555	445
NO <sub>3</sub>	mgN/L		3,6	7,6	12	9
NO <sub>2</sub>	mgN/L		0,06	0,63	0,5	0,8
ges. P	mg/L	6,8				
AOX	µg/L	1725	2765	1930	1505	1130
Cl	mg/L	2150	1300	2135	1760	1025
SO <sub>4</sub>	mg/L	240	98	146	93	83
Na	mg/L	1150	815	1125	905	645
K	mg/L	880	1220	910	695	595
Mg	mg/L	150	290	205	145	115
Ca	mg/L	200	375	465	325	155
B	mg/L		5,9	6	5,6	9
Mn	mg/L	2	3,9	1,5	1,1	0,9
Fe	mg/L	25	50	15	9,9	8,7
As	µg/L	26	15	21	42	14
Cd	µg/L	38	11	4	4	3
Cr	µg/L	155	156	224	164	177
Cu	µg/L	90	711	73	62	36
Hg	µg/L	1,5				
Ni	µg/L	190	199	154	135	115
Pb	µg/L	160	156	56	67	34

1) Mittelwerte abgeschlossener Deponien für die jeweiligen Deponiealter 1-5, 6-10, 11-20 und 21-30 Jahre nach Krümpelbeck und Ehrig (1999a)

2) Werte nach Kruse et. al. (1994), eher ältere Deponien

Krümpelbeck schließt daraus, dass die verbesserte Deponietechnik der letzten Jahrzehnte zu einer Verbesserung der Emissionssituation auf den Deponien beigetragen hat (Krümpelbeck, 2000). Weitere Untersuchungen ergaben, dass Sickerwässer aus abgeschlossenen Deponien Konzentrationen aufweisen, die gemäß des 51. Anhangs der Rahmen-AbwasserVwV langfristig eine Behandlung erfordern (Stegmann und Rettenberger, 1999).

Neben der Kenntnis der Konzentrationsentwicklung einzelner Parameter über die Zeit ist es erforderlich, eine Abschätzung der langfristigen Entwicklung der Sickerwasserqualität für die Nachsorgephase von Deponien treffen zu können. Nur unter dieser Voraussetzung ist es möglich, Verfahren für die langfristig erforderliche Sickerwasserbehandlung zu entwickeln.

### 3.2.2 Prognose: Langzeitentwicklung von Sickerwasser

Wie schon zuvor erwähnt, endet mit dem Betriebsende einer Deponie nicht zwangsläufig die Sickerwasserproduktion. Trotz Aufbringen der Oberflächenabdichtung dauert dieser Prozess auch nach dem Ende der aktiven Betriebsphase an. Da das vorhandene Belastungspotential in der Deponie begrenzt ist, muss mit zunehmendem Alter der Deponie die Sickerwasserbelastung abnehmen. Die Abschätzung der Langzeitentwicklung ist jedoch schwierig, weil es sich bei einer Deponie nicht um ein statisches Gebilde handelt, sondern um einen durch ständige Veränderungen beeinflussten Abfallkörper. In der Regel basieren die Abschätzungen auf Versuchen im Labormaßstab. Dabei fokussieren die Vorhersagen für die zukünftige Sickerwasserqualität die Substanzen, die am längsten ein Risiko für die Umwelt darstellen.

Ergänzend zu den Erkenntnissen aus Laborversuchen wurden im Rahmen unterschiedlicher Forschungsvorhaben detaillierte Untersuchungen zum langfristigen Emissionsverhalten von Ablagerungen an Deponien und in Laborversuchen durchgeführt. Beide Untersuchungsmethoden (Labor und in situ) sind in Kombination bzw. in Ergänzung notwendig, da man an Deponien das Langzeitverhalten nicht direkt untersuchen kann.

In Relation zu wahrscheinlichen Emissionszeiten sind der Existenzzeitraum bestehender Deponien und die Untersuchungszeiträume von einigen Jahren vernachlässigbar. Aus der Summe der Erkenntnisse verschiedener Arbeiten lässt sich das zukünftige Emissionsverhalten von Ablagerungen relativ sicher abschätzen. In Tabelle 3.4 sind die Ergebnisse solcher Untersuchungen beispielhaft zusammengefasst.

Tabelle 3.4 Prognosen zur Dauer der Nachsorgephase bei Deponien, nach Krümpelbeck, (2000)

Parameter	Grenzwerte	Belevi/Baccini (1989 b)	Kruse (1994)	Heyer/Stegmann (1997)
		[a]	[a]	[a]
C <sub>org.</sub>		500 - 1700	-	-
CSB	200 mg/l	-	280	80 - 360
N <sub>ges.</sub>	70 mg/l	55 - 80	-	-
TKN		-	815	120 - 450
NH <sub>4</sub> -N		-	-	-
Chlorid	100 mg/l	100 - 150	210	90 - 250
AOX	0,5 mg/l	-	-	30 - 120
Schwermetalle	0,1-2 mg/l	-	-	-

Belevi und Baccini leiteten ihre Prognosen von einfachen Elutionsversuchen ab, die biologische Umsetzungsprozesse nicht berücksichtigen. Dagegen führten sowohl Kruse als auch Heyer und Stegmann Versuche zum Langzeitverhalten von Deponien in Deponiesimulationsreaktoren (DSR) durch. Werden die Ergebnisse unter Berücksichtigung der jeweiligen Untersuchungsmethode bewertet, so wird deutlich, dass die Angaben zu Nachsorgezeiträumen von Kruse und Heyer und Stegmann hinsichtlich der einzelnen Parameter gut übereinstimmen. Für den Parameter Stickstoff wurden im Vergleich zu Belevi und Baccini deutlich längere Zeiträume errechnet, was auf den starken Einfluss von Auswaschungsprozessen und dem Metabolismus der Organismen in den DSR-Reaktoren zurückzuführen ist. Die weiteren bisher veranschlagten Nachsorgezeiträume bezogen auf den Sickerwasserpfad ergeben 100 Jahre und mehr nach Eitner und Gallenkemper (1998), Krümpelbeck und Ehrig (1999) und Heyer (2000). Dagegen nennt Canter (1999) für Bayern Zeiträume von bis zu 50 Jahren.

Um das qualitative Emissionsverhalten von Deponien in der Nachsorgephase prognostizieren zu können, wertete Krümpelbeck die Daten realer Deponien aus und leitete daraus Aussagen zu dem künftig zu erwartenden Verhalten der Deponien ab (Krümpelbeck, 2000). In Abbildung 3.1 und Abbildung 3.2 ist das Verhalten jüngerer Deponien (aus den 1980er und 1990er Jahren) für die Parameter CSB und  $\text{NH}_4\text{-N}$  dargestellt. In Abbildung 3.1 wird die Veränderung der CSB-Konzentrationsverteilung deutlich. Es ist eine Abnahme der Konzentration anhand der Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte festzustellen. Dagegen zeigt Abbildung 3.2 die Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte für den Parameter  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Die Verteilung der Einzelkonzentrationen für  $\text{NH}_4\text{-N}$  ist gleichmäßiger als beim Parameter CSB. Zudem sind Konzentrationen aus dem unteren Konzentrationsbereich bei nahezu allen Zeitintervallen gleich vertreten.

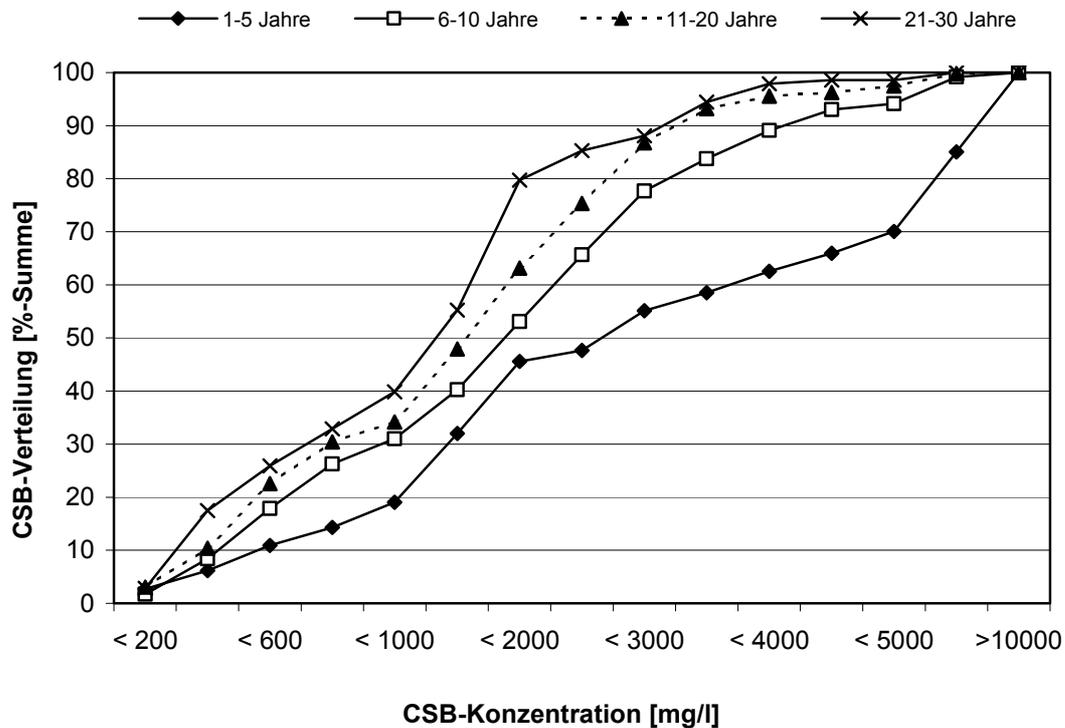


Abbildung 3.1 CSB-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien), nach Krümpelbeck (2000)

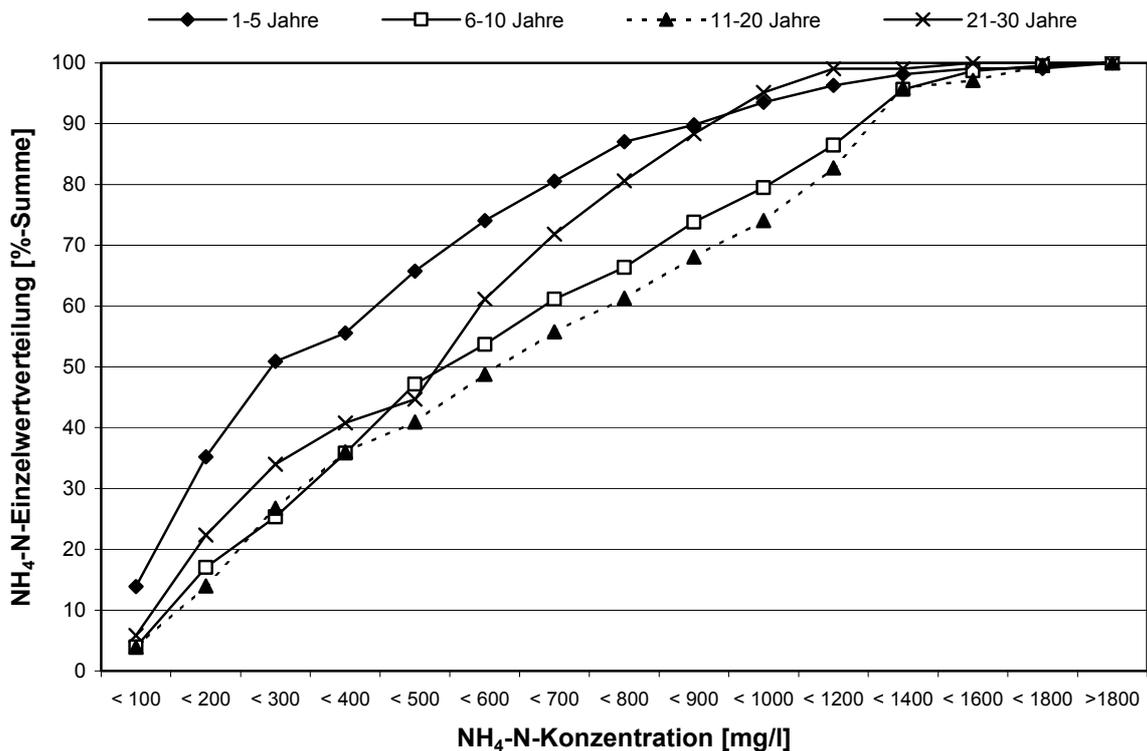


Abbildung 3.2 NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien), nach Krümpelbeck (2000)

Tendenziell ist eine geringe Abnahme über die Zeit für alle Parameter festzustellen, die den mikrobiologischen Umsetzungsprozessen und den damit verbundenen Milieubedingungen unterliegen. Stickstoff wird in der Regel der bestimmende Parameter für die Festlegung der individuellen Dauer der Nachsorge von Deponien sein, da andere Parameter bereits früher die Grenzwerte für die Direkteinleitung einhalten (Krümpelbeck, 2000).

In der derzeit gültigen Fassung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi) werden keine Qualitätskriterien für das Ende der Nachsorgephase bzw. für das Entlassen des Betreibers aus der Nachsorge genannt (N.N., 1993). Die Grundvoraussetzung für die Entlassung ist - bezogen auf den Emissionspfad Sickerwasser - die Einhaltung der Grenzwerte des 51. Anhangs der Rahmen-AbwasserVwV (N.N., 2002), die in Tabelle 3.5 dargestellt sind. Erst wenn diese Werte über einen längeren Zeitraum eingehalten werden, ist eine Behandlung des Sickerwassers nicht mehr erforderlich.

Tabelle 3.5 Grenzwerte nach Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV, N.N. (2002)

Parameter	Grenzwert	Einheit
CSB	200	mg/l
AOX	0,5	mg/l
N <sub>ges</sub>	70	mg/l
Cd	100	µg/l
Cr	500	µg/l
Ni	1000	µg/l
Pb	500	µg/l
Cu	500	µg/l
Zn	2000	µg/l

Anhand der extrapolierten Verläufe für verschiedene Parameter kann der Nachsorgezeitraum für Deponien abgeschätzt werden. Dabei geht es um die Darstellung von Zeitintervallen, in denen ein Erzielen der derzeit gültigen Grenzwerte als realistisch erachtet wird. Die Ergebnisse von Krümpelbeck (2000) zeigen, wie sich die Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe nach Abschluss der Deponie entwickeln. Die Daten wurden mit einem Vertrauensbereich von 95 % über einen Zeitraum von 20 Jahren extrapoliert und daraus Tendenzen für zukünftig zu erwartende Konzentrationsbereiche der relevanten Sickerwasserinhaltsstoffe abgeleitet.

In Abbildung 3.3 ist dies beispielhaft für die Jahresmittelwerte der Ammoniumkonzentrationen dargestellt. Es wird deutlich, dass über die Zeit nur mit einer sehr langsamen Abnahme der Ammoniumkonzentrationen gerechnet werden kann. Der derzeit geltende Grenzwert für Gesamt-Stickstoff (70 mg/l) wird innerhalb von mehreren Jahrzehnten nach Deponieabschluss nicht erreicht (Krümpelbeck, 2000).

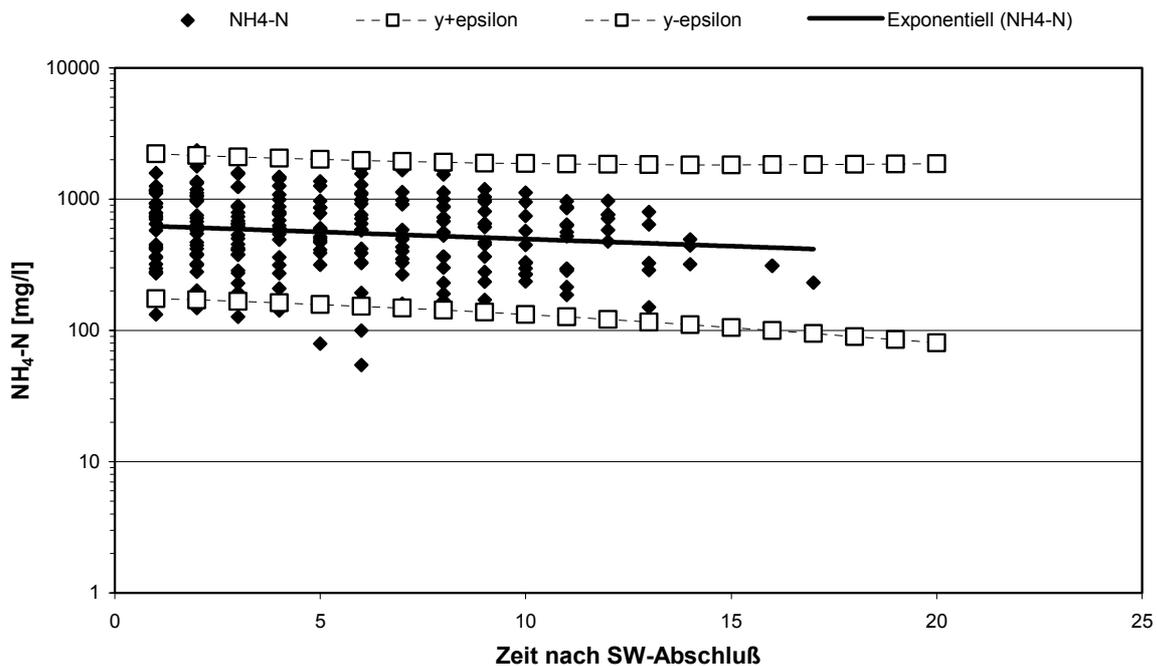


Abbildung 3.3 95 %-tiger Vertrauensbereich für den NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationsverlauf nach Abschluss der Abfallschüttung, nach Krümpelbeck (2000)

Insgesamt begründen die Erkenntnisse zur Langzeitentwicklung der Mengen- und Konzentrationsverläufe die Notwendigkeit einer langfristigen Sickerwasserbehandlung. Diese muss eine den Anforderungen des 51. Anhangs der Rahmen-Abwasser-VwV entsprechende Reinigung des anfallenden Sickerwassers auch in der Nachsorgephase von Deponien gewährleisten. Eine Behandlung mit den während der aktiven Betriebsphase eingesetzten technischen Verfahren ist vor allem aus ökonomischen Gründen nicht zu leisten. Aufgrund der Konzentrations- bzw. der Mengenreduktion des Sickerwassers erscheint ein anderer Umgang mit dem Sickerwasser und die Entwicklung von einfachen Behandlungssystemen zweckmäßig und notwendig. Diese Behandlungssysteme sollten mit möglichst geringem technischem und finanziellem Aufwand (Bau und Betrieb) sowie mit minimalem Wartungsaufwand für die biologische Elimination von Stickstoff in der Nachsorgephase einzusetzen sein.

### **3.3 Biologische Stickstoffentfernung in Systemen mit fixiertem Trägermaterial**

#### **3.3.1 Allgemeine Grundlagen Nitrifikations- und Denitrifikationsprozess**

Einleitend werden einige wesentliche Begriffe für den Bereich der Abwasserreinigung erläutert. Der Begriff „Abbau“ beschreibt den nicht umkehrbaren Prozess, in dem ein Material physikalische, chemische und/oder biochemische Veränderungen durchläuft. Wird ein Abbauprozess durch biologische Aktivität katalysiert und führt er zur Mineralisation bzw. zur Biomasseproduktion, so findet ein „biologischer Abbau“ statt. Dabei beschreibt der Begriff „Mineralisation“ die Überführung von organischem Material zu natürlich vorkommenden Gasen und/oder anorganischen Elementen. Die „biologische Abbaubarkeit“ stellt das Potential eines Materials dar, biologisch abgebaut zu werden. Die biologische Abbaubarkeit ist ein vorhersagbarer Prozess, in dem Mikroorganismen das Material vollständig zu Kohlenstoffdioxid und Wasser abbauen.

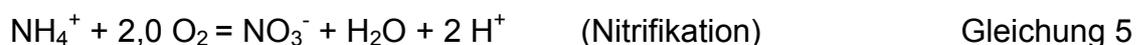
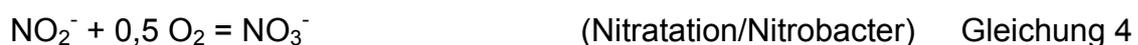
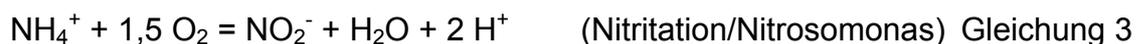
Generell steht bei der biologischen Abwasserreinigung eindeutig die Elimination der potentiell schädlichen Abwasserinhaltsstoffe im Vordergrund. Es geht dabei zuerst um den Abbau organischer Verbindungen, zu denen vorrangig organische Stickstoffverbindungen gehören. Die klassische Form der biologischen Stickstoffreinigung besteht aus zwei Prozessstufen, der Nitrifikation und der Denitrifikation. Beide Prozesse benötigen für ihren Ablauf gegensätzliche Systembedingungen. Die Nitrifikation ist der erste Schritt in einem biologischen System zur Stickstoffentfernung, wobei organischer Stickstoff und Ammonium abgebaut werden. Für die zweiteilige Reaktion ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung notwendig. Im Gegensatz dazu wird der Ablauf der Denitrifikation durch die Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff gestört. Die Denitrifikation benötigt für den anaeroben Atmungsprozess exogene Kohlenstoffquellen, um Nitrat zu gasförmigem Stickstoff zu reduzieren. Durch die Kombination von Nitrifi- und Denitrifikation kann eine Stickstoffentfernung erreicht und zudem die organische Belastung reduziert werden.

In den letzten Jahrzehnten wurden immer wieder kinetische Modelle mit dem Ziel entwickelt, die verschiedenen Reaktionsmechanismen zusammen mit den bestimmenden Umgebungsfaktoren sowie die Leistungsfähigkeit des Prozesses und den Substratverbrauch zu beschreiben. Auf die Berechnungsmodelle zur Vorhersage zu erwartender Umsatzleistungen der verschiedenen biologischen Prozesse soll hier nicht weiter eingegangen werden; sie können in der einschlägigen Literatur nachgelesen werden (Rheinheimer et. al., 1988; Bever und Teichmann, 1990; Mudrack und Kunst, 1991; Habeck-Tropfke, 1992).

### 3.3.2 Nitrifikation

Die Grundlagen der Nitrifikation, d.h. die mikrobielle Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat, werden ausführlich in den Standardwerken der Mikrobiologie und der biologischen Abwasserreinigung beschrieben (Rheinheimer et. al., 1988; Bever und Teichmann, 1990; Mudrack und Kunst, 1991; Habeck-Tropfke, 1992). An dieser Stelle wird daher nur auf die Aspekte eingegangen, welche für die durchgeführten Untersuchungen von Belang sind.

An dem Umwandlungsprozess sind sowohl autotrophe als auch heterotrophe Mikroorganismen beteiligt. Die autotrophe Nitrifikation ist ein zweistufiger, obligat aerober Prozess. Bei der Umsetzung verwenden die beteiligten Mikroorganismen (Nitrifikanten) anstatt organischer Stoffe Ammonium als H<sup>+</sup>-Donator. Als Kohlenstoffquelle wird CO<sub>2</sub> verwendet, daher zählen die Nitrifikanten zu den autotrophen Organismen. An der Nitrifikation sind immer zwei Bakteriengruppen beteiligt, die Ammoniumoxidierer und die Nitritoxidierer. Die Reaktion läuft in den folgenden 2 Schritten ab:



Nitrifikanten sind empfindliche Bakterien, die besondere Anforderungen an ihre Umgebung stellen. Sie wachsen generell langsam und das Wachstum wird stark durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Die Reaktionsgleichung der Nitrifikation zeigt die Bildung von  $H^+$ -Ionen (Säure). Bei einem geringen Puffervermögen (Säurekapazität) des Abwassers hemmt die Nitrifikation sich durch pH-Absenkung selbst. Ebenso tritt bei erhöhten Konzentrationen an  $NH_4-N$  bzw.  $NO_2-N$ , abhängig vom pH-Wert, eine fast vollständige Hemmung der Nitrifikation auf. Dadurch wird bei erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Zulauf das Ammonium nur noch zu Nitrit, jedoch nicht mehr zu Nitrat abgebaut. Folglich wird das Wachstum der Nitrifikanten durch den pH-Wert beeinflusst, im allgemeinen werden Werte zwischen 6,5 – 8,0 pH als optimaler Bereich angegeben (Bever und Teichmann, 1990).

Ein weiterer Einflussfaktor ist die Temperatur. Generell sinkt die Umsatzleistung von Nitrifikanten wie die der meisten Bakterien mit abnehmenden Temperaturen. Ausführliche Analysen zur Temperaturabhängigkeit finden sich bei Rheinheimer et al. (1988). Auch die Sauerstoffkonzentration kann den Nitrifikationsprozess limitieren. In der Literatur werden Werte zwischen 0,15 und 2,0 mg  $O_2/l$  als untere Grenze der Sauerstoffkonzentration für die Nitrifikation angegeben (Rolf, 2002).

Biologische Umsetzungsprozesse sind i. d. R. konzentrationsabhängig, d.h. je höher die Konzentration eines Stoffes, desto höher ist die Umsetzungsgeschwindigkeit (Abbaugeschwindigkeit). Es gibt natürlich eine maximale Umsatzleistung, bei der eine weitere Steigerung der Konzentration keine Erhöhung der Umsatzleistung bedeutet. Bei niedrigen Konzentrationen hingegen kann die Ammoniumkonzentration zum wachstumslimitierenden Faktor werden.

Die Theorie zur Kinetik enzymkatalysierter Reaktionen von Monod bzw. Michaelis/Menten beschreibt den Zusammenhang zwischen maximaler und tatsächlicher Wachstums- bzw. Umsatzleistung (Mudrack und Kunst, 1991; Hartmann, 1992):

$$v = - dS/dt = v_{\max} \cdot [S/(k_m+S)]$$

Gleichung 6

mit	v	Umsatzgeschwindigkeit
	S	Substratkonzentration
	v <sub>max</sub>	maximale Umsatzgeschwindigkeit
	k <sub>m</sub>	Halbwertskonstante (Michaelis-Menten-Konstante)

Darin beschreibt die Halbwertskonstante k<sub>m</sub> als Parameter der Reaktionskinetik bei welcher Substratkonzentration die Hälfte der maximalen Wachstums- bzw. Umsatzleistung erreicht wird. Für den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt der Nitrifikation, der Nitritation, wird diese mit ca. 1,0 mg NH<sub>4</sub>-N/l angegeben (Rolf, 2002).

Sollen niedrige Ammoniumkonzentrationen im Ablauf erreicht werden, muss von einer geringen Wachstumsrate ausgegangen werden, was eine lange Aufenthaltszeit bedeutet. Wegen des langsamen Wachstums besteht die Gefahr, dass die autotrophen Nitrifikanten von den heterotrophen, Kohlenstoff abbauenden Bakterien schnell überwuchert werden. Bei hohen C/N-Verhältnissen im Abwasser, also in Gegenwart einer C-Quelle, kann auch eine heterotrophe Nitrifikation stattfinden (Rheinheimer et al., 1988). Dieser Mechanismus ist für die Behandlung von Sickerwasser, bei dem keine hohen C/N-Verhältnisse zu erwarten sind, allerdings als untergeordnet einzustufen (Kayser, 2003).

#### Kenntnisstand Festbettverfahren für die Nitrifikation

Die zur biologischen Stickstoffelimination eingesetzten Festbettverfahren sind Prozesse, deren Funktionsprinzip unmittelbar auf der biologischen Selbstreinigung natürlicher Systeme beruht. Der größte Teil der Um- und Abbauprozesse erfolgt durch Mikroorganismen, die auf dem Filtersubstrat siedeln und auf den einzelnen Körnern einen Biofilm ausbilden. Durch Filtrations- und Adsorptionseffekte kann die Verfügbarkeit der Stoffe für die auf dem Filtersubstrat siedelnden Mikroorganismen erhöht werden (Kayser, 2003).

Bei den angewandten Festbettverfahren unterscheidet man zwischen natürlichen oder großräumigen Verfahren (Bodenfilteranlagen) und künstlichen oder kleinräumigen Verfahren (Tropfkörper, Tauchkörper). Einen systematischen Überblick über verschiedene Festbettverfahren gibt die folgende Abbildung 3.4.

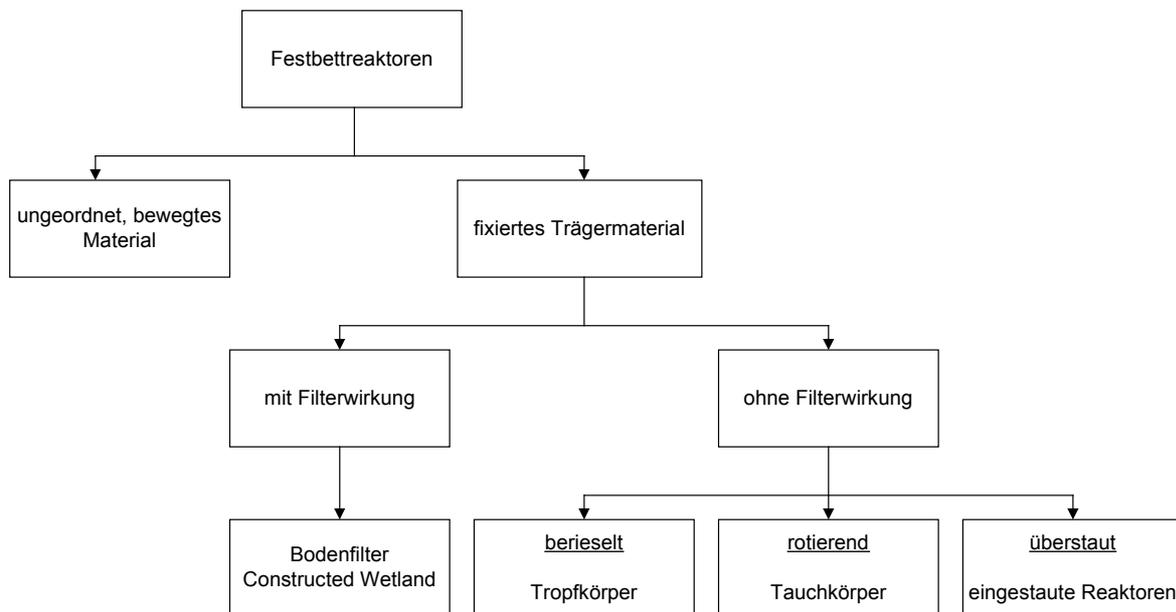


Abbildung 3.4 Systematische Einteilung von Festbettreaktoren

Bei Tropfkörpern rieselt das Abwasser über das Festbett und mit vertikalem Weg, d.h. mit zunehmender Kontaktzeit, findet ein Fortschreiten des Reinigungsvorganges statt. Dagegen ist bei Tauchkörpern das Festbettmaterial um eine Welle herum angeordnet und taucht ganz oder teilweise in das Abwasser ein. Auf eine Kontaktphase mit Abwasser folgt jeweils eine Belüftungsphase oberhalb des Wasserspiegels. Überstaute Festbettreaktoren (FBR) sind ständig mit Abwasser überstaut. Bewachsene Bodenfilter bzw. Constructed Wetlands können je nach Ausführung als Tropfkörper oder als FBR eingestuft werden. Da sie aber zusätzlich noch eine Filterwirkung besitzen, werden sie in eine eigene Gruppe eingestuft.

Die Reinigungsleistung verschiedener naturnaher Abwasserreinigungsverfahren ist in der Literatur vielfach dokumentiert, allerdings nur selten für die Behandlung von Sickerwasser. Am häufigsten werden diese Verfahren für die dezentrale Behandlung häuslichen Abwassers eingesetzt (Geller et al., 1992; Water Environment Research Foundation, 2000; Laber, 2001; Kayser, 2003; Kuschik et al., 2003).

In Versuchen zur Nitrifikation von Deponiesickerwasser wurden in einem Tropfkörpersystem Umsatzraten von  $0,40 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\text{d})$  bzw. 85 % erreicht (El Mossaoui et al., 1999). Ehrig (1985) berichtet in seinen Untersuchungen zur Sickerwasserbehandlung mit einem Labortropfkörper von Leistungen zwischen  $0,15 - 0,20 \text{ kg N}/(\text{m}^3\text{d})$ . Die Angaben für die Umsatzleistungen von Ammonium für Festbetten schwanken in der Literatur zwischen  $0,40 - 1,50 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\text{d})$ . Allerdings sind die auf das Festbett bezogenen Umsatzleistungen schwer vergleichbar, da unterschiedliche Materialien mit unterschiedlichen spezifischen Oberflächen gegenübergestellt werden (Rehbein, 1998).

Kuschik et al. (2003) bewerten in ihrer Studie die Leistungsfähigkeit von horizontal durchflossenen Bodenfiltern, welche bevorzugt für die Behandlung von häuslichem Abwasser eingesetzt werden, da sie auf einer einfachen Technik basieren. Im Mittel werden in den betrachteten 268 europäischen Anlagen ca. 30 %  $\text{NH}_4\text{-N}$  und ca. 40 % Gesamtstickstoff umgesetzt (Kuschik et al., 2003).

In einer Studie (Water Environment Research Foundation, 2000) zum Einsatz bepflanztter Bodenfilter für die Behandlung von Deponiesickerwasser mit hoher Stickstoffkonzentration wurden zwei unterschiedliche horizontal durchflossene Systeme verglichen. Zum einen wurden eingestaute Anlagen mit einem sichtbaren Wasserstand über dem Boden untersucht (free water flow, FWF). Zum anderen wurden Bodenfilter untersucht, bei denen das Wasser vollständig durch den Bodenkörper abfließt (subsurface flow, SSF). Die Resultate zeigen, dass eingestaute Systeme unabhängig davon, ob Ammonium oder Nitrat zugeführt wurde, eine höhere Umsatzrate erreichen.

Die durchschnittliche Umsatzrate lag bei 0,5 – 1,0 g N/(m<sup>2</sup>\*d) für FWF und bei 0,1 – 0,3 g N/(m<sup>2</sup>\*d) für SSF Systeme. Bei dem eingestauten System können keine Unterschiede für die Nitri- und Denitrifikationsrate festgestellt werden, dagegen erreicht das System mit Abfluss durch den Bodenkörper (SSF) eine geringfügig bessere Denitrifikationsrate (Water Environment Research Foundation, 2000). Die folgende Tabelle 3.6 zeigt die Ergebnisse der Studie.

Tabelle 3.6 Stickstoffeliminationsraten bei horizontal durchflossenen Bodenfiltern

	1996	1996	1996	1997	1997	1997
Prozess bzw. System	Belastung	Umsatzrate	Umsatzrate	Belastung	Umsatzrate	Umsatzrate
	[g/m <sup>2</sup> *d]	[g/m <sup>2</sup> *d]	[%]	[g/m <sup>2</sup> *d]	[g/m <sup>2</sup> *d]	[%]
<b>Nitrifikation</b>						
Eingestaute Anlage	1,34	0,568	42	1,77	0,697	39
nicht eingestaute Anlage	1,29	0,117	9,1	1,78	0,102	5,7
<b>Denitrifikation</b>						
Eingestaute Anlage	1,01	0,49	49	2,2	0,864	43
nicht eingestaute Anlage	0,9	0,217	24	1,58	0,201	13
<b>Gesamt-Stickstoff Elimination</b>						
Eingestaute Anlage	1,42	0,568	40	2,38	1	42
Eingestaute Anlage	1,4	0,584	42	2,19	0,891	41
nicht eingestaute Anlage	1,36	0,076	5,6	2,43	0,319	13
nicht eingestaute Anlage	1,25	0,234	19	1,72	0,214	12

In einem Forschungsvorhaben zur weitergehenden Entfernung von Stickstoff aus häuslichem Abwasser mit Hilfe von Bodenfiltern konnten Geller et al. (1992) zeigen, dass dies ganzjährig unter Einhaltung besonderer Betriebsbedingungen und der Auswahl des Filtermaterials möglich ist. Die Untersuchungen zeigen, dass sich bei intermittierender Beschickung die Reinigungsleistung deutlich steigern lässt. Insgesamt variiert die Stickstoffelimination bezogen auf den Gesamtstickstoff zwischen 5 – 95 %, wobei die Elimination mit steigender Belastung absinkt bzw. mit längerer Aufenthaltszeit ansteigt. In der Pilotanlage Germerswang wurde bei einer Raumbelastung von 0,7 – 4,8 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) ein Wirkungsgrad bis zu 92 % erreicht. Dabei konnte weder eine Abhängigkeit von der Betriebsweise (eingestaut oder freier Abfluss) noch von der Temperatur belegt werden.

Die Pflanzenkläranlage See erreichte bei einer Raumbelastung von 0,50 - 2,20 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) einen Wirkungsgrad von 91 – 98 %, was einer Nitrifikationsleistung von 0,30 - 2,00 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) entspricht (Geller et al., 1992). Nach Kayser (2003) erzielen einfache Vertikalbodenfilteranlagen ohne Rezirkulation eine Stickstoffelimination von rund 30 %. Durch eine Rücklaufführung ist eine Stickstoffelimination von 60 – 80 % möglich. Zu beachten ist, dass sich durch die Rücklaufführung die hydraulische Belastung des Filters erhöht (Kayser, 2003).

#### Betriebssicherheit von Festbetten/Bodenfiltern

Im Allgemeinen gelten Festbetтанlagen gegenüber mangelnder Pufferung als weniger empfindlich als z.B. Belebungsanlagen. Ebenso konnte in Pilotversuchen gegenüber Belebtschlammanlagen eine geringere Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation festgestellt werden (Rogalla et al., 1990). Dagegen sinkt die Betriebsstabilität der Filter mit steigender hydraulischer Belastung.

Der positive Einfluss einer intermittierenden Beschickung wurde in Versuchen zur Nitrifikation deutlich. Zum einen wurde eine gleichmäßige Verteilung des Wassers auf der Filteroberfläche erreicht, zum anderen wurde durch die schubweise Beschickung Sauerstoff in den Filter gesaugt (Laber et al., 1997).

Der stabile Betrieb von Festbetten ist in erster Linie abhängig von der dauerhaften Durchlässigkeit des Substrates. Das Verstopfen der Poren und der dadurch bedingte Abfall der Durchlässigkeit eines Filters wird als Kolmation bezeichnet. Dies tritt an der Filteroberfläche oder aber an Schichtwechselln innerhalb eines Filters auf (Müller und Lützner, 1999; Laber, 2001).

Durch die Beschickung und die ständige Zufuhr gelöster und ungelöster Stoffe organischer und anorganischer Art sowie Wachstum und Ablösung von Biomasse kommt es im Festbett zu Veränderungen des hydraulisch wirksamen Porensystems und somit auch des Durchlässigkeitskoeffizienten. Filter, die eine anfänglich hohe Durchlässigkeit aufweisen, verändern sich durch mikrobiellen Bewuchs, so dass sich im Langzeitbetrieb eine niedrigere Durchlässigkeit einstellt. Erst wenn ein Ungleichgewicht zwischen der Zufuhr bzw. dem Aufbau und dem Abbau organischer

Substanz entsteht, kommt es zur problematischen Phase der Filterkolmation. Sie ist gekennzeichnet durch einen schnellen Rückgang der Filtergeschwindigkeit und beginnenden Überstau des Filters. Ein intermittierender Betrieb wirkt sich in jedem Fall positiv aus, da während der Ruhezeiten die in den Poren angereicherte organische Substanz mineralisiert wird. Über die notwendige Dauer der Betriebsphasen bzw. die langfristige Effektivität solcher Maßnahmen liegen wenige gesicherte Erkenntnisse vor (Kayser, 2003).

### 3.3.3 Zusammenfassung des Kenntnisstandes für die Nitrifikation

Einfache Verfahren zur biologischen Elimination von Stickstoff, z.B. Bodenfilter, werden hauptsächlich in der dezentralen Abwasserreinigung mit relativ kleinen Anschlussgrößen eingesetzt. Als großflächige naturnahe Verfahren weisen sie stabile Reinigungsergebnisse auf. Besonders zuverlässig kann in vertikal durchströmten Filtern nitrifiziert werden (Kayser, 2003).

Tropfkörpersysteme wurden bislang nur vereinzelt für die Reinigung von Sickerwasser eingesetzt, daher gibt es nur wenige Angaben zur erreichbaren Nitrifikationsleistung. Generell gibt es erheblichen Forschungsbedarf für den Einsatz der Systeme in der Nachsorgephase von Deponien, denn derzeit ist unklar,

- bis zu welchen stofflichen und
- hydraulischen Belastungen und
- bei welchen Temperaturen

eine vollständige Nitrifikation in solchen Anlagen stattfinden kann.

### 3.3.4 Denitrifikation

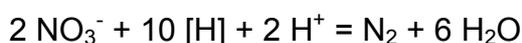
Im folgenden Abschnitt werden lediglich die wesentlichen Gesichtspunkte für die in Kapitel 4.4 geschilderten Untersuchungen dargelegt. Ausführliche Darstellungen der mikrobiologischen Grundlagen bzw. der abwassertechnischen Anwendung sind in der Standardliteratur zu finden (Rheinheimer et. al., 1988; Bever und Teichmann, 1990; Mudrack und Kunst, 1991; Habeck-Tropfke, 1992).

Als Denitrifikation wird die mikrobielle Reduktion der oxidierten Stickstoffverbindungen zu gasförmigem elementarem Stickstoff bezeichnet. Bei der Denitrifikation verwenden vorwiegend fakultativ anaerobe, heterotrophe Mikroorganismen das Nitrat-Ion als terminalen Wasserstoff-Akzeptor (Nitratatmung).

Die Voraussetzungen für diesen Prozess sind somit

- die Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff,
- das Vorhandensein von Nitrat und
- das Vorhandensein von leicht abbaubarem Kohlenstoff.

Die Überführung des anorganisch gebundenen Stickstoffs zu molekularem Stickstoff erfolgt in mehreren Stufen über stabile Zwischenprodukte, von Nitrat zu Nitrit, dann zu Stickstoffmonoxid und über Distickstoffoxid letztendlich zu elementarem Stickstoff. Die Zwischenprodukte dienen hierbei anstelle von Sauerstoff als Wasserstoff-Akzeptoren. Die vereinfachte stöchiometrische Gleichung der Denitrifikation lautet:



Gleichung 7

Aus der Gleichung wird deutlich, dass bei dem Prozess der Denitrifikation pro Mol Stickstoff ein Mol Säure benötigt wird, d.h. die Hälfte der bei der Nitrifikation verlorenen Säurekapazität wird mit der Denitrifikation zurückgewonnen.

Die Anforderungen der Denitrifikanten an ihre Umweltbedingungen in Bezug auf die Temperatur und den pH-Wert sind denen aerober heterotropher Organismen sehr ähnlich. Das Temperaturoptimum liegt, wie bei anderen Abwasserorganismen bei 40 °C. Bei Absinken der Temperatur auf 5 °C geht die Denitrifikationsrate auf ca. 1/5 der bei 20 °C ermittelten Rate zurück. Entsprechend der Michaelis/Menten Kinetik (vgl. Kapitel 3.3.2) hängt die Denitrifikationsrate von der vorhandenen Nitratkonzentration im Zulauf ab. Sie vermindert sich erst bei sehr niedrigen Konzentrationen (Halbwertskonstante  $k_M = 0,15 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ ), daher muss eine Verringerung des Wachstums infolge der Substratlimitierung nicht berücksichtigt werden (Rheinheimer et al., 1988).

Dagegen erfordert eine vollständige Denitrifikation eine ausreichende Substratzufuhr, d.h. je Gramm Nitratstickstoff ist eine ausreichende Menge Kohlenstoff zur vollständigen Umsetzung des Nitrats erforderlich.

Bei Abwasserreinigungsverfahren mit einer vorgeschalteten oder einer simultanen Denitrifikation sind diese Verbindungen üblicherweise durch das zufließende Abwasser in ausreichendem Maße vorhanden. Bei Reinigungsverfahren mit einer nachgeschalteten Denitrifikation sind die Kohlenstoffquellen durch die vorangegangenen Reinigungsschritte i. d. R. schon abgebaut, so dass Kohlenstoffverbindungen zugesetzt werden müssen. Diese Kohlenstoffverbindungen müssen von den Denitrifikanten leicht umzusetzen sein, damit sie für die Denitrifikation genutzt werden können. In der konventionellen Abwasserreinigung werden flüssige externe Kohlenstoffquellen, wie z. B. Methanol oder Essigsäure, eingesetzt. Diese Stoffe sind teuer und die Dosierung muss streng kontrolliert werden, da sie u. a. von der jeweils vorliegenden Belastungssituation abhängig ist. Die Substanzen sind sehr leicht und schnell abbaubar, so dass bei optimaler Dosierung hohe Denitrifikationsleistungen erreicht werden.

Neben den konventionellen Abwasserreinigungsverfahren, bei denen inerte Trägermaterialien eingesetzt und bei Bedarf externe Kohlenstoffquellen zudosiert werden, gibt es in der Literatur über Verfahren, bei denen natürliche und biologisch abbaubare Materialien als interne Kohlenstoffquelle eingesetzt werden nur wenige Berichte. Die eingesetzten Materialien dienen dabei nicht nur als C-Quelle, sondern

stellen auch die Aufwuchsfläche für die sessilen Mikroorganismen dar. Ein besonderer Vorteil dieser Stoffe gegenüber Flüssigsubstraten ist das Entfallen der aufwändigen Dosierung.

#### Festbettverfahren mit interner Kohlenstoffquelle zur Denitrifikation

Für die Denitrifikation mit festen Substraten liegen nur wenige Studien vor (Knox, 1995; Volokita et al., 1996; Soares et al., 1998; von Stackelberg, 1999; Müller et al., 2001, Khan 2003). Dabei wurden sowohl natürliche Materialien als auch künstliche Materialien eingesetzt. Grundsätzlich ist es wichtig festzustellen, dass die bisherigen Studien sich im allgemeinen auf Untersuchungen für die Anwendung im Bereich der Trinkwasserreinigung bzw. dem häuslichen Abwasserbereich beschränken. Daher können die Ergebnisse nicht direkt auf die Anwendung zur Behandlung von Sickerwasser übertragen werden.

#### Natürliche Materialien

Für die Denitrifikation von Trinkwasser setzten Volokita et al. (1996) geschreddertes Zeitungspapier als feste Kohlenstoffquelle ein. In den aufwärts durchströmten Säulen wurde bei einer Nitratkonzentration von 23 mg/l über einen Zeitraum von fünf Monaten weitgehend denitrifiziert. Für den gleichen Anwendungsfall untersuchten Soares und Abeliovich (1998) den Einsatz von Stroh als Festbetsubstrat. Sie konnten nachweisen, dass der Einsatz dieses Materials in einfachen Systemen über einen Zeitraum von zwei Monaten möglich ist, wobei eine maximale Denitrifikationsrate von 0,053 g N/(l\*d) erreicht wurde. Allerdings stieg, wie bei den Versuchen mit geschreddertem Zeitungspapier, die organische Belastung an.

In einer weiteren Studie untersuchte Knox (1995) die Eignung von Hausmüll als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation von Sickerwasser. Die höchste Umsatzrate, die mit diesem Substrat erreicht wurde lag bei 30 g N/(m<sup>3</sup>\*d). Über die Versuchsdauer wurde eine abnehmende Umsatzrate beobachtet (Knox, 1995).

Burde und Rolf (2001) berichten von einer nachgeschalteten Denitrifikation mit einem Strohfiter, in der ein Teil der freigesetzten Stoffe eine stetige Erhöhung des CSB verursachte. Dadurch konnten die gesetzlich geforderten CSB-Konzentrationen nicht

eingehalten werden. Allerdings ist die Freisetzung von cellulose- und ligninhaltigen Substanzen beim Einsatz pflanzlicher Substrate nicht zu vermeiden.

Bei den Untersuchungen konnte außerdem festgestellt werden, dass die Substratfreisetzung aus dem Stroh im Verlauf der Zersetzung abnimmt. Über einen Zeitraum von 3-4 Monaten reicht die Substratfreisetzung für zufrieden stellende Umsatzleistungen, danach muss das Stroh ausgewechselt werden. Die erreichte raumspezifische Leistung lag für die Einheit aus Strohrefaktor und Kiesfilter bei ca.  $10 \text{ g N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ .

In einer weiteren Versuchsreihe führte Rolf (2002) Substratuntersuchungen zur Eignung verschiedener Materialien durch, wobei neben Stroh auch Holz und Torf eingesetzt wurden. Die Ergebnisse zeigten, dass Holz und Torf als Kohlenstoffquellen nicht geeignet sind, da nur geringe Stickstoffeliminationsraten von ca. 30 % erreicht wurden. Beim Einsatz von Stroh und einem nachgeschalteten Kiesfilter ergaben sich Denitrifikationsraten von ca.  $10 \text{ g N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ . Im Strohrefaktor (vollständig eingetaucht) wurde bei einer mittleren Temperatur von  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  eine Umsatzleistung von ca.  $50 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  erzielt. Für die Denitrifikation im Winter sind nach Rolf (2002) um ca. ein Drittel niedrigere Umsatzraten zu erwarten.

#### Biologisch abbaubare Werkstoffe

Biologisch abbaubare Werkstoffe (BAW) können aus erneuerbaren Ressourcen oder auch aus Rest- und Abfallstoffen der Lebensmittelindustrie hergestellt werden. Oft handelt es sich bei den Stoffen um Mischungen von Stärke mit künstlichen Polymeren. Da der Stärkeanteil bis zu 70 % betragen kann, erscheint der Einsatz dieser Materialien als Kohlenstoffquelle in einer Denitrifikationsstufe sinnvoll. Allerdings sind die Stärkeblends aufgrund der teuren synthetischen Zusatzstoffe bis zu 10-mal teurer als natürliche Materialien (BMLF, 1990).

In Versuchen zur Denitrifikation von Trinkwasser (Müller et al., 2001) wurde in aufwärts durchströmten Festbetteaktoren mit dem biologisch abbaubaren Substrat Polyhydroxybutyrat (PHB) ein Nitratumsatz von  $0,2 - 0,4 \text{ kg NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  erreicht. Allerdings wird bei diesem Material der Kohlenstoffgehalt im Ablauf erhöht, daher wird eine weitere Aufbereitungsstufe nötig. In einer Studie zum Einsatz verschiede-

ner Formen eines biologisch abbaubaren Polymers (Caprolacton) als Festbettmaterial konnte von Stackelberg (1999) zeigen, dass die Umsatzleistung weitgehend unabhängig von der eingesetzten Form (Granulat, Kies, Pulver) des Materials ist. Die höchsten Leistungen von 0,5 - 0,6 kg NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) wurden mit Granulat erreicht.

Bei weiteren Untersuchungen mit biologisch abbaubaren Polymeren wurde eine ungleichmäßige Substratfreisetzung beobachtet, was zu einer nachteiligen Beeinflussung der Nitrat-Abbauprozesse führte. Zusätzlich wurde eine deutliche Erhöhung der TOC-Konzentration beobachtet (von Stackelberg, 1999; Khan, 2003).

### 3.3.5 Zusammenfassung Kenntnisstand Denitrifikation

Der Einsatz fester Kohlenstoffquellen für die Denitrifikation wurde bisher überwiegend auf dem Gebiet der Grund- und Trinkwasseraufbereitung untersucht. Die ermittelten Umsatzraten variieren zwischen 0,01 – 0,6 kg NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d). Tendenziell sind mit biologisch abbaubaren Werkstoffen höhere Umsatzraten zu erreichen als mit natürlichen Substraten. Bei verschiedenen Materialien kam es durch eine Erhöhung der Kohlenstoffkonzentration zu einer unerwünschten Belastung des Wassers. Für den Einsatz fester Kohlenstoffquellen in der Denitrifikationsstufe zur Behandlung von Sickerwasser besteht weiterhin erheblicher Forschungsbedarf hinsichtlich

- der Vermeidung von Sekundärverschmutzungen,
- der Abschätzung der Einsatzdauer des Substrates und
- der Bewertung des Unterhaltungsaufwands für diese Systeme.



## **4 MATERIAL UND METHODEN**

Im folgenden Kapitel werden der Anlagenaufbau und die Untersuchungen zu den Nitrifikations- und Denitrifikationsversuchen dargestellt. Die Versuche zu den beiden Eliminationsprozessen wurden in getrennten Versuchseinheiten durchgeführt, da die äußeren Randbedingungen der beiden Prozesse gegensätzlich sind. Außerdem sollten die Einflussgrößen für die beiden Prozesse unabhängig voneinander untersucht werden, ohne die jeweils andere Reinigungsstufe zu beeinflussen.

### **4.1 Anlagenaufbau Nitrifikationsfilter**

Der derzeitige Stand der Forschung zu Festbettverfahren zeigt, dass Nitrifikationsprozesse besonders gute Resultate in Vertikalfiltern liefern, während für die Denitrifikation Horizontalfilter vorzuziehen sind (vgl. Kapitel 3). Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse wurden die Anlagen konzipiert. Um eine Anwendung in der Praxis zu ermöglichen, sollen die Versuchsanlagen möglichst naturnah und einfach aufgebaut sein.

Es wurden zwei unterschiedliche Anlagentypen betrachtet. Zum einen kamen schwallweise beschickte Anlagen, die abwärts durchströmt und intermittierend beschickt wurden, zum Einsatz. Bei diesem Anlagentyp erfolgte durch die dem Wasserstrom folgende Luft eine Belüftung des Filterkörpers. Im Prinzip können diese Anlagen als Tropfkörper eingestuft werden. Im Verlauf der Untersuchung wurden verschiedene intermittierende Beschickungsphasen (Ruhezeit 2 - 20 min, Beschickung jeweils 1 min) erforscht. Es zeigte sich, dass die unterschiedlichen Beschickungsintervalle zu keiner Zeit die Nitrifikationsleistung der schwallweise beschickten Anlagen beeinflussten. Daneben wurde ein zweiter Anlagentyp untersucht, bei dem der Filterkörper ständig eingestaut war. Um eine vollständige Nitrifikation zu ermöglichen, benötigten diese Anlagen eine Belüftungseinrichtung. Die eingestauten Anlagen wurden entweder auf- oder abwärts durchströmt.

Das zu behandelnde Sickerwasser (Zulauf) wurde in ein Zulauffass gefüllt, in das ab dem 306. Betriebstag ein Puffer ( $\text{NaHCO}_3$ ) zur pH-Wert Kontrolle hinzugefügt wurde. Aus dem Zulauffass (Zulauf für alle Nitrifikationsanlagen) förderten Pumpen das Sickerwasser in den Vorlagebehälter der jeweiligen Nitrifikationsanlage. Die Vorlagebehälter bestanden aus drei kommunizierenden Kammern (vgl. Abbildung 4.1). Bei vollständiger Durchmischung, die durch die dynamische Beschickung und dem sich natürlicherweise einstellenden Konzentrationsausgleich erreicht wurde, lag im gesamten Behälter die gleiche Konzentration vor. Der Wasserstand im Vorlagebehälter blieb stets gleich. Sobald Sickerwasser aus dem Zulauffass in den Vorlagebehälter gefördert wurde, lief aus der Ablaufkammer des Behälters die entsprechende Wassermenge ab. Dies bedeutet, dass täglich ein festgelegtes Volumen ausgetauscht wurde.

Insgesamt wurden über einen Zeitraum von ca. 920 Tagen drei schwallweise beschickte Anlagen und neun eingestaute Anlagen untersucht.

#### 4.1.1 Schwallweise beschickte Anlagen

In Abbildung 4.1 ist der Aufbau der schwallweise beschickten Anlagen schematisch dargestellt. Das Festbett wurde in einem PVC-Rohr mit einem Durchmesser von 0,10 m eingebaut. Auf einer gelochten Unterlegscheibe wurde eine ca. 0,10 m hohe Filterschicht aus Kies angeordnet. Darüber wurde das Festbettmaterial bis zu einer Stärke von 1,00 m eingebaut. Auf der Filteroberfläche wurde eine gelochte Prallscheibe angeordnet, die eine gleichmäßige Verteilung des Wassers über den gesamten Filterquerschnitt ermöglichte. Aus der Zulaufkammer wurde das Sickerwasser schwallweise mit unterschiedlichen Beschickungsrhythmen von oben über das Festbett gepumpt. Das Wasser staute sich auf der Prallscheibe minimal auf und durchströmte danach gleichmäßig den Filterkörper. Infolge der Gravitation dringt anschließend wieder Luft in den Porenraum ein. Auf diese Weise wurde der Biofilm der Nitrifikationsanlage mit Sauerstoff versorgt. Das Wasser floss dann in die mittlere Kammer des Vorlagebehälters ab. Nach jeder Beschickungsphase fand in dem Behälter ein Konzentrationsausgleich statt.

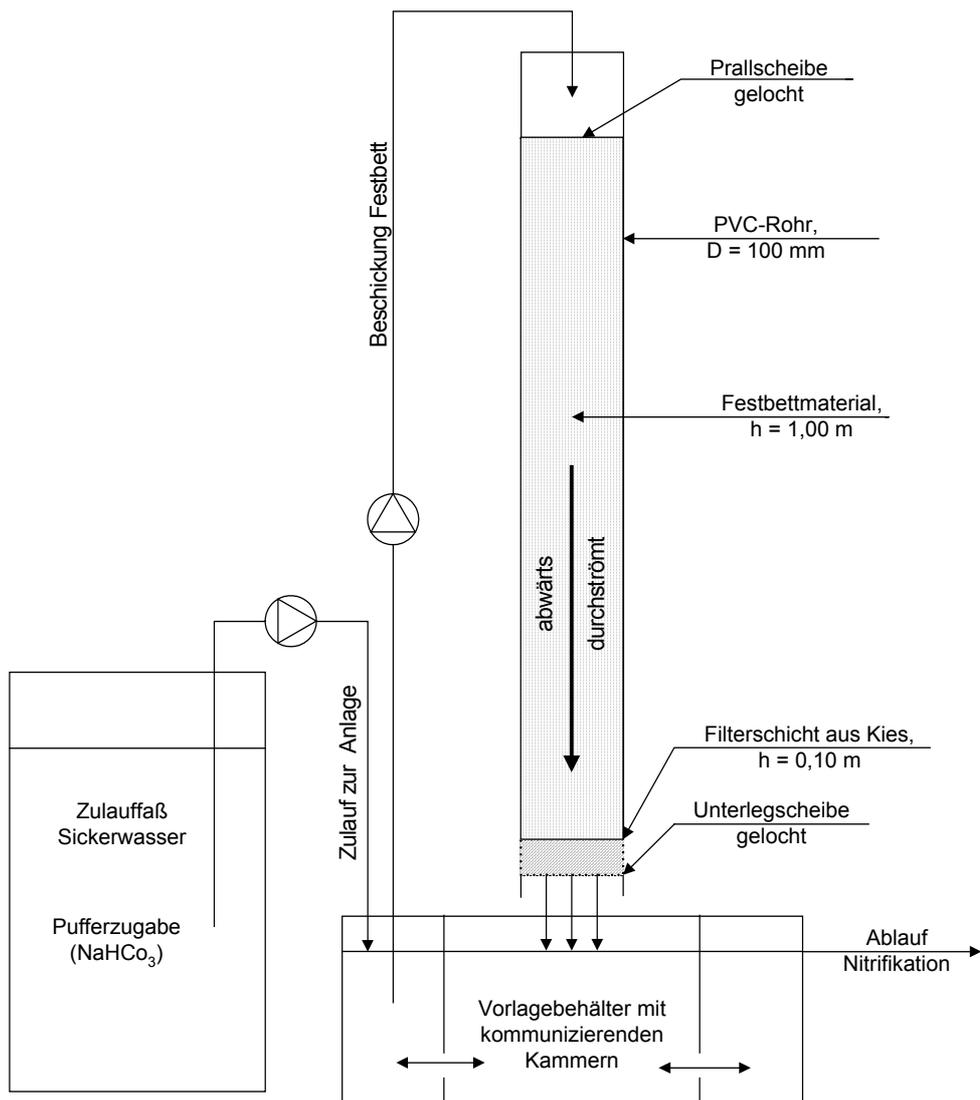


Abbildung 4.1 Aufbau Schwallanlagen, intermittierende Beschickung

#### 4.1.2 Eingestaute Anlagen

Der schematische Aufbau dieses Anlagentyps ist in Abbildung 4.2 und Abbildung 4.3 dargestellt. In Abbildung 4.2 ist eine eingestaute Anlage dargestellt, die von oben beschickt also abwärts durchströmt wird. Dagegen zeigt Abbildung 4.3 eine von unten beschickte, aufwärts durchströmte Anlage.

In der eingestauten, abwärts durchströmten Anlage wurde das Festbett ebenfalls auf einer 0,10 m starken Stützschrift aus Kies in ein PVC-Rohr mit einem Durchmesser von 0,10 m eingebaut. Um einen Einstau des Festbetts zu ermöglichen, wurde ein Siphon angeordnet. Nach dem Durchströmen des Filters floss das behandelte Wasser durch den Siphon in die mittlere Kammer des Vorlagebehälters ab. Der Zu- und Ablauf zum Vorlagebehälter wurde wie vorher beschrieben gesteuert. Allerdings war für diesen Anlagentyp eine zusätzliche Belüftung des Sickerwassers erforderlich, um ausreichend Sauerstoff für die Nitrifikation zur Verfügung zu stellen. Die Belüftung wurde, wie in Abbildung 4.2 gezeigt, in der Zulaufkammer des Vorlagebehälters vorgenommen. Die Höhe des Überstaus über dem Filterkörper betrug ca. 0,10 m. Dadurch konnte gewährleistet werden, dass der gesamte Filterkörper ständig mit dem Sickerwasser in Kontakt war. Ebenso wurde durch den Überstau eine gleichmäßige Verteilung des zugeführten Wassers über den Filterquerschnitt erreicht.

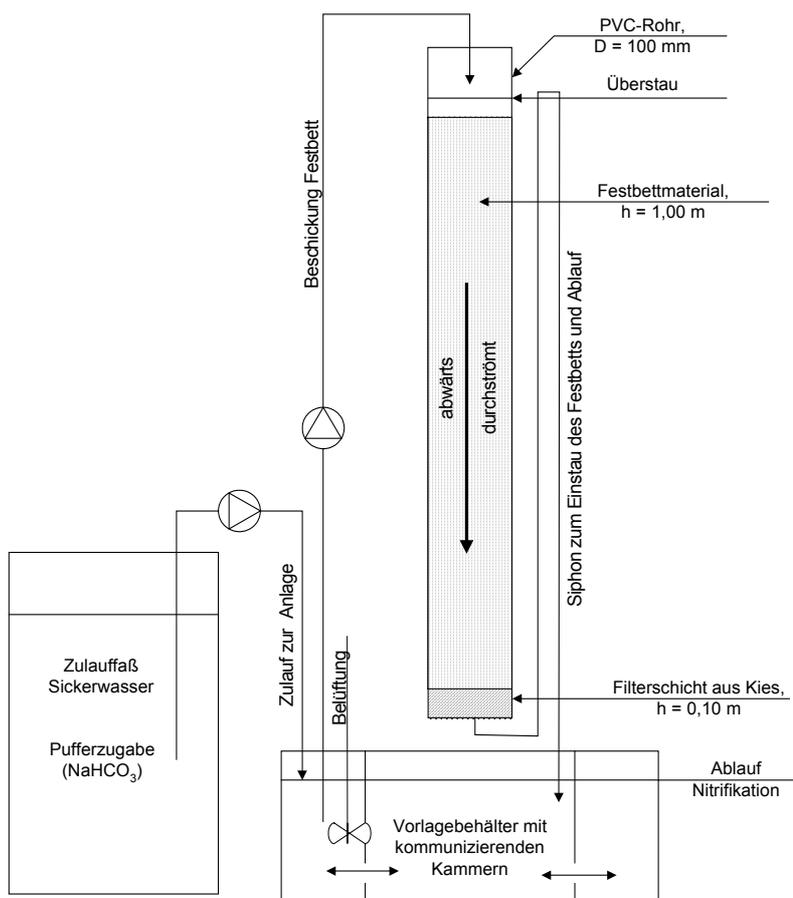


Abbildung 4.2 Anlagenaufbau eingestaute Anlage, kontinuierliche Beschickung von oben

In der aufwärts durchströmten Variante der eingestauten Nitrifikationsanlagen wurde das Festbett von unten beschickt und ebenfalls ca. 10 cm überstaut. Auch bei diesem System war eine Belüftung des Sickerwassers im Vorlagebehälter notwendig, da durch den Einstau mit Wasser kein Sauerstoff in den Biofilm diffundieren konnte. Eine Versorgung mit Sauerstoff ist allerdings eine Voraussetzung für die Nitrifikation. Zum Teil wurde bei diesem Anlagentyp noch eine zusätzliche Filterschicht aus Kies auf dem Festbett aufgebracht (hier nicht dargestellt). Diese Schicht hatte die Aufgabe, evtl. transportierte Biomasse zurückzuhalten.

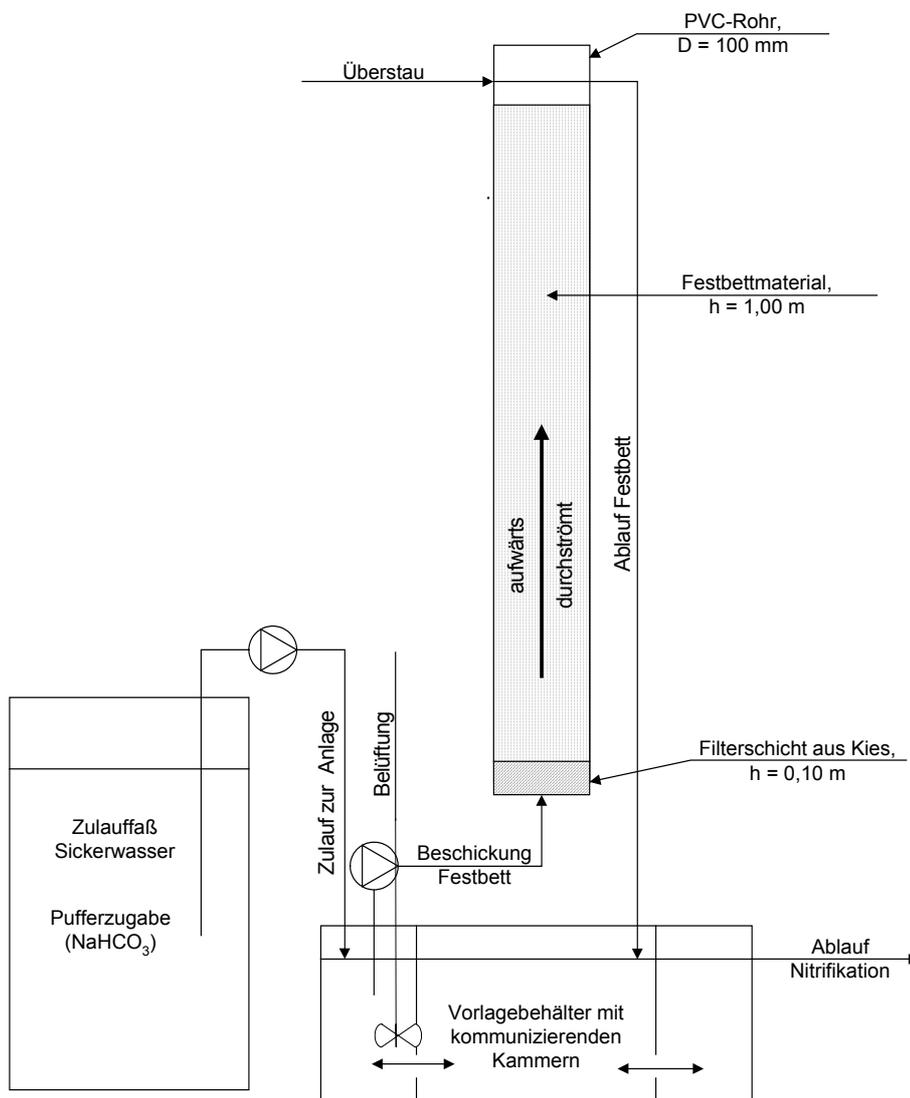


Abbildung 4.3 Anlagenaufbau eingestaute Anlage, kontinuierliche Beschickung von unten

Die Auswahl der eingesetzten Festbettmaterialien wurde unter Berücksichtigung folgender Aspekte vorgenommen:

- natürliches, kostengünstiges Material mit großer Verfügbarkeit
- gute Aufwuchsmöglichkeiten (möglichst große Oberfläche)
- minimale Verstopfungsgefahr
- gutes Pufferungsvermögen
- evtl. Adsorptionsfähigkeit

In Tabelle 4.1 sind die eingesetzten Filtermaterialien den jeweiligen Anlagen zugeordnet. Dabei werden Materialien mit Adsorptionspotential aufgrund einer großen inneren Oberfläche (Aktivkohle, Seramis) und Materialien ohne Adsorptionsvermögen (Kies, Sand, Keramikkugeln) eingesetzt. Die Abbildung 4.4 zeigt eine Auswahl der eingesetzten Filtermaterialien (Kies, Seramis und Keramikkugeln).

Tabelle 4.1 Festbettmaterialien Nitrifikation

Anlagentyp	Festbettmaterial				
	Keramikkugeln (KK)	Seramis®	Kies	Sand	Aktivkohle (AK)
Schwallweise beschicktes System	F1	F2	F3		
Eingestautes System	F4B, F5, F5A, F9	F6, F6A, F6B		F4	F7



Abbildung 4.4 Auswahl Festbettmaterial Nitrifikation

Als Anlagenbezeichnung wurde eine durchgehende Nummerierung mit dem Präfix F (Filter) gewählt. Die Ergänzungen A und B bezeichnen Anlagen, die nur zeitweise bzw. nicht über den gesamten Untersuchungszeitraum betrieben wurden. Die hier verwendeten Bezeichnungen werden auch in Kapitel 5 bei der Beschreibung der Ergebnisse zur Nitrifikation verwendet. Ein Überblick über die äußeren Randbedingungen der eingesetzten Vertikalfiltersysteme und der untersuchten Parameter der Nitrifikationsanlagen gibt die folgende Tabelle 4.2.

Tabelle 4.2 Überblick Randbedingungen und untersuchte Parameter Nitrifikationsanlagen

Anlagentyp	schwallweise beschickt	eingestaut	
		F5A, F6A, F9	F4, F4B, F5, F6, F6B, F7
Anlage Nummer	F1, F2, F3	F5A, F6A, F9	F4, F4B, F5, F6, F6B, F7
Beschickung von	oben	oben	unten
Durchströmrichtung	abwärts	abwärts	aufwärts
Kontakt Festbett/Sickerwasser	diskontinuierlich	kontinuierlich	kontinuierlich
Zusätzliche Belüftung	nein	ja	ja
Zulauf	kontinuierlich	kontinuierlich	kontinuierlich
mittlere Konzentration Zulauf	variabel (100 – 1000 mg NH <sub>4</sub> -N/l)		
Versuchsdauer	ca. 920 d		
Untersuchte Parameter	NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, TOC, pH, T		

Die folgende Abbildung 4.5 zeigt die Nitrifikationsanlagen, wie sie im Technikum des Fachgebietes Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft der Bergischen Universität Wuppertal betrieben wurden. Die drei linken Anlagen (F1 – F3) wurden schwallweise beschickt. Bei allen anderen fand ein kontinuierlicher Kontakt zwischen dem Wasser und dem Festbett statt (eingestaute Anlagen). Die Anlage F4B, bei der das Filterrohr und der Vorlagebehälter mit einer Dämmung ummantelt sind, wurde zum Zeitpunkt der Aufnahme hinsichtlich des Einflusses niedriger Temperaturen untersucht. Ebenso sind die unterschiedlichen Filtermaterialien der Anlagen sowie der kurzzeitige Aufstau (direkt nach der Beschickung) bei den schwallweise beschickten Anlagen und der ca. 10 cm hohe Überstau der eingestauten Anlagen (erste und zweite von rechts) in der Abbildung zu erkennen.



Abbildung 4.5 Nitrifikationsanlagen im Technikum

## 4.2 Versuchsprogramm Nitrifikation

Angestrebt wird eine zufrieden stellende biologische Stickstoffelimination des mit Ammonium belasteten Sickerwassers mit den zuvor beschriebenen Anlagen, dabei sind folgende Fragen zu klären:

- Welche Umsatzraten können erreicht werden?
- Gibt es bei den eingesetzten Nitrifikationsanlagen direkt messbare Auswirkungen von Belastungsschwankungen auf die Nitrifikationsleistung?
- Sind die Reaktionen abhängig von der aufgebrachten Belastung? Gibt es Unterschiede bei der Reaktion der verschiedenen Anlagentypen?
- Verursachen sinkende bzw. dauerhaft niedrige pH-Werte einen Effekt in Bezug auf die Leistungsfähigkeit der Mikroorganismen?
- Wirken sich sinkende bzw. niedrige Temperaturen auf den Nitrifikationsprozess aus?
- Wenn ja, ab welchen Schwankungen bzw. ab welchen Temperaturen oder pH-Werten wird der Nitrifikationsprozess beeinträchtigt?
- Sind Aussagen zur Größenordnung und zum Zeitraum des auftretenden Effekts möglich?
- Besteht die Möglichkeit, in den Nitrifikationsanlagen Kohlenstoff abzubauen bzw. zurückzuhalten?

Um diese Fragen zu klären, wurden im Versuchsprogramm die Einflussfaktoren Belastung, niedrige pH-Werte und niedrige Temperaturen untersucht. Zusätzlich wurden die Anlagen hinsichtlich des Kohlenstoffabbaus bzw. des Adsorptionsvermögens einander gegenübergestellt.

Die angewandte Methodik für die separat untersuchten Parameter wird im Folgenden beschrieben. Für den Parameter Belastung wurde die in Tabelle 4.3 dargestellte Untersuchungsmethodik gewählt.

Tabelle 4.3 Versuchsprogramm zum Einfluss von Belastungsschwankungen

Frage	Einfluss von Belastungsschwankungen
Methode	Belastungsschwankungen; Stöße bzw. sukzessive Steigerung
untersuchte Parameter	NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N
Zeitraum	gesamter Versuchszeitraum
untersuchte Anlagen	alle
Ergebnis in Kapitel	5.1

Während der gesamten Versuchsdauer wurden die Nitrifikationsanlagen mit unterschiedlichen Belastungen beschickt. Dabei wird die Belastung im Zulauf als täglich aufgebrachte Menge an Ammoniumstickstoff je Volumeneinheit des Festbettes [kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d)] definiert. Aufgrund von Konzentrationsschwankungen im Zulauf sowie als Folge hydraulischer Veränderungen traten stoßweise Belastungsveränderungen verschiedener Größe auf. Ebenso wurde die Belastung phasenweise sukzessive gesteigert. Die Steuerung der Belastung wurde über die Konzentration im Zulauf (evtl. Verdünnung mit Trinkwasser) und die Zulaufmenge vorgenommen. Die Parameter, die für die Bewertung betrachtet wurden, sind in Tabelle 4.3 aufgeführt.

Die Einstufung der Belastungsbereiche erfolgte wie in Tabelle 4.4 dargestellt. Der grau unterlegte Abschnitt kennzeichnet den Bereich, in dem die festgelegte Grenzbelastung liegt. Die Ergebnisse zum Einfluss von Belastungsschwankungen werden in Kapitel 5.1 vorgestellt.

Tabelle 4.4 Einstufung Belastungsbereiche

Mittlere Belastung	Bezeichnung
[kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d)]	
0,001-0,084	niedrige Belastung (N)
0,085-0,100	mittlere Belastung (M)
0,100-0,300	hohe Belastung (H); Grenzbelastung = 0,250 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d)
0,300-0,500	sehr hohe Belastung (SH)

Die Untersuchungen zum Einfluss von niedrigen pH-Werten beziehen sich auf alle Anlagen. In der ersten Phase der Versuche wurden die Nitrifikationsanlagen ohne pH-Steuerung betrieben. Aufgrund der Charakteristik der Nitrifikation (vgl. Kapitel 3.3.2) kam es zu einem Absinken der pH-Werte. Nachdem über einen Zeitraum von ca. 100 d niedrige pH-Werte nachgewiesen wurden, wurde eine pH-Wert Kontrolle eingeführt. Dem Zulauf wurde ab diesem Zeitpunkt ein pH-Puffer (NaHCO<sub>3</sub>) zugegeben und nachfolgend blieben die pH-Werte im optimalen Bereich für die Nitrifikation. Die Randbedingungen der Untersuchungen zum Einfluss niedriger pH-Werte sind in Tabelle 4.5 aufgeführt. Die Ergebnisse über die Auswirkungen niedriger pH-Werte werden in Kapitel 5.2 vorgestellt.

Tabelle 4.5 Versuchsprogramm zum Einfluss niedriger pH-Werte

Frage	Einfluss niedriger pH-Werte
Methode	Nitrifikation ohne pH-Puffer
untersuchte Parameter	pH, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N
Zeitraum	ca. 100 Tage
untersuchte Anlagen	alle
Ergebnis in Kapitel	5.2

Um den Effekt absinkender bzw. niedriger Temperaturen auf die Nitrifikation zu untersuchen, wurde die Wassertemperatur in den Vorlagebehältern der untersuchten Anlagen bis auf 5 °C zur Simulation von Herbst- bzw. Wintertemperaturen abgesenkt. Die Versuchsmethodik und die Randbedingungen dieser Versuchsreihe sind in Tabelle 4.6 dargestellt.

Tabelle 4.6 Versuchsprogramm zum Einfluss niedriger Temperaturen

<b>Frage</b>	<b>Einfluss niedriger Temperaturen</b>
Methode	Absenkung der Wassertemperatur bis auf 5 °C
untersuchte Parameter	T, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N
Zeitraum	ca. 270 Tage
untersuchte Anlagen	F3, F4B, F1 (normale Technikumsbedingungen)
Ergebnis in Kapitel	5.3

Die Vorlagebehälter und die untersuchten Nitrifikationsanlagen (F3, F4B) sowie alle Zuleitungen wurden mit einer Dämmung verkleidet, um ein Ansteigen der Wassertemperatur zu vermeiden. Die Wassertemperatur wurde mit einer Kühleinrichtung in der Zulaufkammer des jeweils untersuchten Vorlagebehälters gesteuert und gemessen. Zum Vergleich wurde die Wassertemperatur in Anlage F1 (ohne Kühlung, Technikumsbedingungen) aufgenommen. Für die Untersuchungen und die Auswertung der Ergebnisse wurden die in Tabelle 4.7 aufgeführten Bezeichnungen der Temperaturbereiche gewählt. Bei den Versuchen zum Einfluss niedriger Temperaturen wurden die grau unterlegten Bereiche untersucht. Die Ergebnisse werden in Kapitel 5.3 dargestellt.

Tabelle 4.7 Einstufung Temperaturbereiche

<b>Temperatur</b>	<b>Bezeichnung</b>
[ °C ]	
30-20	Technikumsbedingungen Sommer
20-15	Technikumsbedingungen Winter
15-10	mittlere Temperaturen (Herbst)
10-8	niedrige Temperaturen (Herbst-Winter)
8-5	sehr niedrige Temperaturen (Winter)

Um Aussagen über den Kohlenstoffabbau und das Adsorptionsvermögen der einzelnen Anlagen treffen zu können, wurden die Ergebnisse für die Zu- und Ablaufkonzentrationen des TOC über den gesamten Versuchszeitraum gegenübergestellt. Bei der Auswertung wurde der Einfluss des Anlagentyps und des jeweils eingesetzten Festbettsubstrats abgeschätzt.

Die Bilanzierung zeigt, ob neben der Elimination von Stickstoff auch Kohlenstoff abgebaut bzw. adsorbiert werden kann. Die Ergebnisse zum Abbau bzw. zur Adsorption von Kohlenstoff in der Nitrifikationsstufe werden in Kapitel 5.4 vorgestellt. Die folgende Tabelle 4.8 stellt das Versuchsprogramm zum Kohlenstoffabbau dar.

Tabelle 4.8 Versuchsprogramm zum Kohlenstoffabbau und zur Adsorption

Frage	Verhalten bei unterschiedlicher hydraulischer Belastung
Methode	Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufkonzentrationen
untersuchte Parameter	Summe TOC im Ablauf (mg/l <sub>FB</sub> )
Zeitraum	gesamter Versuchszeitraum
untersuchte Anlagen	alle
Ergebnis in Kapitel	5.4

Die für die Auswertung der Nitrifikationsversuche betrachteten Parameter wurden mit den in Tabelle 4.11 (S. 62) aufgeführten Bestimmungsmethoden erfasst und bis zu den genannten Nachweisgrenzen analysiert.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Nitrifikation werden in Kapitel 5 vorgestellt. Für jeden Stickstoffparameter wird ein kennzeichnendes Symbol eingeführt, welches durchgehend in den Abbildungen verwendet wird. Die allgemein gültige Kennzeichnung sieht folgendermaßen aus:



### 4.3 Anlagenaufbau Denitrifikation

Zu Beginn der Denitrifikationsversuche wurden Untersuchungen zu den Materialeigenschaften der potentiell geeigneten Substrate durchgeführt. Für diese Vorversuche (Stand-, Kreis- und Durchlaufversuche) wurden einfache Vertikalfilter verwendet, da in diesem Stadium die grundsätzliche Eignung der festen Kohlenstoffquellen ermittelt werden sollten. Vor der Materialauswahl für die Untersuchungen wurden bestimmte allgemeine Eigenschaften definiert, die erforderlich waren, um die Randbedingungen für ein einfaches System einzuhalten. Dazu gehören

- eine allgemeine Verfügbarkeit,
- eine einfache Handhabung (Lagerung, Sicherheitsmaßnahmen),
- geringe Beschaffungskosten,
- eine gleichmäßige Zusammensetzung,
- keine bzw. nur geringe Verunreinigungen,
- eine dauerhafte Struktur auch bei langfristigem Kontakt mit Wasser,
- eine langfristige Verfügbarkeit von Kohlenstoff und
- eine minimale Sekundärverschmutzung.

In Studien zum Einsatz fester Stoffe als Kohlenstoffquelle wurden neben natürlichen Materialien auch biologisch abbaubare Werkstoffe untersucht (vgl. Kap. 3.3.4; Khan, 2003). Demzufolge wurden die folgenden Substrate für die geplanten Versuchsreihen ausgewählt.

## Natürliche Materialien

- Papier (geschreddert)
- Stroh
- Kompost
- Holzpellets (gepresste Holzspäne)
- vorbehandeltes Stroh (Beschreibung der Vorbehandlung vgl. Kap. 6.1.1)
- Rindenmulch

In der folgenden Abbildung 4.6 sind von links oben nach rechts unten die ersten vier Materialien dargestellt.



Abbildung 4.6 Auswahl natürliche Materialien Denitrifikationsfilter

## Biologisch abbaubare Werkstoffe

- S (basiert auf Kartoffelstärke, teilweise hydrolisiert), Granulat
- BM (Biopolyester, PHB), Granulat
- B (Kartoffelstärke und biologisch abbaubare Polymere), Granulat

Die folgende Abbildung 4.7 zeigt die eingesetzten biologisch abbaubaren Granulate (oben: Material S, links unten: Material BM, rechts unten: Material B).



Abbildung 4.7 Biologische abbaubare Werkstoffe Denitrifikationsfilter

#### 4.3.1 Versuchsbehälter Vorversuche

Die kleinmaßstäblichen Versuchsbehälter für die Standversuche (vgl. Kapitel 6.1.1 und 6.1.2) sind schematisch in der folgenden Abbildung 4.8 dargestellt. Die Anlagen bestehen aus PVC-Standzylindern mit einem Durchmesser von 10 cm und einer Höhe von 30 cm. Die untersuchten Substrate wurden für einige Tage vollständig mit nitrifiziertem Sickerwasser (Ablauf Nitrifikation) überstaut.

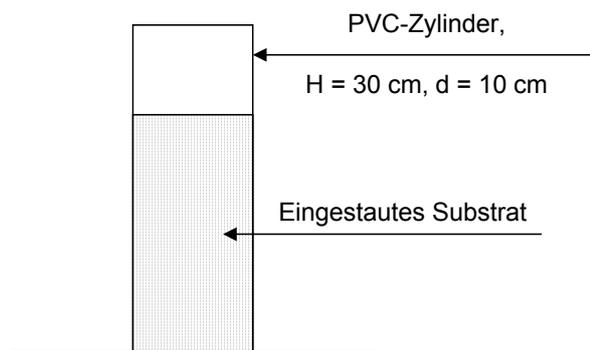


Abbildung 4.8 Schematische Darstellung der Standversuche

Das Ziel dieser Untersuchungen war die Ermittlung der Verfügbarkeit des im Material enthaltenen Kohlenstoffs für den Nitratabbau und der erreichbaren Eliminationsraten.

Die Anlagen für die Kreis- bzw. Durchlaufversuche waren folgendermaßen aufgebaut: die Versuchsanlagen bestanden aus einer PVC-Säule mit einem Durchmesser von 3,25 cm und einer Höhe von 11 cm. Diese Säulen wurden durch Schlauchpumpen mit nitrifiziertem Sickerwasser beschickt und aufwärts durchflossen. Bei beiden Versuchsanordnungen war das Festbett vollständig eingestaut, so dass anoxische bzw. anaerobe Verhältnisse vorlagen. Lediglich die Wasserführung wurde verändert. Bei den Versuchen zur Kreislaufführung floss das Wasser nach dem Durchströmen des Festbetts zurück in den Vorlagebehälter. Von dort aus wurde es mehrfach durch das Festbett gepumpt. Dagegen durchströmte das Sickerwasser bei den Durchlaufversuchen das Festbett nur einfach. Die Beprobung des Ablaufs erfolgte in unregelmäßigen Abständen, dabei wurde jeweils ein festgelegtes Volumen entnommen; analysiert wurde  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  und TOC. In Abbildung 4.9 sind beide Varianten des Anlagenaufbaus schematisch dargestellt.

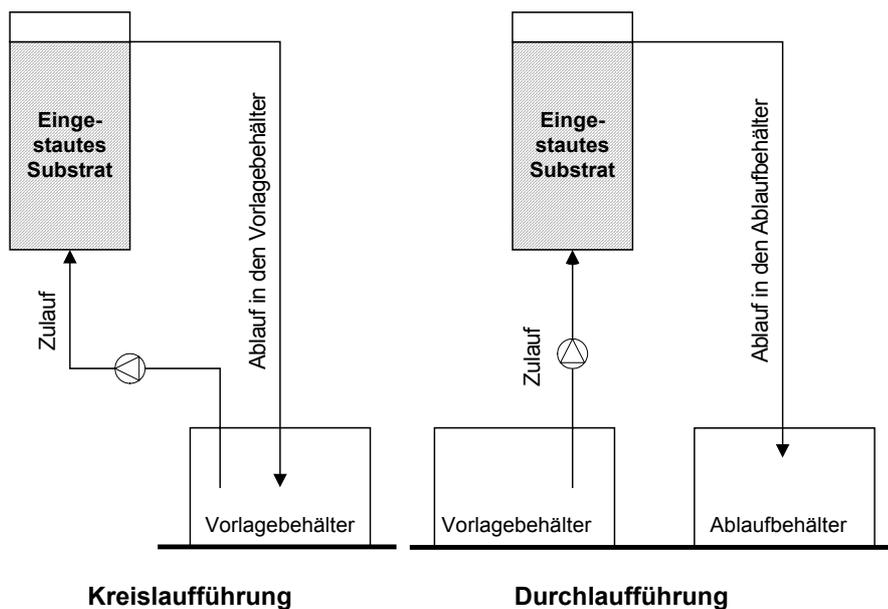


Abbildung 4.9 Schematischer Aufbau Versuche Kreis- und Durchlaufführung

#### 4.3.2 Standardisierte Versuchsbehälter

Nachdem die Versuchsreihen zur Festlegung der grundsätzlichen Eignung der Substrate als Kohlenstoffquelle abgeschlossen waren, wurde ein standardisierter horizontal durchströmter Versuchsbehälter für die Versuchsreihe 1 (Kapitel 6.1.3) und die Langzeituntersuchung für Stroh (Kapitel 6.2) entwickelt. Abbildung 4.10 zeigt eine schematische Darstellung des Versuchsaufbaus.

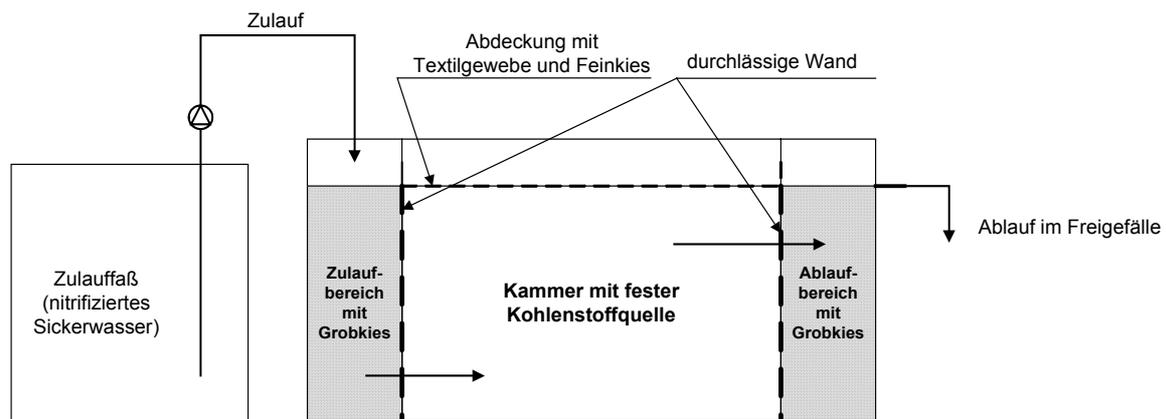


Abbildung 4.10 Schematischer Aufbau Langzeituntersuchung

Der Versuchsbehälter wurde mittels gelochter Wände in 3 Bereiche eingeteilt. Das zu reinigende Wasser durchfloss den Behälter von links nach rechts. Im Zu- und Ablaufbereich des Behälters wurde Grobkies angeordnet, um eine gleichmäßige Wasserverteilung über den gesamten Filterquerschnitt zu erreichen. Nur der mittlere Abschnitt wurde mit dem Festbettssubstrat, das als interne Kohlenstoffquelle diente, befüllt. Der Kies im Ablaufbereich wurde angeordnet, um eine Verstopfung des Ablaufs zu vermeiden, d.h. einen eventuellen Rückhalt von Feststoffen und Biomasse zu ermöglichen. Für die Berechnung des Denitrifikationsvolumens wurde nur das Volumen der mittleren Kammer angesetzt, da nur hier Kohlenstoff für die Denitrifikation freigesetzt wurde.

Bei der Inbetriebnahme wurden alle Anlagen zuerst mit Grobkies im Zu- und Ablaufbereich befüllt. Dann wurde im mittleren Bereich das Festbettssubstrat, möglichst ohne Verdichtung, eingebracht. Zuletzt wurde der Versuchsbehälter mit nitriertem

Sickerwasser aufgefüllt und die Abdeckung zur Auftriebssicherung mit einem Textilgewebe und Feinkies aufgebracht. Anschließend wurde die Zulaufpumpe eingeschaltet, die das Wasser aus dem Zulauffass in den Zulaufbereich der jeweiligen Anlage pumpt. Nach dem Durchströmen des Horizontalfilters lief das Wasser am Auslauf im freien Gefälle ab. Die Höhe des Auslaufs (H) wurde an das jeweilige Festbettvolumen (Volumenreduktion über die Zeit) durch Absenken des Wasserspiegels angepasst. So wurde sichergestellt, dass das Wasser vollständig in Kontakt mit dem Festbett blieb.

Die Abbildung 4.11 und die Abbildung 4.12 zeigen den standardisierten Versuchsbehälter mit den gelochten Wänden zur Unterteilung der Kammern bzw. das eingebaute Material in den einzelnen Kammern (Kies in der Zu- und Ablaufkammer und vorbehandeltes Stroh in der mittleren Kammer mit der Abdeckung zur Auftriebssicherung).

Die aufgebrachte Markierung erlaubt eine Einschätzung des Größenmaßstabs. (je 1 cm). Die Innenabmessung des Versuchsbehälters beträgt 0,38 m x 0,32 m x H. Die Zu- und die Ablaufkammer sind ca. 0,07 m breit, die mittlere Kammer für das Festbettsubstrat hat eine Abmessung von 0,24 x 0,32 x H.



Abbildung 4.11 Versuchsbehälter für die Langzeituntersuchung



Abbildung 4.12 Versuchsbehälter Langzeituntersuchung mit Stroh und Kies sowie Abdeckung

#### **4.4 Versuchsprogramm Denitrifikation**

Einen schematischen Überblick über das durchgeführte Versuchsprogramm zeigt Abbildung 4.13. Der hellgrau unterlegte Bereich kennzeichnet die Zielsetzungen und die Fragestellungen, welche durch die Denitrifikationsversuche geklärt werden sollen. Prinzipiell gliedert sich das Versuchsprogramm in zwei Abschnitte, die Vorversuche mit Versuchsreihe 1 und die Langzeituntersuchung.

Im ersten Abschnitt (Kapitel 6.1) werden die verschiedenen Materialien hinsichtlich ihrer grundsätzlichen Eignung als feste Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation von Sickerwasser untersucht. Dafür wird die Lösbarkeit des verfügbaren Kohlenstoffs und dessen biologische Abbaubarkeit ermittelt, sowie die langfristige Eignung als Festbetsubstrat geklärt. Ebenso wird die potentielle Sekundärverschmutzung durch die Freisetzung von TOC eingeschätzt, sowie der Einfluss materialspezifischer Charakteristika auf den Behandlungsprozess untersucht.

Im zweiten Abschnitt (Langzeituntersuchung, Kapitel 6.2) werden nur Materialien eingesetzt, die den Reinigungsprozess weder durch ein Risiko zur Sekundärverschmutzung noch durch den Austrag von Feststoffen oder den Strukturverlust des Materials beeinträchtigen.

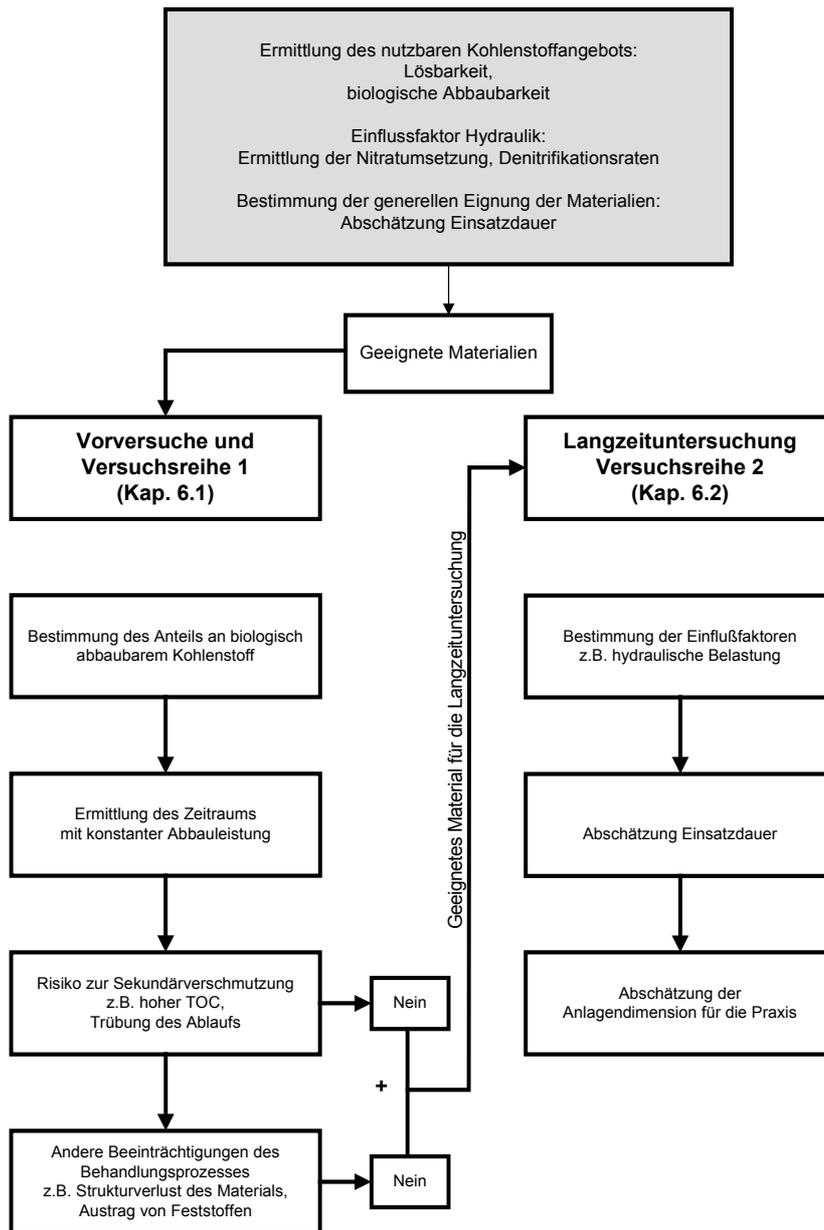


Abbildung 4.13 Schematischer Versuchsablauf der Denitrifikationsversuche

In der Langzeituntersuchung wird der Einfluss der hydraulischen Belastung ermittelt sowie die Einsatzdauer des Substrats abgeschätzt. Die einzelnen Anlagen unterscheiden sich nur durch die aufbrachte hydraulische Belastung  $[l/(kg_{FB} \cdot d)]$  und die Aufenthaltszeit (vgl. Tabelle 6.6 und 6.7). Eine Einstufung der hydraulischen Belastungsbereiche der Denitrifikationsanlagen ist in Tabelle 4.9 dargestellt. Das Ziel ist die Abschätzung der Anlagendimensionierung für die Praxis.

Tabelle 4.9 Einstufung der hydraulischen Belastung

<b>Belastung</b> [l/(kg <sub>FB</sub> *d)]	<b>Bezeichnung</b>
0,4 - 0,8	niedrige Belastung
0,9 - 1,6	mittlere Belastung
1,7- 2,6	hohe Belastung
> 2,7	sehr hohe Belastung

Das zuvor beschriebene Versuchsprogramm für die Langzeituntersuchung wird in der folgenden Tabelle 4.10 nochmals dargestellt.

Tabelle 4.10 Versuchsprogramm zum Einfluss der hydraulischen Belastung

<b>Frage</b>	<b>Einfluss der hydraulischen Belastung</b>
Methode	Unterschiedliche Belastung der Anlagen
untersuchte Parameter	NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, TOC
Zeitraum	unterschiedlich (bis zu 380 Tage)
untersuchte Anlagen	F, H, N, P, Q, R, S, T, U
Ergebnis in Kapitel	6.2

Die verwendeten Bestimmungsverfahren für die Analytik der Denitrifikationsversuche und die Nachweisgrenzen sind in Tabelle 4.11 aufgeführt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Denitrifikation werden in Kapitel 6 vorgestellt. Für die untersuchten Parameter NO<sub>3</sub>-N und TOC wurden folgende Symbole als Kennzeichnung in den Abbildungen gewählt:

NO<sub>3</sub>-N  TOC 

Die Anlagen werden mit Buchstaben bezeichnet. Die Bezeichnung ist durchgehend (A bis U) und abhängig vom Zeitpunkt der Inbetriebnahme der Anlage. So wurden z.B. die Anlagen F und H für die Versuchsreihe 2 schon während der Betriebszeit von Versuchsreihe 1 in Betrieb genommen.

Tabelle 4.11 Bestimmungsmethoden und Nachweisgrenzen

<b>Parameter (Nachweisgrenze)</b>	<b>Untersuchungsmethode</b>
CSB	Bestimmung aus der Original-, filtrierten oder membranfiltrierten (0,45 µm) Probe; Photometer Dr. Lange CADAS 200; Küvetten Dr. Lange
NH <sub>4</sub> -N	Bestimmung aus der Original- oder filtrierten Probe; ammoniakselektive Elektrode Metrohm oder Schott NH 1100
(< 0,1)	Bestimmung aus der Original- oder filtrierten Probe; Photometer Dr. Lange CADAS 200; Küvetten Dr. Lange
	Bestimmung aus der Original-Probe; Analysestäbchen Merck Merckoquant
NO <sub>2</sub> -N	Bestimmung aus der filtrierten und membranfiltrierten (0,45 µm) Probe; Messung nach DIN EN ISO 10304-2 (D20); Ionenchromatograph Metrohm 790 Personal IC
(< 0,03)	Bestimmung aus der Original- oder filtrierten Probe; Photometer Dr. Lange CADAS 200; Küvetten Dr. Lange
	Bestimmung aus der Original-Probe; Analysestäbchen Merck Merckoquant
NO <sub>3</sub> -N	Bestimmung aus der filtrierten und membranfiltrierten (0,45 µm) Probe; Messung nach DIN EN ISO 10304-2 (D20); Ionenchromatograph Metrohm 790 Personal IC
(< 0,03)	Bestimmung aus der Original- oder filtrierten Probe; Photometer Dr. Lange CADAS 200; Küvetten Dr. Lange
	Bestimmung aus der Original-Probe; Analysestäbchen Merck Merckoquant
TOC (< 1,0)	Bestimmung aus der Original-, filtrierten oder membranfiltrierten (0,45 µm) Probe; Messung nach DIN EN 1484 (H3); TOC-Analysator Shimadzu TOC-V <sub>E</sub>
O <sub>2</sub>	Messung nach DIN 38408; Messgerät WTW MultiLine F/Set-3
pH	Messung nach DIN 38404 (C5); Messgerät WTW MultiLine F/Set-3
T	Messgerät WTW MultiLine F/Set-3

## 5 ERGEBNISSE NITRIFIKATION

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Langzeituntersuchungen zur Nitrifikation dargestellt. Abbildung 5.1 gibt anhand einer typischen Verlaufskurve (F2, Schwallanlage, diskontinuierlich beschickt; vgl. Kapitel 4.1) einen generellen Überblick über die Durchführung der Versuchsreihe bezüglich der Belastung und dem Verhalten der Anlagen.

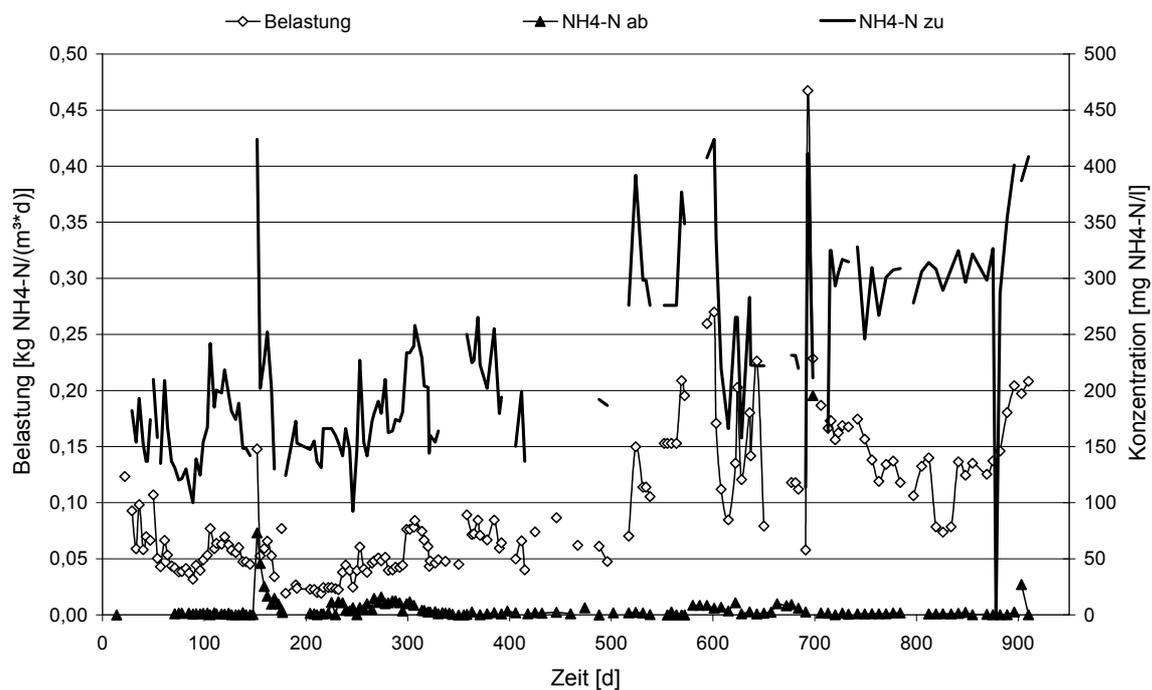


Abbildung 5.1 Verlaufskurve Belastung und Ammoniumkonzentration im Zu- und Ablauf, F2

Es ist zu erkennen, dass diese Anlage zu Beginn der Versuche mit niedriger bis mittlerer Belastung gefahren wurde (vgl. Kapitel 4.2). Erst in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums wurde die Belastung deutlich gesteigert. Dies gilt für den Betrieb aller untersuchten Anlagen mit Ausnahme von Anlage F7. Diese wurde von Beginn an - und über einen großen Teil der Untersuchungen - um ein Vielfaches höher belastet (vgl. Tabelle 5.1).

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Nitrifikationsanlagen hinsichtlich der Umsatzleistung und der Prozessstabilität sowie bezüglich der entscheidenden Randbedingungen und Einflussfaktoren (Belastung, pH-Wert, Temperatur) dargestellt.

Der Beginn der Versuchsreihe ist durch eine Einfahrphase gekennzeichnet. In dieser Phase gibt es bei der Gegenüberstellung von Gesamt-N im Zu- und Ablauf aller Anlagen Differenzen. Dies ist unabhängig vom Anlagentyp, der Beschickungsrichtung und dem verwendeten Material. In Tabelle 5.1 sind die mittleren Kennwerte aller Anlagen für die Einfahrphase dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die äußeren Randbedingungen (Zulaufkonzentration  $\text{NH}_4\text{-N}$  und Belastung/Fracht) für die Anlagen, mit Ausnahme von F7 ähnlich sind und zu gleichartigen Ergebnissen führen.

Tabelle 5.1 Kennwerte für die Einfahrphase, F1-F7

Wert	Einheit	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
Anlagentyp	-	Schwall	Schwall	Schwall	eingestaut	eingestaut	eingestaut	eingestaut
Material	-	KK	Seramis	Kies	Sand	KK	Seramis	AK
C zu	mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$	168	161	161	161	165	170	165
Belastung	kg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\text{d})$	0,044	0,050	0,052	0,061	0,056	0,079	0,440
Fracht	mg $\text{NH}_4\text{-N/d}$	350	400	415	480	490	690	1150
C ab	mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (mittel/max.)	3,16/61,2	1,07/1,9	1,9/25,7	12,4/80,3	12,5/72,8	8,0/25,4	12,2/121,5
C ab	mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$	2	-	2	2	2	80	80
C ab	mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ (mittel/max.)	54/250	118/220	92/160	105/204	66/139	108/164	163/273
Dauer	d	170	130	140	130	176	200	-
manuelle Zugabe	bis d	50	50	50	50	54	54	320
mittl. Nitrifikationsrate	%	96	99	96	90	93	96	94
Beschickung von	oben/unten	Oben	oben	Oben	unten	oben	oben	unten

Bei einer mittleren Belastung von  $0,057 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\text{d})$  dauert die Einfahrphase ca. 5-6 Monate an. Im Anschluss daran kann in allen Anlagen das Ammonium annähernd vollständig zu Nitrat umgewandelt werden. Dies kann aus der ausgeglichenen Bilanz für Gesamt-N (Zulauf = Ablauf) geschlossen werden.

In Abbildung 5.2 ist die Einfahrphase der Schwallanlagen F1 – F3 dargestellt. Da im Zulauf nahezu kein Nitrat enthalten ist wird deutlich, dass schon in den ersten Versuchstagen ein Teil des zugeführten Ammoniums zu Nitrat umgesetzt wurde. Allerdings sind die nachgewiesenen Nitratkonzentrationen im Ablauf noch sehr niedrig.

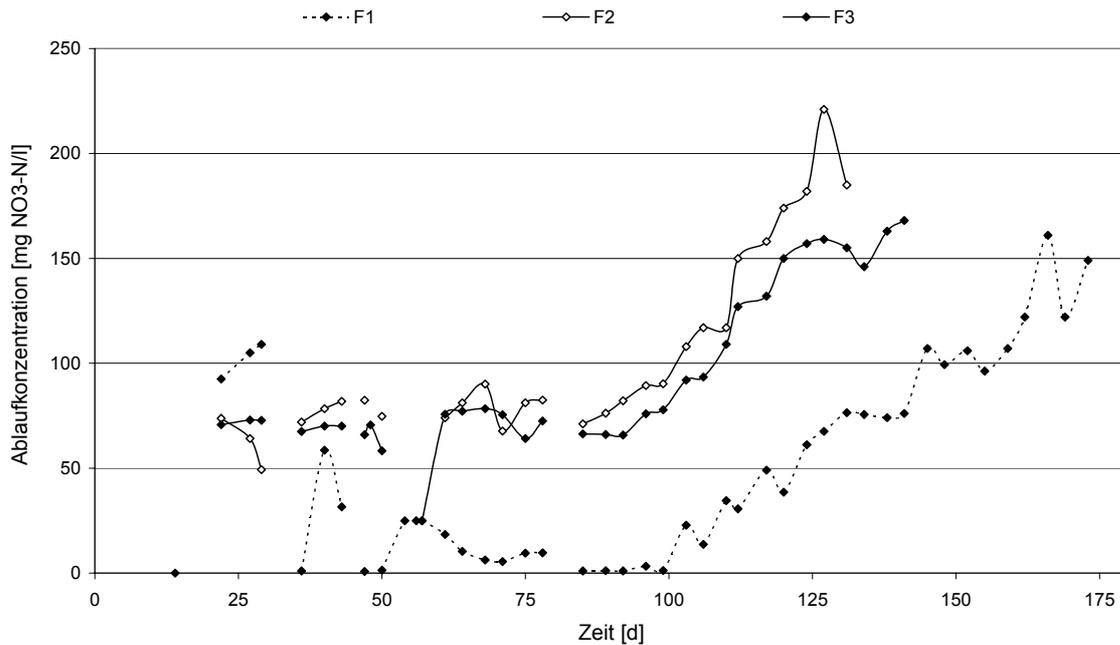


Abbildung 5.2 Einfahrphase Schwallanlagen F1-F3, Nitratkonzentration im Ablauf

Bis zum 50. Betriebstag wurde der Zulauf manuell und diskontinuierlich gesteuert. Durch die noch unvollständige Ausbildung des Biofilms und die diskontinuierliche Belastung kommt es in dieser Phase zu starken Schwankungen der Ablaufwerte für Ammonium und Nitrat. Daneben verursachen Zulaufstöße starke Schwankungen des pH-Werts (hier nicht dargestellt). Nach der Umstellung des Zulaufs auf einen kontinuierlichen Betrieb bleiben die pH-Werte konstant im Bereich von pH 6,5 – 8,5. Es ist deutlich zu erkennen, dass bei der Anlage F1 im Gegensatz zu Anlage F2 und F3 bis ca. zum 100. Betriebstag nur sehr wenig Nitrat im Ablauf nachgewiesen wird, also eine vergleichsweise geringe Nitrifikation stattfindet. Allerdings ist bei allen Schwallanlagen nach einem Zeitraum von ca. 3 Monaten der Biofilm soweit gewachsen, dass der Prozess stabil ist und die Nitrifikationsrate kontinuierlich zunimmt. Die Unterschiede zwischen den Schwallanlagen sind in dieser Phase vernachlässigbar klein.

In Abbildung 5.3 ist der Verlauf der Nitratkonzentrationen für die Einfahrphase der eingestauten Anlagen F4 – F6 dargestellt. Ebenso wie bei den schwallweise beschickten Anlagen wird kurz nach Beginn der Versuchsreihe bereits ein Teil des Ammoniums zu Nitrat umgesetzt.

Allerdings werden auch hier nur geringe Umsatzraten erreicht. Im Gegensatz zu den Schwallanlagen sind bei den eingestauten Anlagen keine Schwankungen des pH-Werts zu beobachten (hier nicht dargestellt).

Nach der Umstellung auf einen kontinuierlichen Zulauf (54. Betriebstag) folgt auch hier eine Phase mit zwar schwankenden doch steigenden Nitratkonzentrationen. Dieser Anstieg lässt sich für Anlage F4 durch eine lineare Näherung beschreiben.

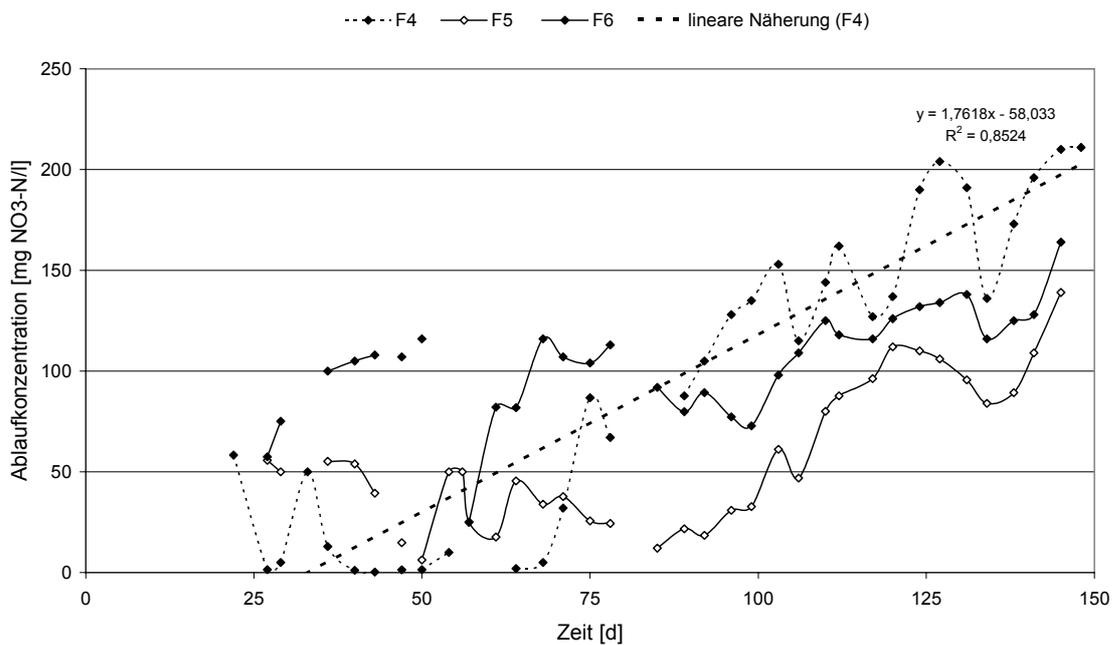


Abbildung 5.3 Einfahrphase eingestaute Anlagen F4-F6, Nitratkonzentration im Ablauf

In diesem Versuchszeitraum (bis 150. Betriebstag) sind weder Unterschiede zwischen den Filterarten noch zwischen Filtern gleichen Typs mit unterschiedlichen Materialien feststellbar.

Nachfolgend werden die Ergebnisse der untersuchten Anlagen getrennt nach Anlagentypen und unter Berücksichtigung verschiedener Parameter (Belastung, Temperatur und pH-Wert) vorgestellt.

## 5.1 Einfluss der Belastung

### 5.1.1 Schwallanlagen F1 – F3

Die Schwallanlagen unterliegen in den betrachteten Abschnitten jeweils gleichartigen Belastungsbedingungen, allerdings gibt es teilweise erhebliche Unterschiede bezüglich auftretender pH-Werte bzw. Wassertemperaturen. Auf diesen Aspekt wird in Kapitel 5.2 bzw. Kapitel 5.3 detailliert eingegangen. In der nachstehenden Auswertung werden drei Belastungsbereiche für die Schwallanlagen betrachtet. Die dargestellten Belastungsbereiche und die jeweiligen Anlagen sind in Tabelle 5.2 aufgelistet.

Tabelle 5.2 Betrachtete Belastungsbereiche und Anlagen (Schwallanlagen)

<b>mittlere Belastung</b> <b>[kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>*d)]</b>	<b>betrachtete Anlagen</b> <b>[-]</b>
0,035 - 0,084 (N)	F1, F2, F3
0,085 - 0,110 (M)	F1, F2
0,100 - 0,300 (H)	F1, F2, F3

Im Bereich der Belastung von 0,035 – 0,084 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) erfolgt bei allen drei Anlagen eine sukzessive, langsame Belastungssteigerung. Die Steigerung beträgt bei allen Anlagen Faktor 3,0. Die folgenden Abbildungen zeigen deutlich, dass die Ergebnisse der Nitrifikation in den Anlagen sehr ähnlich sind. Die Abbildung 5.4 zeigt, dass bei allen Anlagen aufgrund der Belastungssteigerung ab ca. dem 200. Betriebstag leicht erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Ablauf zu beobachten sind. Über einen Zeitraum von ca. drei Monaten liegen die Ablaufwerte zwischen 10 – 25 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Danach sind langsam abnehmende Werte zu beobachten. Die mäßig erhöhten Werte sind unter anderem darauf zurückzuführen, dass die pH-Werte konstant absinken. Nach der Zugabe eines Puffers (NaHCO<sub>3</sub>) ab dem 306. Betriebstag bleiben die pH-Werte stabil und die leicht erhöhten Ammoniumwerte fallen ab.

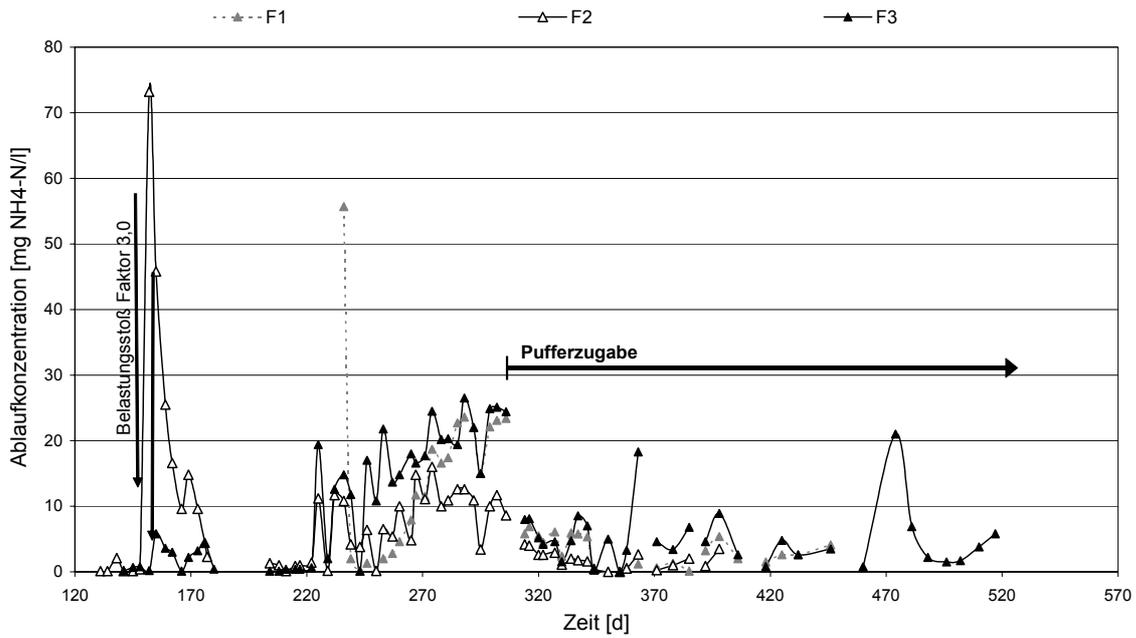


Abbildung 5.4 Belastung < 0,085 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ammoniumkonzentration F1 – F3

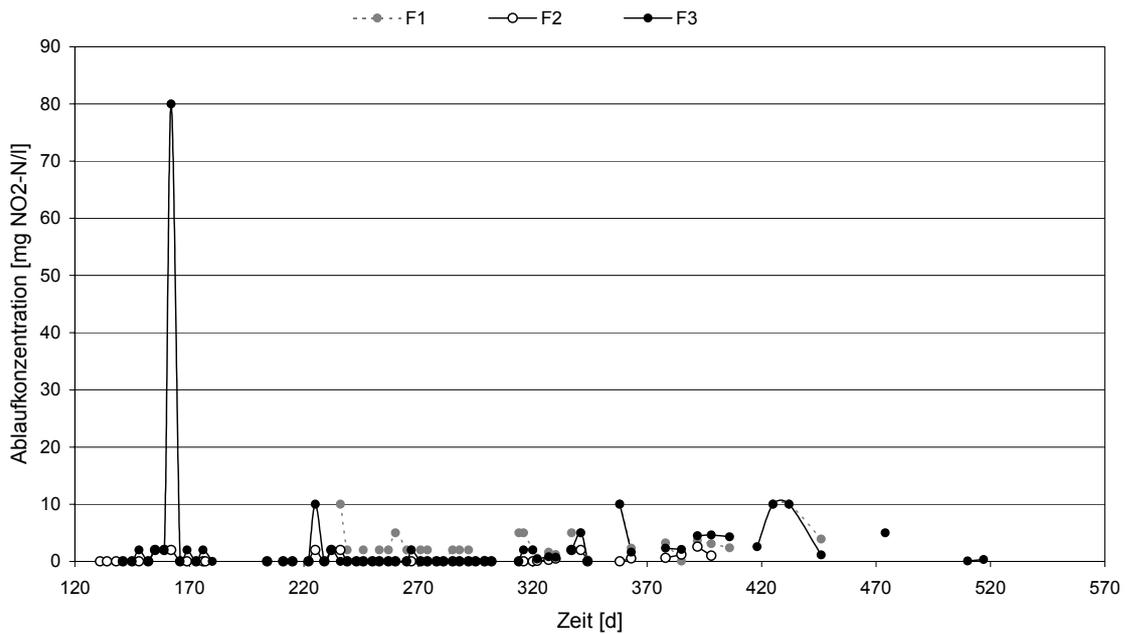


Abbildung 5.5 Belastung < 0,085 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Nitritkonzentration F1 – F3

Im betrachteten Zeitraum liegen die Nitritkonzentrationen aller Anlagen zwischen 0 und 10 mg NO<sub>2</sub>-N/l, wobei kaum Unterschiede zwischen den Anlagen feststellbar sind. Zeitlich versetzt zu den mäßig erhöhten Ammoniumkonzentrationen treten leicht erhöhte Nitritwerte auf.

Der Peak der Ablaufkonzentration von Anlage F2 (152. Betriebstag, 73,2 mg NH<sub>4</sub>-N/l, vgl. Abbildung 5.4) bzw. bei den Nitritwerten von Anlage F3 (162. Betriebstag, 80 mg NO<sub>2</sub>-N/l, vgl. Abbildung 5.5) tritt jeweils nach einem Belastungsstoß infolge einer Konzentrationsschwankung bzw. -erhöhung um den Faktor 3,0 auf.

Bei beiden Anlagen ist nur ein geringes Absinken der Werte in der Kurve für die Nitratkonzentration zu beobachten (Abbildung 5.6). Da innerhalb kurzer Zeit wieder die normalen Ablaufkonzentrationen erreicht werden, ist zu vermuten, dass die Mikroorganismen auf Belastungsstöße zwar reagieren, aber offenbar nicht langfristig geschädigt werden. Insgesamt weisen die Nitratkonzentrationen bei allen Anlagen eine langsam zunehmende Tendenz auf.

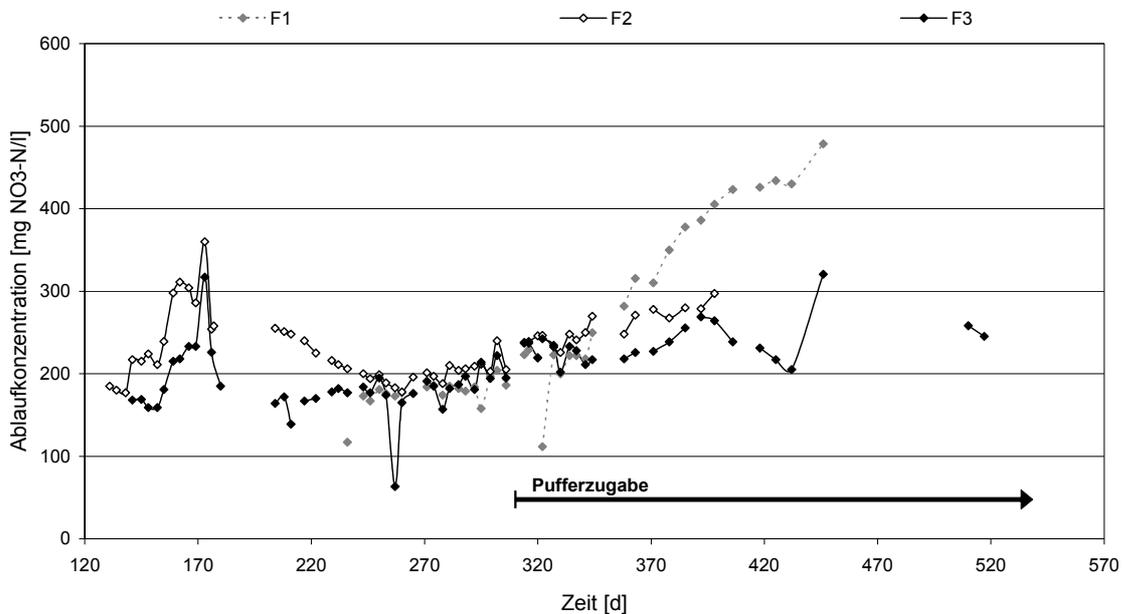


Abbildung 5.6 Belastung < 0,085 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Nitratkonzentrationen F1 – F3

Die Anlagen F1 und F2 wurden über einen Zeitraum von ca. 200 d mit 0,085 - 0,110 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) belastet. Die Nitrat- und Nitritkonzentrationen sind in dieser Phase konstant. Dabei liegen die Nitritwerte größtenteils im Bereich von 2 mg NO<sub>2</sub>-N/l und steigen maximal bis auf 10 mg NO<sub>2</sub>-N/l an (Abbildung 5.7).

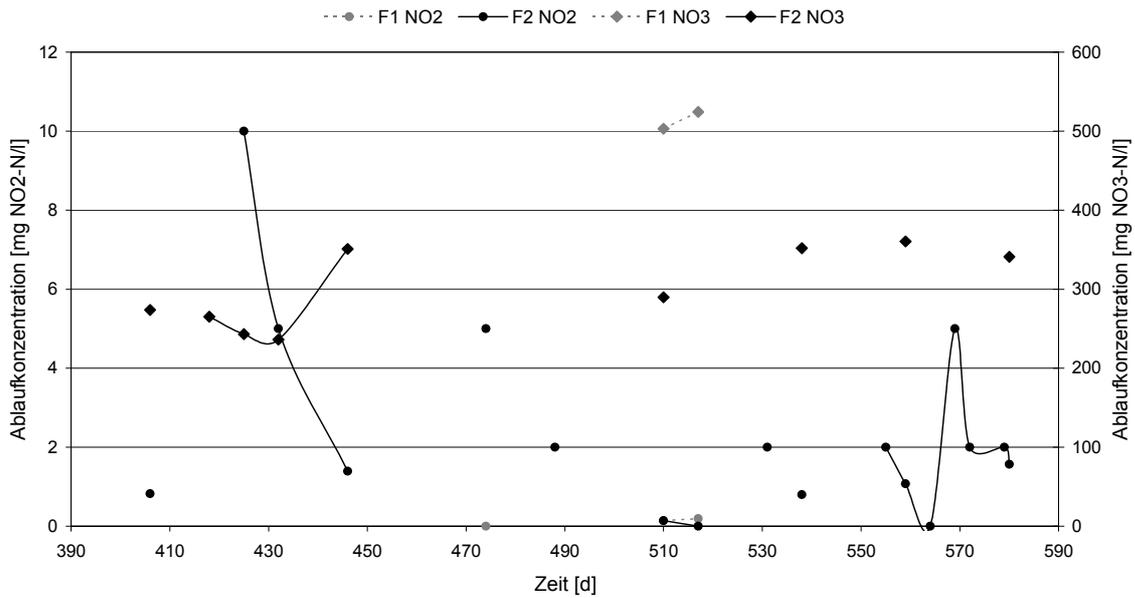


Abbildung 5.7 Belastung < 0,110 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Nitrit- und Nitratkonzentrationen F1 + F2

Die Abbildung 5.8 zeigt, dass die Ammoniumkonzentrationen im Ablauf von Anlage F2 auch nach einem hydraulischen Belastungsstoß (Faktor 2,5) stabil bei ca. 5 mg NH<sub>4</sub>-N/l bleiben. Dagegen kommt es bei Anlage F1 aufgrund einer Konzentrations-erhöhung im Zulauf zu einem Stoß um den Faktor 1,5. Dies führt zu einem Ammonium-Peak. Die Ablaufwerte steigen auf maximal 73,2 mg NH<sub>4</sub>-N/l an. Nach ca. 60 Tagen erreichen die Werte wieder das ursprüngliche Niveau.

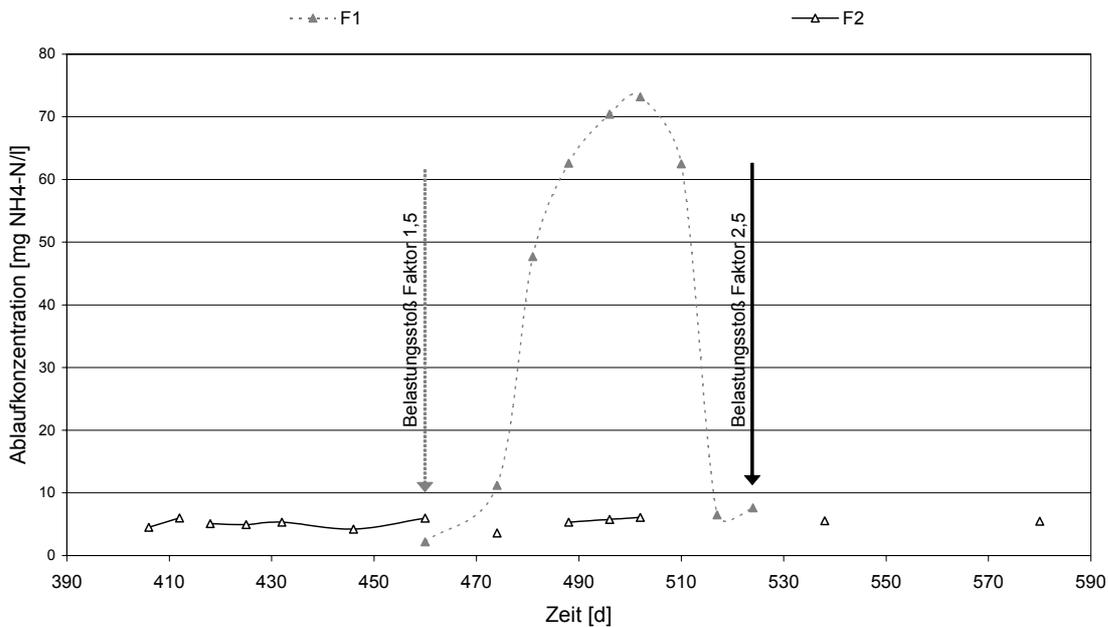


Abbildung 5.8 Belastung < 0,110 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ammoniumkonzentrationen F1 + F2

Der Vergleich der Ammonium-Peaks von F1 und F2 (Abbildung 5.4 und Abbildung 5.8) zeigt, dass Belastungsstöße durch hydraulische Veränderungen keinen Einfluss auf die Nitrifikationsleistung haben. Im Gegensatz dazu führen schockartig auftretende Belastungsstöße aufgrund von Konzentrationsveränderungen zu einer verminderten Umsetzung des Ammoniums und einem Anstieg im Ablauf auf über 70 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Es ist ebenfalls erkennbar, dass bei einer höheren Belastung bereits geringere Stöße zu einem Anstieg des Ammoniums führen (Tabelle 5.3).

Tabelle 5.3 Effekt von Belastungsstößen bei unterschiedlicher Belastung

<b>Anlage</b>	<b>Belastung</b> [kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d)]	<b>Stoß um Faktor</b> [ ]	<b>Anstieg auf max.</b> [mg NH <sub>4</sub> -N/l]
F2	0,035 - 0,084 (N)	3,0	70 – 75
F1	0,085 - 0,110 (M)	1,5	70 - 75

Neben der Übereinstimmung der Größenordnung des Peaks und der Dauer der erhöhten Ablaufkonzentration ist bei den betrachteten Anlagen keine Beeinträchtigung der Nitrit- bzw. Nitratwerte zu beobachten. Die Auswertung der Untersuchungsergebnisse zeigt, dass Schwankungen der Zulaufkonzentrationen besonders bei hohen Belastungen zu Störungen der Nitrifikation führen. Dies gilt hauptsächlich für langfristig erhöhte Ammonium- und Nitritkonzentrationen bzw. für geringe Nitratwerte im Ablauf. Daher wurde eine obere Grenze für die Belastung bei den weiteren Untersuchungen festgelegt. Diese Grenzlast liegt bei 0,250 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d).

Im nachfolgend betrachteten Abschnitt werden die Schwallanlagen im Bereich der Grenzlast [0,100 - 0,300 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d)] gefahren. Es gibt in dieser Phase Belastungsstöße im Bereich von Faktor 1,5 - 2,0, die fast durchgehend durch Konzentrationsschwankungen ausgelöst werden. In diesen Fällen liegt die Belastung um 50 – 75 % über der Grenzlast. Bei den Anlagen F1 und F2 führen diese Stöße zu einem Anstieg der Ammoniumkonzentrationen bis auf max. 10 mg/l bei steil abfallender Tendenz für die Dauer der schwankenden Belastungen im Zulauf. Bei Anlage F3 fällt die Erhöhung der Ablaufkonzentration größer aus. Hier liegt das Maximum bei 31,0 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Auch nach Erreichen des Peaks liegen weiter erhöhte Werte vor, jedoch mit einer langsam abfallenden Tendenz.

Nachdem sich eine konstante Belastung eingestellt hat (ca. ab 700. Betriebstag) erreichen alle Anlagen stabile Ablaufkonzentrationen unter 5 mg NH<sub>4</sub>-N/l (Abbildung 5.9).

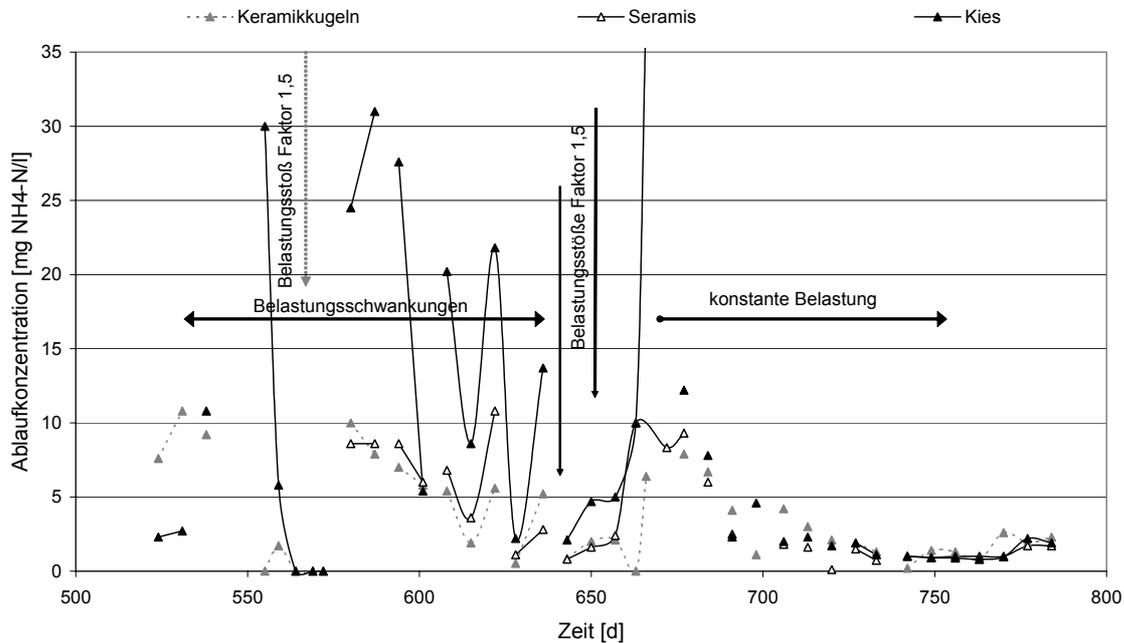


Abbildung 5.9 Belastung < 0,300 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ammoniumkonzentrationen F1 - F3

Für die Nitritwerte gelten prinzipiell die beschriebenen Zusammenhänge bezüglich des Verlaufs der Ammoniumkonzentration. In dieser Phase sind leicht erhöhte Ablaufwerte (max. 5 mg NO<sub>2</sub>-N/l) zu beobachten. Nachdem sich eine konstante Belastung eingestellt hat, sinken diese Werte auf unter 1,0 mg NO<sub>2</sub>-N/l ab. Wie Abbildung 5.10 zeigt, gilt dieses Verhalten für alle Anlagen.

Die Nitratkonzentrationen weisen keinerlei nennenswerte Auffälligkeiten auf. Im Zeitraum der Belastungsschwankungen sind leicht abnehmende Werte zu beobachten. Nach der Einstellung einer konstanten Belastung ab dem 700. Betriebstag weisen die Nitratwerte nur noch geringe Schwankungen zwischen 325 – 375 mg NO<sub>3</sub>-N/l auf (Abbildung 5.11).

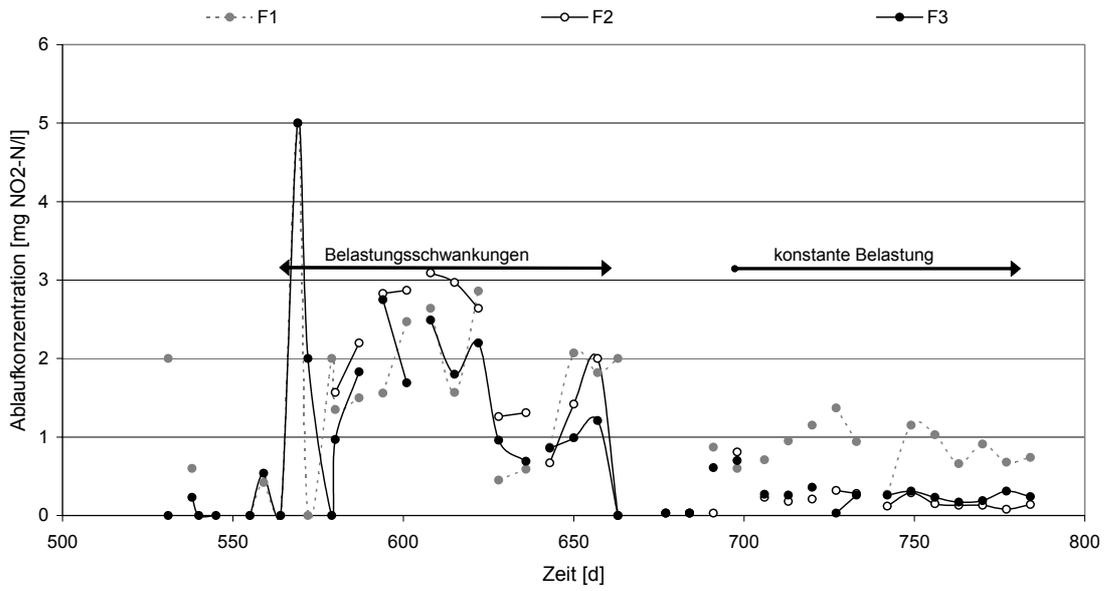


Abbildung 5.10 Belastung < 0,300 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Nitritkonzentrationen F1 - F3

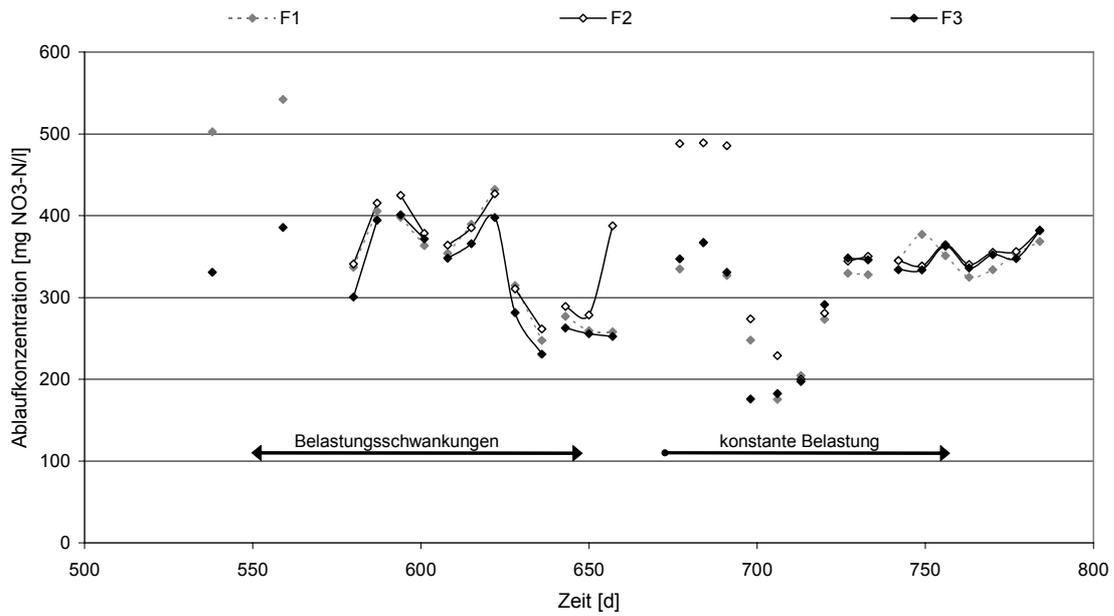


Abbildung 5.11 Belastung < 0,300 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Nitratkonzentrationen F1 - F3

### 5.1.2 Eingestaute Anlagen F4 – F9

Die Ergebnisse der eingestauten Anlagen werden bezüglich der Belastung unter gleichen Bedingungen ausgewertet. Diese Anlagen werden in 6 unterschiedliche Belastungsbereiche eingestuft. Die Belastungsstufen und die jeweils betrachteten Anlagen sind in Tabelle 5.4 zusammengefasst.

Tabelle 5.4 Betrachtete Belastungsbereiche und Anlagen (eingestaute Anlagen)

<b>Belastung</b> <b>[kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>*d)]</b>	<b>betrachtete Anlagen</b> <b>[ - ]</b>
0,040 (N)	F4
0,041 – 0,051 (N)	F4, F5, F6
0,052 – 0,080 (N)	F4, F5, F6, F7
0,081 – 0,090 (N, M)	F5, F6
0,155 – 0,260 (H)	F4, F4B, F5A, F6, F6A, F9
0,360 – 0,500 (SH)	F7, F9

Mit einer niedrigen Belastung unter 0,040 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) wurde nur Anlage F4 beschickt. Direkt im Anschluss an die Einfahrphase wurde die Belastung langsam gesteigert. Die Ammoniumkonzentration im Ablauf liegt zu Beginn des betrachteten Zeitraums bei ca. 0,35 mg NH<sub>4</sub>-N/l und steigt dann bei konstanter hydraulischer Belastung, konstanter Zulaufkonzentration und nur geringen Belastungsschwankungen auf ein Niveau von 10 – 30 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Infolge eines Belastungsstoßes um den Faktor 1,5 durch eine Konzentrationserhöhung steigt die Ammoniumkonzentration bis auf ein Maximum von 65,1 mg NH<sub>4</sub>-N/l an.

Wie in Abbildung 5.12 zu erkennen ist, tritt dieser Peak nur bei Ammonium auf, die Nitritkonzentrationen bleiben konstant zwischen 10 – 30 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Aufgrund der verminderten Nitrifikation nehmen die Nitratwerte leicht ab. Erst nach dem 290. Betriebstag ist eine leicht ansteigende Tendenz zu beobachten.

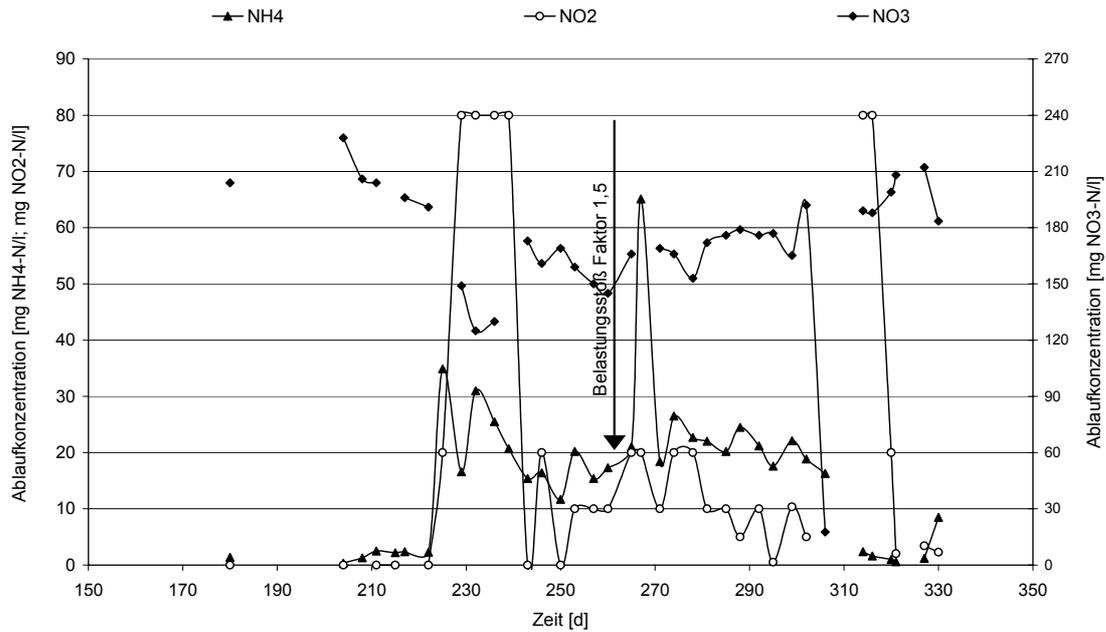


Abbildung 5.12 Belastung < 0,040 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ablaufkonzentrationen F4

Die Abbildung 5.13 zeigt die Ergebnisse der Anlagen F4 – F6 bei einer Belastung von 0,041 – 0,051 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d). Trotz teilweise starker Belastungsunterschiede ist eine gute Übereinstimmung aller Parameter bei der Betrachtung der Ablaufwerte ersichtlich. Wie in der Abbildung zu sehen ist, verhält sich Anlage F6 in dieser Phase dauerhaft stabil. Die Ammoniumwerte sind niedrig mit einem Mittelwert bei 4,6 mg NH<sub>4</sub>-N/l und einem Maximum von 16,1 mg/l. Die Nitritwerte schwanken zwischen 2 – 10 mg/l während die Nitratwerte Konzentrationen von 200 – 250 mg/l erreichen.

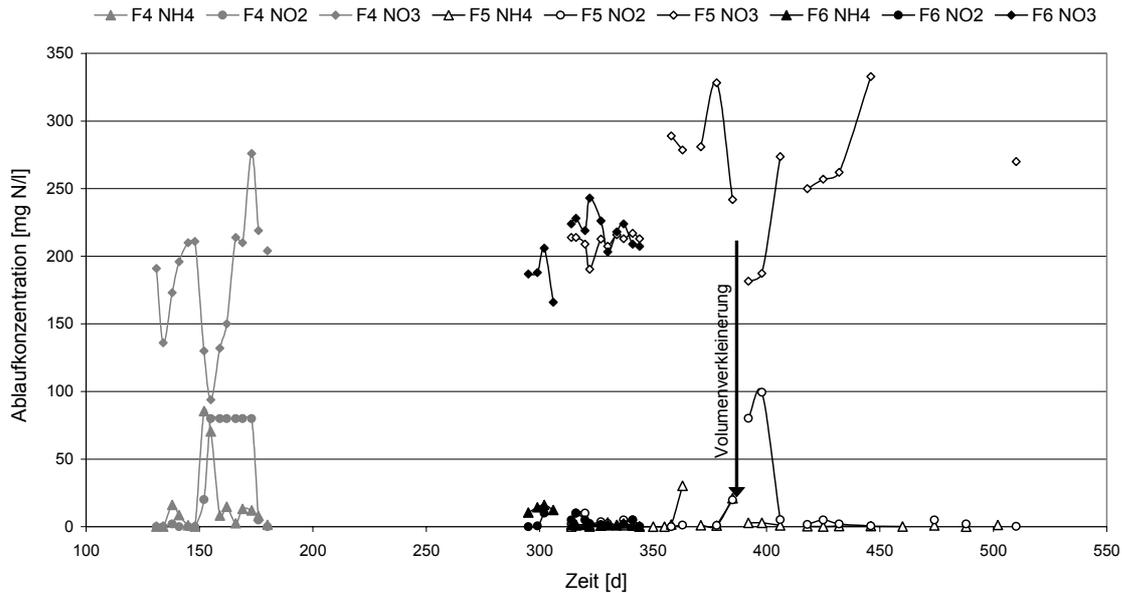


Abbildung 5.13 Belastung < 0,051 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ablaufkonzentration F4 – 6

Bei Anlage F4 liegen die Ammoniumwerte insgesamt in einem niedrigen Bereich und schwanken nur wenig (Abbildung 5.14). Dabei tritt ein maximaler Wert von 16,1 mg NH<sub>4</sub>-N/l auf. Der Peak von 85,5 mg NH<sub>4</sub>-N/l kann auf einen Sauerstoffmangel zurückgeführt werden, denn die in dieser Phase gemessenen Werte liegen zwischen 2 und 4 mg O<sub>2</sub>/l. Dies unterstützt die These, dass Sauerstoffgehalte im Bereich von 2 mg O<sub>2</sub>/l die Nitrifikation beeinträchtigen. Auch bei dieser Ursache folgt der Nitritverlauf dem Ammonium-Peak zeitlich versetzt um ca. 20 d und steigt bis auf maximal 80 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Der Sauerstoffmangel bei dieser Anlage wirkt sich auch auf die Nitratbildung aus, denn zeitgleich zum Anstieg der Ammoniumkonzentration sinken die Nitratkonzentrationen kurzfristig ab (Abbildung 5.14).

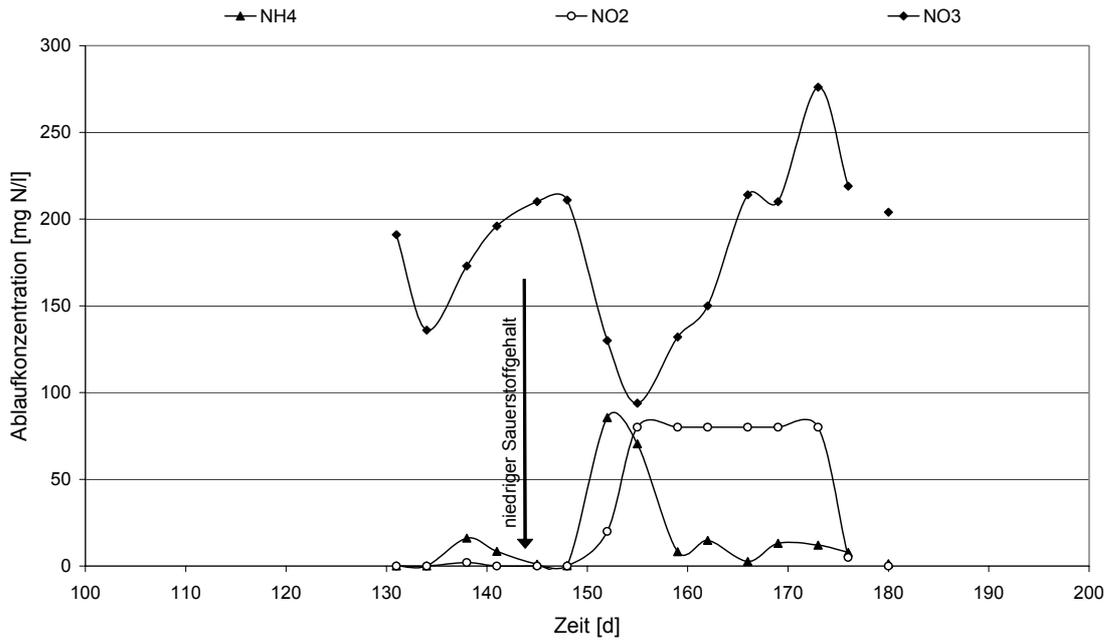


Abbildung 5.14 Belastung < 0,051 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ablaufkonzentration F4

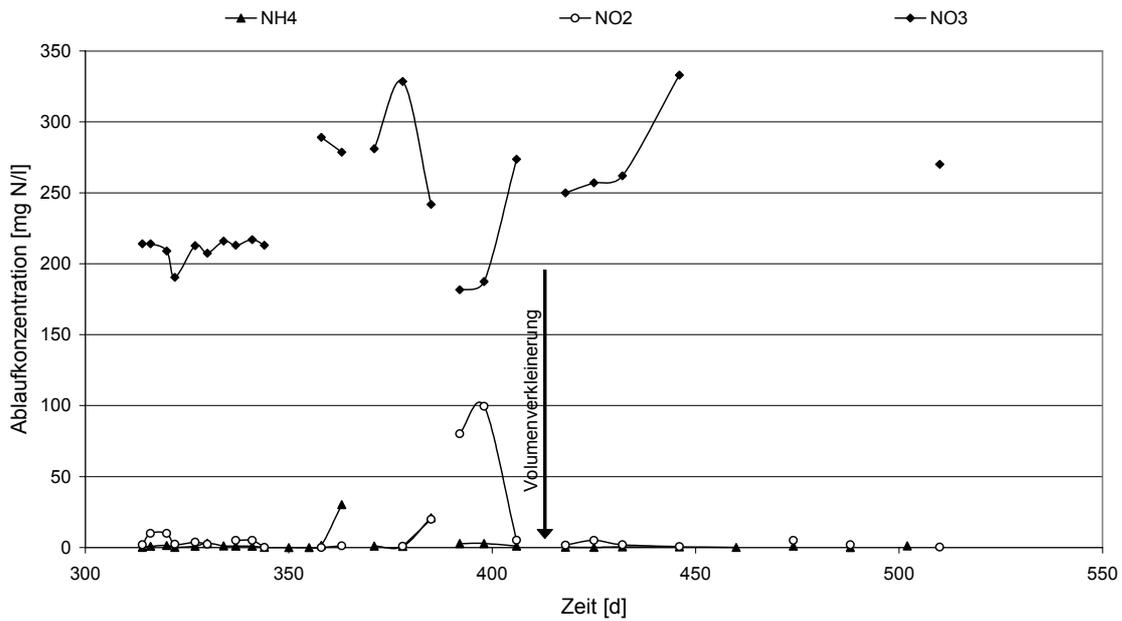


Abbildung 5.15 Belastung < 0,051 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ammoniumkonzentrationen F5

Wie Abbildung 5.15 zeigt, treten bei Anlage F5 im betrachteten Zeitraum trotz niedriger Belastung Schwankungen bei den Ablaufkonzentrationen auf. Bei mittleren Konzentrationen von 2,7 mg NH<sub>4</sub>-N/l steigen die Werte bis zu einem Ammonium-Peak von 30,2 mg/l. Der Peak bei den Nitritwerten tritt wieder etwas verzögert auf (Maxi-

mum 99,5 mg/l). Auch bei den Nitratkonzentrationen führen die Schwankungen zu einem Minimum, während insgesamt die Nitratwerte für alle Anlagen konstant zwischen 150 – 300 mg/l liegen (Abbildung 5.13). Bei Anlage F5 wird in dieser Phase das Filtervolumen um die Hälfte reduziert. Da aber eine Anpassung der Belastung erfolgt, führt dies nicht zu negativen Effekten. Nach diesem Umbau werden weiterhin gute Ablaufwerte durch diese Anlage erreicht. Daraus lässt sich schließen, dass im unteren Filterbereich ausreichend aktive Biomasse vorliegt. Zusätzlich ist dies ein Hinweis darauf, dass es keine auffälligen Unterschiede in der Besiedlung und Bakterienaktivität im oberen oder unteren Filterabschnitt gibt.

In der betrachteten Belastungsstufe (N) von 0,052 - 0,080 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) gibt es zwei verschiedene Beschickungszustände. Bei den Anlagen F4, F5 und F6 gibt es teilweise sehr große Schwankungen der Belastung (z. B. F5: 0,03 - 0,185 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d)), während die Anlage F7 konstant mit 0,07 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) beschickt wird. Betrachtet man die Ammoniumkonzentrationen im Ablauf, so fallen einige Peaks auf, die sich auch im Verlauf der Nitritkonzentrationen widerspiegeln (vgl. Abbildung 5.16 und Abbildung 5.17).

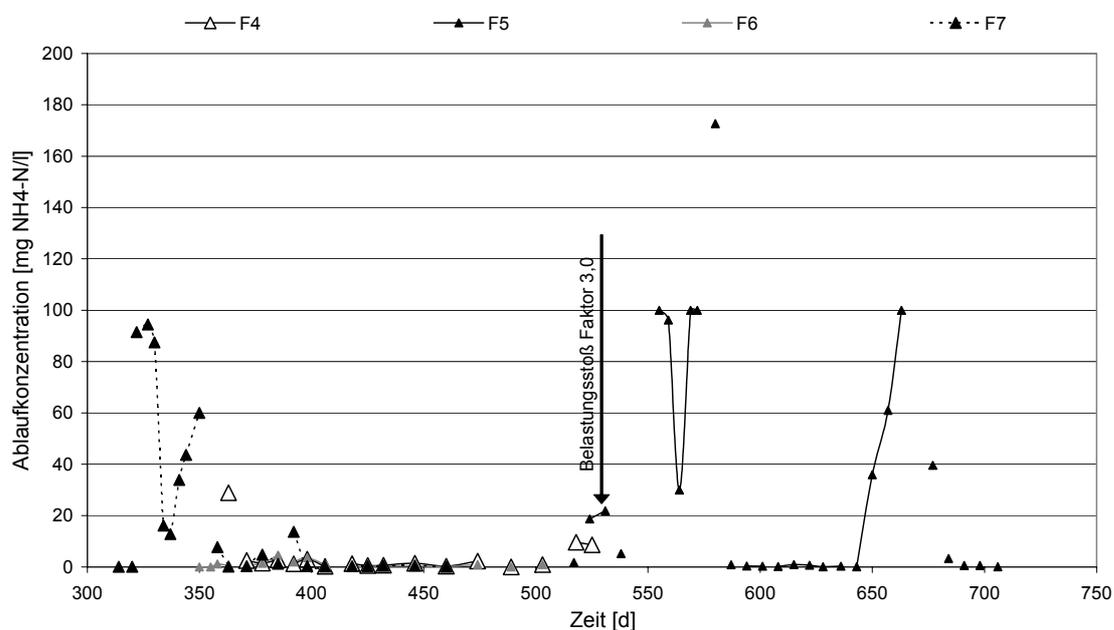


Abbildung 5.16 Belastung < 0,080 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ammoniumkonzentrationen F4 – 7

Es zeigt sich, dass Anlage F4 in dieser Phase am stabilsten läuft. Die mittlere Ablaufkonzentration liegt für Ammonium bei 3,86 mg/l mit einem Maximalwert bei 28,9 mg/l. Die Nitritwerte steigen zeitlich etwas verzögert an, wobei der Anstieg stärker ausgebildet ist. Das Maximum liegt bei 119,77 mg/l. Über einen Zeitraum von ca. 30 d sind erhöhte Werte zu beobachten, in dieser Zeit bleibt die Belastung konstant. Zeitgleich mit fallenden Nitritwerten steigen die Nitratkonzentrationen wieder auf das vorher erreichte Niveau an (Abbildung 5.17).

Bei Anlage F7, die in dieser Phase konstant belastet wird, treten zu Beginn des betrachteten Zeitraums Schwankungen bei der Ammoniumkonzentration auf. Dies sind Reaktionen auf die Umstellung von diskontinuierlicher zu kontinuierlicher Beschickung. Diese Schwankungen sind zeitlich versetzt auch bei den Nitritwerten zu beobachten. Im Vergleich zu den anderen Anlagen sind die Nitratwerte für F7 mit 100 - 200 mg/l vergleichsweise niedrig (vgl. Abbildung 5.16 und Abbildung 5.17). Dies gilt für den gesamten Untersuchungszeitraum und deutet darauf hin, dass bei dieser Anlage durchgehend ein erheblicher Austrag von Stickstoff stattgefunden hat.

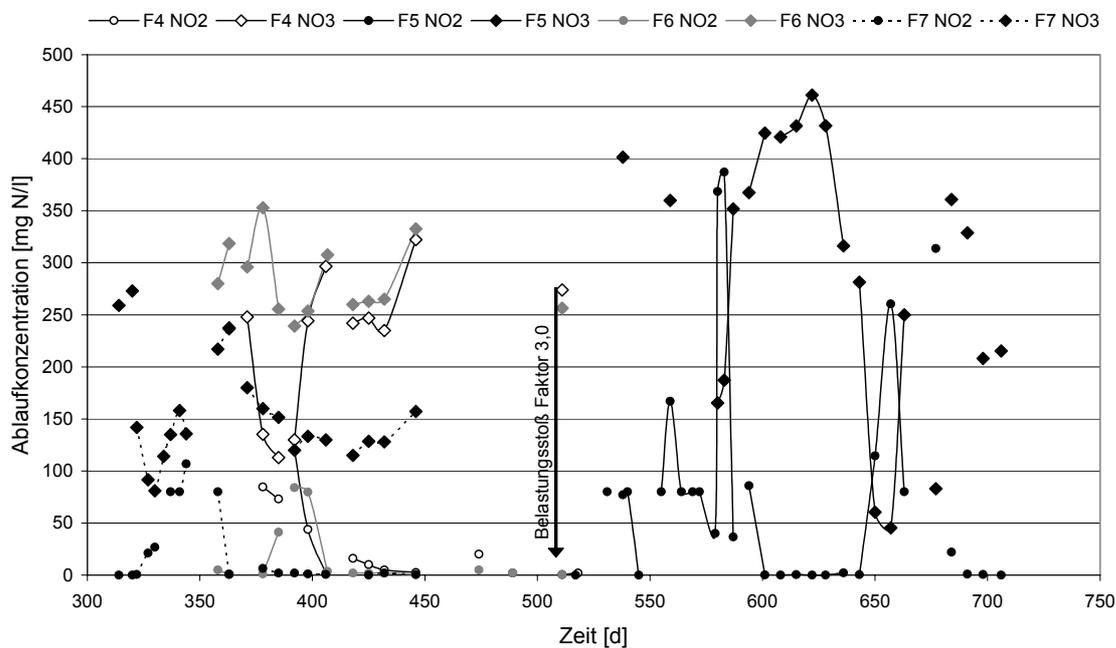


Abbildung 5.17 Belastung < 0,080 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Nitrit- und Nitratkonzentrationen F4 – F7

Betrachtet man Anlage F5 so fällt auf, dass die Ammoniumkonzentrationen in weiten Teilen im gleichen Bereich schwankt wie die Anlagen F4 und F7. Allerdings kommt es bei F5 aufgrund von extrem hohen Zulaufkonzentrationen (ca. 900 mg NH<sub>4</sub>-/l; Belastungsstoß mit Faktor 3,0) zu einem Anstieg auf bis zu 172,7 mg NH<sub>4</sub>-N/l im Ablauf. Gleichzeitig steigen die Nitritwerte. Hier liegt das Maximum bei 387,3 mg/l. Anlage F6 zeigt keine Schwankungen bei den Ammoniumkonzentrationen. Diese liegen im Mittel bei 0,97 mg/l. Das Maximum liegt bei 4,6 mg/l. Die Nitritwerte sind kurzzeitig erhöht, was auf eine Betriebsstörung im Zuge des Umbaus (Reduktion Filtervolumen) und auf die Umstellung der Belastung zurückzuführen ist. Nach ca. drei Wochen liegen wieder die üblichen niedrigen Nitritkonzentrationen vor. Die Nitratwerte sind während der gesamten Zeit konstant und schwanken zwischen 250 - 350 mg/l (Abbildung 5.17).

Wie die folgenden Abbildungen zeigen, stimmen für die Anlagen F5 und F6 alle N-Parameter bei einer Belastung von 0,081 - 0,090 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) gut überein.

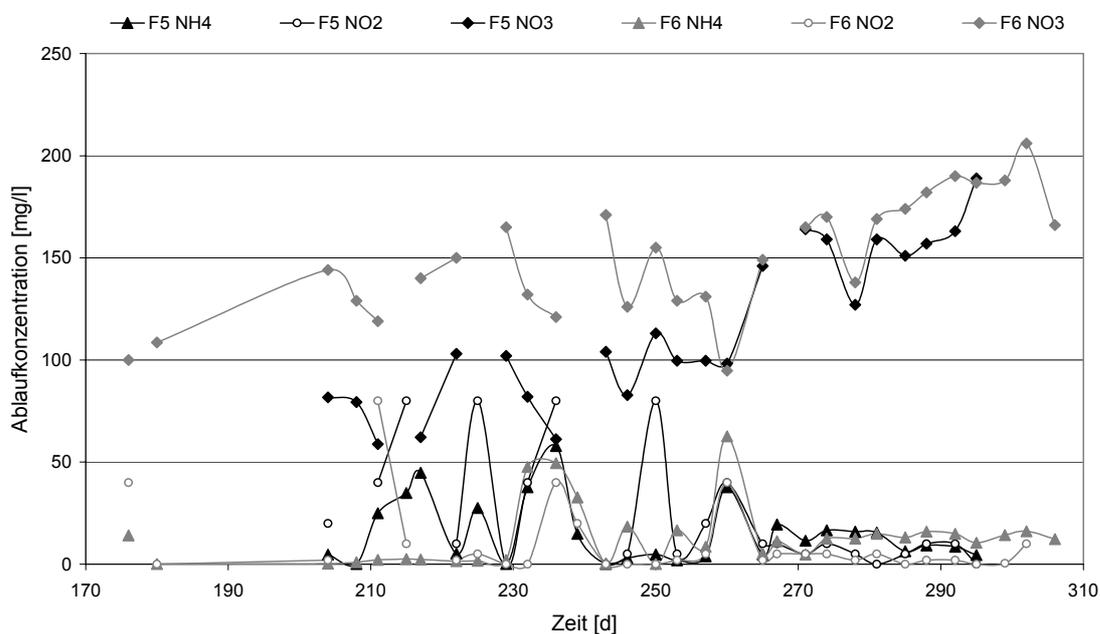


Abbildung 5.18 Belastung < 0,090 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ablaufkonzentrationen F5 + F6

Beide Anlagen wurden über einen Zeitraum von drei bzw. vier Monaten jeweils zwischen 0,045 - 0,135 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) (F5) und 0,055 - 0,135 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) (F6) gefahren. Bei beiden Anlagen erzeugte die Belastung nur wenige Peaks. Diese stimmen in Größe bzw. Intensität, Dauer und Zeitpunkt des Auftretens weitgehend überein. Die Ablaufkurven in Abbildung 5.19 zeigen, dass die Ammonium-Peaks bei beiden Anlagen auf einzelne Belastungsstöße mit einem Faktor von 1,2 - 2,0 zurückzuführen sind. Es kann nachgewiesen werden, dass bei einer mittleren Belastung von 0,09 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) ein Stoß vom Faktor 1,5 zu einem Peak zwischen 40 - 60 mg NH<sub>4</sub>-N/l führt. Die erhöhten Werte sind jeweils über kurze Zeiträume im Anschluss an die Stöße zu beobachten, danach sinken die Werte bei konstanter Belastung wieder auf ein mäßiges Niveau ab.

Prinzipiell folgen auch hier die Nitritkurven den Ammoniumkonzentrationen. Bei Anlage F5 treten die Nitrit-Peaks etwas ausgeprägter auf, da die Ammonium-Peaks höher sind (Abbildung 5.18).

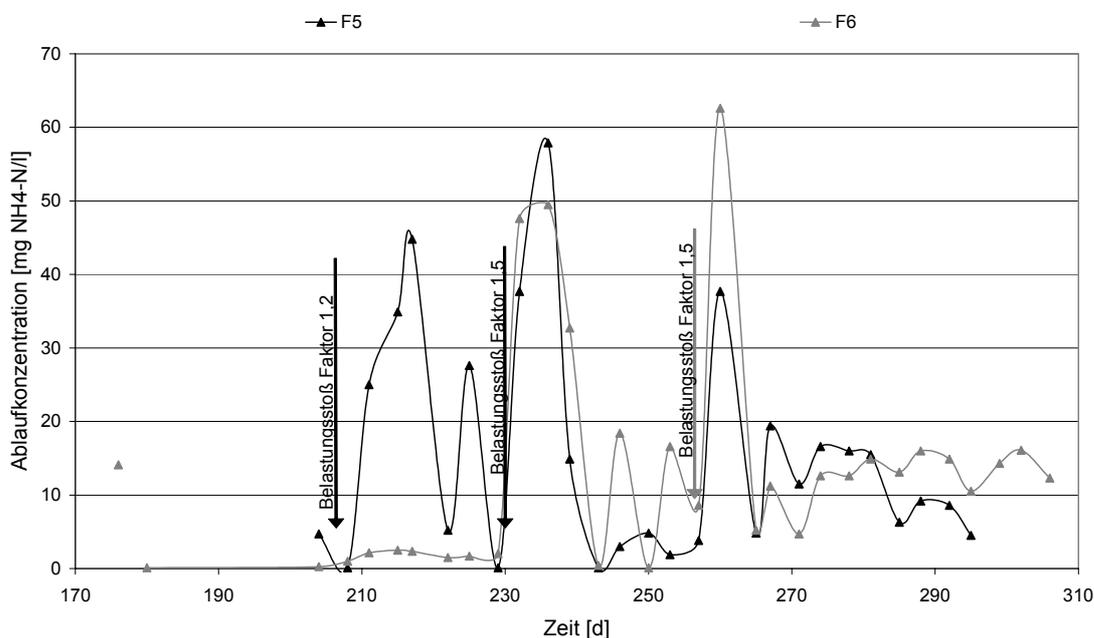


Abbildung 5.19 Belastung < 0,090 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ammoniumkonzentrationen F5 + F6

Im folgenden Abschnitt wird der Belastungsbereich, der einer hohen Belastung entspricht ( $0,155 - 0,260 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ) betrachtet. In dieser Phase wurden alle Anlagen relativ hoch und zeitweilig weit über der festgelegten Grenzbelastung gefahren. Die Ablaufwerte der betrachteten Anlagen sind in Abbildung 5.20 bis Abbildung 5.25 dargestellt.

Bei Anlage F4 erfolgte der Übergang von einer mäßigen Belastung um die  $0,1 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  zu Werten von  $0,264 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  ohne Übergang. Anhand der Ablaufwerte ist zu erkennen, dass diese Steigerung für die Anlage zu stark ist. Es kommt zum Anstieg der Ammonium- und Nitritkonzentrationen mit einem Maximum von  $250$  bzw.  $130 \text{ mg/l}$  und einem Minimum der Nitratkonzentrationen von  $92 \text{ mg/l}$ . Nachdem wieder mäßige Belastungen eingestellt wurden, sind zeitnah wieder absinkende Ammoniumwerte zu beobachten (Abbildung 5.20).

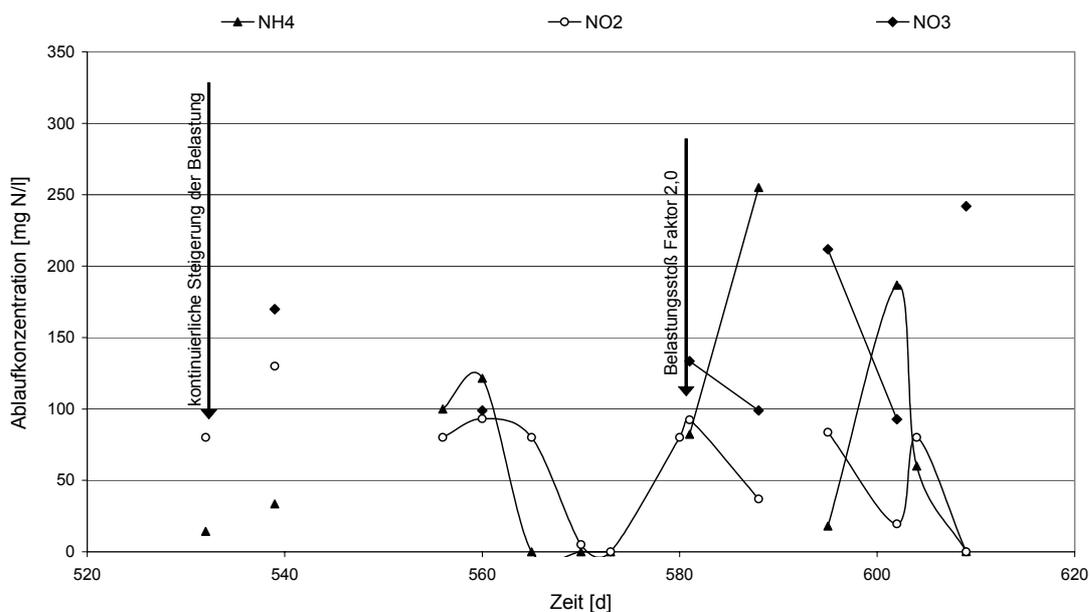


Abbildung 5.20 Belastung  $< 0,260 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ , Ablaufkonzentrationen F4

Auch bei Anlage F6 ist die Belastung mit  $0,148 - 0,400 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  hoch bzw. sehr hoch. In dieser Phase wird F6 mit einem anderen Sickerwasser, welches eine höhere Ammoniumkonzentration besitzt, beschickt. Die Umstellung erfolgte ohne Übergang. Nach einem Stoß vom Faktor 2,0 traten Peaks von  $310,1 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$  und  $161,34 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$  auf. Gleichzeitig sanken die Nitratkonzentrationen bis auf

18,9 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Die Abbildung 5.21 zeigt, dass die Ablaufwerte von Anlage F6 den Werten von Anlage F4 sehr ähnlich sind. Mit der Umstellung auf die Beschickung mit einem anderen Sickerwasser sind keine Betriebsstörungen verbunden. Das heißt, unter Berücksichtigung der Belastungssituation ist es möglich verschiedene Sickerwässer in einer Anlage zu behandeln.

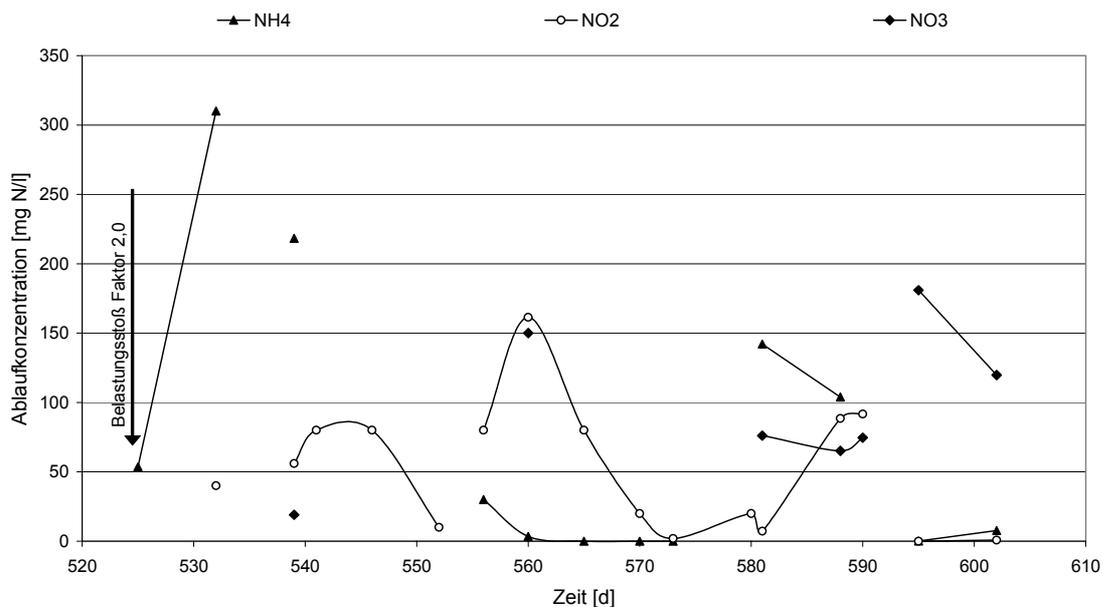


Abbildung 5.21 Belastung < 0,260 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ablaufkonzentrationen F6

In dieser hohen Belastungsstufe führen Stöße vom Faktor 1,5 - 2,0 zu einem Anstieg des Ammoniums um 200 – 300 mg NH<sub>4</sub>-N/l, während die Nitritkonzentrationen auf Werte um 100 – 160 mg NO<sub>2</sub>-N/l steigen. Die mittleren Nitrifikationsraten der Anlagen liegen bei:

F4	Ø 74,0 %	min. 17,4 %	c <sub>zu</sub> 209 – 476 mg NH <sub>4</sub> -N/l
F6	Ø 76,7 %	min. 34,9 %	c <sub>zu</sub> 276 – 515 mg NH <sub>4</sub> -N/l

Berücksichtigt man bei der Auswertung der Laststufe auch Anlage F9, welche im Gegensatz zu den beiden vorgenannten ohne größere Belastungsschwankungen mit einer mittleren Belastung von  $0,155 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  und damit größtenteils im Bereich der Grenzlast gefahren wurde, so zeigt sich in Abbildung 5.22, dass eine konstante Betriebsführung auch bei hohen Belastungen zu sehr guten Ablaufergebnissen führt. Die Ammoniumwerte zeigen eine abnehmende Tendenz. Dies gilt ebenfalls für die Nitritkonzentrationen. Die Nitratwerte sind relativ stabil.

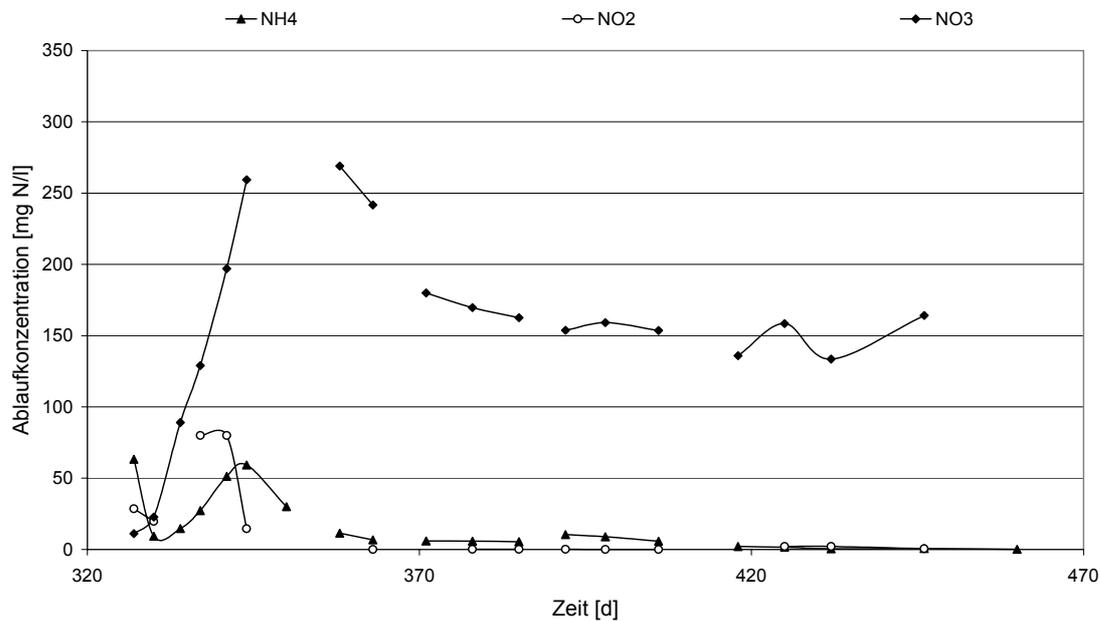


Abbildung 5.22 Belastung  $< 0,260 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ , Ablaufkonzentrationen F9

Nach dem Umbau von F5A und F9 zu Anlage F4B erreicht diese neue Anlage nach einem Peak sehr schnell abnehmende Ammoniumkonzentrationen, die auch bei hoher Belastung stabil auf niedrigem Niveau bleiben (vgl. Abbildung 5.23).

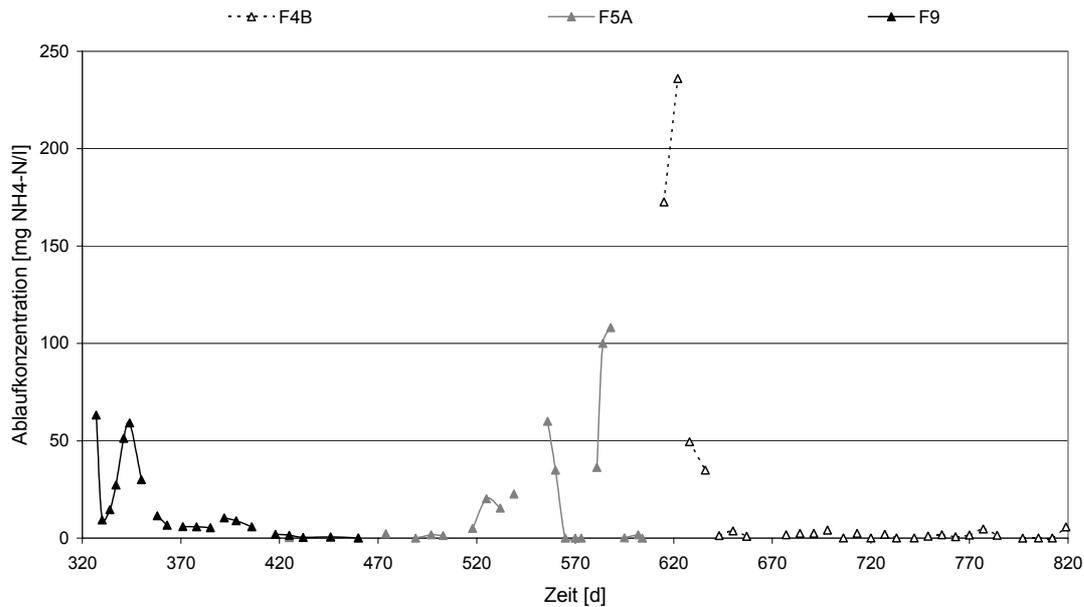


Abbildung 5.23 Belastung < 0,260 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>·d), Ammoniumkonzentrationen F4B, F5A und F9

Wie Abbildung 5.24 zeigt, sinken auch die Nitritkonzentrationen in Anlage F4B langsam ab. Die Nitratwerte steigen relativ schnell auf das vorher von F9 erreichte Niveau und erreichen nach weiteren 100 Betriebstagen doppelt so hohe Werte (um ca. 300 mg NO<sub>3</sub>-N/l). Dies bedeutet, dass in dieser Phase bei konstanter Belastung der Umsatz von Ammonium zunimmt.

Das Verhalten von Anlage F4B zeigt, dass bei Einhaltung konstanter Belastungen auch konstante Ablaufkonzentrationen erreicht werden. Dabei sind kurzzeitige Schwankungen bis zur Grenzlast unproblematisch. Diese wirken sich nur in geringen Maße auf die Nitritwerte aus.

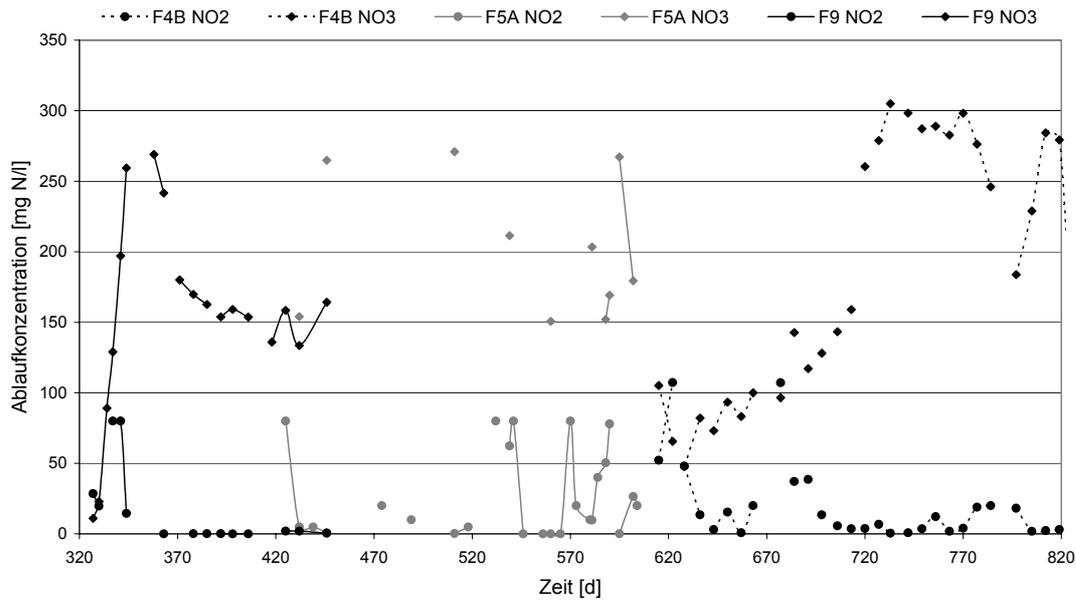


Abbildung 5.24 Belastung < 0,260 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Nitrit- und Nitratkonzentrationen F4B, F5A, F9

Betrachtet man die Ablaufkonzentrationen in Abbildung 5.25, so erkennt man, dass die Schwankungen von Anlage F5A und Anlage F6A sich jeweils im gleichen Bereich bewegen und infolge von Belastungsstößen gleicher Größe auftreten. Beide Anlagen werden gleich hoch mit ähnlichen Abweichungen belastet (0,05 - 0,4 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d)) und sind erheblichen Schwankungen ausgesetzt. Die Peaks für Ammonium und Nitrit treten zeitgleich auf. Die übereinstimmende Reaktion der Anlagen ist insbesondere interessant, weil die Beschickungsrichtung von Anlage F5A abwärts und die von Anlage F6A aufwärts gerichtet ist.

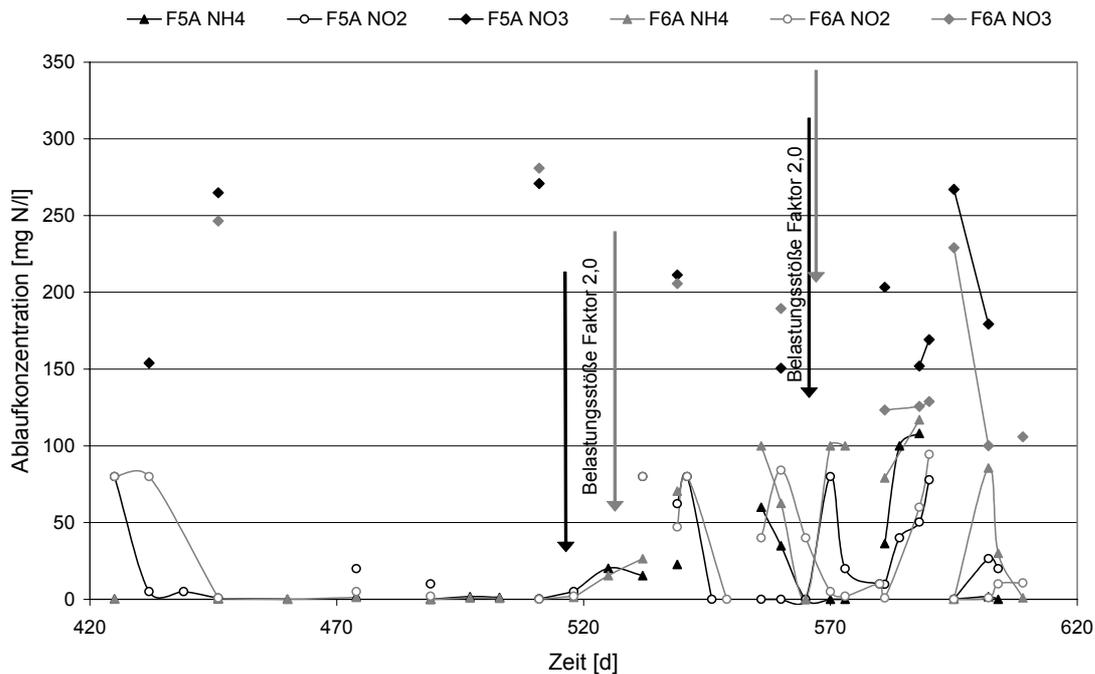


Abbildung 5.25 Belastung < 0,260 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ablaufkonzentrationen F5A + F6A

Mit einer sehr hohen Belastung im Bereich zwischen 0,360 - 0,500 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) (im Mittel) wurden nur zwei Anlagen beschickt. In Abbildung 5.26 ist der Verlauf von Ammonium- und Nitritkonzentration im Ablauf dieser Anlagen (F7, F9) dargestellt. Bei Betrachtung der Anlagenleistung ist zu berücksichtigen, dass Anlage F9 zeitweise mit einer hohen, die Grenzlast um den Faktor 5 überschreitende Last, beschickt wurde. In dieser Phase schwanken sowohl die hydraulische Belastung (0,5 – 2 l/d) als auch die Zulaufkonzentration (100 - 925 mg NH<sub>4</sub>-N/l). Ein Belastungsstoß vom Faktor 2,5 resultiert in einem Peak von 153,6 mg NH<sub>4</sub>-N/l und Nitritwerten von über 430 mg/l, die zeitlich versetzt auftreten. Nach der Rückkehr zu Belastungen von 0,300 - 0,400 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) sinken die Ammonium- und Nitritkonzentrationen auf niedrige Werte und die Nitratkonzentrationen, die vorher konstant waren, steigen an (vgl. Abbildung 5.26 und Abbildung 5.27).

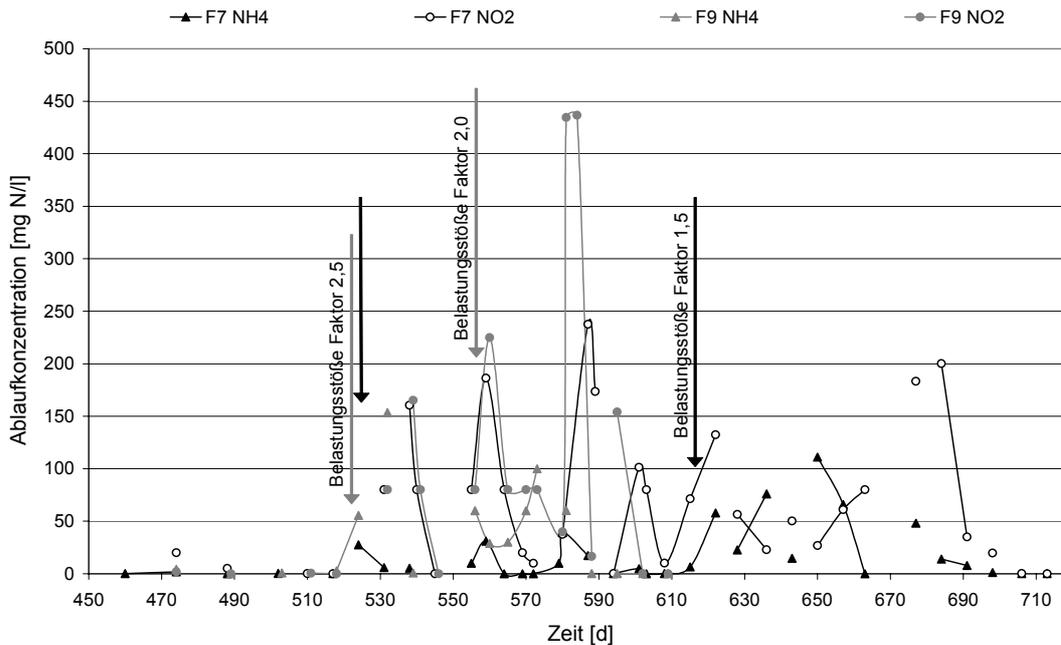


Abbildung 5.26 Belastung < 0,500 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Ammonium- und Nitritkonzentrationen F7+F9

Bei Anlage F7 wird die Belastung in dieser Phase insgesamt bis auf 0,7 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) gesteigert. Wie schon zuvor bei den Belastungssteigerungen wurde auch hier die Erhöhung stoßweise aufgebracht. Die auftretenden Belastungsstöße sind überwiegend die Folgen von Konzentrationsschwankungen im Zulauf. Aufgrund der Steigerung um den Faktor 1,5 kommt es zu einem Anstieg der Ammoniumkonzentrationen von bis zu 111,1 mg/l. Anschließend liegt eine konstante Belastung von 0,550 - 0,650 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) vor. In dieser Phase steigen die Nitritwerte bis auf 238 mg NO<sub>2</sub>-N/l und sind im gesamten Zeitraum erhöht (über 100 mg NO<sub>2</sub>-N/l), bei den Nitratwerten ist eine stark abnehmende Tendenz zu beobachten (Abbildung 5.26 und Abbildung 5.27).

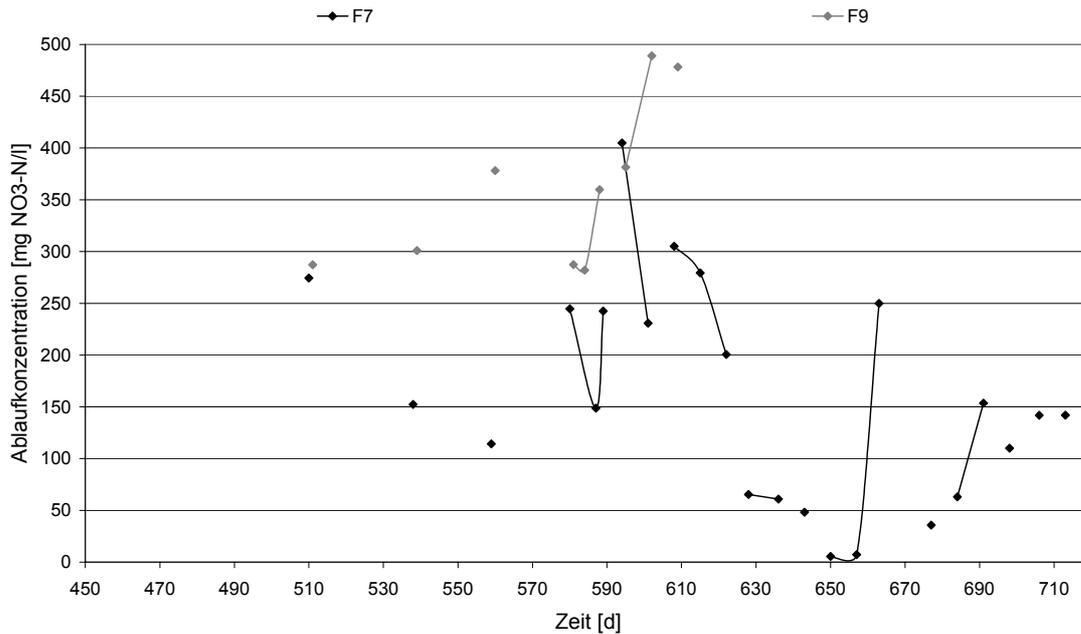


Abbildung 5.27 Belastung < 0,500 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), Nitratkonzentrationen F7 + F9

### 5.1.3 Ergebnisübersicht Belastung

Betrachtet man das Verhalten der Anlagen nur unter Berücksichtigung der jeweiligen Belastung und des Erhöhungsfaktors sowie der Ursache der Stöße, so können einige grundlegende Beobachtungen gemacht werden. Die Auswirkungen von Belastungsstößen aufgrund unterschiedlicher Ursachen und verschiedener Größe sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

In Tabelle 5.5 sind die Größe der Belastungserhöhungen und die dadurch verursachten Peaks im Ablauf der Nitrifikationsanlagen, die Dauer der erhöhten Ablaufkonzentrationen sowie weitere Randbedingungen dargestellt.

Tabelle 5.5 Belastungstöße und deren Effekt auf die Nitrifikationsanlagen

Faktor	Belastung	Veränderung	Ursache	Nr.	Folge	Max. NH <sub>4</sub> -N	Dauer	NO <sub>2</sub> -N	wann		Dauer	NO <sub>3</sub> -N
[ - ]	[kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d)]					[mg NH <sub>4</sub> -N/l]	[d]	[mg NO <sub>2</sub> -N/l]			[d]	[mg NO <sub>3</sub> -N/l]
1,2	0,081 - 0,090	Schwankungen		F6	Peak	49,5	15	40,0	zeitgleich		20	leichte Schwankungen
1,5	0,085 - 0,110	Stoß	Konzentration	F1	Peak	73,2	60	konstant				konstant
1,5	0,100 - 0,300	Stoß	Konzentration	F1	Peak	10,8	30	leicht erhöht	verzögert		50	
1,5	0,100 - 0,300	Stoß	Konzentration	F2	Peak	10,0	30	leicht erhöht	verzögert		50	
1,5	0,040	Stoß	Konzentration	F4	Peak	65,1	10	konstant				konstant
1,5	0,081 - 0,090	Schwankungen		F5	Peak	57,9	15	80,0	verzögert		20	leichte Schwankungen
1,5	0,081 - 0,090	Stoß	Konzentration	F5	Peak	37,7	15	40,0	verzögert		20	leichte Schwankungen
1,5	0,081 - 0,090	Stoß	Konzentration	F6	Peak	62,6	10	40,0	verzögert		10	leichte Schwankungen
1,5	0,360 - 0,500	Stoß	Konzentration	F7	Peak	111,1	50	238				stark abnehmend
2,0	0,100 - 0,300	Stoß	Konzentration	F3	Peak	31,0	50	leicht erhöht	verzögert		50	
2,0	0,100 - 0,300	Stoß	Konzentration	F1	Peak	7,1	20	leicht erhöht	verzögert		50	
2,0	0,081 - 0,090	Stoß	Hydraulik	F5	Peak	44,8	20	80,0	verzögert		10	leichte Schwankungen
2,0	0,155 - 0,260	Stoß	Hydraulik	F4	Peak	255,1	steigend	130,02	zeitgleich			konstant niedrig
2,0	0,155 - 0,260	anderes SW	Konzentration	F6	Peak	310,1	30	161,3	verzögert	10	40	konstant niedrig
2,0	0,155 - 0,260	Stoß	Konzentration	F5A	Peak	60,0	20	124,2	zeitgleich		10	abnehmend
2,0	0,155 - 0,260	Stoß	Hydraulik	F5A	Peak	108,1	25	77,9	verzögert		20	konstant
2,0	0,155 - 0,260	Stoß	Konzentration	F6A	Peak	100,0	40	80	verzögert	30	30	abnehmend
2,0	0,155 - 0,260	Stoß	Konzentration	F6A	Peak	116,9	20	94,4	zeitgleich		10	abnehmend
2,0	0,360 - 0,500	Stoß	Konzentration	F9	Peak	100,0	30	436,7	verzögert	10	20	konstant
2,5	0,085 - 0,110	Stoß	Hydraulik	F2		5		konstant				konstant
2,5	0,360 - 0,500	Stoß	Konzentration	F7	Peak	27,6	20	160,4	verzögert	7	30	abnehmend
2,5	0,360 - 0,500	Stoß	Schwankung	F9	Peak	153,6	20	165,2	verzögert	10		konstant
3,0	0,035 - 0,084	Steigerung		F1-F3	Anstieg	10 - 25	90	10,0	verzögert	20		ohne Effekt
3,0	0,035 - 0,084	Stoß	Konzentration	F2	Peak	73,2	20					
3,0	0,035 - 0,084	Stoß	Konzentration	F3	Peak			80,0		10		
3,0	0,052 - 0,080	Stoß	Hydraulik	F5	Peak	172,7	50	387,3	zeitgleich		70	stark abnehmend

Im oberen Abschnitt von Tabelle 5.5 sind die Daten für eine Belastungserhöhung um Faktor 1,5 zusammengefasst. Es ist zu erkennen, dass eine stoßweise Anhebung der Belastung infolge einer Konzentrationserhöhung bei den schwallweise beschickten Anlagen F1 und F2 zu einem Ammonium-Peak von ca. 10 mg/l führt. Der Zeitraum, über den angestiegene Ammoniumkonzentrationen gemessen werden, beträgt 30 Tage. Etwas verzögert kommt es zu einem minimalen Anstieg der Nitritkonzentrationen. Hier liegen über 50 Tage erhöhte Werte vor. Bei den eingestauten Anlagen treten aufgrund der Belastungssteigerung Peaks im Bereich von 40 - 70 mg NH<sub>4</sub>-N/l auf. Die erhöhten Konzentrationen liegen über einen Zeitraum von 10 – 15 Tagen vor. Auch die Nitritkonzentrationen steigen auf ein Maximum im Bereich von 40 - 80 mg/l. Nach 20 Tagen erreichen sie wieder das vorherige Niveau. Bei den Nitratkonzentrationen kommt es nur zu leichten Schwankungen. Belastungsschwankungen im Bereich von Faktor 1,2 und 1,5 führen zu vergleichbaren Effekten. Im Gegensatz dazu führt bei einer eingestauten Anlage mit einer 4,5 - 5 fach höheren Belastung eine Lasterhöhung von 50 % zu einem Ammonium-Peak von 110 mg/l. Die erhöhten Konzentrationen sind über 50 Tage nachweisbar. Ebenso ist die Auswirkung auf die Nitrit- und Nitratkonzentrationen sehr viel stärker als bei niedrigen Belastungen.

Ein Belastungsstoß von 2,0 ergibt bei den Schwallanlagen einen Ammonium-Peak von ca. 10 - 30 mg/l. Über einen Zeitraum von 20 – 50 Tagen werden im Anschluss daran erhöhte Werte gemessen. Die Nitritkonzentrationen steigen nur minimal an und sind über ca. 50 Tage erhöht. Bei den Nitratwerten sind keine Auswirkungen zu beobachten. Bei den eingestauten Anlagen ist der Ammonium-Peak unabhängig von der Beschickungsrichtung weit höher als bei den Schwallanlagen und liegt zwischen 60 - 130 mg/l. Der Zeitraum, über den erhöhte Ablaufkonzentrationen vorliegen, ist mit dem der Schwallanlagen vergleichbar. Bei den Nitritkonzentrationen steigen die Werte bis auf 80 – 130 mg/l und erhöhte Konzentrationen sind danach über 10 - 30 Tage nachweisbar. Es zeigt sich, dass die Auswirkungen auf die Nitritwerte bei den eingestauten Anlagen sehr viel höher sind als bei den schwallweise beschickten Anlagen. Bei einer höheren Belastung werden noch stärker ausgeprägte Nitrit-Peaks beobachtet. Insgesamt sind bei den eingestauten Anlagen abnehmende Nitratkonzentrationen zu beobachten.

Bei einem Belastungsstoß um Faktor 2,0 infolge einer Beschickung mit einem anderen Sickerwasser fällt der Ammonium-Peak der betrachteten Anlage ca. 3 mal höher aus. Die Nitritwerte steigen bis auf 160 mg/l, auch hier ist der Zeitraum, über den ein Effekt zu beobachten ist, mit dem vorher genannten identisch und beträgt 30 Tage. Die Nitratkonzentrationen befinden sich auf einem konstant niedrigen Niveau.

Bei Belastungsstößen der Größenordnung 2,0 infolge hydraulischer Veränderungen sind die Auswirkungen auf die Nitrifikation nicht einheitlich. Es gibt Unterschiede zwischen Anlagen mit abwärts gerichteter Beschickung und Anlagen, die aufwärts durchflossen werden. Bei der abwärts durchströmten Anlage (F5A) liegt der Ammonium-Peak bei 108,1 mg/l. Der Zeitraum, in dem erhöhte Konzentrationen nachgewiesen werden, beträgt 25 Tage. Bei den aufwärts beschickten Anlagen (F4, F5) sind erhöhte Ammoniumkonzentrationen mit stärker ausgeprägten Peaks (bis zu 255,1 mg/l) zu beobachten. Die Nitritkonzentration steigt bei der abwärts durchströmten Anlage auf ein Maximum von ca. 120 mg/l an. Nach 20 Tagen erreichen die Nitritwerte wieder das normale Niveau. Auf die Nitratwerte wirken sich hydraulische Veränderungen bei diesem Anlagentyp nicht aus. Bei den aufwärts durchströmten Anlagen F4 und F5 steigen die Nitritkonzentrationen bis zu 130 mg/l und auch die Nitratlaufwerte werden stark beeinträchtigt. Insgesamt scheinen aufwärts durchströmte Anlagen heftiger auf Stöße dieser Art zu reagieren. Allerdings ist dies der einzige Hinweis auf eine Abweichung bei Anlagen mit unterschiedlicher Durchströmrichtungen. Im Vergleich dazu führt ein Belastungsstoß infolge hydraulischer Veränderungen (Faktor 2,5) bei der schwallweise beschickten Anlage F2 nicht zu Veränderungen bei den Ablaufkonzentrationen.

Nach Belastungserhöhungen der Größenordnung 2,5 zeigt sich bezüglich der eingestauten Anlagen eine gute Übereinstimmung. Sowohl die Größe des Nitrit-Peaks als die Dauer der erhöhten Konzentrationen von Ammonium und Nitrit stimmen überein. Ebenso steigen die Nitritwerte entsprechend nach einem Zeitraum von ca. 10 Tagen an. Der Ammonium-Peak bei Anlage F9 ist allerdings viel stärker ausgeprägt (153,6 mg/l) als der Peak in Anlage F7 mit 27,6 mg/l. Daraus wird deutlich, dass Belastungsstöße aufgrund andauernder Schwankungen die Stabilität des Nitrifikationsprozesses stärker beeinträchtigen als eine plötzliche Konzentrationserhöhung.

Bei schwallweise beschickten Anlagen führen Belastungsstöße um den Faktor 3 zu mäßigen Peaks entweder bei den Ammonium- oder bei den Nitritkonzentrationen. Die Höhe der Peaks liegt bei ca. 70 - 80 mg/l. Die jeweils anderen N-Parameter werden nicht beeinträchtigt. Ein Belastungsstoß gleicher Größe aufgrund von hydraulischen Veränderungen erzeugt bei einer eingestauten abwärts durchflossenen Anlage einen Peak von 172,7 mg NH<sub>4</sub>-N/l, gleichzeitig steigen die Nitritwerte sehr stark an (387,3 mg/l) und die Nitratwerte nehmen stark ab. Die Daten aus Tabelle 5.5 zeigen, dass Belastungsstöße dieser Größe auch bei einer geringen Belastung die Stickstoffumsetzung von eingestauten Anlagen stark beeinträchtigen.

Die Versuchsergebnisse zeigen, dass unabhängig von der Größe des Belastungsstoßes und der zu diesem Zeitpunkt aufgetragenen Belastung, die Beeinträchtigung des Nitrifikationsprozesses bei den schwallweise beschickten Anlagen minimal ausfällt. Die Peaks in der Ammoniumkonzentration sind ausnahmslos gering ausgeprägt und treten erst bei Belastungen oberhalb von 0,100 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) auf. Eine Akkumulation von Nitrit wurde bei diesem Anlagentyp nicht festgestellt. Im Ablauf wurden nur minimal ansteigende Nitritkonzentrationen nachgewiesen. Die Umsetzung von Nitrit zu Nitrat wird nicht beeinträchtigt. Der Zeitraum erhöhter Ablaufwerte nach Anstieg der Ablaufkonzentrationen oder Peaks ist bei Schwallanlagen sowohl beim Parameter Ammonium als auch bei Nitrit etwas länger als bei eingestauten Anlagen. Für diesen Anlagentyp wurde nachgewiesen, dass Konzentrationsstöße jeglicher Größe unabhängig von der Durchströmrichtung zu weit größeren Beeinträchtigungen der Nitrifikation führen als bei den Schwallanlagen. Die Ammonium-Peaks fallen höher aus, aber der Zeitraum über den erhöhte Konzentrationen vorliegen ist kürzer als bei den Schwallanlagen. Die Nitrit-Peaks treten meist verzögert auf und sind bei hohen Belastungen bzw. bei hohen Ammonium-Peaks ebenfalls stark ausgeprägt. Der Zeitraum, über den eine erhöhte Nitritkonzentration im Ablauf nachzuweisen ist, ist kürzer als bei Schwallanlagen. Prinzipiell sind immer auch Beeinträchtigungen bei den Nitratkonzentrationen zu beobachten (Tendenz zu absinkenden Werten).

Die Ergebnisse der Versuche zeigen weiterhin, dass hydraulische Veränderungen sich vor allem auf eingestaute Anlagen auswirken. Gegenüber Belastungsschwankungen reagieren Schwallanlagen grundsätzlich unempfindlicher als eingestaute Anlagen. Störungen führen nur zu mäßigen Peaks der Ammoniumkonzentrationen und zu einem minimalen Anstieg der Nitritwerte. Um möglichst optimale Bedingungen für die Mikroorganismen in der Denitrifikationsstufe zu gewährleisten, sollten in der Nitrifikationsstufe Anlagen eingesetzt werden, bei denen Belastungsstöße oder anderen Veränderungen (Schwankungen, Betriebsstörungen, etc.) die vollständige Umsetzung des Ammoniums zum Nitrat nicht beeinträchtigen.

Die Verteilung der Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der aufgebrachten Belastung ist in Abbildung 5.28 und Abbildung 5.29 dargestellt. Wie zu erkennen ist, unterscheiden sich die eingestauten Anlagen deutlich von den schwallweise beschickten Anlagen.

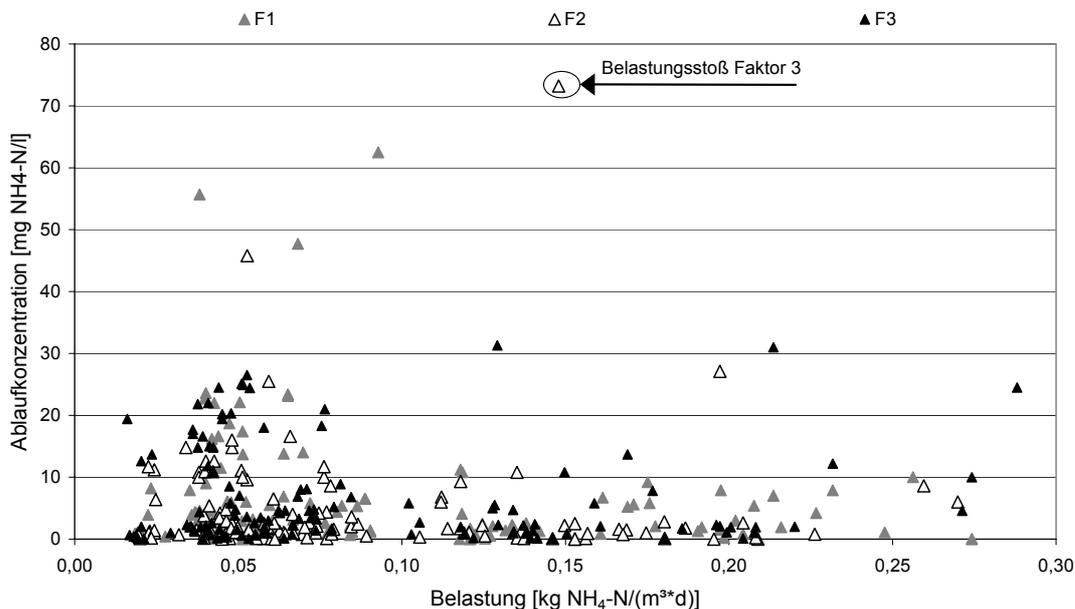


Abbildung 5.28 Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Belastung, Schwallanlagen

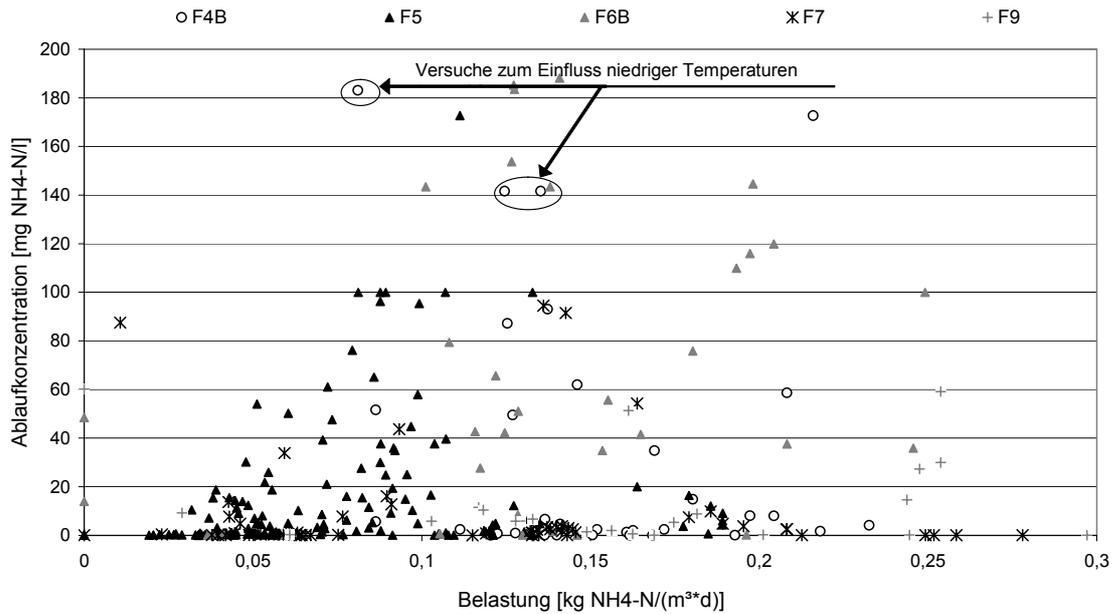


Abbildung 5.29 Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Belastung, eingestaute Anlagen

In Abbildung 5.28 fällt zuerst auf, dass ein Großteil der Werte im Bereich niedriger und mittlerer Belastung aufgenommen wurde. Die zugehörigen Ablaufkonzentrationen steigen bis zu einem Maximum von ca. 30 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Auch bei einer Belastung über 0,1 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) liegen die Ablaufkonzentrationen überwiegend unterhalb von 10 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Anlage F2 liefert am beständigsten niedrige Ablaufwerte.

Dagegen zeigt Abbildung 5.29 eine starke Streuung der Ablaufkonzentrationen bei den eingestauten Anlagen. Die Maximalwerte sind deutlich höher und treten häufiger auf als bei den schwallweise beschickten Anlagen. Auch bei diesen Anlagen wurde ein Großteil der Werte im Bereich niedriger und mittlerer Belastung aufgenommen. Bei Anlage F5 fällt ein besonders großer Schwankungsbereich der Ablaufkonzentrationen auf. Die gekennzeichneten Werte von Anlage F4B wurden während der Versuchsreihe zum Einfluss niedriger Temperaturen aufgenommen und sind für diese Betrachtung nicht relevant.

## 5.2 Einflussfaktor pH-Wert

Um eine Aussage zum Einfluss des pH-Wertes machen zu können, werden die Anlagen in Phasen gleicher Belastung betrachtet. Dabei unterliegen die pH-Werte teilweise großen Schwankungen bzw. weichen stark voneinander ab. Für die Nitrifikation liegt der optimale pH-Wert in einem Bereich von pH 6,5 – 8,5. Daher wird besonders auf Abweichungen von diesem Bereich geachtet. Die Anlagen werden zudem unter Berücksichtigung folgender Aspekte verglichen:

- Varianz bzw. Stabilität des pH-Werts
- Reaktionen der einzelnen Prozessstufen  
(z.B. Beeinflussung Ammonium- und Nitritumsetzung oder Nitritakkumulation)

### 5.2.1 Schwallanlagen F1 – F3

Zu Beginn des betrachteten Zeitraums wurden die schwallweise beschickten Anlagen mit einer Belastung von 0,02 – 0,03 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) gefahren. In dieser Phase gibt es einen ausgeprägten Unterschied zwischen den pH-Werten von Anlage F1 und Anlage F2. Während in Anlage F1 die Werte an der oberen Grenze des optimalen Bereichs bei pH 7,5 – 8,5 liegen, schwankt der pH-Wert von F2 zwischen 4,5 – 5,5.

Abbildung 5.30 zeigt, dass die Ammoniumkonzentration von F2 im Mittel bei 4,6 mg/l liegt und damit gut mit den Werten von Anlage F1 (Mittelwert: 4,1 mg/l) übereinstimmt. Die Nitritkonzentrationen beider Anlagen sind durchgehend niedrig. Bei den Nitratkonzentrationen von F2 ist eine geringe Abnahme zu beobachten.

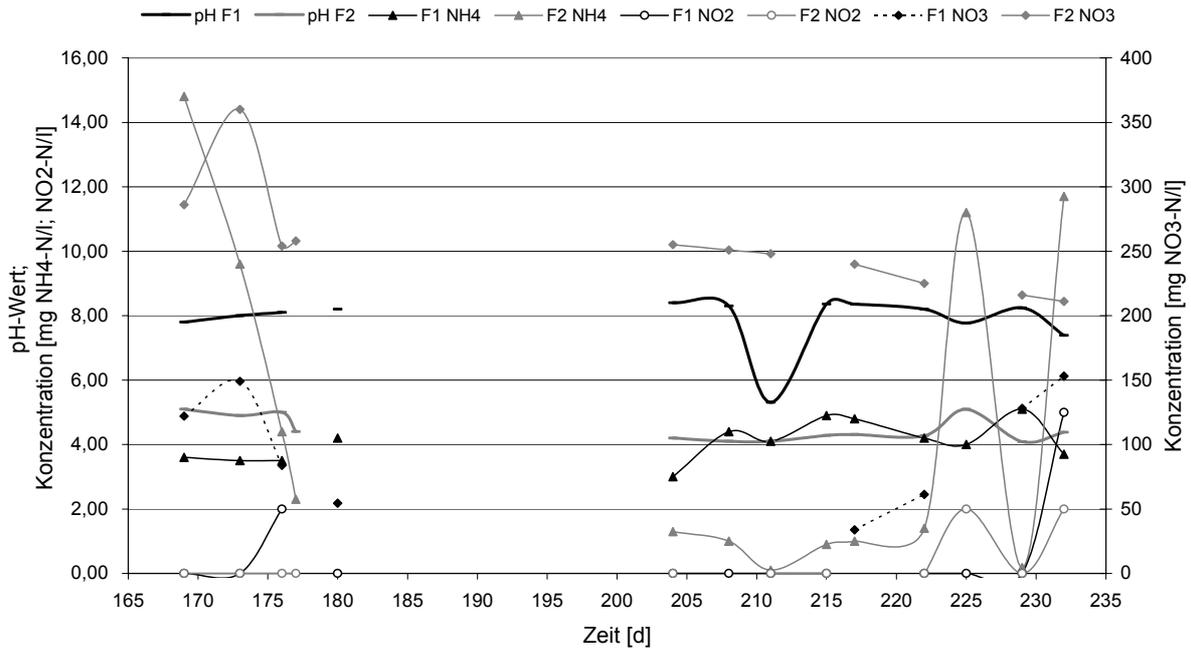


Abbildung 5.30 pH-Werte und Ablaufkonzentrationen F1 + F2

In Abbildung 5.31 ist zu erkennen, dass bei einer Belastung von 0,035 - 0,084 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) die pH-Werte weit unterhalb des optimalen Bereichs (eingerahmt) liegen und zum Teil stark voneinander abweichen.

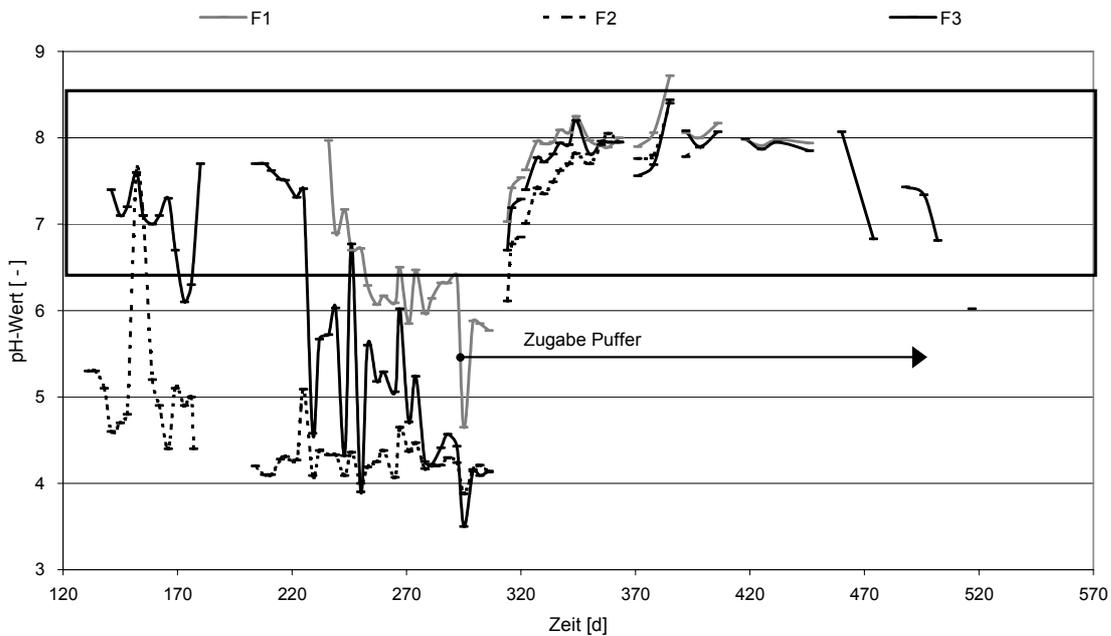


Abbildung 5.31 pH-Werte F1 – F3

In der folgenden Tabelle 5.6 sind die pH-Werte und die Dauer der jeweiligen Phase gegenübergestellt.

Tabelle 5.6 pH-Werte schwallweise beschickter Anlagen F1 – F3

	F1	F2	F3
pH-Wert [ ]	8 - 6	4 - 4,5	6 - 4
Bemerkung	abnehmend	konstant	abnehmend
Dauer [d]	230 - 310	230 - 310	230 - 310

Wie die Abbildungen 5.32 bis 5.34 zeigen, führen unterschiedliche pH-Werte nicht zwangsläufig zu starken Unterschieden im Ablauf der Anlagen. Die Abläufe aller drei Anlagen stimmen gut überein. Insbesondere zeigt sich, dass die Werte der Anlagen F1 und F3 in denen der pH-Wert jeweils um zwei Einheiten absinkt, sich sehr gut entsprechen (Ammonium und Nitrat). Im Vergleich dazu liefert Anlage F2 bei einem konstanten pH-Wert von 4 bis 4,5 bessere Ablaufwerte (Ammonium niedriger und Nitrat höher).

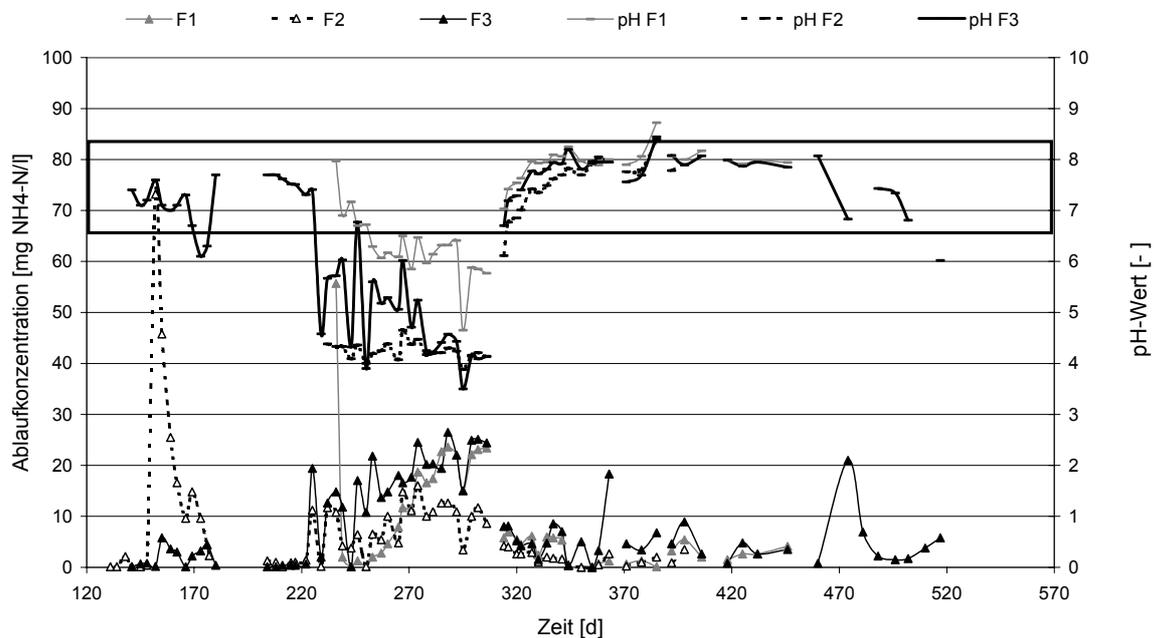


Abbildung 5.32 pH-Werte und Ammoniumkonzentrationen F1-F3, (120. – 570. d)

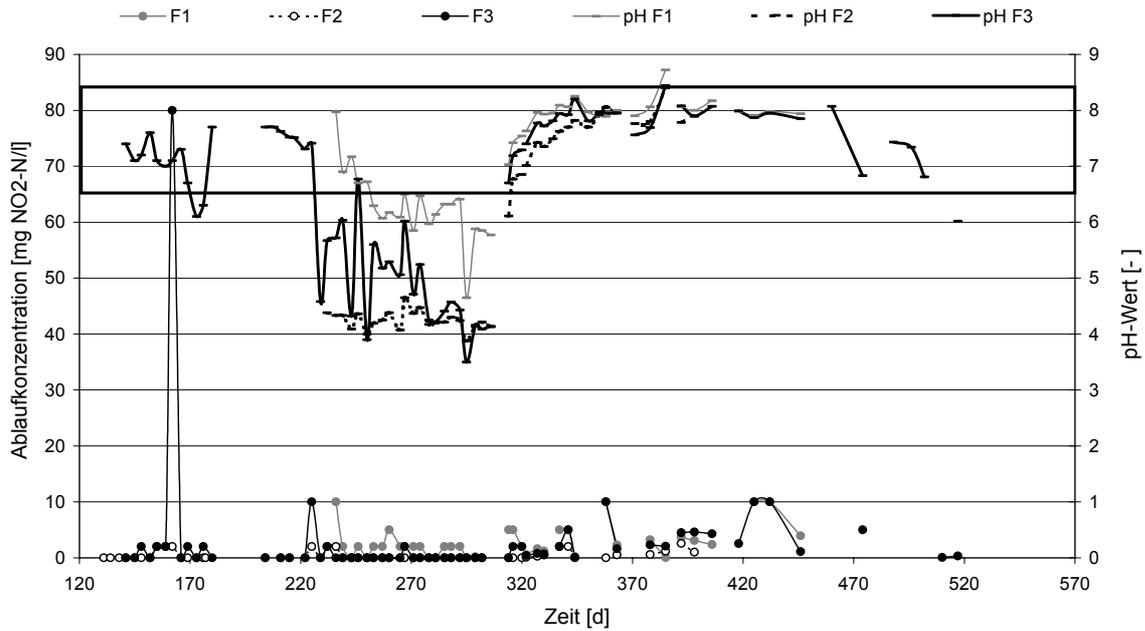


Abbildung 5.33 pH-Werte und Nitritkonzentrationen F1 - F3, (120. – 570. d)

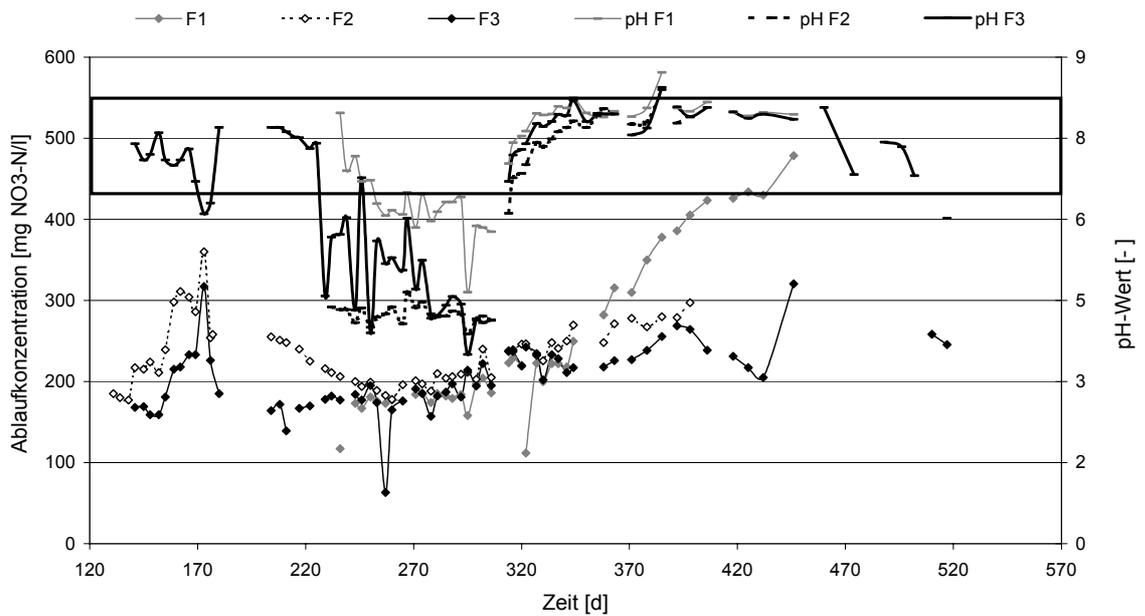


Abbildung 5.34 pH-Werte und Nitratkonzentrationen F1 - F3, (120. – 570. d)

Die Versuche zeigen für Anlagen mit schwallweiser Beschickung, dass konstante pH-Werte (Schwankungen < 1) zu einer konstanten Nitrifikation führen, denn die Abweichungen der Ablaufkonzentrationen fallen geringer aus als bei stark schwankenden pH-Werten. Dies ist auch bei niedrigen pH-Werten zutreffend.

Die Ablaufwerte von Anlage F2 zeigen nur geringe Abweichungen zum Verhalten der Anlagen F1 (pH 6 – 8) und F3 (pH 4 – 6). Wie aus Abbildung 5.32 zu erkennen ist, ergibt sich beim Absinken des pH-Wertes um zwei pH-Stufen ein Anstieg des Ammoniums um ca. 20 mg/l. Bei einem konstanten pH-Wert von 4 – 4,5 ist ein Ammoniumanstieg von 10 - 15 mg/l zu beobachten. Dies deutet darauf hin, dass dauerhaft niedrige pH-Werte bzw. pH-Werte kleiner 6 bei diesem Anlagentyp keinen Einfluss auf den Nitrifikationsprozess bzw. die beteiligten Mikroorganismen ausüben. Der Effekt von dauerhaft niedrigen pH-Werten auf die Nitrifikationsleistung ist in dieser Größenordnung vergleichbar mit einer langsamen Absenkung des pH-Werts über zwei Stufen. Dabei ist vernachlässigbar ob diese Absenkung von pH 8 auf 6 oder von pH 6 auf 4 erfolgt. Zusätzlich lässt sich aus den Ergebnissen (Abbildung 5.32) für Festbettmaterial F1 (Keramikkugeln) ein Pufferungsvermögen ableiten, da bei gleichen Randbedingungen (Belastung und hydraulischer Belastung) länger ein konstanteres Niveau für den pH-Wert gehalten wird als bei den Anlagen F2 und F3. Die Anlage F3 scheint ebenso in der Lage zu sein, ein Absinken des pH-Werts zu puffern, da auch hier das Niveau der pH-Werte über 150 d höher war als bei F2. Hier sind schon früh sehr niedrige pH-Werte zu beobachten.

Nachdem in allen Anlagen über längere Zeit niedrige pH-Werte vorlagen, wurde ab dem 306. Betriebstag ein Puffer in Form von  $\text{NaHCO}_3$  in den Zulauf gegeben. Die pH-Werte steigen danach in allen Anlagen direkt an und pendeln sich um den Wert pH 8 ein. Wie Abbildung 5.32 bis Abbildung 5.34 zeigen, gibt es nur wenige Unterschiede zwischen den Anlagen. Im Zeitraum zwischen dem 320. und 470. Betriebstag liegen die Mittelwerte der pH-Werte zwischen pH 7,8 und 8,0. Demnach liegen konstante Randbedingungen vor. Die Ablaufwerte der schwallweise beschickten Anlagen sind in dieser Phase ebenfalls sehr konstant, es kommt nur zu geringen Schwankungen der Ammoniumkonzentrationen (z.B. F1: 0,1 - 6 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$ ), die Nitritwerte bleiben ebenfalls auf einem niedrigen Niveau. Während die Nitratkonzentrationen von F2 und F3 konstant bleiben, steigen die Ablaufkonzentrationen von F1 weiter an. In dieser Phase wird in allen Anlagen das Ammonium aus dem Zulauf nahezu vollständig nitrifiziert (Umsatzraten zwischen 94,4 – 99,9 %).

In der Phase der höchsten Belastung von 0,100 – 0,300 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) liegen die drei Anlagen stabil im Bereich zwischen pH 6,5 – 8,5. Die auftretenden Ammonium- und Nitrit-Peaks (max. 38,1 mg NH<sub>4</sub>-N/l bzw. 13,3 mg NO<sub>2</sub>-N/l) sind auf Belastungsveränderungen zurückzuführen. Ein Absinken des pH-Werts als systeminterne Reaktion auf die zum Teil erheblichen Stoßbelastungen kann nicht festgestellt werden. Lediglich bei den Nitratwerten ist ein Zusammenhang zwischen leicht absinkenden pH-Werten und leicht reduzierten Nitratwerten erkennbar. Die Abbildung 5.35 zeigt, dass die Nitratwerte zeitlich versetzt in ähnlicher Form abnehmen wie die pH-Werte. Dies bestätigt die Beobachtungen, dass abnehmende pH-Werte sich hauptsächlich auf die Nitratation (Umsetzung von Nitrit zu Nitrat) auswirken. Die Abbildung 5.36 zeigt, dass der größte Teil der Werte bei schwallweise beschickten Anlagen im Bereich zwischen pH 6 – 8, also im optimalen Bereich für die Nitrifikation liegt. Auch hier ist zu erkennen, dass die Ablaufkonzentrationen bezogen auf die Zulaufkonzentration vorwiegend im niedrigen Bereich der Werte (%) liegen. Es kann kein Zusammenhang zwischen einer verringerten Nitrifikation (erhöhten Ablaufkonzentrationen) und minimalen pH-Werten festgestellt werden. Dies gilt für alle Schwallanlagen und ist unabhängig vom Filtermaterial.

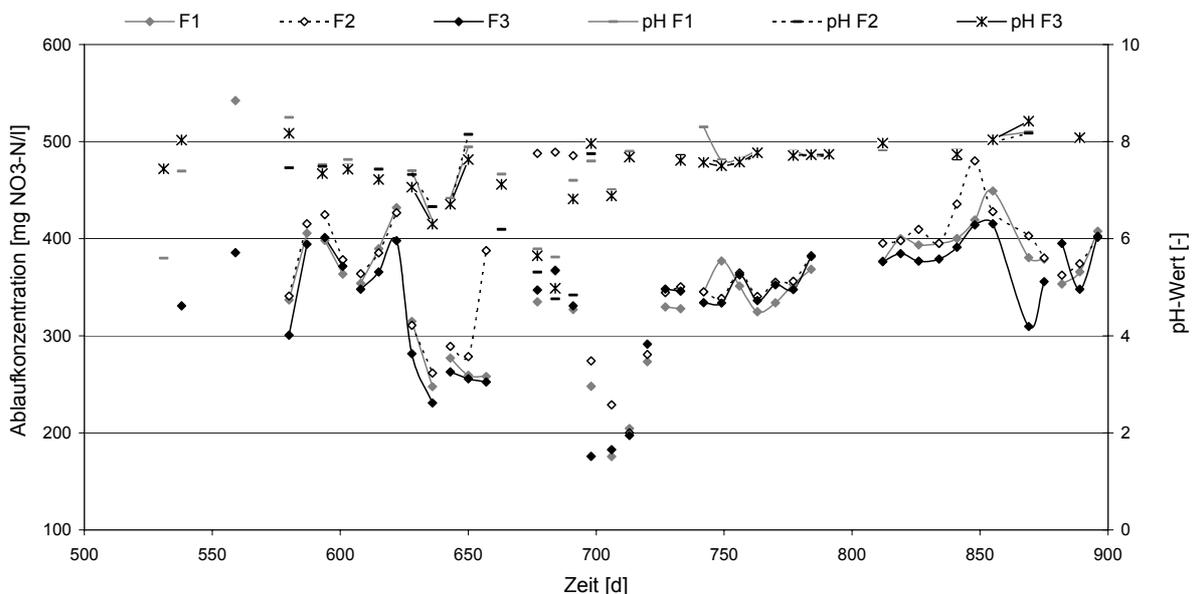


Abbildung 5.35 pH-Werte und Nitratkonzentrationen F1 – F3, (500. – 900. d)

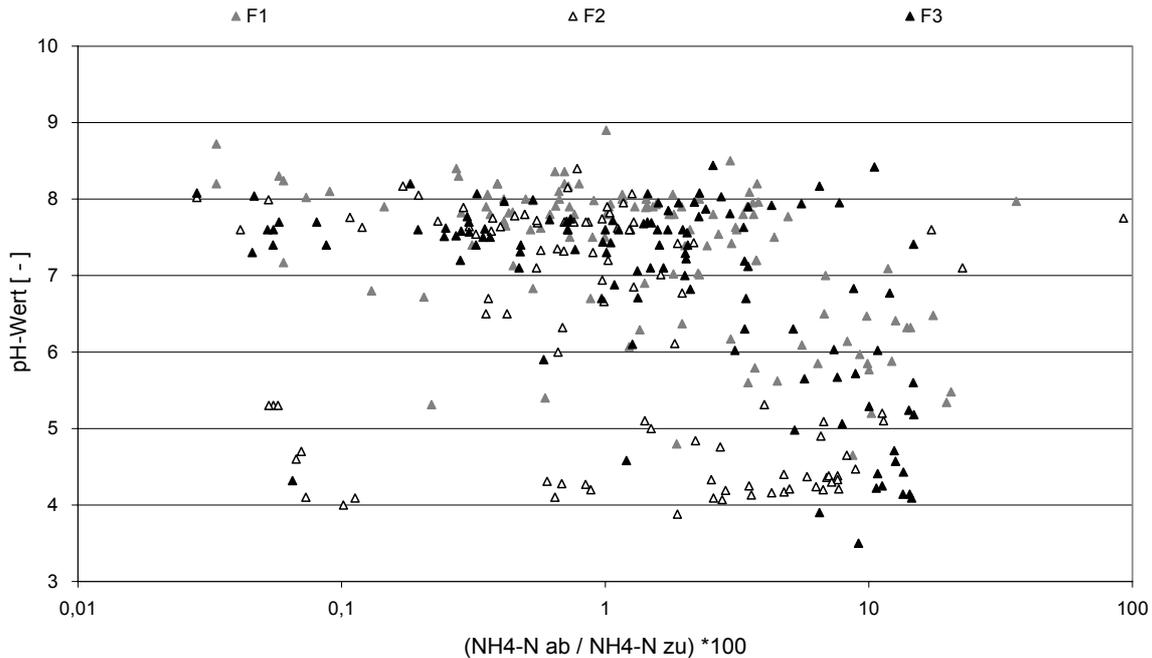


Abbildung 5.36 pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, F1 – F3

### 5.2.2 Eingestaute Anlagen F4 – F9

Die pH-Werte der eingestauten Anlagen variieren von pH 4,5 – 9, dabei liegt der größte Teil im Bereich zwischen pH 6,5 und 9 (Abbildung 5.37). Die Minimalwerte der eingestauten Anlagen liegen damit um eine pH-Stufe höher als die der Schwallanlagen. Diese Beobachtung spricht dafür, dass die kontinuierliche Beschickung zu einem stabileren System und damit zu besseren Randbedingungen für die Nitrifikation führen.

Wie aus der Abbildung 5.37 zu erkennen ist, treten bei diesem Anlagentyp tendenziell häufiger höhere Ablaufkonzentrationen auf, als bei den Anlagen F1 – F3. Ebenfalls ist festzustellen, dass in den Anlagen F4 und F9 zeitweise Werte kleiner pH 6 auftreten. Auch hier ist kein Zusammenhang zwischen niedrigen pH-Werten und erhöhten Konzentrationen herstellbar.

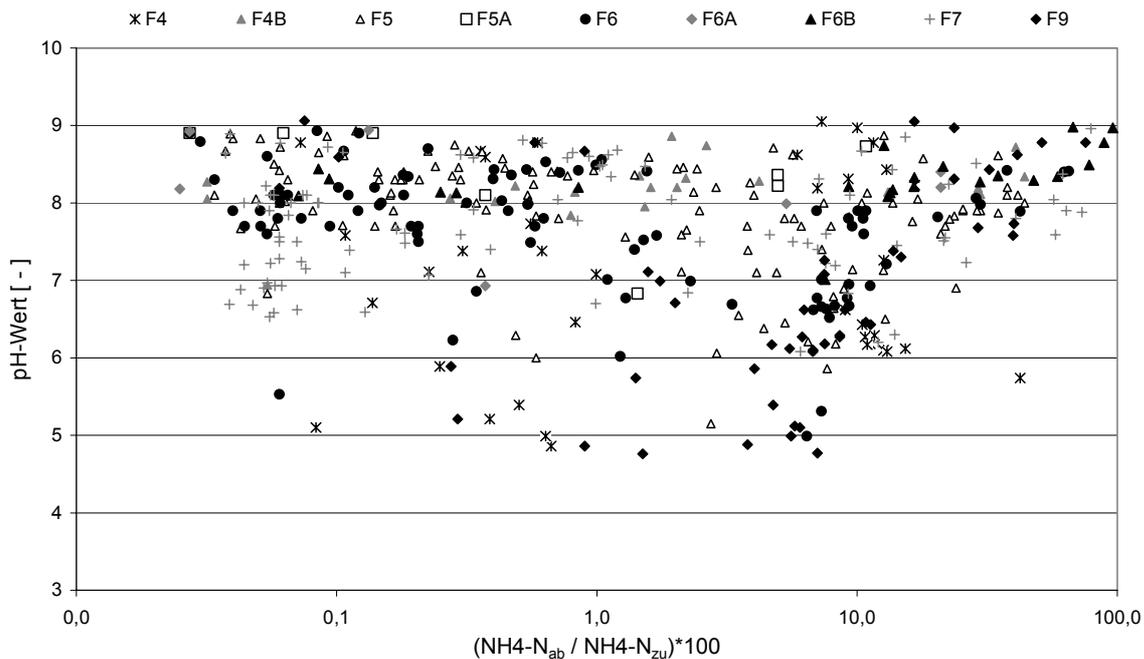


Abbildung 5.37 pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, F4 – F9

### 5.2.3 Vergleich: Festbettanlagen mit gleichem Material

Im folgenden Abschnitt soll das Verhalten von Anlagen mit gleichem Festbettmaterial betrachtet werden. Dabei werden Schwallanlagen durch offene Symbole und eingestaute Anlagen durch geschlossene Symbole gekennzeichnet. Die Abbildung 5.38 stellt die Verteilung der Ablaufkonzentration (prozentualer Anteil bezogen auf die Zulaufkonzentration) den pH-Werten für Anlagen mit Keramikugeln als Filtermaterial gegenüber. Wie aus dem Diagramm zu sehen ist, gibt es nur marginale Unterschiede des pH-Schwankungsbereichs. Tendenziell wurden bei den eingestauten Anlagen etwas häufiger höhere Ablaufkonzentrationen erreicht.

Auch bei Anlagen mit Seramis-Festbett weisen schwallweise beschickte Anlagen eher niedrige pH-Werte auf, ohne dass ein negativer Einfluss auf die Nitrifikationsleistung zu beobachten ist (Abbildung 5.39). Hier sind ebenfalls bei den eingestauten Anlagen tendenziell höhere Ablaufwerte bei hohen pH-Werten (8 – 9) zu beobachten.

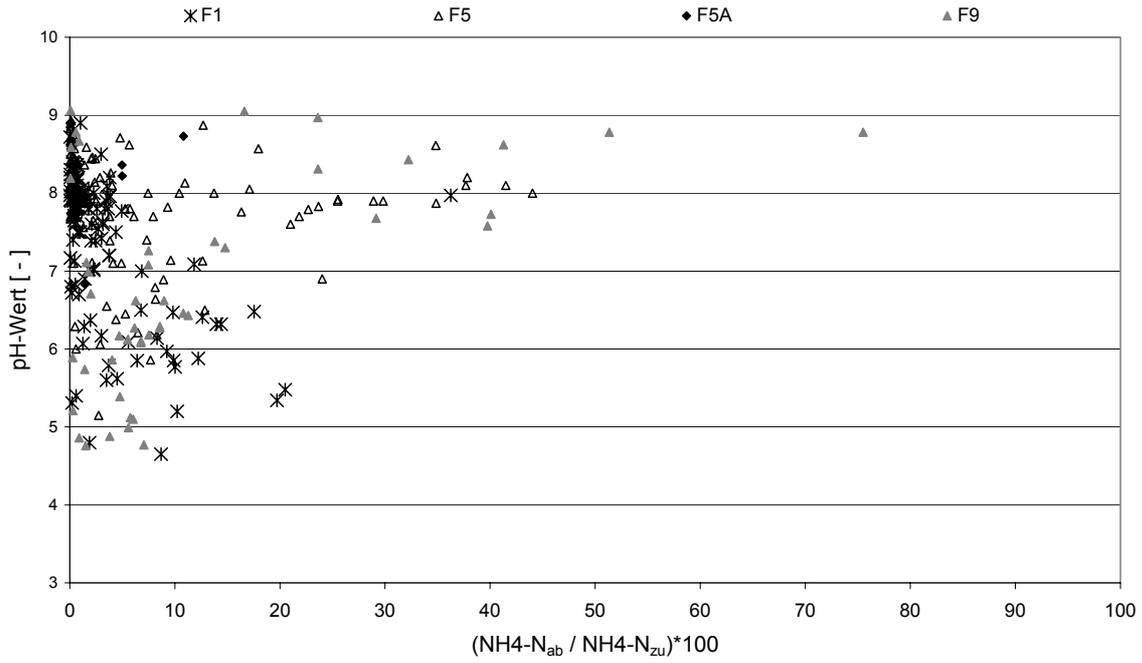


Abbildung 5.38 pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen von Anlagen, FB: Keramikugeln

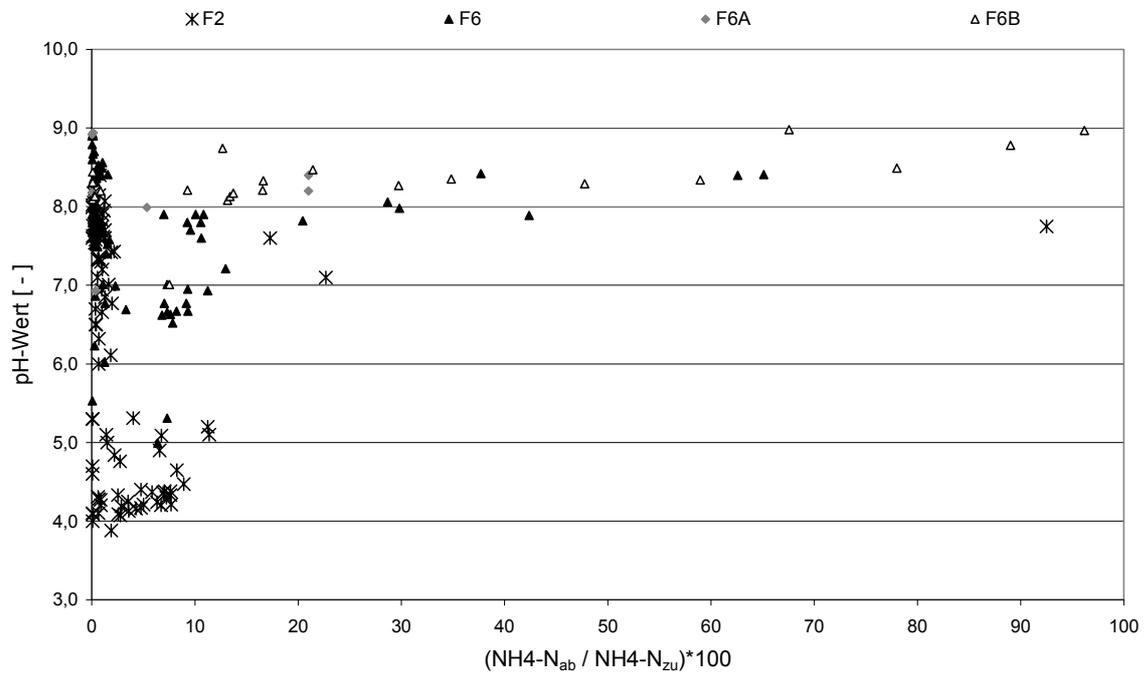


Abbildung 5.39 pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, FB: Seramis

In Abbildung 5.40 ist die Verteilung der Ablaufkonzentration bezogen auf die pH-Werte für Anlagen mit Sand bzw. Kies als Festbettmaterial dargestellt. Diese Darstellung unterstützt die zuvor beobachtete Tendenz, dass Schwallanlagen bei niedrigeren pH-Werten gleich bleibend gute Umsatzraten erreichen. Bei der eingestauten Anlage mit Sand als Festbettmaterial ist keine Zunahme der Ablaufkonzentration bei höheren pH-Werten zu beobachten. Die Ergebnisse der Versuche zeigen, dass Nitrifikationsanlagen mit natürlichen Festbettmaterialien unabhängig vom Anlagentyp konstant niedrige Ablaufwerte erzielen.

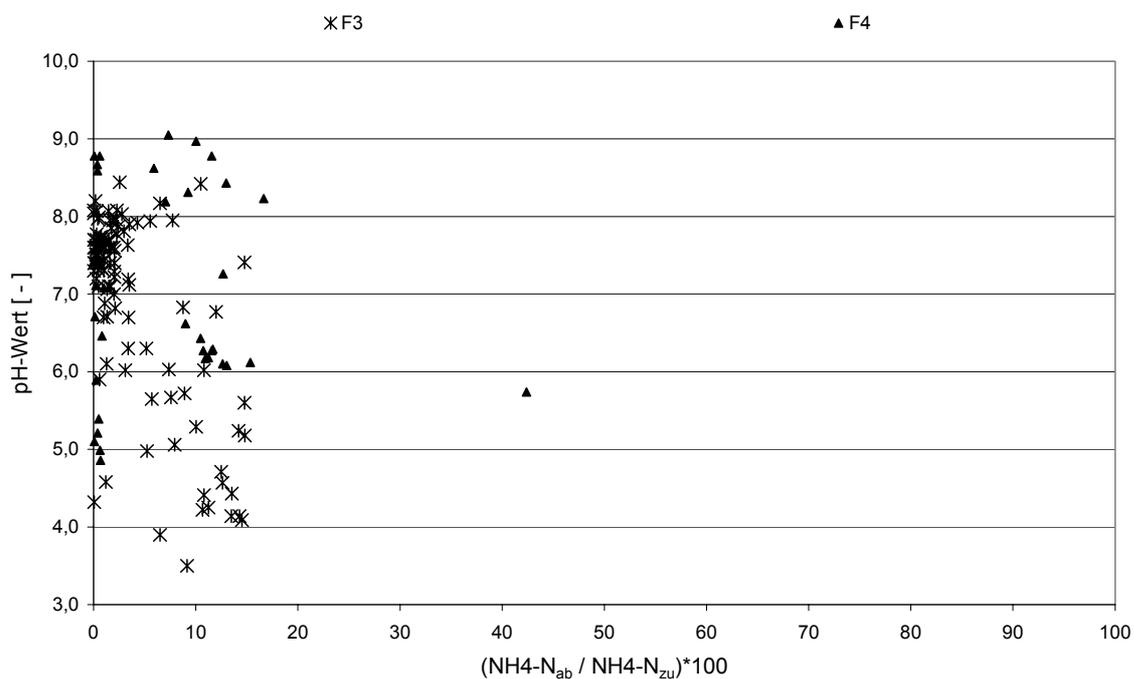


Abbildung 5.40 pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, FB: Kies, Sand

Die Anlage F7 wurde als Vergleichsanlage zu den eingestauten Filteranlagen mit einem Festbettmaterial (Aktivkohle) betrieben, welches durch einen hohen Porenanteil gekennzeichnet ist. Damit steht eine vergleichsweise große innere Oberfläche zur Verfügung. Die pH-Werte dieser Anlage schwanken im Bereich pH 6 – 9. Dabei liegt der Großteil der Messwerte zwischen pH 6,5 – 8,5. Damit liegen optimale Randbedingungen für die Nitrifikation vor. Abbildung 5.41 macht deutlich, dass auch für diese Anlage keine Abhängigkeit zwischen pH-Werten und Ablaufkonzentration bzw. Umsatzraten nachzuweisen ist. Die niedrigsten Umsatzraten treten bei pH-Werten von 7,5 - 8,5 auf.

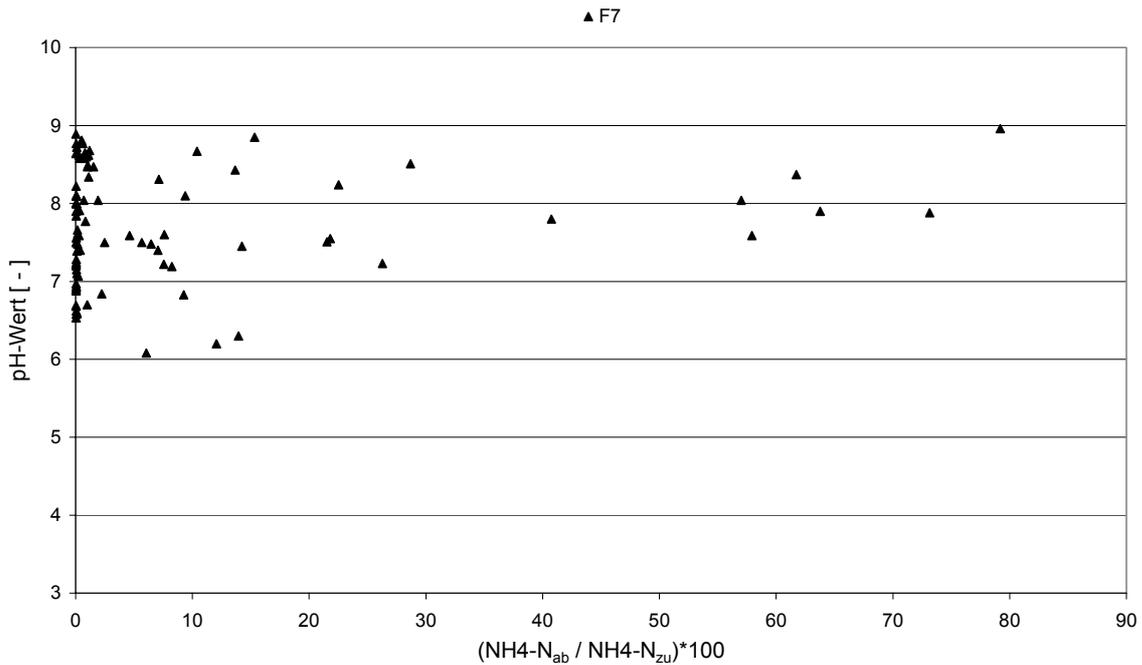


Abbildung 5.41 pH-Werte und Verteilung der Ablaufkonzentrationen, FB: Aktivkohle

Vergleicht man Abbildung 5.39 und Abbildung 5.41, so zeigt sich, dass die Schwankungen der pH-Werte und die der Umsatzraten bei den eingestauten Anlagen mit Seramis- bzw. Aktivkohlefestbett gut übereinstimmen. Insgesamt lässt sich feststellen, dass eine Abhängigkeit der Ablaufkonzentration von den pH-Werten weder für einen bestimmten Anlagentyp noch für ein bestimmtes Festbettmaterial nachweisbar ist. Prinzipiell sind bei schwallweise beschickten Anlagen etwas größere Schwankungsbereiche bzw. niedrigere pH-Werte zu beobachten. Ebenso weist dieser Anlagentyp durchgehend höhere Umsatzleistungen auf.

## 5.3 Einflussfaktor Temperatur

### 5.3.1 Schwallanlagen

Für die Bestimmung des Temperatureinflusses auf die Nitrifikation wurde ein Wechsel von Temperaturen um ca. 20 °C (Technikumsbedingungen) zu Herbst- und Wintertemperaturen simuliert. In einem ersten Versuchsabschnitt wurde der Einfluss sinkender Temperaturen auf die Nitrifikationsleistung einer Schwallanlage unter-

sucht. Mit Hilfe einer Kühleinrichtung wurde die Wassertemperatur in Anlage F3 stufenweise abgesenkt. Die untersuchten Temperaturen lagen zwischen 20 – 5 °C.

Aufgrund des Systemaufbaus dringt infolge der Gravitation bei der schwallweisen Beschickung Luft in den Porenraum der Filter ein. Bei der Simulation von Herbst bzw. Wintertemperaturen ist zu berücksichtigen, dass die eindringende Luft nicht wie unter realen Bedingungen in der gleichen Größenordnung abgekühlt ist wie das Wasser. Der Biofilm auf dem Festbett kommt daher nur kurz mit dem kühlen Wasser in Kontakt. Nach dem Durchfließen werden zügig wieder höhere Temperaturen im Festbett erreicht, da warme Luft nachströmt. Da die Versuchsbedingungen nur zum Teil reale Bedingungen abbilden, können die Ergebnisse nur Tendenzen aufzeigen. Trotz des vergleichsweise kurzen Kontakts mit kühlem Wasser war eine Reaktion der Nitrifikanten und daher eine Veränderung im Ablauf der Anlage zu erwarten. Als Referenz für die simulierten Temperaturen wurde die Wassertemperatur in Anlage F1 gemessen, bei der die üblichen Technikumsbedingungen aufrechterhalten wurden.

Die Abbildung 5.42 zeigt den Verlauf der Ablaufkonzentrationen und der Wassertemperaturen für die Referenzanlage F1. Es ist zu erkennen, dass die Temperaturen im Technikum in einem relativ kleinen Bereich schwanken und auch im Winter nicht unter 15 °C absinken. Ebenso wird deutlich, dass die Anlage mit geringen Abweichungen weitestgehend gute Ablaufwerte erreicht. Der Ammonium-Peak ist die Folge eines Belastungsstoßes. Anlage F3 unterscheidet sich von der Referenzanlage nur in Bezug auf das Festbettmaterial (F3 Kies, F1 Keramikugeln) und die Wassertemperatur. Alle anderen Randbedingungen sind vergleichbar.

Daher ist ein annähernd ähnlicher Verlauf der Ablaufkurve bei F3 für den Fall zu erwarten, dass keine Beeinflussung der Nitrifikation durch niedrige Temperaturen (10 - 5° C) auftritt.

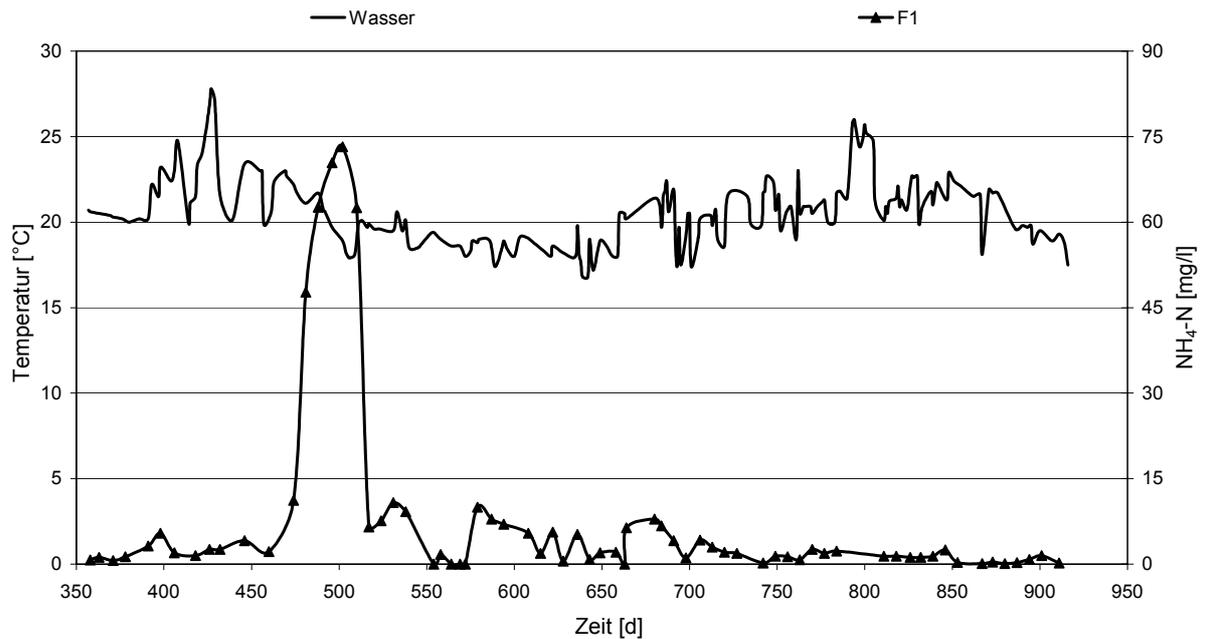


Abbildung 5.42 Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F1

In Tabelle 5.7 und Abbildung 5.43 sind die Wassertemperaturen (mittlere Abweichung +2 °C), die Dauer der einzelnen Versuchsphasen sowie die weiteren Randbedingungen für Anlage F3 (Kies) dargestellt.

Tabelle 5.7 Herbst- bzw. Wintersimulation, Randbedingungen für F3

Versuchsphase	Einheit	0	I	II	III	IV	V
Temperatur	[°C]	20	16	12	9	7	5
Dauer	[d]	-	55	37	46	32	103
Belastung	[kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d)]	-	0,07	0,062	0,07	0,076	0,189
Fracht	[mg NH <sub>4</sub> -N/d]	-	0,55	0,49	0,55	0,60	1,485
Ablauf max.	[mg NH <sub>4</sub> -N/l]	-	18,3	4,8	21,0	5,8	31,0

Es zeigt sich, dass die Belastung und die Fracht in den ersten 4 Versuchsabschnitten verhältnismäßig konstant waren. Dagegen wurde im letzten Abschnitt bei einer Wassertemperatur von 5 °C mit der Erhöhung der Belastung auch die aufgebrachte Fracht erheblich gesteigert.

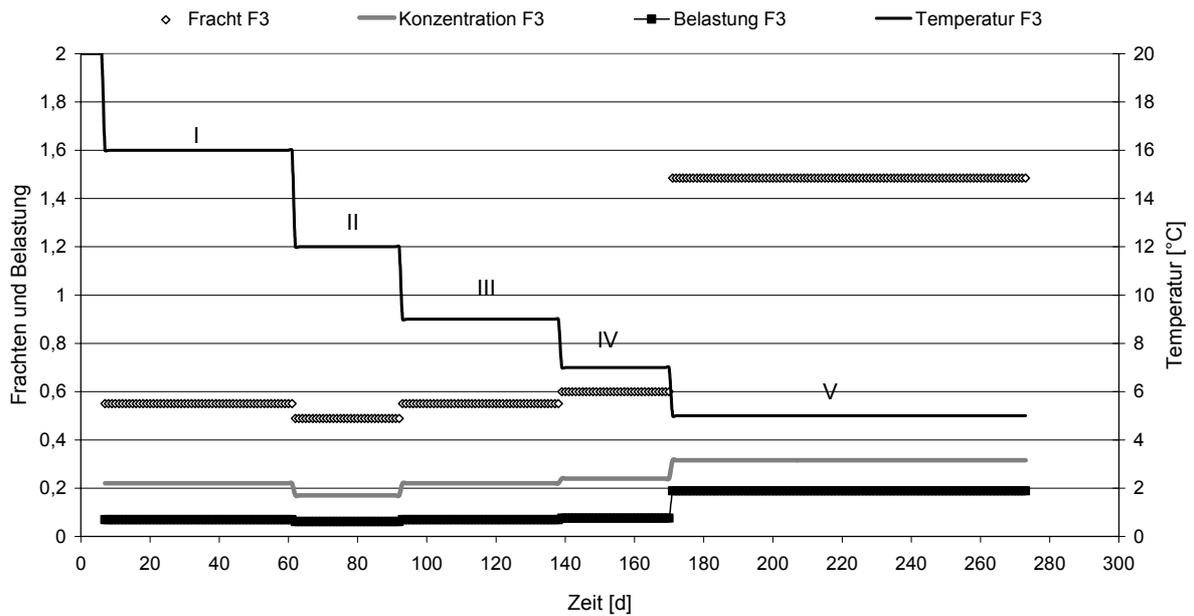


Abbildung 5.43 Herbst- bzw. Wintersimulation, Darstellung der Randbedingungen für F3

Die Abbildung 5.44 zeigt eine Darstellung der gemessenen Ammonium-Ablaufkonzentration und des Temperaturverlaufs von Anlage F3 über die gesamte Versuchsdauer.

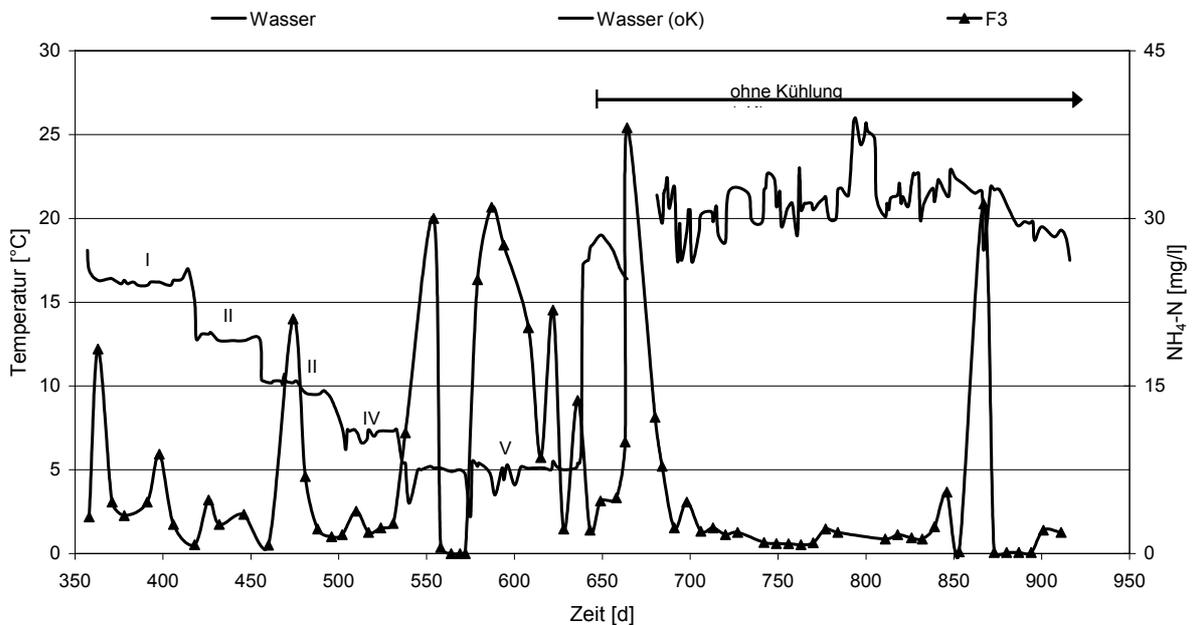


Abbildung 5.44 Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F3

Zu Beginn der Versuche wurde die Wassertemperatur von 20 °C auf 16 °C gesenkt. Dies führte weder bei den Ammonium- noch bei den Nitritkonzentrationen zu einem Anstieg der Ablaufwerte oder zu Abweichungen von den normalen Schwankungen. Eine Abnahme der Nitrifikationsleistung konnte nicht festgestellt werden. Nach 55 Tagen wurde die Temperatur auf 12 °C (Versuchsphase II) gesenkt. Dies blieb ebenfalls ohne Einfluss auf die Umsatzrate. Tatsächlich konnten abnehmende NH<sub>4</sub>-N-Ablaufkonzentrationen gemessen werden, so dass von einer stabilen Nitrifikation auszugehen ist. Eine weitere Absenkung der Wassertemperatur auf 9 °C führte zu einem Maximum von 21 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Danach wurden Ablaufkonzentrationen von ca. 5 mg NH<sub>4</sub>-N/l gemessen. Die Nitritkonzentrationen blieben bei Werten um 1 mg/l und sanken anschließend bis zur Nachweisgrenze (0,03 mg NO<sub>2</sub>-N/l) ab. Neben der Absenkung auf 7 °C (Übergang Herbst/Winter) wurde gleichzeitig die Belastung leicht erhöht. Infolgedessen kam es zu Schwankungen und die Ammoniumkonzentration stieg geringfügig an, der Maximalwert lag bei 10,8 mg/l. In dieser Höhe können auch unter normalen Technikumsbedingungen (Temperaturen über 15 °C) Ablaufschwankungen auftreten. Bis zu diesem Zeitpunkt ist keine Beeinflussung der Nitrifikation durch niedrige Temperaturen nachzuweisen.

In der letzten Versuchsphase (V) wurde die Wassertemperatur von Anlage F3 auf 5 °C (Winter) abgesenkt und gleichzeitig die Belastung von 0,076 auf 0,189 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) erhöht (Faktor 2,5). Infolge der veränderten Betriebsbedingungen stiegen die NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im Ablauf auf über 30 mg/l (Abbildung 5.44). Über einen Zeitraum von ca. 70 Tagen schwanken die Ammoniumkonzentrationen zwischen 20 und 30 mg/l, danach sinken sie auf „normale“ Werte von ca. 2 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Während bei den Ammoniumkonzentrationen durchaus ein starker Anstieg zu beobachten war, stiegen die Nitritkonzentrationen nur auf Werte bis zu 5 mg/l (nicht dargestellt).

Insgesamt ist die Nitrifikationsleistung auch in dieser Phase als gut zu bewerten. Der Einfluss abgesenkter Temperaturen auf schwallweise beschickte Anlagen ist geringer als der von Belastungsstößen bzw. Frachterhöhungen.

Wie der Vergleich der Ablaufkonzentrationen der Anlagen F1 und F3 in Abbildung 5.45 zeigt, beeinflussen Temperaturen bis 10 °C die Nitrifikationsleistung der untersuchten Anlage nicht. Erst die Absenkung auf 5 °C (Wintersimulation) und die gleichzeitige Erhöhung der Belastung um Faktor 2,5 führt zu längerfristig erhöhten Ablaufkonzentrationen.

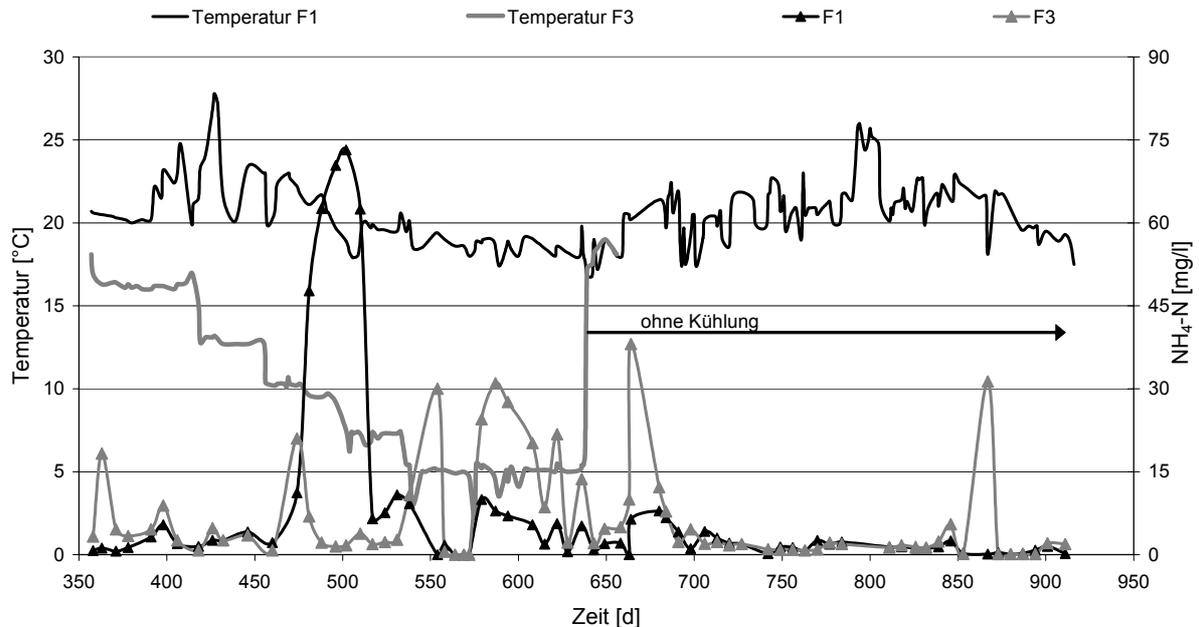


Abbildung 5.45 Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentrationen F1 + F3

Im Anschluss an die Herbst- und Wintersimulation wurden beide Anlagen weiter unter Technikumsbedingungen (Temperaturen > 15 °C) betrieben. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Ablaufkonzentrationen beider Nitrifikationsanlagen konstant auf sehr niedrigem Niveau liegen.

### 5.3.2 Eingestaute Anlagen

Im zweiten Versuchsabschnitt wurde der Effekt mäßiger und niedriger Temperaturen (15 - 8° C) auf die Nitrifikation einer eingestauten Anlage untersucht. Dazu wurde mit der Kühleinrichtung die Wassertemperatur in Anlage F4B (KK) abgesenkt. Der untersuchte Temperaturbereich lag zwischen 22 – 6 °C. Bei diesem Anlagentyp ist der Filterkörper konstant eingestaut. Im Gegensatz zu den Schwallanlagen sind diese Anlagen also durchgehend mit dem Wasser in Kontakt, eine Erwärmung kann nicht eintreten. Aufgrund des ständigen Kontakts mit dem abgekühlten Wasser sind aus-

geprägte Reaktionen der Nitrifikanten und eine größere Veränderung der Ablaufkonzentrationen zu erwarten. Als Referenz für die simulierten Temperaturen wurde wieder die Wassertemperatur in Anlage F1 (KK) gemessen, bei der die üblichen Technikumsbedingungen aufrechterhalten wurden.

In Abbildung 5.46 ist der Verlauf der Temperaturen und der Ammoniumkonzentration im Ablauf von Anlage F4B über die Zeit dargestellt.

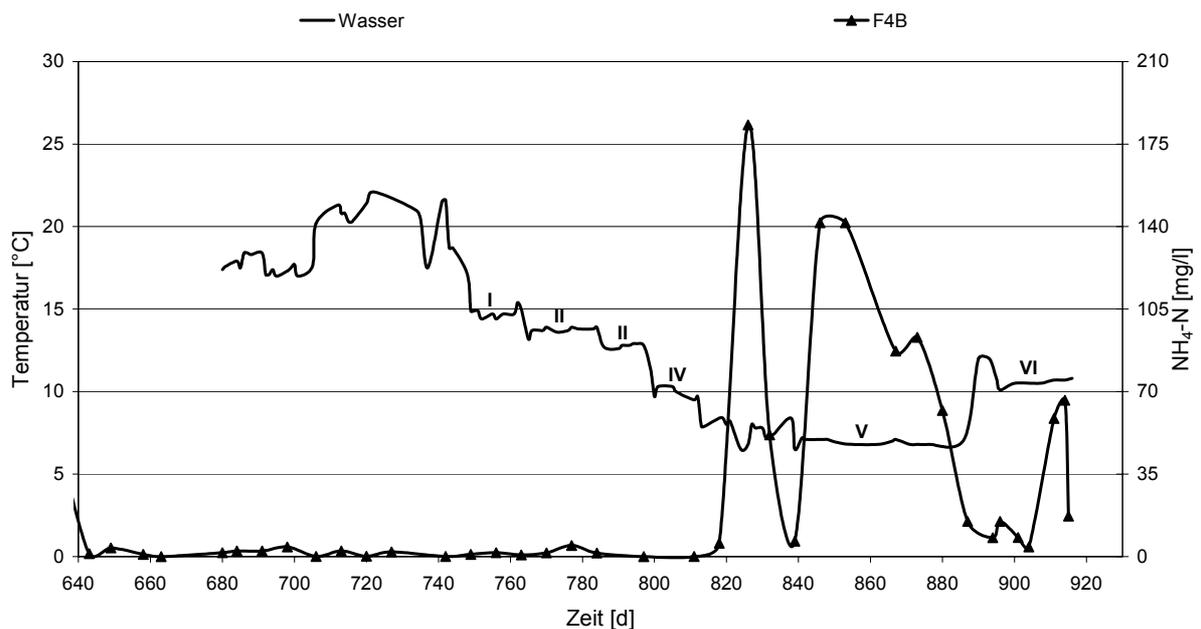


Abbildung 5.46 Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F4B

Es ist zu erkennen, dass die Temperaturen über einen Zeitraum von 110 Tagen (640. - 750. Betriebstag) im Bereich von 22,1 – 14,9 °C (Technikumsbedingungen) schwanken. Die mittlere Abweichung beträgt + 1°C. Die Ablaufwerte der Anlage sind in dieser Zeit annähernd konstant und liegen im Mittel bei 1,6 mg NH<sub>4</sub>-N/l. In den folgenden zwei Monaten wird die Temperatur in der Anlage stufenweise herabgesetzt. Weitere Randbedingungen werden in dieser Phase nicht verändert. In Tabelle 5.8 werden die Daten für F4B während der Herbst- bzw. Wintersimulation zusammengefasst.

Tabelle 5.8 Herbst- bzw. Wintersimulation, Randbedingungen für F4B

Versuchsphase	Einheit	0	I	II	III	IV	V	VI
Temperatur	[°C]	20	15	14	13	10	8	10
Dauer	[d]	-	15	20	11	15	64	40
Belastung	[kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d)]	-	0,129	0,138	0,120	0,140	0,117	0,187
Fracht	[mg NH <sub>4</sub> -N/d]	-	1,01	1,08	0,95	1,10	0,92	1,47
Ablauf max.	[mg NH <sub>4</sub> -N/l]	4,1	1,7	4,7	0,01	0,1	183,1	66,3

Vergleicht man diese Daten mit den Randbedingungen für Anlage F3 (Tabelle 5.7), so wird deutlich, dass die Temperaturen in Anlage F4B innerhalb kürzerer Zeit abgesenkt wurden. Zugleich wird die eingestaute Anlage in dieser Versuchsphase durchgehend höher belastet (ca. Faktor 2). Wie aus den Daten zum maximalen Ablaufwert und der folgenden Abbildung 5.47 erkennbar ist, bleibt die Absenkung bis auf 10 °C ohne Auswirkungen auf die Nitrifikation dieser Anlage. Die erreichten Ablaufwerte schwanken nur minimal, die mittlere Konzentration liegt bei 1,3 mg NH<sub>4</sub>-N/l.

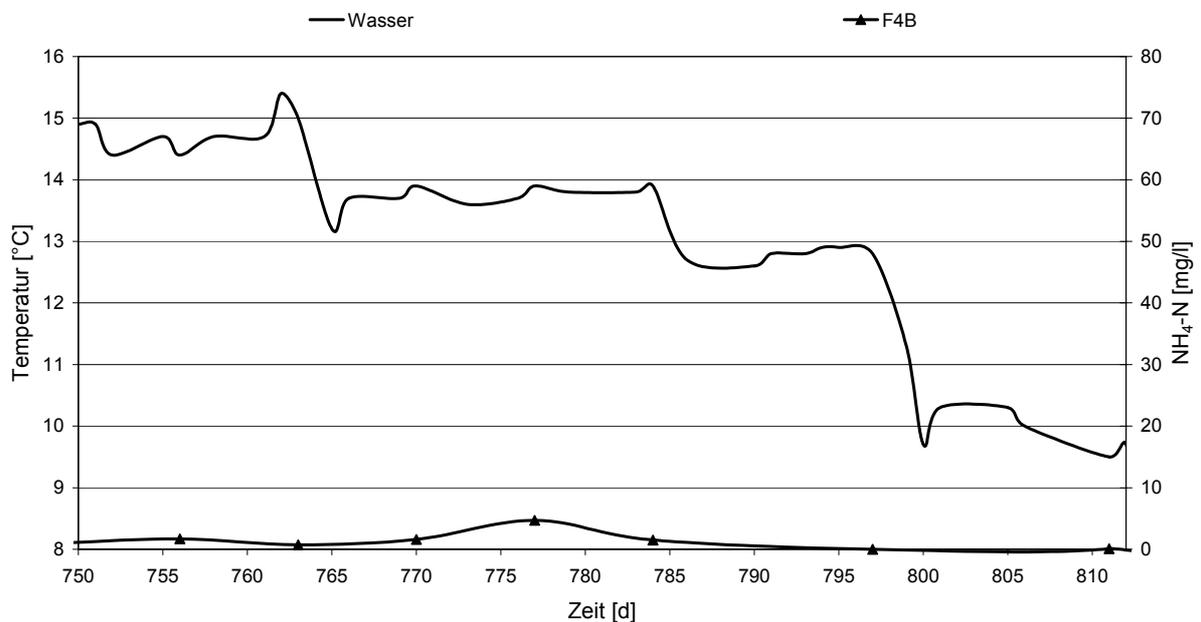


Abbildung 5.47 Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F4B (750. - 812. d)

Bei der weiteren Temperaturabsenkung wird die Nitrifikation dieser Anlage stark beeinträchtigt. Direkt nach der Umstellung auf eine Temperatur von 7-8 °C steigt die Konzentration im Ablauf bis auf ein Maximum von 183,1 mg NH<sub>4</sub>-N/l an. Die Beeinträchtigung wirkt sich nur auf die Ammonium-Umsetzung aus, die Nitritkonzentration bleibt weiter auf dem vorhandenen Niveau (nicht dargestellt). In Abbildung 5.46 ist die Reaktion der Anlage auf die zuvor beschriebene Temperaturveränderung zu erkennen. Noch deutlicher wird die Reaktion der Anlage in Abbildung 5.48.

Bei Aufrechterhaltung der niedrigen Temperaturen über ca. 65 Tage sind deutlich erhöhte, stark schwankende Ablaufkonzentrationen (zwischen 10 – 140 mg NH<sub>4</sub>-N/l) zu beobachten. Dies deutet darauf hin, dass die Nitrifikation durch die abgesenkten Temperaturen beeinträchtigt wird.

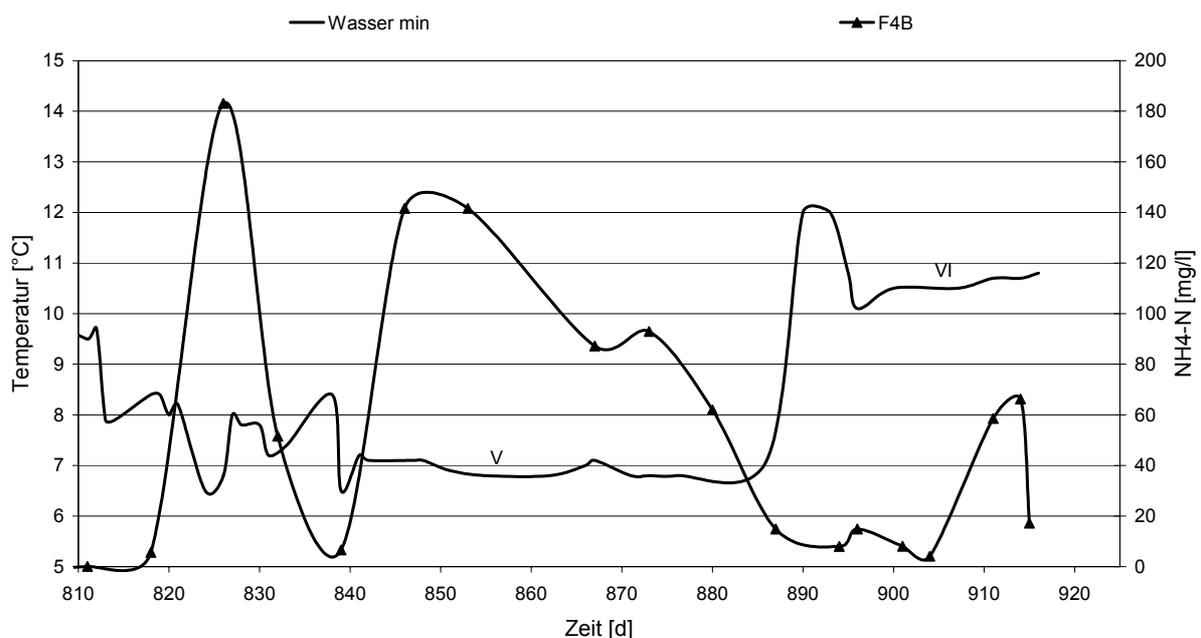


Abbildung 5.48 Gegenüberstellung Temperaturverlauf und Ammoniumkonzentration F4B (812. bis 916. d)

Die Einstellung der Wassertemperaturen auf über 10 °C wirkt sich direkt auf die Ablaufkonzentrationen aus. Wie in Abbildung 5.48 zu erkennen, sinken die Ablaufkonzentrationen rasch auf Werte unterhalb 20 mg NH<sub>4</sub>-N/l ab.

### 5.3.3 Ergebnisübersicht Temperatur

Die Ergebnisse der Herbst- bzw. Wintersimulation zeigen übereinstimmend, dass der Einfluss sinkender Temperaturen auf die Nitrifikationsleistung der untersuchten Anlagen bis zu Temperaturen von ca. 10 °C gering ist. Dies gilt sowohl für Anlagen, in denen der Filterkörper ständig eingestaut ist, als auch für schwallweise beschickte Anlagen in denen im Anschluss an die Beschickung eine Erwärmung durch die eingesogene Luft eintritt.

Es konnte gezeigt werden, dass eine langsame Absenkung der Wassertemperatur, in der Natur als Folge absinkender Umgebungstemperaturen im Herbst und Winter keine negativen Auswirkungen auf die Nitrifikationsleistung hat. Die Untersuchungsergebnisse belegen die Möglichkeit zur weitgehenden Nitrifikation auch unter winterlichen Bedingungen. Da in der Natur immer schwankende und im Herbst-Winterwechsel sinkende Temperaturen auftreten, ist diese Feststellung für den Einsatz der untersuchten Anlagen von großer Bedeutung. Denn um die geforderten Grenzwerte auch in den Wintermonaten zu erreichen, sollte ein einfaches Behandlungssystem für das Sickerwasser möglichst unempfindlich gegen äußere Einflüsse sein.

In Abbildung 5.49 sind die Wassertemperaturen den Ammoniumkonzentrationen im Ablauf der untersuchten Anlagen gegenüber gestellt. Wie schon zuvor beschrieben, treten die erhöhten Ablaufkonzentrationen bei F1 infolge eines Belastungsstoßes auf und sind nicht auf eine Absenkung der Temperatur zurückzuführen. Bei Anlage F3 ist ein Zusammenhang zwischen erhöhten Ablaufwerten (oberhalb von 20 mg NH<sub>4</sub>-N/l) erst bei Temperaturen im Bereich von 5 °C nachzuweisen. Jedoch lässt sich dieser Effekt nicht eindeutig beschreiben. Auch bei einem über 3,5 Monate andauernden Betrieb mit einer Wassertemperatur von 5 °C (Winter) werden Nitrifikationsleistungen von mindestens 90,7 % erreicht.

Obwohl es unwahrscheinlich ist, dass in der Praxis über einen solchen Zeitraum dauerhaft so niedrige Temperaturen auftreten, kann durch die Ergebnisse gezeigt werden, dass dieser Anlagentyp gut für einen Betrieb bei kühlen Temperaturen oder in kälteren Regionen geeignet ist. Dies ist hauptsächlich auf die Art der Beschickung und den diskontinuierlichen Kontakt mit dem Wasser zurückzuführen.

Auch die Maximalwerte von Anlage F4B sind nachweislich auf die Temperaturabsenkung von 10 auf 8 °C (Herbst/Winter) zurückzuführen. Temperaturen bis zu 10 °C bleiben bei diesem Anlagentyp ohne Einfluss auf die Nitrifikationsleistung. Im weiteren Verlauf des Versuchs konnte beobachtet werden, dass es bei Temperaturen zwischen 9 – 7 °C zu einer Beeinträchtigung der Ammonium-Umsetzung kommt. Die Ablaufkonzentration steigt sprunghaft an und es kommt zu starken Schwankungen. Die Nitrifikationsleistung sinkt zeitweise unter 40 %.

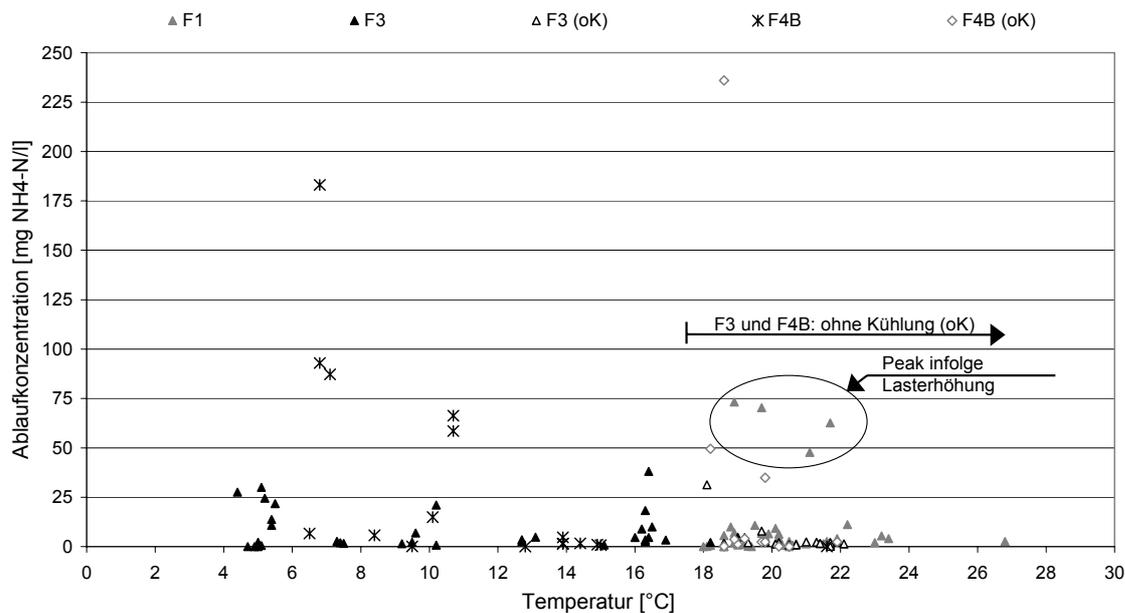


Abbildung 5.49 Ammoniumkonzentrationen in Abhängigkeit von der Temperaturverteilung

## 5.4 Kohlenstoffabbau bzw. Adsorption von TOC bei der Nitrifikation

In der Nitrifikationsstufe kann grundsätzlich neben der Elimination von Stickstoff auch eine Reduktion von Kohlenstoff erreicht werden. In diesem Abschnitt werden die Daten der Nitrifikationsfilter hinsichtlich der Reduktion von Kohlenstoff bzw. der möglichen Adsorption ausgewertet.

### 5.4.1 Vergleich Festbettanlagen mit unterschiedlichem Trägermaterial

Die Zusammenstellung des eliminierten Anteils an Kohlenstoff aus der Summe des TOC im Zulauf zeigt eine große Schwankungsbreite der möglichen Kohlenstoffreduktion (Tabelle 5.9). Insgesamt kann in den Nitrifikationsanlagen eine Reduktion der TOC-Konzentration zwischen 5 und 60 % des zugeführten Kohlenstoffs erreicht werden. Die Ergebnisdarstellung erfolgt, im Gegensatz zu den vorangegangenen Abschnitten nicht getrennt nach schwallweise beschickten und eingestauten Anlagen, sondern vorwiegend unter Berücksichtigung der eingesetzten Festbettmaterialien.

In Tabelle 5.9 ist die erreichte Kohlenstoffreduktion der einzelnen Anlagen dargestellt. Die Werte in den grau unterlegten Zellen zeigen die Größenordnung in der ein Abbau von Kohlenstoffverbindungen stattfindet.

Tabelle 5.9 Reduktion von TOC in den Nitrifikationsanlagen

<b>Anlage</b>	<b>Material</b>	<b>Summe TOC eliminiert</b>	<b>Anteil eliminiert</b>
	[ ]	[mg/l <sub>FB</sub> ]	[%]
F1	KK	220	9
F2	Seramis	1809	47
F3	Kies	452	16
F4	Sand	395	24
F5	KK	142	5,5
F6	Seramis	517	23
F7	Aktivkohle	924	62
F4B	KK	181	14
F6B	Seramis	400	26

Die Verteilung der Größenordnung wird auch in Abbildung 5.50 deutlich. Bei einer genaueren Betrachtung fallen dennoch wesentliche Unterschiede auf: In den Anlagen mit mineralischem Substrat (F3, F4) wurden unabhängig vom Anlagentyp (schwallweise oder kontinuierliche Beschickung) ca. 15 – 25 % des gesamten TOC aus dem Zulauf (aufsummiert über die Zeit) abgebaut. Anlagen mit Keramik-Kugelfestbett (F1, F4B, F5) erreichen nur ca. 5 – 15 % TOC-Reduktion und liegen damit im unteren Bereich der anderen Anlagen.

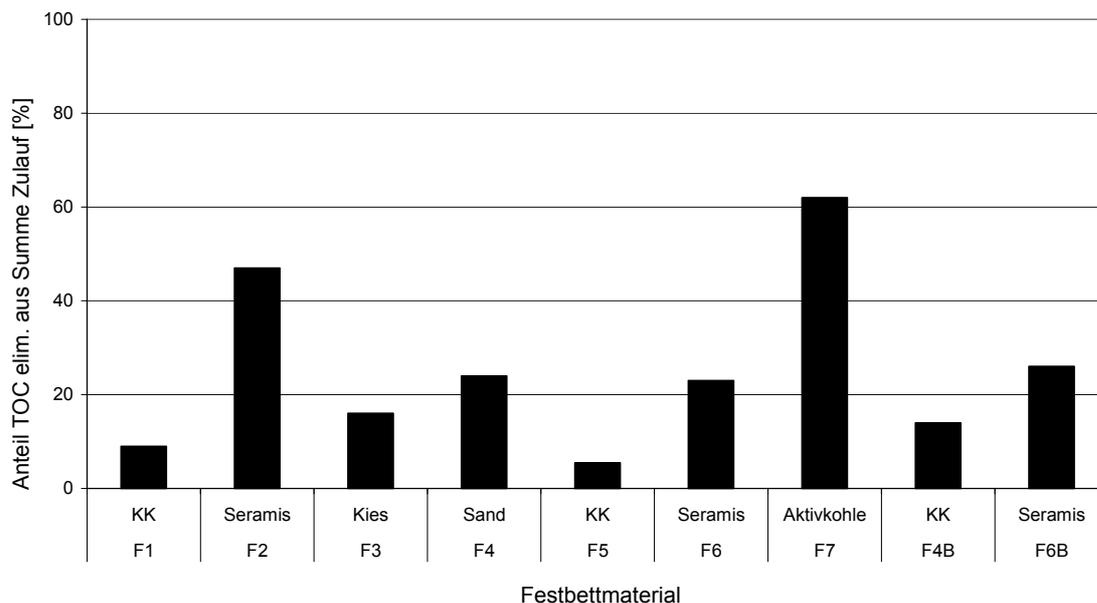


Abbildung 5.50 Reduktion von TOC in den Nitrifikationsanlagen

Bei den Anlagen mit Seramis als Festbettmaterial (F2, F6, F6B) gibt es signifikante Unterschiede zwischen den beiden Anlagentypen. Die Ergebnisse für die eingestauten Anlagen liegen an der oberen Grenze der vorgenannten Werte (ca. 25 % TOC-Reduktion). Die schwallweise beschickte Anlage erreicht nahezu doppelt so hohe Werte (47 %). Der wesentlich höhere Anteil der TOC-Reduktion in Anlage F2 deutet möglicherweise auf eine zusätzliche Adsorption hin.

Stellt man den bisher beschriebenen Anlagen die Ergebnisse von Anlage F7 gegenüber, so zeigt sich, dass durch den Einsatz von Aktivkohle als Festbettmaterial eine deutlich höhere Reduktion von TOC möglich wird. In dieser Anlage konnten 62 % des zugeführten TOC abgebaut bzw. adsorbiert werden.

#### 5.4.2 Ergebnisübersicht Kohlenstoffreduktion in der Nitrifikationsstufe

Neben der Elimination von Stickstoff findet in der Nitrifikationsstufe auch ein teilweiser Abbau des Kohlenstoffes statt. Prinzipiell wurde der Kohlenstoff aus dem Zulauf in der Größenordnung von ca. 15 – 25 % reduziert. Dieses Resultat ist unabhängig vom eingesetzten Filtermaterial.

Eine Ausnahme bilden die Anlagen mit Keramikkugel-Festbett (F1, F4B, F5) in denen nur ca. 5–15 % des Kohlenstoffes eliminiert werden. Dagegen wurde in der schwallweise beschickten Anlage F2 (Seramis) 47 % des TOC aus dem Zulauf reduziert. Auch in Anlage F7 (Aktivkohle) wird eine höhere TOC-Reduktion von über 60 % erreicht. Dies deutet darauf hin, dass in diesen Anlagen zusätzlich zum Abbau des Kohlenstoffes eine Adsorption stattfindet. Im Vergleich zu Keramikkugeln, Kies und Sand besitzen Seramis und besonders Aktivkohle eine größere Oberfläche und damit eine höhere Adsorptionsfähigkeit.

Generell scheint der Einsatz von porösen Materialien eine erhebliche höhere TOC-Reduktion in der Nitrifikationsstufe zu ermöglichen, da der Kohlenstoff nicht nur abgebaut, sondern auch adsorbiert wird.



## **6 ERGEBNISSE DENITRIFIKATION**

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse zu den Untersuchungen für die Denitrifikation mit festen Kohlenstoffquellen vorgestellt. Dazu gehört die Ermittlung bezüglich des nutzbaren Kohlenstoffangebots der zu untersuchenden Substanzen sowie die Ermittlung der Nitratumsetzung unter verschiedenen Randbedingungen. Diese Aspekte sind wichtig, um die Einsatzmöglichkeiten der unterschiedlichen Materialien generell festzulegen und die Einsatzdauer im Detail abzuschätzen. Ebenso werden die Ergebnisse zum Auftreten und Umfang einer Sekundärbelastung in Form einer erhöhten Ablaufkonzentration des organischen Kohlenstoffs dargestellt. Dabei wurde geprüft ob eine Abhängigkeit der Sekundärbelastung zu bestimmten Betriebsbedingungen gegeben ist und ob Auswirkungen auf den gesamten Behandlungsprozess feststellbar sind.

Vor der Auswahl bestimmter Materialien und der Festlegung einer standardisierten Versuchsdurchführung wurden umfangreiche Detailuntersuchungen zu den oben genannten Aspekten durchgeführt. Die Ergebnisse werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

### **6.1 Ergebnisse Vorversuche**

Zu Beginn der Denitrifikationsversuche wurden Standversuche durchgeführt, um abzuschätzen, wie schnell eine Denitrifikation erfolgt und ob eine Animpfung des Festbettes mit Belebtschlamm erforderlich ist. Die Ergebnisse zeigen, dass die Ansiedlung der Mikroorganismen sehr schnell abläuft und innerhalb weniger Tage sehr gute Eliminationsraten erreichbar sind. Da die Ansiedlung der Organismen ohne externe Einflüsse ablief, wurde bei den weiteren Untersuchungen ebenfalls auf eine Animpfung verzichtet.

Zur Ermittlung der Abbaubarkeit des im Festbettsubstrat enthaltenen Kohlenstoffs wurden Versuche zur Lösbarkeit des Kohlenstoffes mit den einzelnen Materialien durchgeführt und anschließend die biologische Abbaubarkeit untersucht.

Die Ergebnisse ermöglichen eine Abschätzung der generellen Eignung der ausgewählten Materialien als Kohlenstoffquelle. Weitere Erkenntnisse wurden aus einer Versuchsreihe mit einer Sickerwasserkreislaufführung gewonnen. Dabei wurde allgemein eine rasch einsetzende Denitrifikation festgestellt. Aus diesen Erkenntnissen konnte die Größenordnung der hydraulischen Belastung für die folgenden Untersuchungen abgeleitet werden. In der folgenden Tabelle 6.1 sind die Randbedingungen und Ergebnisse der Versuche zusammengefasst.

Tabelle 6.1 Randbedingungen und Ergebnisse Denitrifikation Vorversuche mit Kreislaufführung

<b>Material</b>	<b>hydr. Belastung</b>	<b>Aufenthaltszeit</b>	<b>Versuchsdauer</b>	<b>Denitrifikationsrate</b>
<b>[ ]</b>	<b>[l/d]</b>	<b>[d]</b>	<b>[Monate]</b>	<b>[%]</b>
Stroh	0,8	3	> 2	> 90
Holzpellets	0,25	8	1	50 - 95
Rindenmulch	0,5	9	1,5	20 - 70
Papier	1	10	1,5	80 - 95
Kompost	0,25	6	1	max. 7
S	0,4	6	max. 0,5	100

Die Ergebnisse erlauben unabhängig von der Kohlenstoffquelle die generelle Abschätzung der Größenordnung insbesondere für die Parameter hydraulische Belastung und Aufenthaltszeit. Damit konnten für die folgenden Versuche die äußeren Randbedingungen so abgestimmt werden, dass eine Überlastung des Systems ausgeschlossen wurde. Wie Tabelle 6.2 zeigt, sind bei Einhaltung der grau unterlegten Bereiche für die hydraulische Belastung und Aufenthaltszeit gute Ergebnisse bei der Denitrifikation zu erwarten.

Tabelle 6.2 Größenordnung und Abschätzung Ergebnisse Denitrifikation

<b>Parameter</b>	<b>Größenordnung</b>
hydraulische Belastung [l/d]	0,25 - 0,5 - 1,0
Aufenthaltszeit [d]	3 – 10
Abschätzung Einsatzdauer [Monate]	1 – 3
Abschätzung Denitrifikationsrate [%]	50 - 70 – 100

Durch die Kreislaufführung des Sickerwassers verblieb der Kohlenstoff im Gesamtsystem, war also während der gesamten Versuchsdauer für die Denitrifikation verfügbar. Allerdings wurden durch die Kreislaufführung möglicherweise Organismen aus dem Denitrifikationsbehälter ausgetragen und infolgedessen wurde auch im Vorlagebehälter denitrifiziert. Da die Abschätzung der Ergebnisse aufgrund des Festbettvolumens im Versuchsbehälter vorgenommen wird, führt diese Art der Versuchsanordnung neben unerwünschten Resultaten auch zu erhöhter Anfälligkeit der Anlage hinsichtlich Verstopfung. Um eine Verschleppung der Mikroorganismen in andere Anlagenteile (z.B. Vorlagebehälter) zu vermeiden, wurden für die weiteren Versuche Durchlaufsysteme favorisiert (vgl. Khan, 2003).

Die ersten Durchlaufversuche bestätigten die bisherigen Erkenntnisse zur Eignung von Papier, Stroh und Holzpellets bezüglich einer funktionierenden Denitrifikation. Dies bedeutet, dass in dem System biologisch abbaubarer Kohlenstoff für den Nitratabbau zur Verfügung steht. Im Sickerwasser ist jedoch nur schwer abbaubarer Kohlenstoff vorhanden. Daher soll im untersuchten Festbettsystem der für den Nitrat-abbau erforderliche Kohlenstoff durch das Festbettsubstrat zur Verfügung gestellt werden. Damit der im Festbettmaterial gebundene Kohlenstoff für die Denitrifikation verfügbar wird, sind verschiedene Mechanismen denkbar:

- Die Bakterien siedeln sich auf dem Festbett an und nutzen den im Substrat gebundenen Kohlenstoff direkt für den Nitratabbau.
- Der gebundene Kohlenstoff wird aus dem Material gelöst, was zu einer Erhöhung der TOC-Konzentration im Sickerwasser führt. Die Mikroorganismen nutzen den aus dem Substrat gelösten Kohlenstoff in der flüssigen Phase zur Denitrifikation. Dabei wird vorausgesetzt, dass der aus dem Festbettmaterial gelöste Kohlenstoff biologisch gut abbaubar ist.

Die Resultate (Kapitel 6.1.3 und 6.2) deuten darauf hin, dass der zweite Mechanismus (Lösung von biologisch abbaubarem TOC) in der Denitrifikationsstufe stattfindet. Die Mikroorganismen können scheinbar nur den in der flüssigen Phase zur Verfügung stehenden Kohlenstoff für den Nitratabbau nutzen. Darauf deutet auch die für

eine vollständige Denitrifikation erforderliche TOC-Erhöhung von mindestens 300 mg/l in der flüssigen Phase hin. Allerdings bleibt unklar, warum eine vollständige Denitrifikation nur bis zu einer Erhöhung in diesem Bereich möglich ist, obwohl weiter biologisch abbaubarer Kohlenstoff bereitsteht. Um Erklärungen für dieses Phänomen zu finden, sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Die Festbettmaterialien sollen möglichst langfristig und gleichmäßig biologisch abbaubaren Kohlenstoff an die Umgebung abgeben, d.h. für die Denitrifikation zur Verfügung stellen. Bei Substanzen, die den Kohlenstoff in sehr hohen Konzentrationen abgeben und damit eine starke Erhöhung des TOC-Wertes im Ablauf verursachen, wird die Betriebszeit durch die schnelle Auslaugung der C-Quelle stark reduziert. Da eine Erhöhung der TOC-Konzentration im Sickerwasser grundsätzlich eine Sekundärverschmutzung darstellt, ist eine zu große TOC-Erhöhung zu vermeiden. Aus diesem Grund sind Substrate, die zu einer hohen Aufkonzentration des TOC führen, als ungeeignet einzustufen. Für die Auswahl geeigneter Festbettmaterialien in der zweiten Versuchsphase (Kapitel 6.2) wird eine TOC-Erhöhung durch das Festbettsubstrat im Bereich von 1000 mg/l zugelassen. Konzentrationen in diesem Bereich können z.B. durch eine zusätzliche Reinigungsstufe (Aktivkohle- oder Kiesfilter) systemintern entfernt werden, womit eine Sekundärverschmutzung ausgeschlossen werden kann.

Generell scheint die Erhöhung der TOC-Konzentration von der Kontaktzeit zwischen dem Wasser und dem Festbettmaterial abhängig zu sein. Daher ist zu klären, welche Aufenthaltszeit eine optimale Ausnutzung der C-Quelle bei zulässiger Erhöhung der TOC-Konzentration und zufrieden stellender Denitrifikation über einen möglichst langen Zeitraum ermöglicht. Die generelle Einordnung der TOC-Erhöhung entspricht in etwa folgenden Kategorien:

<b>Erhöhung [mg TOC/l]</b>	<b>Bewertung</b>
< 1000	geeignete C-Quelle
> 1000	nicht geeignete C-Quelle

Nach Abschluss der vorgenannten Versuchsreihe wurden die Festbettmaterialien ausgebaut, um erste Aussagen zum Verhalten der Materialien unter Einstaubedingungen zu gewinnen. Dabei wurde festgestellt, dass Festbetten aus Stroh offenbar vollständig und gleichmäßig durchflossen werden, hydraulische Probleme traten nicht auf. Im Gegensatz dazu wurde bei dem Festbett aus Holzpellets festgestellt, dass eine ungleichmäßige Durchströmung stattfand. Das Aufquellen der Holzpellets führte zu hydraulischen Problemen und zum Verstopfen des Abflusses. Da diese Probleme durch die Charakteristik des Materials bedingt sind und durch technische Maßnahmen nicht beseitigt werden können, sind Holzpellets für technisch einfache Denitrifikationssysteme als ungeeignet einzustufen. Auch das Festbett mit Papier als interne Kohlenstoffquelle wurde ungleichmäßig durchströmt. Hier führte die Verdichtung des Papierfilters zur Ausbildung präferentieller Sickerwege. Bei zukünftigen Experimenten ist dies durch geeignete Maßnahmen auszuschließen.

Generell ist beim Aufbau der Versuchsanlagen sicherzustellen, dass der Wasserspiegel unterhalb der Oberkante des Festbettes liegt, damit das Sickerwasser vollständig durch den Filterkörper fließt und nicht oberflächlich abläuft. Dies würde bedeuten, dass ein Teil des Wassers ohne Kontakt zur Kohlenstoffquelle und damit ohne Reinigung abläuft, was die Ergebnisse verfälscht.

#### 6.1.1 Biologische Abbaubarkeit des Kohlenstoffs - Natürliche Materialien

Die Versuche zur Abbaubarkeit des TOC von natürlichen Materialien wurden für folgende Stoffe durchgeführt: Papier, Stroh, Rindenmulch und Kompost.

Um einen Teil des Kohlenstoffs aus den Materialien auszulaugen wurden diese Materialien über mehrere Tage mit Sickerwasser eingestaut. In Tabelle 6.3 sind die Ergebnisse für die qualitative Erhöhung des TOC dargestellt. Vergleicht man die Lösbarkeit des TOC von Rindenmulch mit der Lösbarkeit des TOC von Papier und Stroh, so wird eine sehr viel kleinere Kohlenstoff-Erhöhung erreicht. Möglicherweise beeinträchtigt diese geringe Lösbarkeit die Denitrifikationsleistung, so dass es nicht zu einer vollständigen Nitratelimination kommen kann.

Tabelle 6.3 Qualitative TOC-Erhöhung bei Papier, Stroh und Rindenmulch

<b>Material</b>	<b>Erhöhung TOC</b>
	<b>[mg/l]</b>
Papier	182
Stroh	176
Rindenmulch	76

Nach der qualitativen Bestimmung der TOC-Erhöhung wurden Untersuchungen zum Anteil des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs durchgeführt. Bei Versuchen mit verschiedenen Papiersorten (Kopierpapier weiß, Prospektpapier bedruckt, Zeitungspapier bedruckt) ergaben sich nur unwesentliche Unterschiede hinsichtlich der Auslaug- und Abbaubarkeit. Ein Einfluss der Druckerfarbe oder der Papiersorte konnte nicht nachgewiesen werden. Daher wurde für die weiteren Versuche bedrucktes Kopierpapier verwendet und im folgenden entsprechen die Ergebnisse für Papier diesem Material. Die Versuchsreihen mit Stroh ergaben zwar zufrieden stellende Ergebnisse, allerdings stellte sich die Frage, ob mittels Vorbehandlung eine Verbesserung der Kohlenstoffverfügbarkeit erreicht werden kann. Dabei sollte die charakteristische Struktur des Strohs möglichst nicht zerstört werden.

Eine geeignete Art der Vorbehandlung des Strohs in Form der Aufschlüsselung von Kohlenstoffmolekülen kann mit Hilfe von Natronlauge vorgenommen werden und ist aus der landwirtschaftlichen Futtermittelverarbeitung bekannt. Dabei werden 1,5 - 2,0 l Natronlauge (20 %) großflächig auf je 1 kg Stroh aufgesprüht. Anschließend wird das Stroh für 3 bis 4 Tage abgedeckt, um innerhalb dieser Zeit den Aufschluss der C-Moleküle durch Temperaturanstieg zu garantieren. Bevor das Substrat in den Versuchsbehälter eingebaut wird, muss das vorbehandelte Stroh mit ca. der 50 fachen Wassermenge neutralisiert werden, damit der pH-Wert nicht zu hoch ansteigt. Erst danach kann es in den Versuchsbehälter eingebaut werden, welcher bei Versuchsbeginn mit nitrifiziertem Sickerwasser aufgefüllt wird, um eine weitere Neutralisation zu ermöglichen. Die Ergebnisse der Versuche zum biologisch abbaubaren Anteil am ausgelaugten Kohlenstoff sind in Tabelle 6.4 dargestellt.

Tabelle 6.4 Abbaubarkeit des ausgelaugten Kohlenstoffes, natürliche Materialien

<b>Material</b>	<b>TOC abbaubar</b>
	<b>[%]</b>
Papier	30 – 60
Stroh	25 – 30
Stroh vorbehandelt	50 – 60
Rindenmulch	20
Kompost	gering

Vor allem der Kohlenstoff aus Papier und dem vorbehandeltem Stroh enthält einen hohen Anteil an gut biologisch abbaubarem Kohlenstoff. Der Vergleich von nicht vorbehandeltem und aufgeschlossenen Stroh zeigt, dass die Vorbehandlung durch das Aufschließen der Moleküle einen positiven Effekt auf die Lösbarkeit und Abbaubarkeit des Kohlenstoffes hat. Die Abbaubarkeit des gelösten Kohlenstoffes aus dem Rindenmulch ist vergleichsweise gering und spricht eher gegen die Nutzung des Materials als Kohlenstoffquelle.

Im Gegensatz zu den Angaben in der Literatur sind die Ergebnisse für Kompost nur mäßig. Der verwendete Kompost ist nicht als Festbettmaterial für die Denitrifikation geeignet, da der ausgelaugte TOC kaum biologisch abgebaut werden kann. Da Komposte sehr komplexe Stoffe sind, wurde vor einer abschließenden Beurteilung dieses Materials in weiteren Experimenten geklärt, ob Komposte verschiedener Herkunft und Zusammensetzung oder anderer Siebfraktionen besser geeignet sind. Aber auch diese Untersuchungen lieferten keine zufrieden stellenden Ergebnisse.

Zusätzlich wurde festgestellt, dass es durchgehend zu einem hohen Austrag an ab-schwemmbareren Stoffen kommt, was prinzipiell eine Verschmutzung des Abwassers darstellt. Aus diesen Gründen erscheint dieses Material für den Einsatz als feste Kohlenstoffquelle ungeeignet. Zur Bestätigung dieser Einschätzung wurde Kompost in Versuchsreihe 1 nochmals als interne Kohlenstoffquelle eingesetzt (vgl. 6.1.3).

### 6.1.2 Biologische Abbaubarkeit des Kohlenstoffs - Biologisch abbaubare Materialien

Die untersuchten biologisch abbaubaren Werkstoffe sind Materialien, die für die Untersuchungen in Granulatform vorlagen. Es wurden 3 unterschiedliche Substanzen untersucht:

Material S	basiert auf Kartoffelstärke, teilweise hydrolisiert, Granulat
Material B	Kartoffelstärke und biologisch abbaubare Polymere, Granulat
Material BM	Biopolyester, PHB, Granulat

Um einen Teil des Kohlenstoffs auszulaugen wurden diese Materialien über mehrere Tage mit Sickerwasser eingestaut und anschließend wurden Untersuchungen zum Anteil an biologisch abbaubarem Kohlenstoff durchgeführt. In Tabelle 6.5 sind die Ergebnisse der Abbauversuche zusammengefasst. Die Auslaugversuche für das Material B zeigten ein Potential an auslaugbarem Kohlenstoff, das mit dem von Papier und aufgeschlossenem Stroh vergleichbar ist. Es konnte zudem eine gute Abbaubarkeit des Kohlenstoffs festgestellt werden. Da es auch langfristig nicht zu einem Auflösen des Granulats kam und schon nach kurzer Versuchsdauer eine vollständige Denitrifikation vorlag, erscheint dieses Material trotz starker Trübung des Ablaufs durch Austrag gelöster Stoffe gut als interner Kohlenstofflieferant geeignet.

Tabelle 6.5 Abbaubarkeit des ausgelaugten Kohlenstoffes, biologisch abbaubare Werkstoffe

Material	TOC abbaubar
	[%]
S	80 – 85
B	50 – 65
BM	sehr gering

Die Versuchsreihe für das Material S ergab sehr gute Ergebnisse bezüglich der Abbaubarkeit des ausgelaugten Kohlenstoffes. Allerdings war – ähnlich wie bei den Holzpellets – eine starke Neigung zum Aufquellen des Materials zu beobachten. Zusätzlich kam es, bedingt durch das Auflösen des Granulats bei längerem Kontakt mit Wasser, zu einem hohen Feststoffaustrag und einer Trübung des Ablaufs.

Folglich war die Sekundärbelastung des Ablaufs sehr hoch. Ein nachgeschalteter Filter (Sand/Aktivkohle) konnte sowohl die Sekundärverschmutzung (TOC) als auch Teile des ausgetragenen Feststoffes reduzieren. Der Austrag war jedoch so hoch, dass nach kurzer Zeit die nachgeschalteten Filter verstopften. Da verschiedene, technisch einfache Maßnahmen zur Beseitigung der Verstopfungsanfälligkeit nicht zielführend waren, dies aber insbesondere im großtechnischen Bereich zu erheblichen Betriebsstörungen führen kann, wurde von einem weiteren Einsatz des Materials S abgesehen.

Die Auslaugversuche mit dem Material BM zeigten, dass aus dem Material kaum TOC gelöst werden kann. Eine Denitrifikation findet nicht statt. Eine TOC-Erhöhung in der flüssigen Phase ist aber anscheinend erforderlich, um den Denitrifikanten ausreichend Kohlenstoff für den Nitratabbau zur Verfügung zu stellen (vgl. Kapitel 6.2). Da in der Literatur funktionierende Denitrifikationsanlagen mit diesem Material als C-Quelle beschrieben werden, wurden zur Einordnung bzw. Bestätigung der bisherigen Ergebnisse weitere Untersuchungen mit diesem Material in Versuchsreihe 1 durchgeführt.

### 6.1.3 Ergebnisse Versuchsreihe 1

Alle bisherigen Untersuchungen wurden in kleinmaßstäblichen Versuchsbehältern durchgeführt (vgl. Kap. 4.3.1). Nach Abschluss der Vorversuche wurden die weiteren Versuchsreihen in standardisierten Versuchsbehältern durchgeführt (vgl. Kap. 4.3.2, Abbildung 4.10). In Versuchsreihe 1 wurden die Materialien, deren grundsätzliche Eignung als feste Kohlenstoffquelle in den Vorversuchen ermittelt wurde, hinsichtlich folgender Aspekte untersucht:

- Denitrifikation (Nitratabbau),
- TOC-Lösbarkeit (Verfügbarkeit des TOC für die Denitrifikation),
- Sekundärverschmutzung (max. TOC-Erhöhung),
- Einsatzdauer des Materials (Wartungsaufwand),
- Betriebsprobleme (technischer Aufwand zur Lösung der Probleme).

In der folgenden Tabelle 6.6 sind die Randbedingungen zur hydraulischen Belastung, Aufenthaltszeit (TA) sowie der maximal erfolgten TOC-Erhöhung für die untersuchten Substanzen in Versuchsreihe 1 zusammengefasst. Dabei enthalten die grau unterlegten Zeilen Angaben zu den künstlichen Materialien.

Tabelle 6.6 Randbedingungen Versuchsreihe 1

<b>Bezeichnung</b>	<b>Material</b>	<b>Versuchsdauer</b>	<b>TA</b>	<b>hydr. Belastung</b>	<b>max. TOC erhöht</b>
		<b>[d]</b>	<b>[d]</b>	<b>[l/d]</b>	<b>[mg TOC/l]</b>
A	Papier	138	2,5	5,2	2480
B	Papier	138	5	2,6	2387
C	Papier	257	10	1,3	2774
D	Rindenmulch	124	10	1,4	63
E	B	170	1	5,2	32.296
F	Stroh vorbeh.	> 300	20	0,4	1325
J	B	63	1	5,2	2108
K	Kompost	37	3	2,6	217
L	BM	102	1	1,55	776
M	BM	57	1	5,2	500

In Abhängigkeit von den Ergebnissen der einzelnen Untersuchungen variierte der Untersuchungszeitraum zwischen 37 und 300 Tagen. Zunächst werden die Resultate für Kompost (K) und Rindenmulch (D) sowie für die biologisch abbaubaren Werkstoffe (E, J, M, L) dargelegt, anschließend folgen die Ergebnisse für Papier (Versuch A – C) und vorbehandeltes Stroh (F).

Die Ergebnisse von Anlage K mit Kompost als Festbettssubstrat bestätigen die bisherigen Ergebnisse, wie Abbildung 6.1 zeigt. Eine Erhöhung der TOC-Konzentration kann nur direkt nach Versuchsbeginn beobachtet werden. Aber schon nach dem 10. Betriebstag sinkt die TOC-Konzentration ab. Eine zufrieden stellende Denitrifikation wurde zu keiner Zeit erreicht. Wie schon bei den Vorversuchen lagen die Ablaufwerte für Nitrat durchgehend bei 100 mg/l. Die Denitrifikationsrate der

Kompostanlage ist vergleichsweise gering und führt nicht zu konkurrenzfähigen Reinigungsleistungen.

Die Versuchsergebnisse, dargestellt in Abbildung 6.1, zeigen, dass Kompost nicht als interne Kohlenstoffquelle in einer Denitrifikationsstufe zur Sickerwasserbehandlung eingesetzt werden sollte, da kein ausreichender Abbau des Nitrats erfolgt und die geforderten Grenzwerte nicht erreicht werden können.

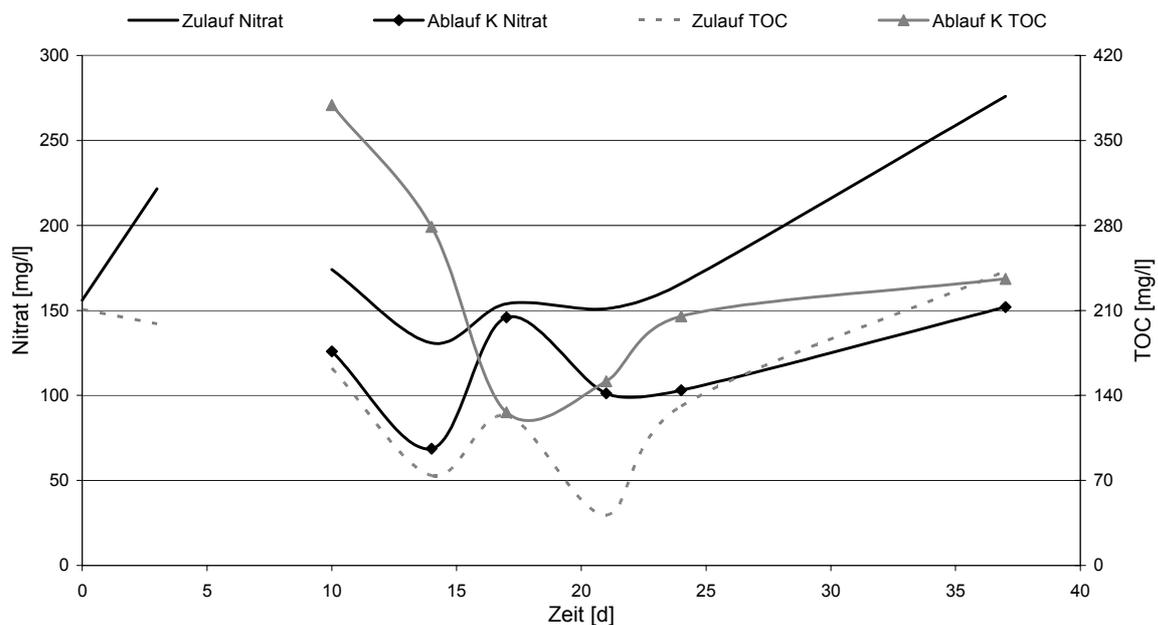


Abbildung 6.1 Versuchsreihe 1; Versuch K – Festbettmaterial Kompost

Wie Abbildung 6.2 zeigt, stimmt der Verlauf der Konzentrationskurven von Rindenmulch (Versuch D) qualitativ mit denen von Kompost (Abbildung 6.1) überein. Über den gesamten Zeitraum wird nahezu keine Aufhöhung des Kohlenstoffes erreicht. Dies bedeutet, dass kein leicht abbaubarer Kohlenstoff für die Denitrifikation zur Verfügung steht, daher waren durchgehend hohe Ablaufwerte für Nitrat zu beobachten.

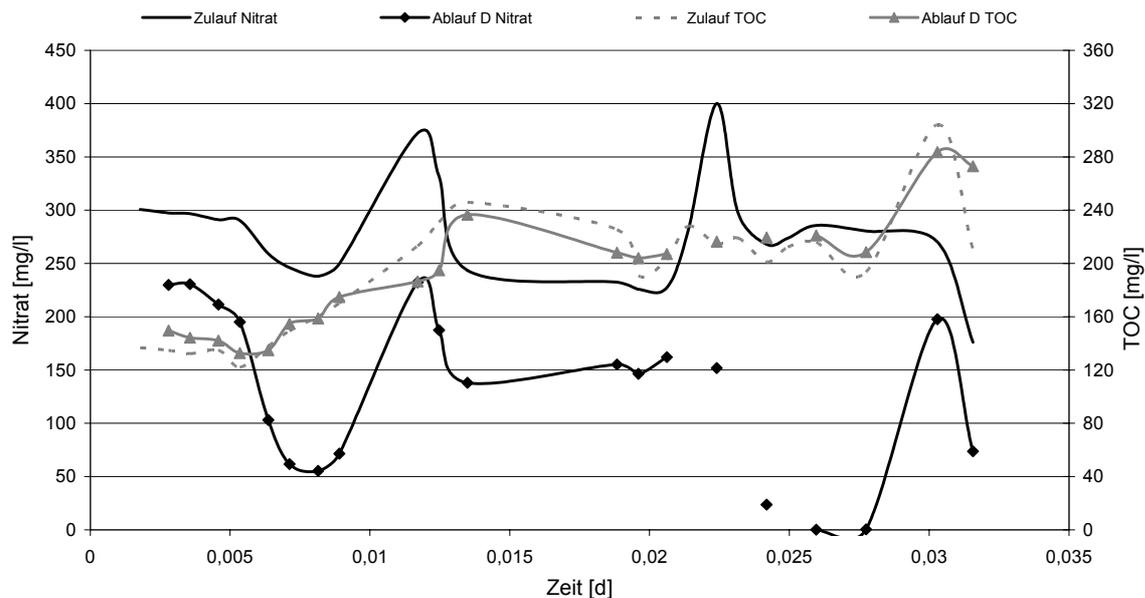


Abbildung 6.2 Versuchsreihe 1; Versuch D – Festbettmaterial Rindenmulch

Aufgrund der geringen Verfügbarkeit von biologisch abbaubarem Kohlenstoff und des nur geringen Nitratabbaus ist Rindenmulch als interne Kohlenstoffquelle in einer Denitrifikationsstufe ungeeignet. Daher wurde dieses Material für weitere Untersuchungen nicht berücksichtigt.

Neben den natürlichen Materialien wurden in dieser Versuchsreihe auch zwei biologisch abbaubare Werkstoffe (Kunststoffe) als interne Kohlenstoffquelle eingesetzt. Um aussagekräftige Daten zu erhalten, wurden parallel jeweils 2 Versuchsbehälter mit den Materialien B und BM betrieben. Wie aus Tabelle 6.6 zu erkennen ist, war die hydraulische Belastung für die Anlagen L und M (Festbettsubstrat BM) unterschiedlich, trotzdem ergab sich die gleiche Größenordnung beim erhöhten Kohlenstoff. Dies wird auch in Abbildung 6.3 deutlich.

Die hydraulische Belastung von 5,2 l/d scheint Anlage M zu überlasten, da sehr schnell stark abnehmende TOC-Konzentrationen beobachtet wurden und keine konstanten Nitratwerte erreicht werden konnten.

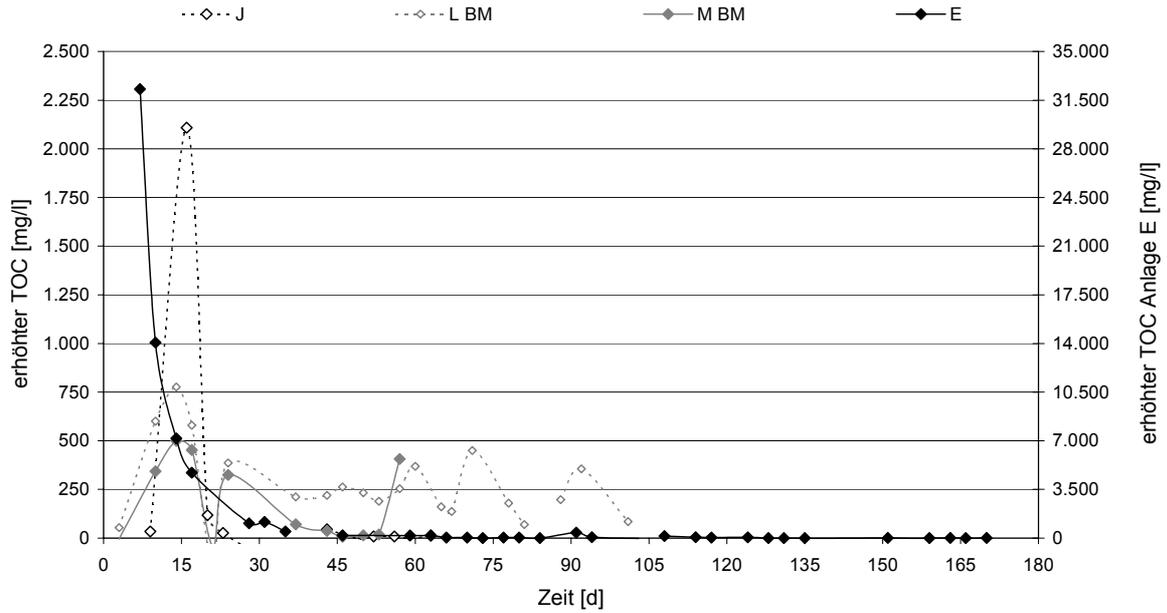


Abbildung 6.3 Versuchsreihe 1; Versuche E, J, M und L; Festbettmaterial B und BM

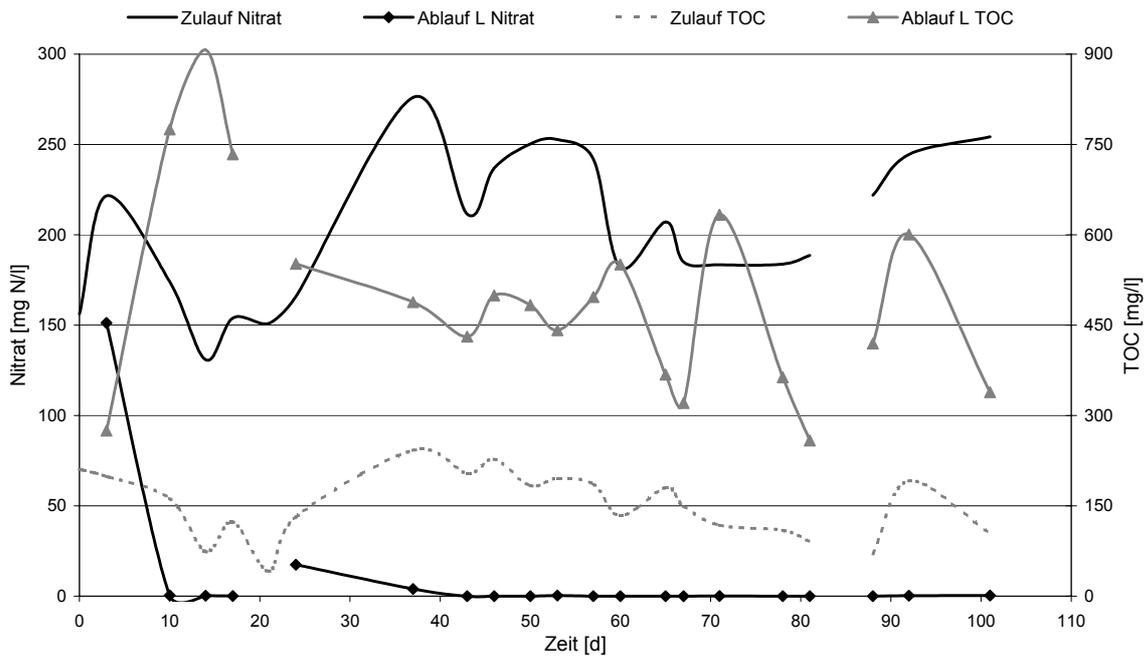


Abbildung 6.4 Versuchsreihe 1; Versuch L – Festbettmaterial BM

Wie in Abbildung 6.4 dargestellt, wurde in Anlage L dagegen innerhalb kurzer Zeit vollständig denitrifiziert und die Ablaufkonzentrationen blieben bei langsam abnehmenden TOC-Konzentrationen über 3 Monate stabil.

Dagegen war die Einfahrphase von E und J (beide Substrat B) unterschiedlich. Die niedrige hydraulische Belastung von Anlage E in den ersten 14 Betriebstagen (0,5 l/d) und die damit verbundene hohe Aufenthaltszeit resultierte in einer extrem hohen Ablaufkonzentration für den TOC (Abbildung 6.3). Daher wurde die hydraulische Belastung erheblich gesteigert (5,2 l/d), um einen weiteren hohen Austrag an Kohlenstoff und der damit einhergehenden Trübung des Ablaufes zu vermeiden. Nach 3 Wochen fand kaum noch eine Erhöhung statt. Daher kann davon ausgegangen werden, dass es zu einer Auswaschung des löslichen Kohlenstoffes gekommen ist. Um den TOC bis auf ein akzeptables Maß auszulaugen, wurde Anlage J über 10 d bei hoher hydraulischer Belastung (5,2 l/d) mit Trinkwasser beschickt. Die Ergebnisse von Anlage J bestätigen die gute Denitrifikation von Anlage E nicht. Zu keinem Zeitpunkt wurde in Anlage J eine zufrieden stellende Denitrifikation erreicht und nach der 3. Woche wurde keine Erhöhung des Kohlenstoffes mehr beobachtet.

Nach den bisherigen Versuchen bleibt weiter unklar, ob eine Vorauslaugung bis auf eine akzeptable Kohlenstoffkonzentration eine zu starke Verschmutzung verhindern kann und gleichzeitig langfristig eine ausreichende Denitrifikation erlaubt. Ebenso ist bisher ungeklärt, ob der ausgelaugte TOC adsorbierbar ist und in einer dritten Reinigungsstufe für eine nachgeschaltete Denitrifikation verfügbar wäre. Da es durch das starke Biomassewachstum teilweise zum Überstau und Verstopfen des Festbettes kommt, erscheinen beide biologisch abbaubaren Werkstoffe für einen Einsatz in einem technisch einfachen System eher nicht geeignet.

Ebenfalls unter der Prämisse aussagekräftige Ergebnisse für den Einsatz von Papier als feste Kohlenstoffquelle zu ermitteln, wurden in dieser Versuchsreihe drei Anlagen mit Papier (Versuch A, B und C) unter unterschiedlichen Randbedingungen betrieben (vgl. Tabelle 6.6). In allen Behältern wurde kurz nach Versuchsbeginn das Einsetzen der Denitrifikation beobachtet. Die Nitratkonzentration nahm über einen Zeitraum von 6 Wochen stetig ab, gleichzeitig nahm die Auslaugung des Kohlenstoffes zu. Das dabei eine gute Übereinstimmung in der Größenordnung bei den verschiedenen Versuchsbehältern festgestellt werden konnte, zeigt Abbildung 6.5. Allerdings wurden bei Behälter A auch nach Erreichen niedriger Ablaufkonzentrationen teilweise noch starke Schwankungen beobachtet. Dagegen wurden bei Behälter B nach

6 Wochen zufrieden stellende Ablaufkonzentrationen erreicht, die bis zum Ende des 3. Monats nahezu konstant blieben. In dieser Phase wurde der TOC maximal um 600 mg/l erhöht.

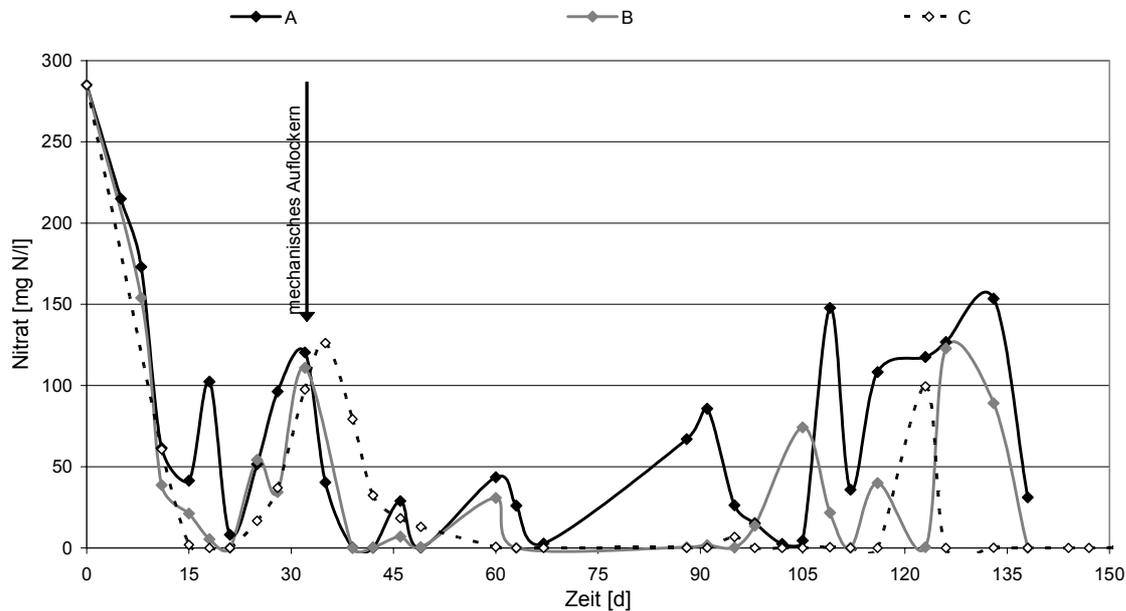


Abbildung 6.5 Versuchsreihe 1; Versuche A - C, Ablaufkonzentrationen Nitrat

Bei Anlage C blieben die niedrigen Nitratkonzentrationen über einen Zeitraum von 7 Monaten konstant. Der Verlauf der TOC-Kurve war ebenfalls sehr konstant; über die Zeit konnte eine sehr langsame Abnahme des TOC beobachtet werden. Insgesamt lieferte diese Anlage die besten Resultate. Abbildung 6.6 stellt den Verlauf der Ablaufkonzentrationen über die Zeit für diese Anlage dar.

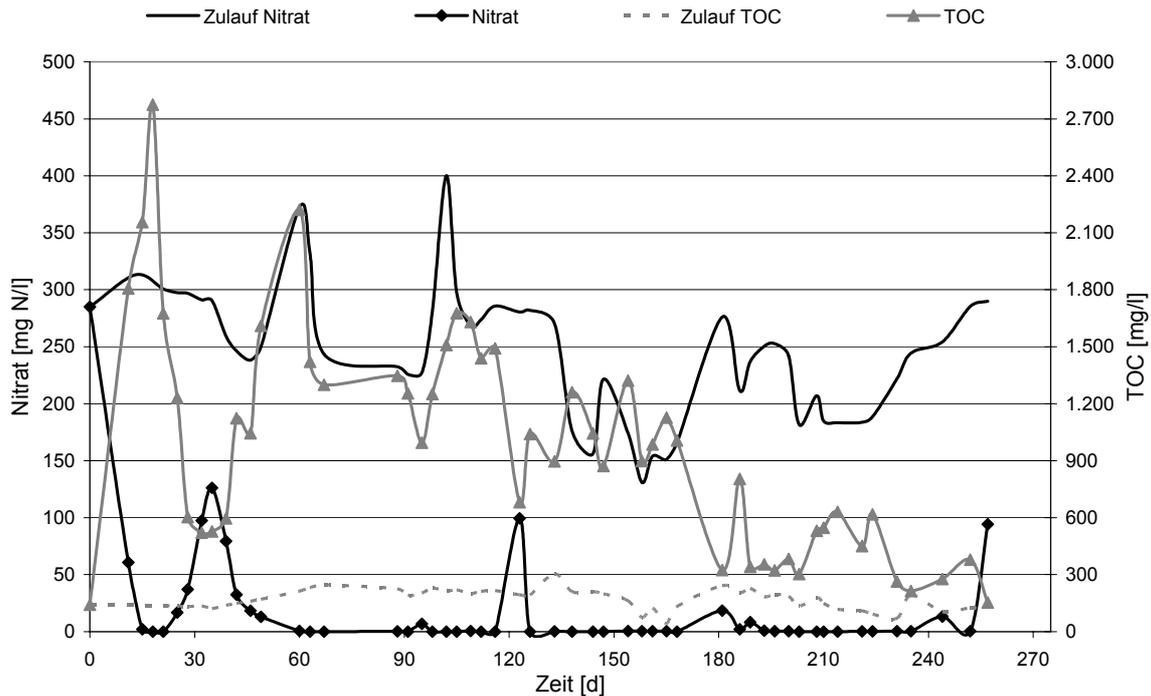


Abbildung 6.6 Versuchsreihe 1; Versuch C, Festbettmaterial Papier

In allen Anlagen konnte beobachtet werden, dass der bei der vollständigen Nitratumsetzung gebildete gasförmige Stickstoff teilweise am Festbettmaterial „hängen“ bleibt und nicht aus dem Filter in die Atmosphäre entweichen kann. Bei einer zu hohen Verdichtung des Festbettes führt dies dazu, dass sich eine größere Gasmenge an der Unterseite des Festbettes sammelt. Durch den Gasdruck wird das Festbett angehoben und das Wasser fließt unter dem Festbettkörper entlang, statt ihn zu durchfließen. Daher ist der vollständige Kontakt zwischen Kohlenstoffquelle und Sickerwasser nicht mehr vorhanden. In der 5. Betriebswoche war aus diesem Grund eine mechanische Auflockerung des Festbettmaterials in A und B erforderlich.

Der positive Effekt der mechanischen Lockerung zeigte sich bei allen Anlagen (vgl. Abbildung 6.5). Die Nitratkonzentrationen sanken im Anschluss beträchtlich. Bei Versuch A und B wurden jedoch keine konstanten Werte über einen längeren Zeitraum erreicht. Obwohl in diesen Versuchsbehältern (A und B) nach 3 Monaten keine Erhöhung des TOC mehr erreicht wurde, konnten weiter 50 - 60 % des Nitrats umgesetzt werden.

Allerdings lagen die Ablaufkonzentrationen dennoch weit oberhalb akzeptabler Werte. Da die Randbedingungen für die Papieranlagen A - C bis auf die hydraulische Belastung gleich waren, scheint die für Anlage C gewählte Variante am günstigsten für die Denitrifikation mit diesem Substrat zu sein.

Die Versuche zeigen, dass bei den Papieranlagen eine sehr konstante, langsame Abnahme der TOC-Erhöhung stattfindet. Diese langfristige und stetige Kohlenstoffverfügbarkeit ist eine Voraussetzung für den Einsatz als feste Kohlenstoffquelle in technisch einfachen Systemen. Um die Papieranlagen untereinander besser vergleichen zu können, zeigt Abbildung 6.7 den Verlauf der TOC-Konzentrationen bezogen auf das Wasser-Feststoffverhältnis.

Dabei wird deutlich, dass unabhängig von der täglichen hydraulischen Belastung mit zunehmendem Wasserfeststoffverhältnis die Erhöhung des Kohlenstoffes konstant abnimmt. Nach den bisherigen Erkenntnissen ist die Lösung von biologisch abbaubarem Kohlenstoff und die damit verbundene Erhöhung der TOC-Konzentration in der flüssigen Phase im Bereich von 300 mg/l die Voraussetzung für eine vollständige Denitrifikation. Fällt die TOC-Erhöhung unter 300 mg/l, so findet keine vollständige Denitrifikation mehr statt. Der Verlauf der Summenkurve bestätigt, dass die hydraulische Belastung für Anlage C am günstigsten für die langfristige Nutzung als Kohlenstoffquelle ist (Abbildung 6.8). Während bei A und B nach relativ kurzer Zeit keine nennenswerte Erhöhung mehr zu beobachten ist, steigen die TOC-Werte bei Anlage C bis zum Versuchsende stetig an. In dieser Anlage kann über einen Zeitraum von über 8 Monaten ausreichend Kohlenstoff aus dem Material gelöst und für den Nitratabbau zur Verfügung gestellt werden. Ein Austausch des Materials ist in dieser Zeit nicht erforderlich.

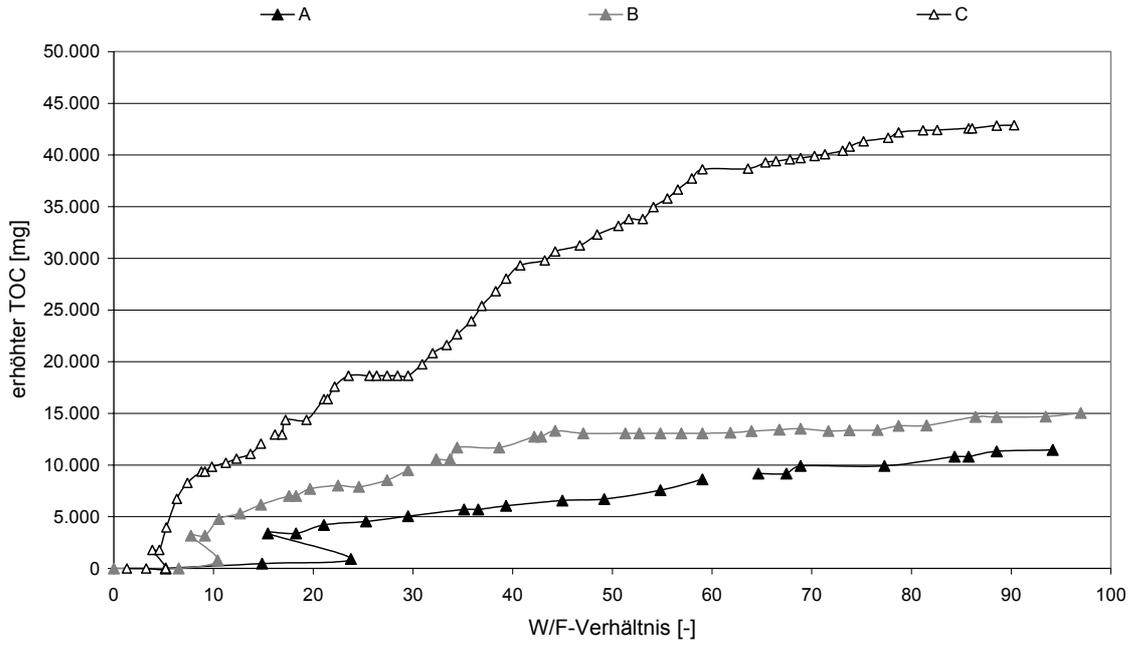


Abbildung 6.7 Versuchsreihe 1; Erhöhter TOC bezogen auf W/F-Verhältnis

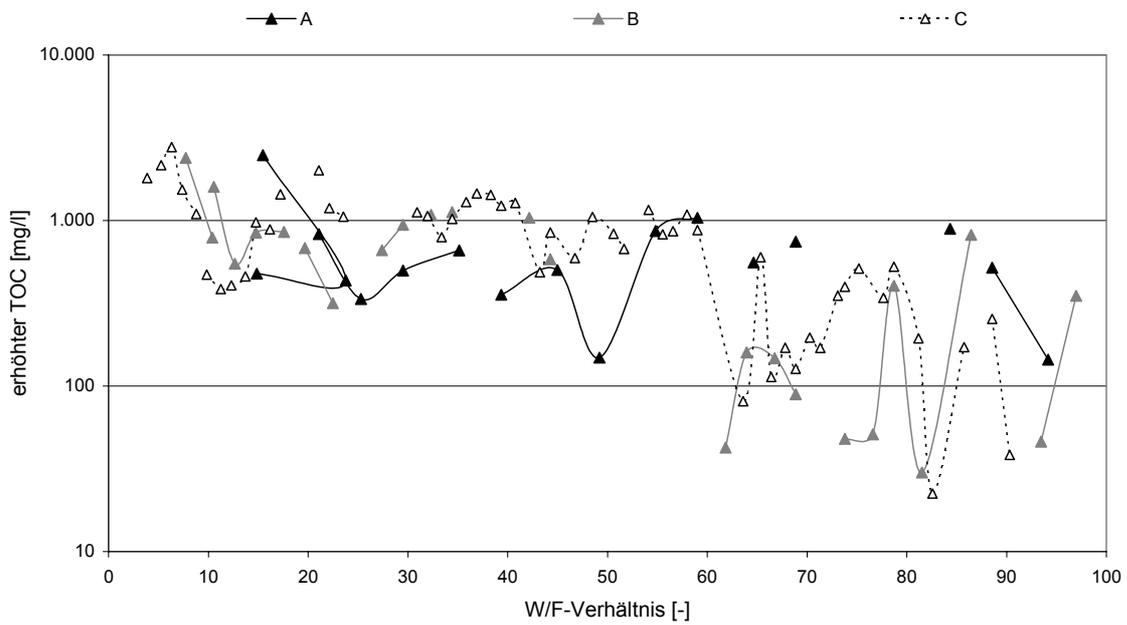


Abbildung 6.8 Versuchsreihe 1; Summenkurve erhöhter TOC bezogen auf W/F-Verhältnis

Bei den Versuchsanlagen A – C führte der Austrag an Schweb- und partikulären Stoffen, also von Festbettmaterial und Biomasse unvermittelt zur Verstopfung des Ablaufes und zur Ausbildung von bevorzugten Durchflusswegen, wodurch das Festbett nicht mehr gleichmäßig durchströmt wurde. Das Aufschwimmen des Festbettes reduzierte den Kontakt zwischen Sickerwasser und Festbett zusätzlich. Um eine Beeinträchtigung der Experimente zu verhindern, war eine tägliche Kontrolle der Versuchsbehälter erforderlich. Bei Betriebsende wurde bei allen Anlagen ein oberflächiger Abfluss beobachtet. Der Einsatz dieser Kohlenstoffquelle erfordert aufgrund der hydraulischen Probleme einen hohen Wartungsaufwand und den Einsatz geeigneter Maßnahmen, die einen gleichmäßigen Durchfluss durch das Festbett ermöglichen.

Neben den vorgenannten natürlichen Substanzen und biologisch abbaubaren Werkstoffen wurde in Versuchsreihe 1 auch vorbehandeltes Stroh auf die Eignung als interne Kohlenstoffquelle untersucht (Tabelle 6.6). Bei Anlage F wurde von Beginn an eine vollständige Denitrifikation festgestellt, die bei langsam abnehmender TOC-Erhöhung über einen Zeitraum von über 6 Monaten anhielt. Der Verlauf der Ablaufkonzentrationen über die Zeit wird in Abbildung 6.9 dargestellt.

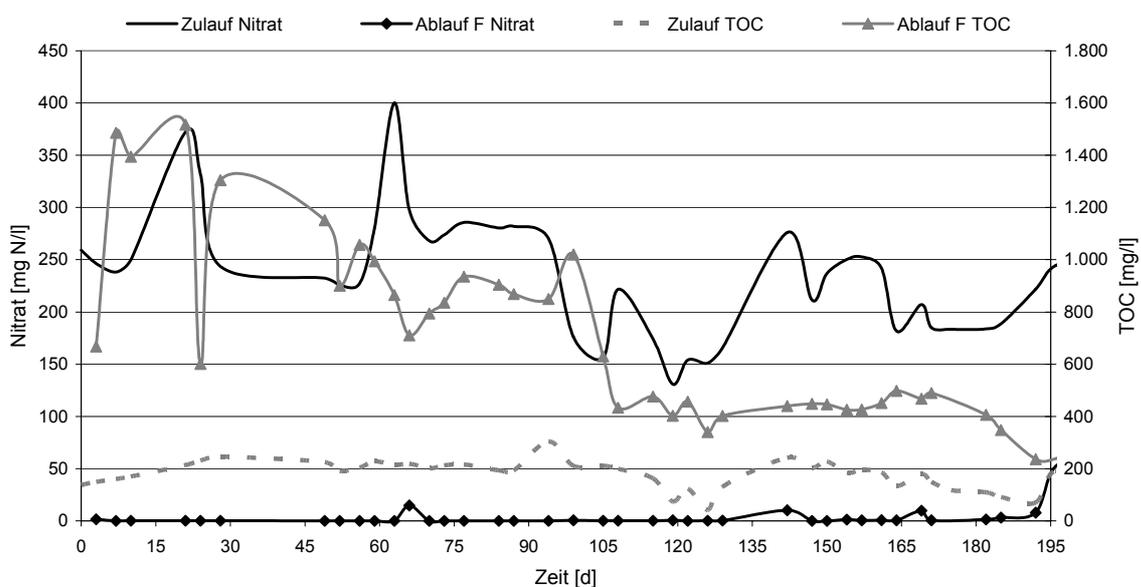


Abbildung 6.9 Versuchsreihe 1; Versuch F - Festbettmaterial vorbehandeltes Stroh

Neben dieser langfristigen Kohlenstoffverfügbarkeit ist vor allem die durchgehend vollständige Denitrifikation besonders positiv zu bewerten. Im Gegensatz zu den Versuchen mit Papier war kein Strukturverlust des Materials, der zu hydraulischen Betriebsproblemen oder einem Austrag von Feststoffen führte, feststellbar. Ebenso konnte keine Trübung des Ablaufes beobachtet werden. Bei einer maximalen Erhöhung des TOC von 1325 mg/l ist dieses Festbettmaterial in Bezug auf eine mögliche Sekundärverschmutzung für die Denitrifikationsstufe als gut geeignet einzustufen. Da Anlage F auch nach Abschluss von Versuchsreihe 1 weiter betrieben wurde, werden weitere Resultate dieser Anlage im folgenden Abschnitt 6.2 vorgestellt und ausgewertet.

#### 6.1.4 Ergebnisübersicht Vorversuche

Abschließend lässt sich sagen, dass die Resultate der Vorversuche für die natürlichen Materialien zielführender erscheinen als für die biologisch abbaubaren Werkstoffe. Für ein einfaches, kostengünstiges System erscheint der Wartungsaufwand und Einsatz an technischen Maßnahmen zur Behebung der hydraulischen Probleme bei der Verwendung eines Papiersubstrates als interne Kohlenstoffquelle allerdings zu hoch zu sein.

Daher wurde für die abschließenden Untersuchungen ein Material favorisiert, welches

- dauerhaft die Festbettstruktur aufrechterhält,
- langfristig eine gute Denitrifikation erzielt,
- kontinuierlich und ausreichend TOC abgibt,
- keine Betriebsprobleme verursacht und
- keine bzw. nur geringe Sekundärverschmutzung hervorruft.

Die Vorversuche haben gezeigt, dass diese Voraussetzungen nur von einem Material erfüllt werden. Daher wurden die Langzeituntersuchungen in Versuchsreihe 2 lediglich mit Stroh als interne Kohlenstoffquelle durchgeführt.

## 6.2 Ergebnisse Langzeituntersuchungen

In dieser Untersuchungsreihe wurde die langfristige Kohlenstoffverfügbarkeit und die Denitrifikationsrate von Denitrifikationsanlagen mit vorbehandeltem Stroh als Festbettmaterial untersucht. Um aussagekräftige Daten zur Bestimmung des Langzeitverhaltens dieses Materials zu erhalten und Erkenntnisse über den Einfluss des Wasser-Feststoffverhältnisses (W/F-Verhältnis, WFV) zu gewinnen, wurden die Versuche unter variierenden Randbedingungen hinsichtlich der hydraulischen Belastung angesetzt. In Tabelle 6.7 sind die Angaben zu hydraulischer Belastung, Aufenthaltszeit (TA) sowie der maximal erfolgten TOC-Erhöhung dargestellt.

Tabelle 6.7 Randbedingungen Langzeituntersuchungen

Bezeichnung	Material	hydr. Belastung	mittl. Fracht	max. TOC erhöht
[ ]	[ ]	[l/(kg <sub>FB</sub> *d)]	[mg NO <sub>3</sub> -N/d]	[mg TOC/l]
F	vorbeh. Stroh	0,4	105	1325
S	vorbeh. Stroh	0,8	220	1323
P	vorbeh. Stroh	1,1	250	880
H	vorbeh. Stroh	1,6	380	948
R	vorbeh. Stroh	2,5	600	593
Q	vorbeh. Stroh	2,6	690	615
T	vorbeh. Stroh	2,9	660	769
U	Stroh	3,1	390	359
N	vorbeh. Stroh	3,2	800	511

In der folgenden Abbildung 6.10 wird die abgestufte Belastungssituation der verschiedenen Versuchsbehälter offensichtlich. Diese Staffelung dient dazu, Aussagen über das Langzeitverhalten des Materials unter Berücksichtigung der hydraulischen Belastung zu treffen. Alle Ergebnisse der Langzeituntersuchung werden mit Bezug auf das W/F-Verhältnis dargestellt, denn hier geht es um die Einordnung des Einflussfaktors hydraulische Belastung und nicht mehr um die Einordnung der Materialien untereinander. Von der unterschiedlichen Belastung abgesehen, gab es bei der Versuchsdurchführung keine weiteren Unterschiede.

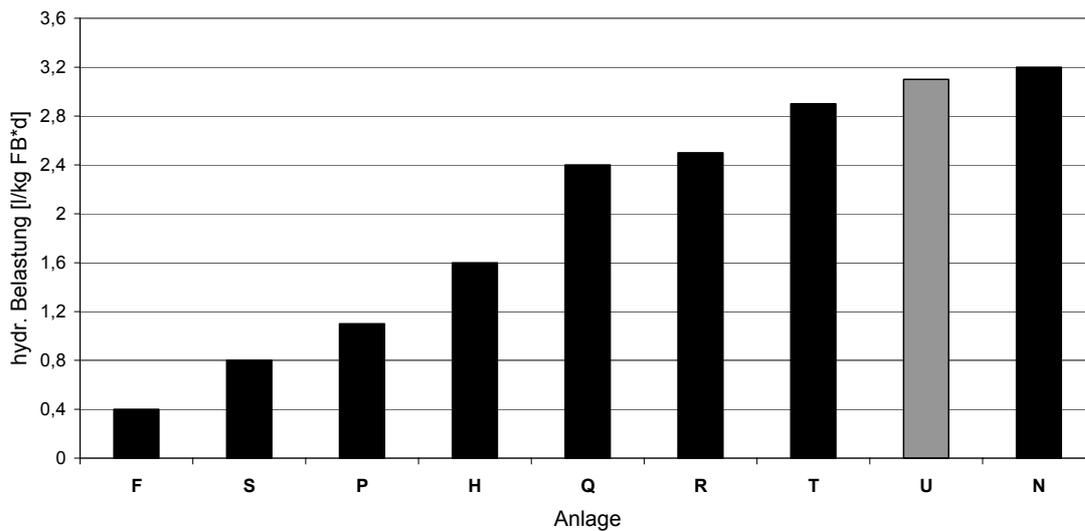


Abbildung 6.10 Randbedingungen Langzeitversuch

Alle Anlagen wurden, wie in Kap. 4.3.2 beschrieben, in einem standardisierten Verfahren befüllt und in Betrieb genommen. Bei der folgenden Auswertung der Daten wurden die Ergebnisse der einzelnen Anlagen in Abhängigkeit von der aufgebrauchten Belastung zusammengefasst. Dazu wurde die Belastung in drei Bereiche eingeteilt:

niedrige bis mittlere hydr. Belastung	0,4 – 1,6 l/(kg <sub>FB</sub> *d) F, H, P, S
hohe hydr. Belastung	2,5 – 2,6 l/(kg <sub>FB</sub> *d) Q, R
sehr hohe hydr. Belastung	2,9 – 3,2 l/(kg <sub>FB</sub> *d) N, T, U

Die Anlagen F und S wurden mit einer niedrigen hydraulischen Belastung von 0,4 bzw. 0,8 l/(kg<sub>FB</sub>\*d) beschickt. Die Denitrifikation setzte bei beiden Anlagen sofort nach Versuchsbeginn ein. Bei Anlage F war bis zu einem W/F-Verhältnis von 75 eine vollständige Nitratumsetzung zu beobachten, während bei Anlage S bis zum Erreichen eines W/F-Verhältnisses von 120 eine vollständige Denitrifikation stattfand (vgl. Abbildung 6.11). Nachdem die TOC-Erhöhung unter Werte im Bereich von 300 mg TOC/l sank, stieg bei Anlage S die Nitratkonzentration an. Dieses Phänomen, das Absinken der erhöhten TOC-Konzentration unter Werte im Bereich von 300 mg/l und der gleichzeitige Anstieg der Nitratkonzentration ist bei allen untersuchten

Anlagen zu beobachten. Eine TOC-Erhöhung unter 300 mg/l ist daher ein Indikator dafür, dass keine Denitrifikation mehr stattfindet. Der Verlauf der TOC-Erhöhung, sowie der Peak zu Versuchsbeginn, stimmte bei den beiden Anlagen (F, S) qualitativ gut überein (Abbildung 6.12).

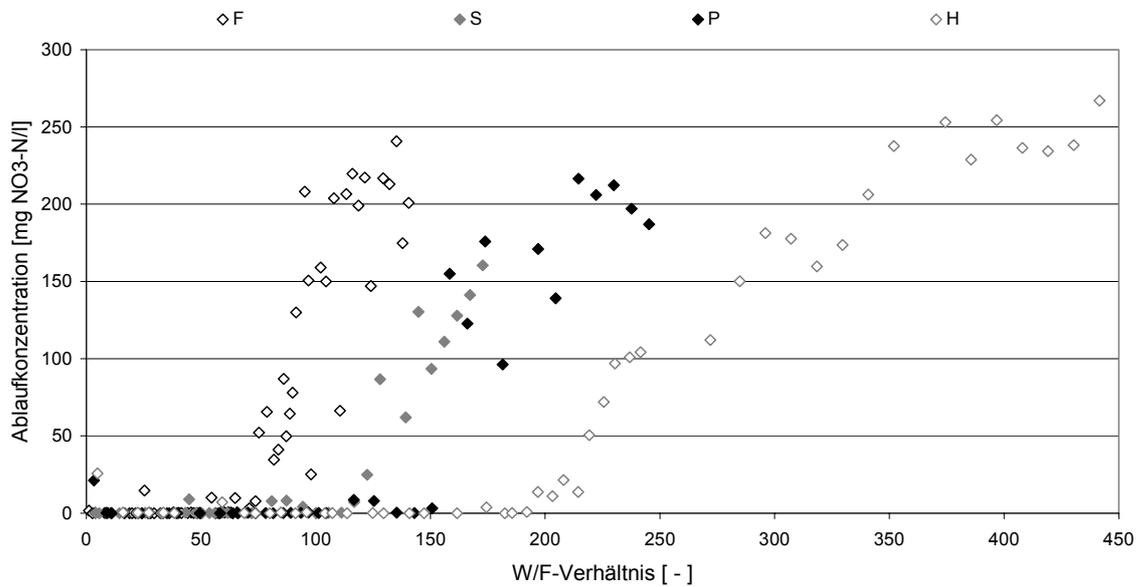


Abbildung 6.11 Ablaufkonzentrationen Nitrat - F, H, P und S

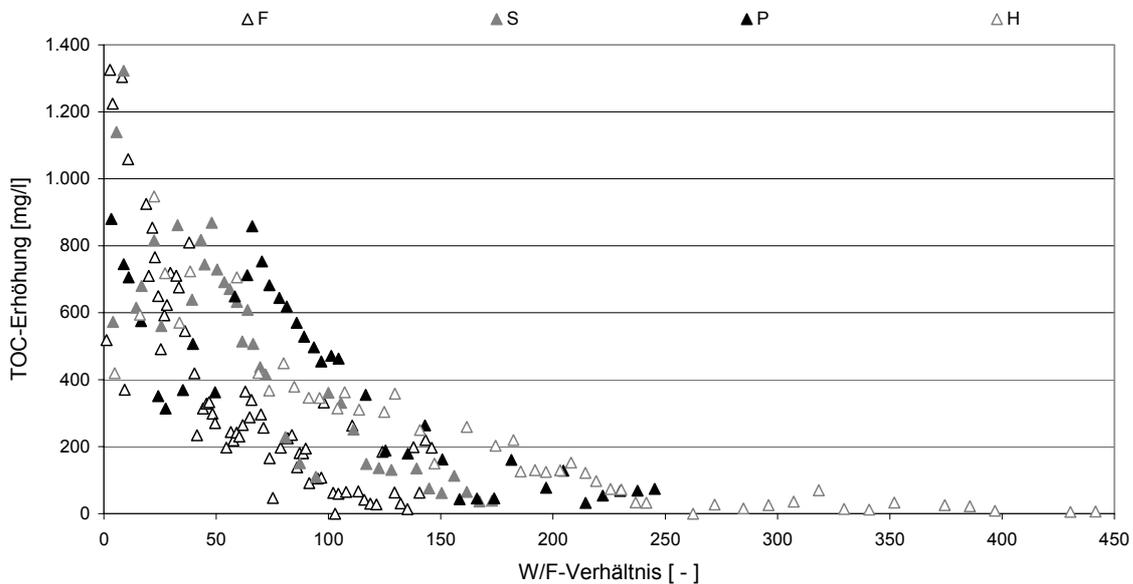


Abbildung 6.12 Erhöhter TOC - F, H, P und S

Über die Zeit und mit zunehmendem WFV nahm die TOC-Erhöhung langsam aber stetig ab. Nach Erreichen eines WFV von 80 sackte in Anlage F das Festbettmaterial so weit zusammen, dass der Wasserspiegel oberhalb des Festbettes lag. Dadurch floss ein Teil des Wassers ohne Kontakt mit der Kohlenstoffquelle ab. Da dies zu verfälschten Ablaufwerten führte, wurde der Ablauf tiefer angeordnet. Zum gleichen Zeitpunkt sank die Erhöhung an Kohlenstoff auf unter 300 mg TOC/l ab. Zeitgleich nahm die Nitratumsetzung ab. Dennoch lagen die Ablaufwerte bis zu diesem WFV von 80 weiter unter 50 mg NO<sub>3</sub>-N/l mit geringen Schwankungen; erst danach stiegen sie bei starken Schwankungen stetig an.

Anlage P und H wurden mit mittleren Belastungen von 1,1 bzw. 1,6 l/(kg<sub>FB</sub>\*d) beschickt. Auch hier wurde bei beiden Versuchen von Beginn an eine vollständige Denitrifikation beobachtet. Bei Anlage P waren die Nitratlaufwerte bis zu einem WFV von 150 dauerhaft sehr niedrig. Die TOC-Konzentration schwankte in dieser Zeit hingegen stark. Auch bei dieser Anlage konnte infolge des Absinkens der TOC-Erhöhung unter 300 mg/l (WFV: 125) ein rascher Anstieg der Nitratkonzentration auf 150 mg/l beobachtet werden. Bei Anlage H fand bis zu einem WFV von 200 ebenfalls eine vollständige Denitrifikation bei langsam abnehmender TOC-Erhöhung statt. Auch hier stiegen die Nitratwerte plötzlich und heftig aufgrund des Absinkens der TOC-Werte unter 300 mg/l (WFV: 140) an (Abbildung 6.11 und Abbildung 6.12).

Die Abbildung 6.11 zeigt den Verlauf der Nitratkonzentration im Ablauf für die Anlagen F, H, P und S bezogen auf das W/F-Verhältnis. Damit wird für Anlagen mit mäßiger bis mittlerer hydraulischer Belastung eine Übereinstimmung des Zeitraumes mit guten Denitrifikationsergebnissen offensichtlich. Alle Anlagen erreichten bis zu einem W/F-Verhältnis zwischen 100 – 200 eine vollständige Denitrifikation. Bis dahin auftretende Schwankungen mit Maximalwerten kleiner 10 mg NO<sub>3</sub>-N/l sind zu vernachlässigen. Bei allen Anlagen ist der sprunghafte Anstieg der Nitratkonzentrationen deutlich zu erkennen. Auch im Anschluss daran wurde noch Nitrat abgebaut, allerdings mit nur noch geringen Umsatzraten.

Die Gegenüberstellung der Anlagen bezüglich der Entwicklung des erhöhten TOC in Abbildung 6.12 zeigt, dass hier ebenfalls eine gute Übereinstimmung im Verlauf der TOC-Konzentration zu beobachten ist. Dabei treten die Maximalwerte zu Versuchsbeginn bei gleichem W/F-Verhältnis auf und stimmen auch qualitativ gut überein.

Zu Versuchsbeginn treten die größten Schwankungen auf. Ab einem WFV von 50 sind bei allen betrachteten Anlagen langsam aber stetig abnehmende TOC-Konzentrationen zu beobachten. Insgesamt scheint ein Absinken in den Bereich unter 300 mg TOC/l ein Indikator für einen plötzlichen Anstieg bei den Nitratablaufkonzentrationen zu sein.

Mit einer hohen Belastung von ca. 2,5 l/(kg<sub>FB</sub>\*d) wurden Anlage Q und R beschickt. Auch bei diesen Anlagen fand von Beginn an eine vollständige Umsetzung des Nitrats statt. Die Denitrifikation lieferte bis zu einem W/F-Verhältnis von 150 (Q) bzw. 200 (R) gute Ablaufwerte bei langsam sinkenden TOC-Werten. Aufgrund der steiler abnehmenden TOC-Erhöhung kommt es bei Anlage Q ab einem W/F-Verhältnis von 150 zu einem Absinken unterhalb von 300 mg/l. Folglich ist ein sprunghafter Anstieg der Nitratkonzentration auf Werte über 100 mg/l zu beobachten. Die hydraulische Belastung von Anlage Q und R scheint für eine langfristig vollständige Denitrifikation nahe an der Grenzbelastung zu sein, denn ein großer Teil des gelösten Kohlenstoffs wird aus dem System ausgetragen und damit wird der Zeitraum reduziert, in dem ausreichend Kohlenstoff für die Denitrifikation zur Verfügung steht. Des weiteren bedingt die vergleichsweise geringe Kontaktzeit eine relativ geringe Aufhöhung. Nach Erreichen des W/F-Verhältnis von 160 (Q) bzw. 220 (R) findet praktisch keine Erhöhung mehr statt. Bei Anlage R nimmt die TOC-Erhöhung langsamer ab, daher gibt es länger bessere Nitratumsatzraten (vgl. Abbildung 6.14). Der Verlauf der Ablaufkurven für die Nitratkonzentration für Anlage Q und R ist in Abbildung 6.13 dargestellt. Der sprunghafte Anstieg der Nitratkonzentrationen ist deutlich zu erkennen. Auch nach dem Anstieg der Konzentrationen auf 200 mg/l wird noch Nitrat umgesetzt, jedoch ist die Umsatzrate sehr viel niedriger.

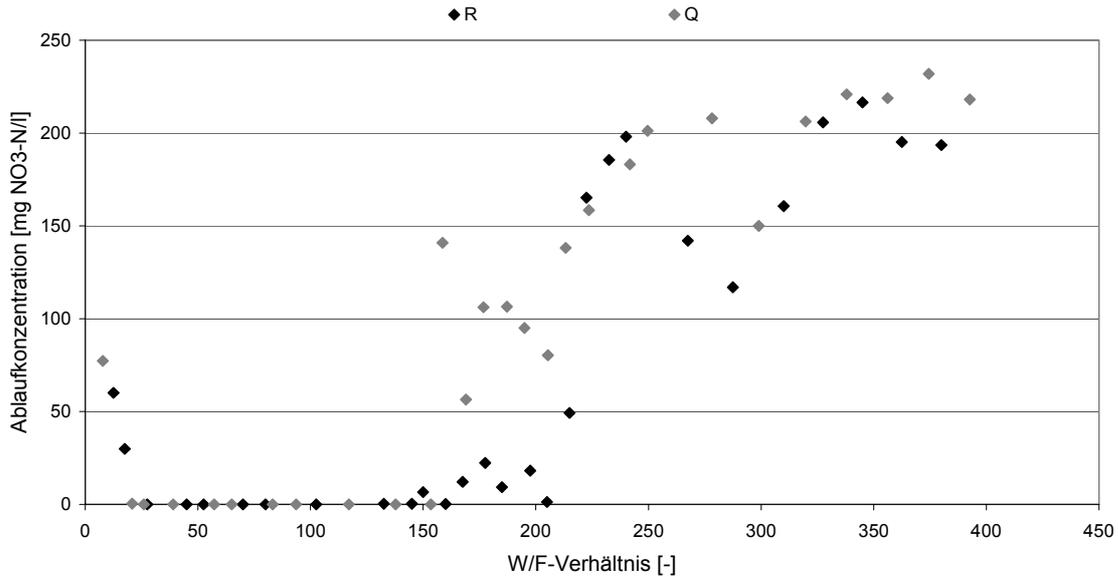


Abbildung 6.13 Ablaufkonzentrationen Nitrat - Q und R

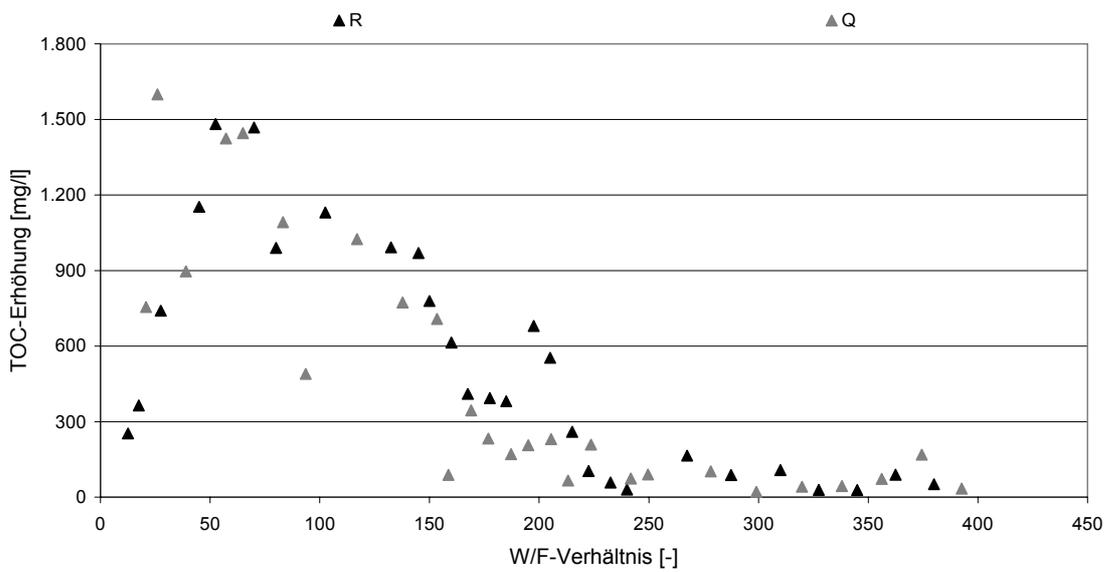


Abbildung 6.14 Aufgehörter TOC - Q und R

Mit einer sehr hohen hydraulischen Belastung von ca. 3 l/(kg<sub>FB</sub>\*d) wurden die Anlagen N, T und U beschickt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in Anlage U kein vorbehandeltes Stroh, sondern naturbelassenes Stroh als Festbettmaterial eingesetzt wurde. Wie bei den bisher vorgestellten Anlagen wurde auch hier das Einset-

zen der Denitrifikation beobachtet. Allerdings konnten zu keiner Zeit konstant niedrige Werte erreicht werden.

Die Denitrifikation in Anlage N funktionierte zu keinem Zeitpunkt. Die TOC-Erhöhung war von Beginn an niedrig und ab einem WFV von 240 nur noch knapp über dem TOC im Zulauf.

Bei Anlage T wurden zu Beginn zufrieden stellende Nitratlaufwerte erreicht. Aber nach Erreichen eines WFV von 60 stiegen die Ablaufwerte konstant an und schwankten stark. Ab einem WFV von 90 lag die Ablaufkonzentration nahezu konstant über 100 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Der erhöhte TOC war sehr niedrig und fiel schon kurz nach Versuchsbeginn unter 300 mg/l. Obwohl die TOC-Freisetzung unabhängig von der Denitrifikation stattfindet, scheinen diese niedrigen Konzentrationen eine ungünstige Voraussetzung für eine vollständige Denitrifikation zu sein. Da auch hier keine weiteren Betriebsprobleme auftraten, scheinen sowohl die erreichbare TOC-Erhöhung als auch die Ergebnisse der Denitrifikation auf die hydraulische Belastung der Anlage zurück zu führen sein (Abbildung 6.15).

Auch in Anlage U setzte die Denitrifikation sofort ein. Bis zu einem W/F-Verhältnis von 260 wurden gute Ablaufkonzentrationen (< 30 mg NO<sub>3</sub>-N/l) erreicht. Wie in Abbildung 6.15 zu sehen, nahmen die Konzentrationen im Anschluss daran innerhalb kurzer Zeit weiter zu.

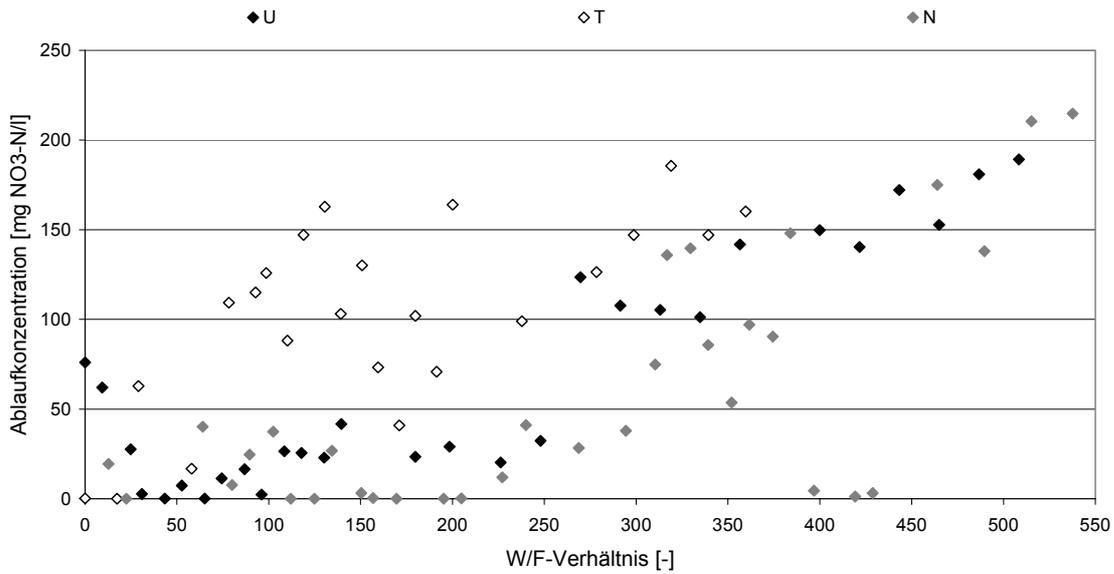


Abbildung 6.15 Ablaufkonzentrationen Nitrat – N, T und U

Abbildung 6.16 zeigt, dass zu Versuchsbeginn in Anlage U eine TOC-Erhöhung mit einem Peak von ca. 360 mg/l erreicht wurde. Dieser Wert ist im Vergleich zu allen anderen Anlagen niedrig. Grundsätzlich war auch hier eine abnehmende Tendenz zu beobachten und innerhalb kurzer Zeit, also bei niedrigen W/F-Verhältnissen (ab WFV von 40) wurden Konzentrationen unter 300 mg TOC/l gemessen.

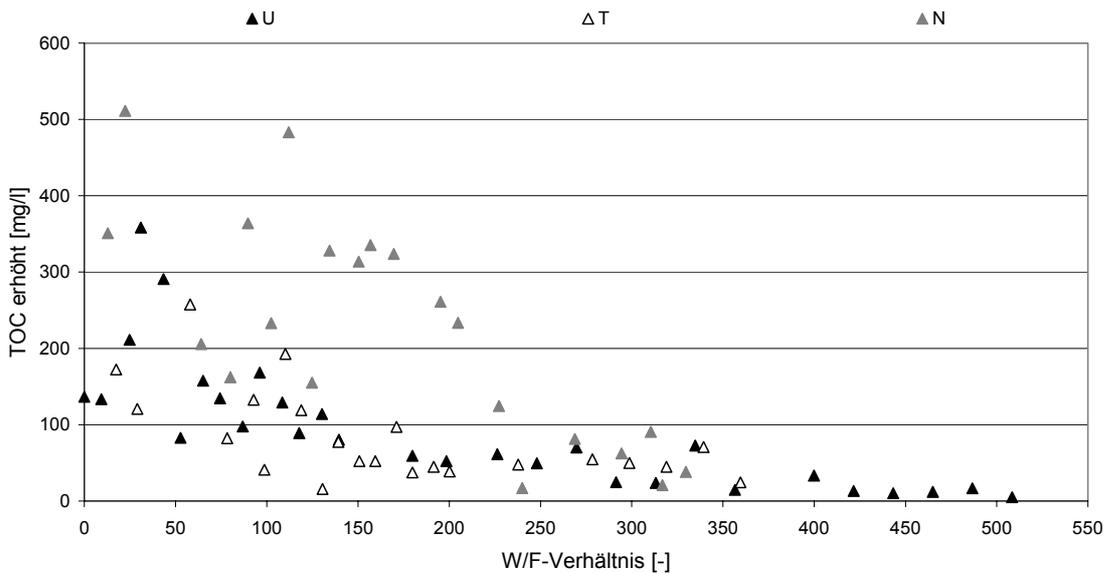


Abbildung 6.16 Erhöhter TOC – N, T und U

Aus den dargestellten Konzentrationskurven für die Anlagen N, T und U wird deutlich, dass in hydraulisch sehr hoch belasteten Anlagen keine zufrieden stellenden Ablaufkonzentrationen über einen längeren Zeitraum erreicht werden können. Eine Denitrifikation findet zwar statt, führt aber nicht zu Ablaufwerten, die für eine Reinigungsstufe angemessen sind. Um eine ausreichende Reinigung zu erreichen, sollten die Denitrifikationsanlagen mit einer mittleren hydraulischen Belastung betrieben werden. Die folgenden Betrachtungen berücksichtigen nur die Anlagen, in denen die äußeren Randbedingungen langfristig gute Reinigungsergebnisse ermöglicht haben (F, H, P, S sowie Q und R, sowie U als Vergleichsanlage). Die Gegenüberstellung der Anlagenergebnisse zeigt, dass die niedrig bis mittel belasteten Anlagen generell gute Denitrifikationsergebnisse erreichen.

Eine Zusammenfassung der wichtigsten Parameter und Versuchsergebnisse ist in Tabelle 6.8 dargestellt. Dabei sind die Auswirkungen der abgestuften Belastung von 0,4 zu 1,6 l/(kg<sub>FB</sub>\*d) deutlich nachvollziehbar. Die TOC-Erhöhung sinkt ab einem W/F-Verhältnis von ca. 100 unter 300 bzw. 200 mg TOC/l ab. Da ab diesem Zeitpunkt nicht mehr ausreichend biologisch abbaubarer Kohlenstoff für vollständige Denitrifikation bereitsteht, müsste zu diesem Zeitpunkt ein Austausch der Kohlenstoffquelle stattfinden.

Tabelle 6.8 Auswertung Anlagen mit mäßiger bis mittlerer Belastung – F, H, P und S

	<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>F</b>	<b>S</b>	<b>P</b>	<b>H</b>
<b>1</b>	Hydr. Belastung	[l/(kg <sub>FB</sub> * d)]	0,4	0,8	1,1	1,6
<b>2</b>	TOC-Erhöhung < 300 mg/l	[WF-Verhältnis]	80	110	125	140
<b>3</b>	TOC-Erhöhung < 200 mg/l	[WF-Verhältnis]	90	120	125	185
<b>4</b>	konstanter Nitratabbau	[über Monate]	6,5	5	4,5	4,5
<b>6</b>	abgebautes Nitrat (Max.)	[mg/l]	400,2	314,4	323,3	323,3
<b>7</b>	abgebautes Nitrat (Mittel)	[mg/l]	205,3	259,3	242,3	202,3
<b>8</b>	Umsatzrate (Max.)	[g NO <sub>3</sub> -N/(m <sup>3</sup> <sub>FB</sub> *d)]	15,6	28,3	38,9	59,7
<b>9</b>	Umsatzrate (Mittel)	[g NO <sub>3</sub> -N/(m <sup>3</sup> <sub>FB</sub> *d)]	7,6	21,3	27,1	32,8
<b>10</b>	Vollst. Denitrifikation	[über Monate]	6,5	5,1	4,5	4,5

Über das WF-Verhältnis kann die mögliche Dauer einer vollständigen Denitrifikation abgeschätzt werden. Für die TOC-Erhöhung < 300 mg/l ergeben sich die Werte in Tabelle 6.8, Zeile 2 und 3. Der Anstieg der Nitratkonzentrationen im Ablauf findet für H, P und S bei einem W/F-Verhältnis im Bereich von 100 – 170 statt. Bis zu einem WFV von 90 steigt bei Anlage P und S der Umsatz des abgebauten Nitrats an. Bei Anlage F hingegen ist die Umsatzrate über die Zeit konstant. Wie in Tabelle 6.8 in Zeile 6 und 7 dargestellt, variieren die Maximalwerte nur um einen geringen Betrag. Die Mittelwerte des abgebauten Nitrats zeigen ebenfalls nur geringe Abweichungen (200 – 260 mg/l).

Betrachtet man die Summenkurve der TOC-Erhöhung, so zeigt sich eine gute Übereinstimmung von F und S bis etwa zum Erreichen eines W/F-Verhältnisses von 30 (S) bzw. 20 (F) (Abbildung 6.17). Anschließend verlaufen die Konzentrationskurven ähnlich. Die Werte für H und P stimmen bis zu einem W/F-Verhältnis von 60 ebenfalls gut überein, danach verläuft die Kurve für H sehr viel flacher; d.h. es wird weniger TOC gelöst. Daraus lässt sich ableiten, dass eine geringere hydraulische Belastung in der Summe zu einer höheren Lösung von TOC bis zum Erreichen des gleichen W/F-Verhältnisses führt.

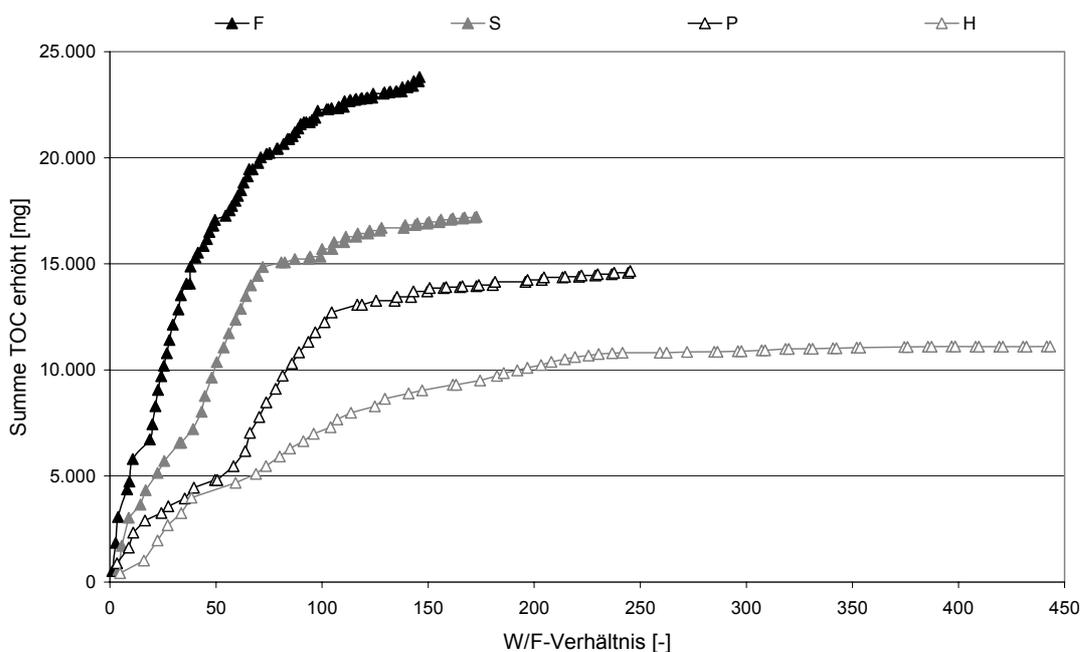


Abbildung 6.17 Summenkurve erhöhter TOC - F, H, P und S

Der Vergleich der vorgestellten Ergebnisse zeigt, dass die hydraulische Belastung einen großen Einfluss auf den Reinigungsprozess und die Einsatzdauer der Kohlenstoffquelle hat. Bei den betrachteten Anlagen steigen die Nitratkonzentrationen tendenziell ab einem WFV von 100 – 200 an. Dies stimmt mit den Angaben in Tabelle 6.8, Zeile 3 überein.

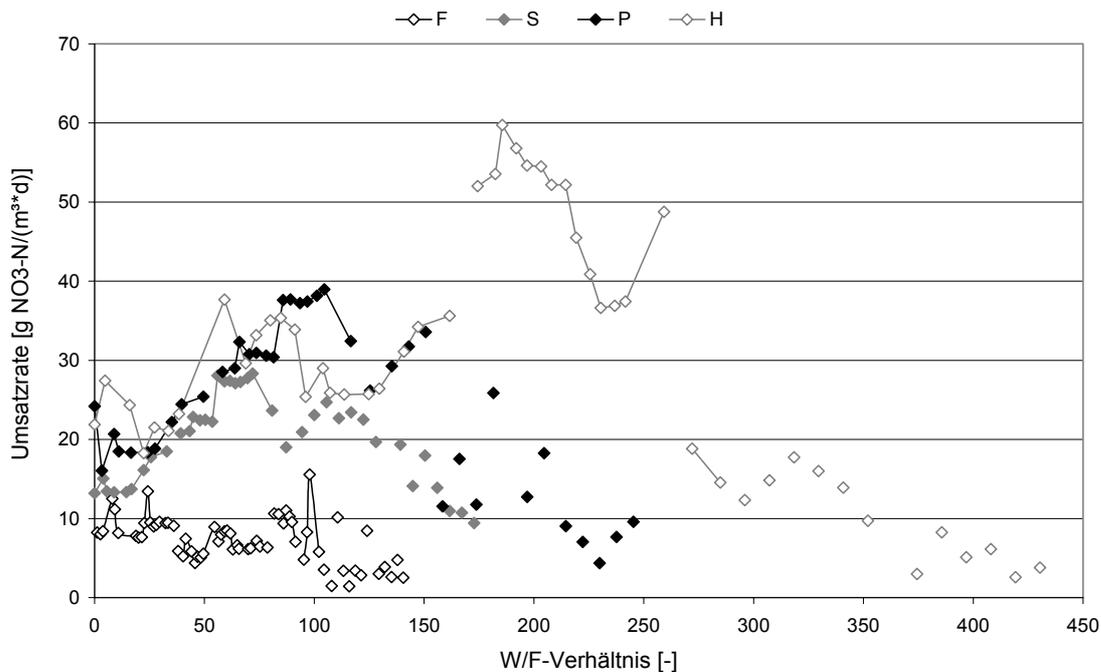


Abbildung 6.18 Umsatzrate Nitrat – F, H, P und S

In Abbildung 6.18 wird der Zusammenhang zwischen dem W/F-Verhältnis und der Umsatzrate dargestellt. Betrachtet man die Umsatzraten in  $\text{g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$ , so wird deutlich, dass in Anlage F bis zu einem WFV von 90 eine sehr konstante Nitratumsatzung stattgefunden hat. Auch bei den anderen Anlagen ist bis zu einem WFV von 90 eine stetig zunehmende Umsatzrate festzustellen.

Ebenso wird klar, dass in Abhängigkeit von der aufgetragenen hydraulischen Belastung und der aufgetragenen Fracht, bei den höher belasteten Anlagen eine größere Umsatzrate erzielt werden kann. Bei zunehmender Belastung werden höhere Maximalwerte erreicht. Allerdings scheint es bei höheren Belastungen nicht möglich, langfristig konstante Umsatzraten zu erreichen.

Während im Mittel in Anlage F  $7,8 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$  umgesetzt wurden, stieg die Umsatzrate bei Anlage S bis zu einem Maximum von  $28,3 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$  an. Ab einem W/F-Verhältnis von 90 nahm die Umsatzrate leicht ab (ca.  $22 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$ ). Auch bei Anlage P konnte bis zu einem WFV von 95 eine stetig ansteigende Umsatzrate mit einem Maximum von  $38,9 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$  beobachtet werden (Abbildung 6.18).

Bis zum Erreichen eines WFV von 140 fielen die Werte unter  $20 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$ . Bei Anlage H wurden bis zu einem WFV von 160 Umsatzraten erreicht, die in ihrer Größenordnung vergleichbar mit denen von P und S sind. Die maximale Umsatzrate wurde bei 185 WFV mit  $59,7 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$  erreicht. Anschließend sank die Umsatzrate ab, dabei wurden bis zu einem WFV von 340 durchgehend über  $10 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$  umgesetzt. Obwohl bei den Anlagen H, P und S Umsatzraten erreicht wurden, die deutlich über der von Anlage F lagen, waren die Ablaufkonzentrationen in dieser Phase nicht mehr zufrieden stellend. Wie in Tabelle 6.8 in Zeile 10 dargestellt, erfolgte bei Anlage F über einen Zeitraum von 6,5 Monaten eine vollständige Denitrifikation, während bei Anlage H, P und S nur über 4,5 bis 5 Monate das Nitrat vollständig umgesetzt wurde.

Nachfolgend sind die wichtigsten Parameter für die beiden mit 2,5 bzw.  $2,6 \text{ l}/(\text{kg}_{\text{FB}} \cdot \text{d})$  hoch belasteten Anlagen Q und R dargestellt. Zusätzlich werden die Daten für die Vergleichsanlage U, welche mit  $3,1 \text{ l}/(\text{kg}_{\text{FB}} \cdot \text{d})$  hydraulisch sehr hoch belastet wurde, aufgelistet (Tabelle 6.9).

Tabelle 6.9 Auswertung Anlagen mit hoher und sehr hoher Belastung – Q, R und U

	<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>Q</b>	<b>R</b>	<b>U</b>
<b>1</b>	Hydr. Belastung	[l/(kg <sub>FB</sub> * d)]	2,6	2,5	3,1
<b>2</b>	TOC-Erhöhung < 300 mg/l	[WF-Verhältnis]	150	160	ab Versuchsbeginn
<b>3</b>	TOC-Erhöhung < 200 mg/l	[WF-Verhältnis]	170	160	ab Versuchsbeginn
<b>4</b>	konstanter Nitratabbau	[über Monate]	2,0	2,8	(2,9)
<b>6</b>	abgebautes Nitrat (Max.)	[mg/l]	289,9	316,8	309,3
<b>7</b>	abgebautes Nitrat (Mittel)	[mg/l]	157,2	190,2	245,8
<b>8</b>	Umsatzrate (Max.)	[g NO <sub>3</sub> -N/(m <sup>3</sup> <sub>FB</sub> *d)]	77,5	72,0	43,5
<b>9</b>	Umsatzrate (Mittel)	[g NO <sub>3</sub> -N/(m <sup>3</sup> <sub>FB</sub> *d)]	39,9	43,2	34,6
<b>10</b>	Vollst. Denitrifikation	[über Monate]	2,0	2,9	(2,9)

Wie in Abbildung 6.14 dargestellt, stimmt der Konzentrationsverlauf der beiden sehr hoch belasteten Anlagen jeweils gut überein. Durch die hohe hydraulische Belastung scheinen die Anlagen langfristig überlastet zu sein. Wie in Tabelle 6.9 in Zeile 6 und 7 dargestellt, stimmen die Maximal- und Mittelwerte für das abgebaute Nitrat gut überein und variieren nur um einen geringen Betrag.

Betrachtet man die Summenkurve der TOC-Erhöhung in Abbildung 6.19, so zeigt sich eine hohe Übereinstimmung von Q und R bis zu einem WFV von 150 und einem anschließendem ähnlichen Verlauf mit einer stetigen Zunahme bis zum Erreichen eines WFV von 200. Die Kurve für Q verläuft nach Erreichen des WFV von 150 flacher als die Kurve für R, d.h. es wird weniger TOC gelöst.

Im Vergleich dazu wird deutlich, dass in Anlage U nur bis zu einem W/F-Verhältnis von ca. 130 eine Zunahme der TOC-Erhöhung stattfindet. Anschließend ist nur noch eine sehr geringe Zunahme der Summenkurve zu beobachten.

Daher sind die Voraussetzungen für eine zufrieden stellende Denitrifikation mit guter Nitratumsetzung nur mäßig, denn es steht nur begrenzt abbaubarer Kohlenstoff für den Nitratabbau zur Verfügung. Dies zeigt, dass mit unbehandeltem Stroh langfristig keine ausreichende Denitrifikation zu erreichen ist.

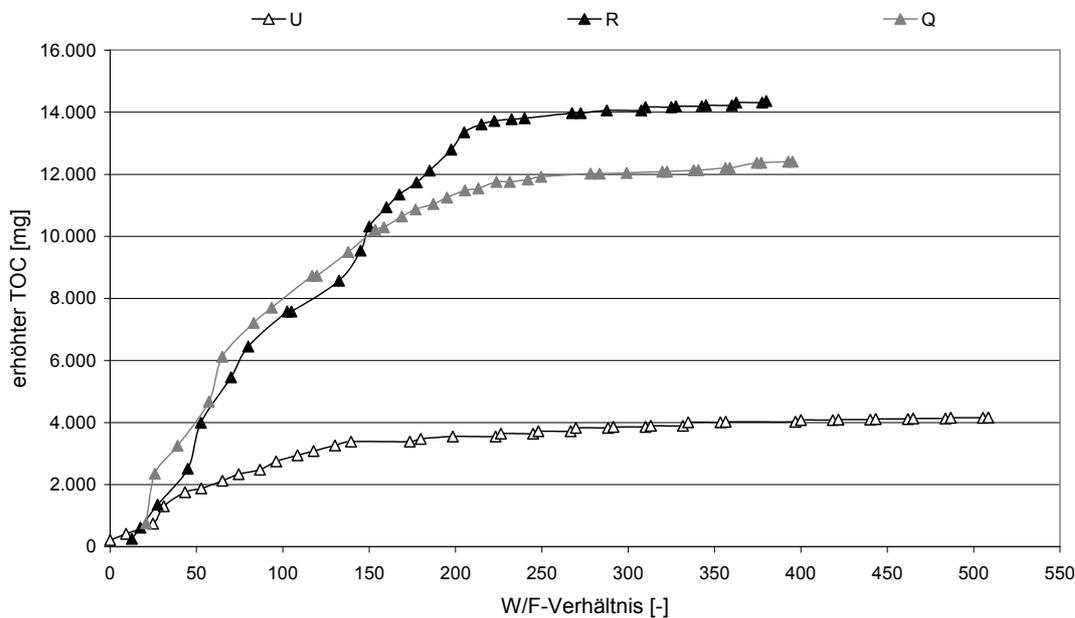


Abbildung 6.19 Summenkurve aufgehöhter TOC - Q, R, T und U

Der Vergleich der Kurvenverläufe spiegelt tendenziell die hydraulische Belastung wider. Dies bedeutet, dass Anlagen mit geringerer hydraulischer Belastung länger niedrige Nitratkonzentrationen erzielen.

Betrachtet man die Umsatzraten in  $\text{g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$ , wie in Abbildung 6.20 dargestellt, so wird deutlich, dass in Anlage U bis zu einem WFV von 130 eine sehr konstante Nitratumsetzung auf relativ hohem Niveau stattgefunden hat. Die Umsatzrate dieser Anlage ist somit um ein Vielfaches höher, als das der mäßig bis mittel belasteten Anlagen mit vorbehandeltem Stroh. Bei den anderen Anlagen ist bis ca. WFV von 170 - 200 eine stetig zunehmende Umsatzrate festzustellen.

Ein Vergleich der mittleren Umsatzraten aller untersuchten Anlagen zeigt eine gute Übereinstimmung (Tabelle 6.8 und Tabelle 6.9). Im Mittel liegt die Umsatzrate zwischen 20 und 40 g NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d). Bei höherer Belastung werden höhere Maximalwerte erreicht. Allerdings scheint es bei höheren Belastungen nicht möglich, langfristig konstante Umsatzraten zu erzielen.

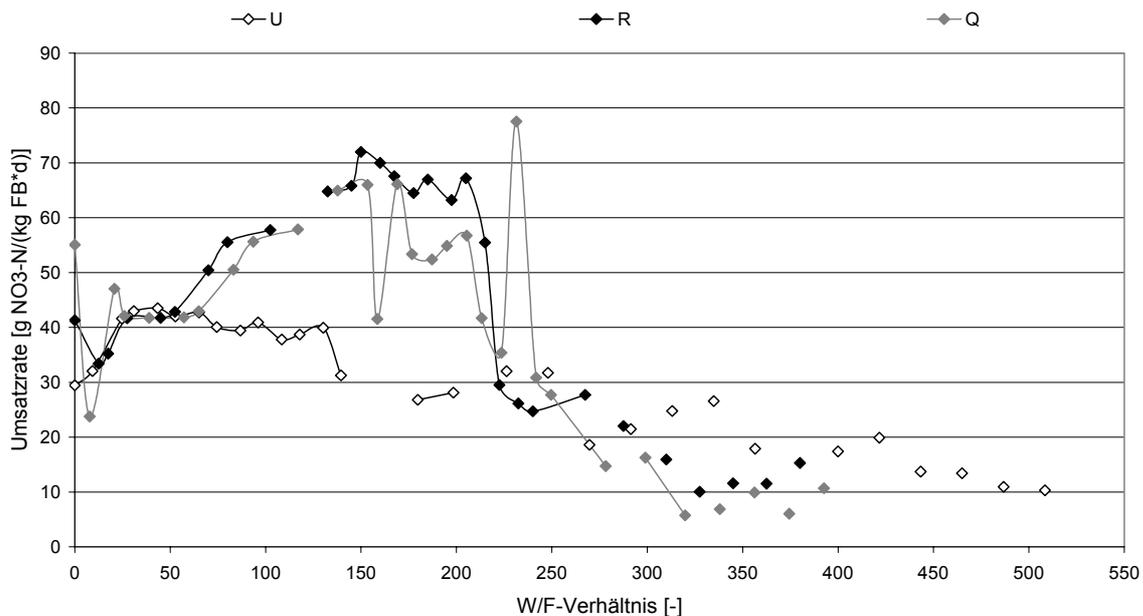


Abbildung 6.20 Umsatzrate Nitrat – Q, R und U

Während im Mittel in Anlage U 34,6 g NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d) umgesetzt wurden, stieg die Umsatzrate bei Anlagen Q und R bis zu einem Maximum von 39,9 bzw. 43,2 g NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d) an. Nach Erreichen von WFV 280 sank die Umsatzrate bei beiden Anlagen bis auf ca. 10 g NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d) ab. Bei Anlage U konnte bis zu einem WFV von 130 eine konstante Umsatzrate mit einem Maximum von 43,5 g NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d) beobachtet werden. Ab einem WFV von 350 fielen die Werte unter 20 g NO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>\*d. Wie in Tabelle 6.9 in Zeile 10 dargestellt, erfolgt bei Anlage Q über einen Zeitraum von 2 Monaten eine vollständige Denitrifikation, während bei Anlage R über 2,9 Monate das Nitrat vollständig umgesetzt wird.

### 6.3 Ergebnisübersicht Langzeituntersuchungen

Bei allen Versuchsanlagen der Langzeituntersuchung wurde ein sofortiges Einsetzen der Denitrifikation beobachtet. Die maximal eliminierte Nitratkonzentration lag zwischen 300 – 400 mg/l. Die erreichten Umsatzraten schwanken stark und sind abhängig von der aufgebrachten hydraulischen Belastung. Bei mäßiger und mittlerer Belastung wurde am stabilsten denitrifiziert. Die mittlere erreichte Umsatzrate lag bei  $33,2 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$ .

Die Anlagen mit mäßiger bis mittlerer Belastung erreichen bis zu einem W/F-Verhältnis von 100 – 200 eine vollständige Denitrifikation. Dies ist auch bei Anlagen mit hoher Belastung zu erwarten. Bei sehr hoch belasteten Anlagen konnte ebenfalls ein sofortiges Einsetzen der Denitrifikation beobachtet werden, allerdings wurden keine zufrieden stellenden Ablaufwerte erreicht. Bei diesen Anlagen traten starke Schwankungen auf, gleichzeitig wurde nur eine geringe Erhöhung der TOC-Konzentrationen erreicht. Auch die Halbierung der hydraulischen Belastung führte zu keiner dauerhaften Verbesserung der Denitrifikationsrate.

Der Verlauf der TOC-Konzentration stimmt für alle Anlagen überein. In den ersten zwei Betriebsmonaten wurden starke Schwankungen beobachtet, danach nahmen die TOC-Konzentrationen bei W/F-Verhältnissen zwischen 80 und 200 konstant ab. Bei Anlagen mit hoher hydraulischer Belastung war ein schnelleres Absinken der TOC-Konzentrationen zu beobachten. Durch die hohe hydraulische Belastung wurde ein großer Teil des gelösten Kohlenstoffes ausgetragen und stand daher für die Denitrifikation nicht zur Verfügung. Der stärkste Anstieg der Kohlenstoffkonzentration wurde bei Anlagen mit niedriger bis mittlerer hydraulischer Belastung beobachtet (vgl. Tabelle 6.7).

Übereinstimmend wurde bei allen Anlagen bei einem W/F-Verhältnis oberhalb von 100 WFV ein Absinken der TOC-Erhöpfung in der flüssigen Phase unterhalb von 300 mg/l beobachtet. Erhöhte TOC-Werte im Bereich unter 300 mg/l scheinen ein Indikator dafür zu sein, dass ab diesem Zeitpunkt möglicherweise nicht mehr ausreichend biologisch abbaubarer Kohlenstoff in der flüssigen Phase für eine voll-

ständige Denitrifikation zur Verfügung steht. Da durch die mangelnde Kohlenstoffverfügbarkeit die Nitratkonzentration sprunghaft ansteigt, sollte zu diesem Zeitpunkt ein Austausch der Kohlenstoffquelle stattfinden.

Die Vergleichsanlage mit naturbelassenem Stroh als Substrat zeigt, dass auch bei diesem Material eine Denitrifikation stattfindet. Die Lösbarkeit von Kohlenstoff und damit die Erhöhung der Kohlenstoffkonzentration ist im Vergleich zu allen anderen Anlagen nur minimal, der Peak liegt bei 360 mg TOC/l. Aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit von Kohlenstoff in der flüssigen Phase ist dauerhaft keine zufriedenstellende Reinigung erreichbar. Daher ist eine Vorbehandlung dringend zu empfehlen.

Für die Denitrifikationsstufe wurden keine Untersuchungen zum Einfluss niedriger Temperaturen durchgeführt, da der Schwerpunkt des Interesses auf dem Einsatz verschiedener Materialien als feste Kohlenstoffquelle lag.



## 7 DISKUSSION UND AUSBLICK

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Ergebnisse der Untersuchungen zur Festbettnitrifikation und -denitrifikation mit festen Kohlenstoffquellen dargestellt und ausgewertet. Im Verlauf des folgenden Kapitels werden die Ergebnisse den Resultaten anderer Verfahren zur Stickstoffelimination gegenübergestellt und diskutiert.

Des Weiteren wird anhand der gewonnenen Erkenntnisse eine beispielhafte Abschätzung des erforderlichen Volumens bzw. der benötigten Fläche für den Einsatz der untersuchten Anlagen in der Nachsorgephase einer Deponie vorgenommen.

### 7.1 Diskussion der erreichten Eliminationsleistung

#### 7.1.1 Eliminationsleistung von Nitrifikationsanlagen

In Kapitel 5 wurden die Resultate der Untersuchungen zum Einfluss von Belastungsschwankungen, absinkenden Temperaturen und niedrigen pH-Werten auf die Ablaufkonzentrationen dargestellt. Für die beiden Anlagentypen und die verschiedenen Trägermaterialien wurde die erreichbare Umsatzrate der Nitrifikationsfilter unter Berücksichtigung verschiedener Randbedingungen untersucht. Der Betrieb der Anlagen zeigt, dass der Aufwand an Unterhaltung und Wartung für schwallweise beschickte Anlagen geringer ist als für eingestaute Anlagen. So erfolgt z.B. bei den Schwallanlagen eine natürliche Belüftung des Festbettes durch die Art der Beschickung, während für die eingestauten Anlagen eine zusätzliche Sauerstoffversorgung erforderlich ist. Des Weiteren reagieren eingestaute Anlagen stärker auf Veränderungen der äußeren Randbedingungen. Dagegen wird in allen untersuchten Anlagen durch konstante Belastungen ein stabiler Nitrifikationsprozess etabliert, welcher zu konstanten Ablaufkonzentrationen führt.

Daher ist für den praktischen Betrieb darauf zu achten, dass die Anlagen möglichst stabilen Betriebsbedingungen unterliegen. Grundsätzlich kommt es auf Deponien aufgrund jahreszeitlicher Einflüsse lediglich zu Volumenschwankungen, die z.B. durch die Anordnung eines Speichers gepuffert werden können. Daneben kann eine Konzentrationserhöhung durch Durchströmen von bisher trockenen Deponieabschnitten auftreten. In Abhängigkeit von der Größe dieses Abschnittes wirkt sich die Konzentrationsveränderung auf das gesamte anfallende Sickerwasser aus. Eine temporäre Erhöhung von Konzentrationen, die zu Belastungsstößen vom Faktor 2 oder höher und damit zu einem Anstieg der Ablaufkonzentrationen führen, ist auf Deponien jedoch nicht zu erwarten. Generell kann daher bei einem Einsatz in der Nachsorgephase von einer konstanten bzw. langfristig abnehmenden Belastung des Sickerwassers ausgegangen werden.

Zu Störungen des Nitrifikationsprozesses kann es infolge systeminterner Veränderungen kommen. Infolge des fortwährenden Wachstums des Biofilms entstehen immer größere Belebtschlammflocken und die Dicke des Biofilms auf dem Festbettmaterial nimmt zu. Bei unzureichendem Abrieb der Flocken reicht der Druck des durchfließenden Wassers nicht mehr aus, um den Filter vollständig zu durchdringen. Es kommt zu einer Verstopfung der Mikroporen, was zum Aufstau des Wassers auf dem Filterkörper führt. Auf Betriebsprobleme infolge Clogging deuten abnehmende Umsatzraten und vor allem steigende Nitritkonzentrationen hin. Dieses Phänomen ist bei Bodenfiltern ein bekanntes Problem und wird in der Literatur ausgiebig diskutiert (Kayser, 2003; Börner, 1992). Bei den untersuchten Festbettfiltern trat dieses Problem zuerst bei der eingestauten Anlage mit grobkörnigen Sand als Festbettmaterial (F4) auf, später aber auch bei der Aktivkohleanlage (F7). Auch ein Spülen mit Druckluft und Wasser konnte dieses Problem nicht dauerhaft beseitigen. Aufgrund des erforderlichen technischen Aufwandes wäre diese Maßnahme für den praktischen Einsatz in der Nachsorge ohnehin nicht durchführbar. Anlagen mit größeren Materialien (Seramis, Keramikugeln, Kies) arbeiten im Vergleich dazu ohne diese Betriebsprobleme. Bei der schwallweisen Beschickung werden die Biofilmflocken mitgerissen, wenn sie zu groß werden. Infolgedessen kommt es bei diesen Anlagen lediglich sehr langsam zu einer Zunahme der Durchflusszeit.

Die erreichbaren Umsatzraten sind nach Börner (1992) in Nitrifikationsanlagen deutlich von der aufgebrachten Belastung abhängig. Dies wurde auch in diesen Untersuchungen festgestellt (vgl. Kapitel 5.1). Für diesen Einflussfaktor stellte sowohl Rehbein (1998) für Tropfkörperanlagen als auch Kayser (2003) für bewachsene Bodenfilter fest, dass hydraulische Zulaufstöße sich stärker auf die Ablaufkonzentration auswirken als Konzentrationsstöße. Dagegen wurde in den beschriebenen Untersuchungen festgestellt, dass vor allem Konzentrationsstöße zu erhöhten Ablaufkonzentrationen führen, während hydraulische Stöße besonders bei den schwallweise beschickten Anlagen ohne Auswirkungen bleiben (vgl. Kapitel 5.1.3, Tabelle 5.5). Ebenso zeigen die Resultate, dass die Anlagen bei höherer Ausgangsbelastung sensibler auf Veränderungen reagieren. Je höher die Anlagen belastet werden, desto größer ist das Risiko, dass die Ablaufkonzentrationen ansteigen und die Auswirkungen der Belastungserhöhung auch zu einem Anstieg der Nitritwerte führen.

Diese Beobachtungen stimmen mit den Ergebnissen von Ehrig (1983) überein, der die Nitrifikationsleistung von Tauchkörpern untersuchte. In den Untersuchungen mit verschiedenen Filtermaterialien (Oberfläche 180 bzw. 240 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>) stellte er fest, dass auch bei einer Belastung von 3,15 kg N/(m<sup>3</sup>\*d) noch eine Nitrifikationsrate von 90 % erreicht werden kann. Da bei hohen Belastungen die Nitritkonzentration im Ablauf stark ansteigt, schlägt er eine maximale Belastung im Bereich von 0,4 - 0,7 kg N/(m<sup>3</sup>\*d) vor. Diese Werte werden in weiteren Studien für Tauchkörper bestätigt. Ehrig (1998) gibt als maximale Belastung 0,44 kg N/(m<sup>3</sup>\*d) an während Knox (1992) die maximale Belastung für Tauchkörper mit 0,5 - 0,6 kg N/(m<sup>3</sup>\*d) angibt.

Auch für eingestaute Festbetten werden Belastungsraten in dieser Größenordnung genannt. Krauth und Cheung (1983) ermittelten für eine vollständige Nitrifikation eine maximale Belastungsrate von 0,58 kg N/(m<sup>3</sup>\*d), Ehrig (1998) dagegen konnte eine vollständige Nitrifikation bis zu einer Belastung von 1,1 kg N/(m<sup>3</sup>\*d) nachweisen.

Für Tropfkörper sind in der Literatur nur wenige Angaben für zulässige Belastungen zu finden. Für eine vollständige Nitrifikation berichtet Knox (1985) von Werten zwischen 0,01 - 0,07 kg N/(m<sup>3</sup>\*d) während Ehrig (1985) Werte von 0,15 - 0,20 kg N/(m<sup>3</sup>\*d) für einen Labortropfkörper angibt.

Die Resultate der Versuchsreihen zeigen, dass bei Einhaltung einer maximalen Belastung bis zu 0,25 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d) eine vollständige Nitrifikation erreicht werden kann und Effekte von Belastungsstößen auf die Nitrifikationsleistung nahezu ausgeschlossen werden können. Rogalla (1990) berichtet ebenfalls von einer Belastungsgrenze bei 0,25 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup>\*d), bei welcher eine festgelegte maximale Ablaufkonzentration eingehalten werden kann. Diese obere Belastungsgrenze sollte beachtet werden, um zufrieden stellende Ablaufkonzentrationen auch bei Belastungsstößen zu erreichen. Unterhalb dieser Grenze führen auftretende Stöße zu moderaten Peaks, die innerhalb von 1 – 2 Monaten wieder auf die ursprünglich guten Ablaufwerte absinken.

Die Auswertung der Untersuchungsergebnisse zeigt, dass der Effekt von Belastungsveränderungen von 3 Faktoren abhängig ist:

- ⇒ Größenordnung der Belastung vor der Veränderung
- ⇒ Größe der Veränderung
- ⇒ Art der Veränderung

Der Vergleich der Versuchsergebnisse mit den Angaben in der Literatur zeigt, dass das einfache Reinigungsverfahren zur Nitrifikation im unteren Leistungsbereich der technischen Systeme wie Tauchkörper bzw. eingestaute Festbetten eingeordnet werden kann. Im Vergleich zu der Nitrifikationsleistung von Tropfkörpern sind die Festbetтанlagen als sehr gut einzustufen. Für die Beurteilung des Verfahrens ist jedoch nicht nur die Leistungsfähigkeit von Bedeutung. Faktoren wie Wartungs- und Unterhaltungsaufwand sind ebenfalls in die Bewertung einzubeziehen.

Einen weiteren Einflussfaktor, der für den Nitrifikationsprozess von entscheidender Bedeutung ist, stellt der pH-Wert dar. Auch für diesen Parameter gilt, das konstante

pH-Werte (Schwankungen  $< \text{pH } 1$ ) zu konstanten Prozessbedingungen mit niedrigen Ablaufkonzentrationen führen (vgl. Kapitel. 5.2). Die Versuchsergebnisse zeigen, dass weder für eingestaute noch für schwallweise beschickte Anlagen eine Abhängigkeit der Ammonium-Ablaufkonzentration vom Parameter pH-Wert abgeleitet werden kann.

Bei schwallweise beschickten Anlagen werden konstant hohe Umsatzraten erreicht, obwohl größere Schwankungen mit tendenziell niedrigeren pH-Werten auftreten. Dieser Effekt kann durch den diskontinuierlichen Kontakt des Biofilms mit dem Sickerwasser erklärt werden, durch den sich die niedrigen pH-Werte nicht so stark auswirken wie bei vollständig eingestauten Anlagen. Bei Kies als Festbettmaterial wurde ein Pufferungsvermögen nachgewiesen, welches ein abruptes Absinken des pH-Wertes verhindert (Kapitel 5.2.1). Dies ist für den Einsatz in der Praxis von Vorteil, da eine pH-Wert-Kontrolle nicht erforderlich ist.

Häufig wird in der Literatur von einem direkten Einfluss der Temperatur auf den Ablauf des Nitrifikationsprozesses berichtet (Rolf, 2002; Ilies und Mavinic, 2001; Rehbein, 1998). Danach liegt die untere Wachstumsgrenze von Nitrosomonas bei 4-5 °C, wodurch bei 5 °C nur noch ca. 60 % des Wachstums stattfindet, welches bei 10 °C erreicht werden kann. Aufgrund des Einflusses niedriger Temperaturen ist nach Rolf (2002) bei Anlagen, in denen winterlich kühle Luft zur Belüftung genutzt wird, mit einer Verlangsamung des Wachstums der Nitrifikanten zu rechnen. Dies bedeutet eine Reduktion der Nitrifikationsrate. Eine ganzjährige weitgehende Nitrifikation kann demnach nur stattfinden, wenn die Abwassertemperatur über 5 °C gehalten werden kann (Rolf, 2002).

Auch Rehbein (1998) berichtet von einer Verringerung der Umsatzrate bei sinkenden Temperaturen. Dagegen stellte Kayser (2003) für Bodenfilter fest, dass Temperaturen bis zu 10 °C keinen Einfluss auf die Nitrifikationsleistung haben.

Bei der untersuchten Schwallanlage (F3) führt die Absenkung der Temperatur auf 5 °C und die gleichzeitige Erhöhung der Belastung bis in den Bereich der Grenzlast zu Schwankungen der Ammoniumkonzentration und einem Anstieg bis auf

30 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Dies entspricht einer kurzfristigen Reduktion der Umsatzleistung von ca. 7 %. Bei der untersuchten eingestauten Anlage (F4B) führen Temperaturen unter 8 °C zu einer Beeinträchtigung der Nitrifikationsleistung. Dies stimmt mit den Angaben von Kayser (2003) für Bodenfilter überein. Bei der eingestauten Anlage kommt es zu einem plötzlichen Anstieg der Ammoniumkonzentration und zu einer Reduktion der Umsatzleistung von 40 – 60 %. Wie bei den Schwallanlagen ist kein Anstieg der Nitritkonzentrationen zu beobachten.

Bei der Bewertung der schwallweise beschickten Anlage ist zu berücksichtigen, dass die nachströmende Luft im Technikum nicht gekühlt war. Bei einem Einsatz im Freien würde im Winter kühle Luft nachströmen. Daher muss in diesem Zustand mit einer reduzierten Umsatzleistung gerechnet werden. Jedoch ist zu erwarten, dass die Umsatzleistung maximal um 30 - 40 % reduziert wird. Bei der Umsetzung in die Praxis kann z.B. durch Ausführung als Erdbecken und durch eine ausreichende Filterhöhe der Einfluss niedriger Temperaturen minimiert werden. Der Einfluss der Temperatur ist insgesamt als niedrig einzustufen. Eine langsame Absenkung, wie sie in der Natur üblicherweise stattfindet, ist für die untersuchten Anlagentypen unproblematisch.

Ein ebenfalls wichtiger Aspekt für die Beurteilung der verschiedenen Filtertypen und -materialien ist die Kohlenstoffreduktion durch Abbau bzw. Adsorption. Da der im Sickerwasser enthaltene Kohlenstoff nicht bzw. nur schwer biologisch abbaubar ist, würde eine Reduzierung des Kohlenstoffes eine zusätzliche Reinigung des Sickerwassers bedeuten. Daher wurden die verschiedenen Anlagen bzw. Festbettmaterialien auch auf das Rückhaltevermögen bezüglich des TOC ausgewertet. Grundsätzlich findet in allen Nitrifikationsanlagen eine Reduktion des TOC in der Größenordnung von 15 – 25 % statt. Bei den Anlagen mit Keramikugeln (F1, F4B, F5) wird jedoch nur eine Reduktion von ca. 5 – 15 % des gesamten TOC erreicht. Dagegen wird im schwallweise beschickten Filter mit Seramis (F2) eine Reduktion um 40 % erreicht. Eine Erklärung für diese Abweichungen erscheint ohne weitere Untersuchungen nicht möglich zu sein.

Wie die Ergebnisse zeigen, haben Anlagen, in denen ein Filtermaterial mit hoher Oberfläche (z.B. Aktivkohle) verwendet wird, ein höheres Reduktionsvermögen. Im Aktivkohlefilter (F7) werden ca. 60 % des Kohlenstoffes zurückgehalten bzw. abgebaut (Tabelle 5.9). Die Ergebnisse zeigen, dass in der Nitrifikationsstufe der Einsatz von Filtermaterialien mit einem Adsorptionsvermögen vorteilhaft ist, um biologisch schwer abbaubaren TOC aus dem Sickerwasser zu entfernen.

Bei der Inbetriebnahme der Nitrifikationsanlagen sind in der Einfahrphase eine geringe Ammonium-Umsetzung und bei den schwallweise beschickten Anlagen zusätzlich Schwankungen des pH-Wertes zu beobachten. In dieser Phase sollten die Anlagen möglichst niedrig belastet werden um eine Überlastung der Mikroorganismen zu vermeiden. Ebenso sollte von Beginn an ein kontinuierlicher Zulauf installiert werden, da die Anlagen unter diesen Bedingungen am besten arbeiten (vgl. Kapitel 5). Da die Ansiedlung der Organismen über einen relativ langen Zeitraum andauert, sind mögliche Beeinträchtigungen für den Nitrifikationsprozess zu beschränken. Dies bedeutet, dass der Betrieb solcher Anlagen im Frühjahr beginnen sollte, um in den Sommermonaten bei moderaten bis hohen Temperaturen eine Ansiedlung der Mikrobiologie zu ermöglichen. Dadurch wird sichergestellt, dass die äußeren Randbedingungen für die Ausbildung des Biofilms möglichst optimal sind und eine Hemmung durch niedrige Temperaturen in der Einfahrphase vermieden wird.

#### Zusammenfassung der Anlagenparameter aus Laborversuchen

Nitrifikation	Betrieb	konstante Belastung
	Maximale Grenzlast	0,25 kg NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>3</sup> *d)
	Anlagentyp	Schwallanlage, von oben beschickt
	Filtermaterial	Kies, Seramis

Aufgrund der Versuchsergebnisse sind schwallweise beschickte Anlagen für weitere Untersuchungen bzw. die Umsetzung in die Praxis zu bevorzugen. Diese Anlagen reagieren weniger heftig auf Veränderungen der äußeren Randbedingungen als die eingestauten Anlagen. Die Einhaltung des maßgebenden Grenzwertes erscheint

demzufolge bei diesem Anlagentyp eher möglich als bei den eingestauten Anlagen. Als Filtermaterial sollten z.B. Kies oder Seramis eingesetzt werden, da hiermit langfristig gute Umsatzleistungen erreicht werden und tendenziell nur eine geringe Abnahme der Durchlässigkeit auftritt.

### 7.1.2 Eliminationsleistung von Denitrifikationsanlagen

Für die Einordnung der erreichbaren Reinigungsleistung der Denitrifikationsanlagen ist die Erhöhung der TOC-Konzentration ein wichtiger Aspekt. Durch die Lösung von Kohlenstoff aus dem Festbettsubstrat findet eine Aufkonzentration des TOC statt. Um die Größenordnung der TOC-Erhöhung zu quantifizieren, wurden die TOC-Konzentrationen im Zu- und Ablauf gegenübergestellt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen deuten darauf hin, dass der aus dem Festbett gelöste TOC überwiegend biologisch abbaubar ist. Prinzipiell steht lediglich dieser zusätzliche, gelöste TOC für die Denitrifikation zur Verfügung, da er im Gegensatz zum TOC aus dem Sickerwasser leicht biologisch abbaubar ist. Da generell jede Belastungserhöhung eine Sekundärverschmutzung darstellt, sollte die Aufkonzentration nicht zu hoch sein, um eine systeminterne Elimination zu ermöglichen.

Bei den Vorversuchen zur Auswahl geeigneter Materialien wurden jedoch Konzentrationen von über 30.000 mg TOC/l im Ablauf der Denitrifikationsanlagen nachgewiesen. Die Materialien, die zu einer so großen Erhöhung des TOC führen, sind für eine Reinigungsstufe nicht geeignet, da diese Konzentrationen eine zusätzliche Belastung des Sickerwassers durch den Reinigungsprozess bedeutet und nur mit hohem Aufwand zu entfernen ist. Aus diesem Grund wurde für die Denitrifikationsstufe eine zulässige Erhöhung der TOC-Konzentration im Bereich von 1000 mg/l festgelegt.

Konzentrationen in diesem Bereich sind durch eine systeminterne Elimination in der Behandlungsanlage (z.B. durch eine Kreislaufführung des Sickerwassers oder eine zusätzliche Reinigungsstufe) zu entfernen. Allerdings wurden bisher zu diesem Aspekt keine Untersuchungen durchgeführt.

Im Gegensatz zu Angaben in der Literatur (Sonnenburg, 2002; Müller et al., 2001) zeigen die Ergebnisse der durchgeführten Versuchsreihen, dass die untersuchten biologisch abbaubaren Werkstoffe durchgehend als ungeeignet einzustufen sind. Denn gerade bei diesen Materialien traten sehr hohe TOC-Konzentrationen auf. Da eindeutige Aussagen zu diesem Aspekt in der Literatur fehlen, ist nicht klar, ob diese Beobachtungen bei anderen Studien ebenfalls gemacht wurden. Lediglich von Stackelberg (1999) und Khan (2003) erwähnen eine deutliche Erhöhung der TOC-Konzentration.

Einige der untersuchten Materialien neigen bei längerem Kontakt mit Wasser zum Aufquellen. Abgesehen vom Verlust der Festbettstruktur kann dies neben hydraulischen Problemen zum stark erhöhten Austrag von Feststoffen und Biomasse führen, was ebenfalls als Sekundärverschmutzung einzustufen ist. Durch das starke Biomassewachstum infolge der guten biologischen Abbaubarkeit des verfügbaren Kohlenstoffes wurde bei den Festbetten eine erhöhte Verstopfungsanfälligkeit beobachtet. Generell erscheinen die untersuchten biologisch abbaubaren Werkstoffen für den Einsatz in einer einfachen Reinigungsanlage nicht geeignet.

Bei den natürlichen Materialien Rindenmulch und Kompost war die Lösbarkeit sehr gering. So stand in der flüssigen Phase weder ausreichend Kohlenstoff zur Verfügung, noch konnte der Kohlenstoff aus dem Festbett von den Mikroorganismen für den Nitratabbau genutzt werden. Zudem wurde bei den untersuchten Komposten ein hoher Austrag an abschwemmbareren Stoffen beobachtet, was zu einer Verschmutzung des Abwassers führt. Bei anderen natürlichen Materialien traten hydraulische Probleme auf, z.B. durch Aufquellen bei den Holzpellets oder durch Ausbildung präferentieller Sickerwege infolge zu starker Verdichtung bei Papier. Da die Probleme einerseits materialspezifisch sind und andererseits nur durch aufwändige technische Maßnahmen beseitigt werden können, wurden auch diese Materialien als ungeeignet für den Einsatz als interne Kohlenstoffquelle in einer Denitrifikationsstufe eingestuft. Das für den langfristigen Einsatz als interne Kohlenstoffquelle in der Denitrifikation favorisierte Material ist vorbehandeltes Stroh. Die Vorbehandlung erhöht durch Aufschließen der Moleküle die Verfügbarkeit von einfach biologisch abbaubarem Kohlenstoff für die Denitrifikation, daher findet ein besserer Abbau des

Nitrats statt und es werden konstant niedrige Ablaufkonzentrationen erreicht. Dieses Material behält seine Struktur auch bei langfristigem Kontakt mit Wasser, ein Ausschwemmen von Feststoffen oder ein Risiko zum Verstopfen ist auch nach 6 Monaten Betrieb nicht erkennbar.

Die maximale Erhöhung der Kohlenstoffkonzentration nimmt mit abnehmender hydraulischer Belastung zu. So wird bei einer Belastung von  $0,4 \text{ l}/(\text{kg} \cdot \text{d})$  eine Erhöhung von  $1325 \text{ mg TOC/l}$  erreicht während bei einer Belastung von  $3,2 \text{ l}/(\text{kg} \cdot \text{d})$  nur eine Erhöhung von  $511 \text{ mg TOC/l}$  auftritt (Substrat: aufgeschlossenes Stroh). Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Lösbarkeit des Kohlenstoffs unmittelbar von der Aufenthaltszeit bzw. von der hydraulischen Belastung abhängig ist. Aus diesem Grund wird der Zeitraum, über den der Kohlenstoff für die Denitrifikation verfügbar ist, durch die Beschickungsrate begrenzt. Als Indikator für eine vollständige Denitrifikation wurde eine TOC-Erhöhung in der flüssigen Phase von mindestens  $300 \text{ mg/l}$  ermittelt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass bei allen Denitrifikationsanlagen mit vorbehandeltem Stroh bis zum Erreichen eines Wasser-/Feststoffverhältnisses von  $100 - 200$  eine nahezu vollständige Denitrifikation vorliegt. Die erreichbare mittlere Umsatzrate beträgt bis zu  $30 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3_{\text{FB}} \cdot \text{d})$ . Diese Resultate stimmen gut mit den Angaben von Rolf (2002), der in einer halbtechnischen Versuchsanlage den Einsatz von Stroh in einer nachgeschalteten Denitrifikationsstufe zur Reinigung von häuslichem Abwasser untersuchte, überein. Dabei ermittelte er eine Denitrifikationsrate von ca.  $10 \text{ g N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ . Zum Teil wurden in den Technikumsversuchen deutlich darüber liegende Umsatzraten erzielt (Kapitel 6.2). Je geringer die hydraulische Belastung war, desto weniger schwankten die Umsatzraten. Das heißt, bei mäßigen und mittleren Belastungen gab es über die gesamte Einsatzdauer sehr stetige Umsatzraten ohne ausgeprägte Maxima.

Dagegen führen Belastungen von  $1,6 \text{ l}/(\text{kg}_{\text{FB}} \cdot \text{d})$  und mehr zu einer konstant ansteigenden Umsatzrate, die nach Erreichen des Maximums rasch absinkt. Die hohen erreichbaren Umsatzraten zeigen, dass die Mikroorganismen in der Lage sind, hohe und sehr hohe Frachten vollständig umzusetzen.

Da allerdings durch eine hohe tägliche Belastung das Wasser-Feststoffverhältnis von 200 (bis zu dem eine vollständige Denitrifikation möglich ist) schnell erreicht wird, ist ein häufiger Austausch des Festbettmaterials erforderlich. Dies bedeutet für den Einsatz in einem technischen System, dass ein Wechsel bzw. Auffüllen der Kohlenstoffquelle oft erforderlich wird. Für einen wartungsarmen Betrieb ist es daher sinnvoll die Anlagen mit einer hydraulischen Belastung von 0,8 - 1,6 l/(kg<sub>FB</sub>\*d) zu beschicken. Damit werden gute Umsatzraten erreicht, bei denen das Maximum nur mäßig von der mittleren Umsatzrate abweicht (vgl. Tabelle 6.8, Zeile 8 + 9) und ein Austausch des Festbettmaterials nur ca. 2 – 3 mal jährlich notwendig wird. Diese Angaben stimmen mit der möglichen Einsatzdauer von Stroh als Kohlenstoffquelle von ca. 3 – 4 Monaten nach Rolf (2002) gut überein.

Mit maximal 70 g NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d) liegen die erreichten Umsatzraten im unteren Bereich von Tropfkörper und Belebungsanlagen, d.h. im direkten Vergleich mit intensiven Verfahren und Umsatzraten bis zu 1 kg NO<sub>3</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d) sind die untersuchten Anlagen als extensives Verfahren einzustufen. Für ein technisch einfaches und wartungsarmes System, welches für die Nachsorge von Deponien entwickelt wurde, sind die erreichbaren Umsatzraten jedoch als gut einzustufen. Der Vergleich mit anderen Verfahren ist aus verschiedenen Gründen schwierig. Da bei dem untersuchten Verfahren der verfügbare Kohlenstoff im Material gebunden ist, muss er erst gelöst werden, um für den Stoffwechsel der Organismen zur Verfügung zu stehen. Des Weiteren sitzen die Bakterien auf dem Festbett und sind in der Masse nicht messbar. Daher ist eine Einordnung der Umsatzrate in Bezug auf die Bakterienmasse nicht möglich.

#### Zusammenfassung der Anlagenparameter aus Laborversuchen

Denitrifikation	Betrieb	konstante Belastung
	Hydraulische Belastung	0,8 – 1,6 l/(kg <sub>FB</sub> *d)
	Anlagentyp	horizontal durchströmt
	Feste Kohlenstoffquelle	vorbehandeltes Stroh

Die Untersuchungen zeigen, dass mit einem horizontal durchströmten Festbett mit vorbehandeltem Stroh als fester Kohlenstoffquelle gute Denitrifikationsraten zu erreichen sind. Bei einer aufgetragenen Belastung in der Größenordnung zwischen 0,8 - 1,6 l/(kg<sub>FB</sub>\*d) wird langfristig ausreichend TOC zur Verfügung gestellt, was einen dauerhaften Einsatz und einen vergleichsweise geringen Aufwand an Überwachung erlaubt.

Für diese Reinigungsstufe lag der Schwerpunkt des Interesses in der Frage nach geeigneten Materialien als feste Kohlenstoffquelle. Aus diesem Grund wurden keine Versuche zum Einfluss niedriger Temperaturen auf die Denitrifikationsstufe durchgeführt.

## **7.2 Bewertung der Ablaufqualität von Nitrifikation und Denitrifikation**

Bei der Bewertung der Eliminationsleistung ist zu berücksichtigen, dass eine „Null-Konzentration“ im Ablauf eines biologischen Systems nicht erreichbar ist. Selbst geringe Restkonzentrationen können nur bei niedrigen Wachstumsraten, was eine hohe Aufenthaltszeit bedeuten würde, erreicht werden. Daher ist für die Abschätzung der Anlagenleistung eine Bewertung vorzunehmen, welche die Qualität der erreichten Ablaufkonzentrationen unter Berücksichtigung der geforderten Grenzwerte einstuft. Nach dem 51. Anhang der Rahmen-AbwasserVwV liegt der einzuhaltende Grenzwert für die Stickstoffkonzentration bei 70 mg/l (N.N., 2002). Weitere Grenzwerte für die einzelnen Stickstoffparameter wurden nicht festgelegt. Daher muss für das untersuchte Reinigungssystem eine Bewertung der Ablaufwerte über die Gesamt-Stickstoffkonzentration erfolgen. Folgende Vorgehensweise wird vorgeschlagen:

- Festlegung von „Warnwerten“ für die Ablaufkonzentrationen der Nitrifikation (NH<sub>4</sub>-N) und der Denitrifikation (NO<sub>3</sub>-N) bei deren Überschreitung Maßnahmen zur Vermeidung eines weiteren Konzentrationsanstiegs eingeleitet werden und eine intensivere Überwachung stattfindet bis die Alarmwerte wieder unterschritten werden.

In der Nitrifikationsstufe sind die Ammoniumkonzentrationen zu überwachen. Liegen diese im Bereich von Werten unter 10 mg/l, so werden sie als unproblematisch eingeordnet. Bei Erreichen einer Konzentration von 10 mg NH<sub>4</sub>-N/l sollte eine genauere Überwachung erfolgen. Bei einem weiteren Anstieg sollte eine Anpassung der Belastung (Absenkung) vorgenommen werden, um einen zu starken Anstieg des Ammoniums und eine Überschreitung des Grenzwertes zu vermeiden.

Für die Denitrifikationsstufe sind die Nitratkonzentrationen maßgebend. Hier erscheint es sinnvoll Werte im Bereich bis zu 30 mg/l zu zulassen. Darüber hinausgehende Konzentrationen sind durch geeignete Maßnahmen zu vermeiden. So können weiter steigende Konzentrationen z.B. darauf hinweisen, dass die Kohlenstoffquelle erschöpft ist und ein Austausch des Festbettmaterials erforderlich wird.

Werden die vorgeschlagenen Konzentrationen eingehalten, so ist ein „Puffer“ von bis zu 30 mg N/l (bei NH<sub>4</sub>-N < 10 mg/l und NO<sub>3</sub>-N < 30 mg/l) vorhanden, bevor der derzeit gültige Grenzwert von 70 mg/l für Gesamt-N überschritten wird. Dieser Puffer sollte ausreichen, um kurzfristig Maßnahmen einzuleiten, die einen weiteren Anstieg der Ablaufkonzentration verhindern.

### **7.3 Beispiel zur Anlagendimensionierung in der Deponienachsorge**

Im folgenden Abschnitt wird die Übertragung des kombinierten Nitri- und Denitrifikationssystems in die Praxis diskutiert. Anhand der Ergebnisse wird eine beispielhafte Dimensionierung der Anlage für eine 30 ha große Deponie vorgenommen. Dabei werden verschiedene Sickerwasser-Volumina und NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen berücksichtigt. Aus den Untersuchungsergebnissen lässt sich das erforderliche Anlagenvolumen für die beiden Anlagenteile ableiten.

Allerdings ist zu berücksichtigen, dass durch verschiedene Faktoren (z.B. Strömung, Auftrieb, Volumenverhältnis Kiesfilter/Strohfilter, technische Anlagenausführung) die Größenordnung der Anlagen ebenfalls beeinflusst werden kann. Daher sind für einen Bemessungsansatz weitere Versuche im halbtechnischen Maßstab erforderlich.

Für die Abschätzung der Anlagendimension werden für den Betrieb der kombinierten Nitri- und Denitrifikationsanlage folgende Randbedingungen angenommen:

- Spezifischer Sickerwasseranfall 3, 5, 10 bzw. 15 m<sup>3</sup>/(ha\*d)
- Konzentration 1000, 600, 400 bzw. 200 mg NH<sub>4</sub>-N/l
- Grenzbelastung 0,25 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d) (Nitrifikation)
- Beckenhöhe Nitrifikation 1,5 m
- Hydraulische Belastung 1 bzw. 1,5 l/(kg<sub>FB</sub>\*d) (Denitrifikation)  
0,1 – 0,2 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup><sub>Becken</sub>\*d)
- Einbaudichte ca. 0,13 Mg/m<sup>3</sup><sub>Becken</sub>
- Beckenhöhe Denitrifikation 3,0 m

Für die Steuerung der Belastung ist mindestens ein zusätzliches Speicherbecken erforderlich, damit in Abhängigkeit von der Konzentration des Sickerwassers der Zulauf zu den Reinigungsbecken geregelt werden kann. Um eine Verringerung der Reinigungsleistung bei sinkenden Temperaturen zu vermeiden, sollte in den Wintermonaten eine Anpassung in Form einer reduzierten Belastung erfolgen. Auf diese Weise können evtl. ansteigende Ablaufkonzentrationen vermieden werden. Außerdem sind die Reinigungsbecken ausreichend in den Boden einzubinden (Erdbecken), dies gilt besonders für die Denitrifikationsfilter. Durch diese Maßnahme kann der eventuelle Einfluss niedriger Temperaturen reduziert werden.

### Nitrifikationsstufe

Die vorliegenden Resultate erlauben die Abschätzung des Anlagenvolumens für die Nitrifikationsstufe in Abhängigkeit von der Konzentration des zu behandelnden Sickerwassers. Bei einer Grenzbelastung von 0,25 kg NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>3</sup><sub>FB</sub>\*d) ist die Dimensionierung zusätzlich von der zu behandelnden Sickerwassermenge abhängig. Je höher die Ammoniumkonzentration im Sickerwasser, desto geringer ist die Sickerwassermenge (m<sup>3</sup>/d), die durch 1 m<sup>3</sup> Festbett gereinigt werden kann und desto größer wird das erforderliche Anlagenvolumen.

Tabelle 7.1 Erforderliches Anlagenvolumen/benötigte Fläche für die Nitrifikation

Sickerwasser [m <sup>3</sup> /d]	Belastung [kg NH <sub>4</sub> -N/m <sup>3</sup> ]			
	1,0	0,6	0,4	0,2
90	360/240	216/144	144/96	72/48
150	600/400	360/240	240/160	120/80
300	1200/800	720/480	480/320	240/160
450	1800/1200	1080/720	720/480	360/240

Werden die Anlagen gemäß den oben genannten Randbedingungen betrieben, so können aus Tabelle 7.1 in den grau unterlegten Zellen die Angaben zur Anlagendimensionierung abgelesen werden (erforderliches Anlagenvolumen/benötigte Fläche). Dabei wird die Beckentiefe der Nitrifikationsfilter mit einer Höhe von 1,5 m angenommen. Bei einer Ammoniumkonzentration von 1000 mg/l im Sickerwasser (entspricht 1,0 kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>) wird bei einem täglichem Sickerwasseranfall von 90 m<sup>3</sup>/d - auf einer 30 ha Deponie entspricht dies einem spezifischem Sickerwasseranfall von 3 m<sup>3</sup>/(ha\*d) - ein Nitrifikationsbecken mit 360 m<sup>3</sup> Volumen erforderlich, was einer Fläche von 240 m<sup>2</sup> entspricht. Bei einer Sickerwasserbelastung von 0,2 kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup> und einem Sickerwasseranfall von 300 m<sup>3</sup>/d werden 240 m<sup>3</sup> Beckenvolumen benötigt, um das anfallende Sickerwasser in der ersten Behandlungsstufe zu reinigen. Dies entspricht einer Fläche von 160 m<sup>2</sup>. Mit Hilfe der Tabelle kann auch der Flächenverbrauch der Nitrifikation für Deponien mit einer hohen Belastung von 600 – 1000 mg NH<sub>4</sub>-N/l und einem zusätzlich hohem Sickerwasseranfall (300 – 450 m<sup>3</sup>/d) abgeschätzt werden. In diesen Fällen werden Flächen bis zu ca. 0,1 ha für die Nitrifikationsstufe benötigt.

### Denitrifikationsstufe

Für die Anlagendimensionierung der Denitrifikationsstufe ist die hydraulische Belastung die maßgebende Größe. Um ein möglichst dauerhaft arbeitendes System zu betreiben, sollte die hydraulische Belastung zwischen 0,1 - 0,2 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup><sub>Becken</sub>\*d) liegen. Die Einbaudichte in den durchgeführten Versuchen betrug ca. 0,13 Mg<sub>FB</sub>/m<sup>3</sup><sub>Becken</sub>. Bei dieser Abschätzung wird davon ausgegangen, dass eine ähnliche Einbaudichte in einer halbtechnischen Anlage erreicht wird.

Die in Tabelle 7.2 grau unterlegten Zellen enthalten die erforderlichen Anlagenvolumina bzw. –flächen für die Denitrifikation. Die benötigten Flächen beziehen sich auf eine angenommene Beckenhöhe von 3 m.

Tabelle 7.2 Erforderliches Anlagenvolumen/benötigte Fläche für die Denitrifikation

Sickerwasser [m <sup>3</sup> /d]	hydr. Belastung [m <sup>3</sup> /(m <sup>3</sup> *d)]	
	0,1	0,2
90	900/300	450/150
150	1500/500	750/250
300	3000/1000	1500/500
450	4500/1500	2250/750

Werden die Anlagen unter den genannten Bedingungen betrieben, so wird bei einem Sickerwasseranfall von 300 m<sup>3</sup> und einer Belastung von 0,1 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup><sub>Becken</sub>\*d) ein Beckenvolumen von 3000 m<sup>3</sup> benötigt. Bei einem 3 m tiefen Becken würde eine Fläche von 1000 m<sup>2</sup>, also 0,1 ha, benötigt. Für diese Anlage würden 360 Mg vorbehandeltes Stroh benötigt. Wird die hydraulische Belastung auf 0,2 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup><sub>Becken</sub>\*d) erhöht, sind nur noch 1500 m<sup>3</sup> bzw. 500 m<sup>2</sup> und damit 180 Mg Festbettmaterial erforderlich. Da das Stroh bis zu einem WFV von 100 - 200 ausreichend TOC für eine vollständige Denitrifikation zur Verfügung stellt, lässt sich der Zeitraum abschätzen, nach dem das Stroh ausgetauscht werden muss. Mit 360 Mg Stroh lassen sich bis zum Erreichen eines WFV von 100 36.000 m<sup>3</sup> Sickerwasser reinigen. Bei einem täglichen Sickerwasseranfall von 300 m<sup>3</sup> könnte das Stroh bis zu 120 d genügend Kohlenstoff für eine Denitrifikation zur Verfügung stellen. Ein Austausch müsste ca. 3-mal jährlich erfolgen.

### Zusammenfassung Anlagendimensionierung

Die vorgenommene Abschätzung der Anlagendimension aufgrund der Resultate der durchgeführten Technikumsversuche ergibt für die beiden Verfahrensstufen im ungünstigsten Fall jeweils eine erforderliche Fläche von ca. 0,12 bzw. 0,15 ha. Insgesamt müsste für eine zweistufige Anlage demnach eine erforderliche Fläche von ca. 0,3 ha bereitstehen.

Um bei einem erforderlichen Austausch der festen Kohlenstoffquellen einen störungsfreien Betrieb der Denitrifikation zu gewährleisten, sollte mindestens ein zweites Becken für die Denitrifikation vorgesehen werden. Daneben sollte ein Speicherbecken mit einer Grundfläche von 0,15 ha und einer Beckentiefe von 3 m ausreichen. Damit ergibt sich eine maximal erforderliche Fläche von ca. 0,6 ha für die Reinigungsanlage. Diese Fläche sollte auf einer 30 ha großen Deponie für eine Sickerwasserbehandlung zur Verfügung stehen. Allerdings ist durch weitere Versuche im halbtechnischen Maßstab zu klären, ob die Größenordnung der Abschätzungen bestätigt wird.

#### **7.4 Offene Fragen und Empfehlungen**

Vor einem erfolgreichen Einsatz des Reinigungsverfahrens in der Praxis sind weitere Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab erforderlich. Zum einen sind die bisherigen Ergebnisse der Technikumsversuche zu verifizieren und Maßstabeffekte möglichst auszuschließen. Ebenso sollte die Frage geklärt werden, wie die beiden Prozessstufen angeordnet werden müssen, um ein möglichst wartungsarmes Behandlungssystem betreiben zu können.

Der Schwerpunkt weiterer Überlegungen sollte auf der technischen Umsetzbarkeit der Anlagen bzw. des gesamten Verfahrens liegen. So ist z.B. für die Nitrifikationsstufe zu ermitteln ob durch eine Rezirkulation des Sickerwassers eine pH-Pufferung erfolgt, bzw. ob eine solche Pufferung überhaupt erforderlich oder durch die Wahl eines geeigneten Substrats (Kies) überflüssig wird.

Des Weiteren ist durch Versuche im technischen Maßstab auch die Frage zu klären, ob durch die Anordnung mehrerer kleiner Nitrifikationsanlagen, die mit Teilströmen beschickt werden, eine Erhöhung der Betriebssicherheit möglich ist.

Weitere Untersuchungen zur Denitrifikation sollten darauf abzielen, folgende noch offene Fragen zu klären:

- Wie erfolgt die Vorbehandlung des Stroh in der Praxis und welche Möglichkeiten gibt es, den technischen Aufwand zu minimieren?
- Wie kann der Einbau und der Austausch des Festbettmaterials möglichst einfach durchgeführt werden?
- Ist die Versorgung der Denitrifikanten mit dem Spurenelement Phosphor durch das Sickerwasser sichergestellt oder ist eine Dosierung, z.B. durch phosphorhaltigen Mineraldünger erforderlich?
- Welche Möglichkeiten zur Entsorgung des Stroh sind vorhanden?

Abschließend ist zu klären, ob neben der Einhaltung der festgelegten „Warnwerte“ im Bereich von 10 mg NH<sub>4</sub>-N/l für die Nitrifikation und im Bereich von 30 mg NO<sub>3</sub>-N/l für die Denitrifikation weitere Anforderungen an den Betrieb der Anlagen erforderlich sind.

## 8 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden für den Einsatz einfacher, kostengünstiger Verfahren verschiedene Anlagentypen und Materialien hinsichtlich ihrer Eignung untersucht, in Festbetten eine effiziente Nitrifikation und Denitrifikation von Deponiesickerwässern in der Nachsorgephase zu erreichen. Methodisch wurden dafür Anlagen im Technikumsmaßstab eingesetzt, die mit Sickerwasser aus Altdeponien (abgeschlossen bzw. zum Teil abgeschlossen) beschickt wurden.

In den Untersuchungen zur Nitrifikation wurden die erforderlichen Randbedingungen für eine vollständige Ammonium-Umsetzung ermittelt und der Einfluss verschiedener Faktoren (Belastung, pH-Wert und Temperatur) auf die Ablaufqualität untersucht. Es sollte festgestellt werden, ob Unterschiede zwischen dem Verhalten verschiedener Anlagentypen (schwallweise beschickt bzw. eingestaut) und/oder Festbettmaterialien (Keramikkugeln, Seramis, Kies, Sand, Aktivkohle) auftreten.

Die Versuche zum Einsatz fester Kohlenstoffquellen in der Denitrifikation zielten darauf ab, verschiedene natürliche Materialien und biologisch abbaubare Werkstoffe auf ihre Eignung als dauerhaft nutzbare Kohlenstoffquelle zu prüfen. In Vorversuchen wurden die einzelnen Materialien bezüglich der Lösbarkeit des Kohlenstoffs aus dem Festbettmaterial, der biologischen Abbaubarkeit des gelösten TOC, einer Veränderung der Materialeigenschaften und der Verursachung einer Sekundärbelastung untersucht. Ebenso wurde die mögliche Nitratreduktion ermittelt. Stroh, mit dem anschließend auch die Langzeituntersuchungen durchgeführt wurden, stellte sich als am besten geeignetes Festbettmaterial heraus. In diesen Langzeituntersuchungen wurden die optimalen Bedingungen für eine vollständige Nitratumsetzung und der Einfluss der hydraulischen Belastung auf die langfristige Kohlenstoff-Verfügbarkeit ermittelt. Die Ergebnisse ermöglichen Aussagen zum Nutzungszeitraum der Kohlenstoffquelle.

Anhand der erhaltenen Resultate der Nitrifikations- und Denitrifikationsversuche wird eine Abschätzung der Anlagendimension für einen Einsatz auf einer Deponie möglich.

Die wesentlichen Ergebnisse der Arbeit sind:

#### Nitrifikation:

- Bei allen untersuchten Anlagen kann eine vollständige Nitrifikation bis zu einer maximalen Belastung von  $0,25 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  erreicht werden. Bei dieser Belastung kommt es infolge von Konzentrations- oder Volumenveränderungen nur zu moderaten Ammonium-Peaks im Ablauf.
- Unabhängig von der Belastung sind bei eingestauten Anlagen deutlich häufiger höhere Ammoniumkonzentrationen im Ablauf zu erwarten als bei schwallweise beschickten Anlagen. Treten hydraulische Veränderungen auf, so sind Auswirkungen vor allem bei eingestauten Anlagen zu erwarten.
- Bei schwallweise beschickten Anlagen treten häufiger niedrige pH-Werte (pH 4 – 4,5) auf, ohne dass ein Effekt beobachtet werden kann. Dagegen kommt es bei eingestauten Anlagen bei hohen pH-Werten ( $> \text{pH } 7,5$ ) zu erhöhten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen. Generell ist jedoch keine eindeutige Abhängigkeit der Ablaufkonzentrationen vom pH-Wert abzuleiten.
- Ein Einfluss sinkender Temperaturen tritt bei schwallweise beschickten Anlagen ab einer Temperatur von  $5 \text{ }^\circ\text{C}$  auf. Bei eingestauten Anlagen bewirken Temperaturen ab  $8 \text{ }^\circ\text{C}$  eine Reduktion der Nitrifikationsrate. Bei dauerhaft niedrigen Temperaturen ist eine Reduktion der Nitrifikationsrate zwischen 40 – 60 % für eingestaute Anlagen und von 30 – 40 % für Schwallanlagen zu erwarten.

- In der Nitrifikationsstufe kann unabhängig vom Anlagentyp und vom verwendeten Festbettmaterial eine Reduktion der TOC-Konzentration im Ablauf um 15 – 25 % erreicht werden.
- Eine erste Abschätzung der Anlagengröße für die Nitrifikationsstufe kann über das anfallende Sickerwasservolumen und die Ammoniumkonzentration im Zulauf erfolgen.

#### Denitrifikation:

- Für den dauerhaften Einsatz fester Kohlenstoffquellen für die Denitrifikation wurden verschiedene natürliche Materialien (Papier, Kompost, Rindenmulch, Stroh) und biologisch abbaubare Werkstoffe untersucht. Die Untersuchungen ergaben, dass lediglich Stroh (Aufschluss der C-Verbindungen durch Vorbehandlung erforderlich) langfristig ausreichend Kohlenstoff für eine vollständige Denitrifikation zur Verfügung stellt.
- Da die Ergebnisse der Untersuchungen darauf hin deuten, dass vorwiegend der aus dem Festbett gelöste Kohlenstoff zur Denitrifikation genutzt wird, muss in der flüssigen Phase ausreichend Kohlenstoff zur Verfügung stehen. Als Indikatorwert für eine vollständige Denitrifikation wurde eine erforderliche TOC-Erhöhung von mindestens 300 mg/l ermittelt. Bei geringerer Erhöhung der TOC-Konzentration setzt die Denitrifikation nicht ein bzw. bei einem Absinken unter diesen Wert kann das Nitrat im Sickerwasser nicht mehr vollständig abgebaut werden.
- Die TOC-Erhöhung ist abhängig von der hydraulischen Belastung. Je höher die hydraulische Belastung ist, desto geringer fällt die Erhöhung der TOC-Konzentration (durch Lösen des TOC aus dem Festbettmaterial) aus.

- Die erreichbare Umsatzrate ist abhängig von der hydraulischen Belastung. Je höher die Belastung ist, desto stärker steigt die Umsatzrate bis zu einem Maximum an und fällt danach steil ab. Bei einer mäßigen Belastung wird langfristig eine konstante Umsatzrate erzielt.
- Bei mäßiger bis mittlerer hydraulischer Belastung ( $0,8 - 1,6 \text{ l}/(\text{kg}_{\text{FB}} \cdot \text{d})$ ) wird beständig denitrifiziert. Die mittlere erreichte Umsatzrate beträgt ca.  $30 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ . Bei einer Belastung in dieser Größenordnung ist das Stroh über einen Zeitraum von 5 - 6 Monaten als feste Kohlenstoffquelle nutzbar. Damit wird ca. 2 – 3 mal jährlich ein Austausch des Strohs notwendig.
- Die Anlagendimensionierung der Denitrifikationsstufe für eine reale Anlage erfolgt über die hydraulische Belastung und die Einbaudichte des Strohs.

Abschließend lässt sich feststellen, dass die Umsatzleistungen der Verfahren zur Nitrifikation und zur Denitrifikation mit festen Kohlenstoffquellen geeignet sind, um eine effiziente biologische Elimination von Stickstoff zu erreichen. Durch den geringen technischen Betriebs- und Wartungsaufwand erscheint der Einsatz dieser Systeme in der Nachsorgephase von Deponien eine gute Alternative zu den, in der Betriebsphase eingesetzten aufwändigeren technischen Verfahren, zu sein.

## 9 LITERATUR

- Andreottola, G. und Cannas, P.                      Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate, in: Landfilling of Waste: Leachate, S. 65-88, ed.: Christensen, Cossu, Stegmann, Elsevier Applied Science, London, 1992
- ATV-Handbuch    Sickerwasser aus Abfallablagerungen (Kapitel 14), in: Sonderdruck aus ATV-Handbuch Industrieabwasser Dienstleistungs- und Veredelungsindustrie, 4. Auflage, Hrsg.: ATV-DVWK, Verlag Ernst & Sohn, Berlin, 2001
- Belevi, H. und Baccini, P.                              Water and Element Fluxes from Sanitary Landfills, in: Sanitary Landfilling: Process, technology and Environmental Impact, S. 391 – 397, ed.: Christensen, Cossu, Stegmann, Academic Press, London, 1989
- Belevi, H. und Baccini, P.                              Long-term Leachate Emissions from Municipal Solid Landfills in: Landfilling of Waste: Leachate, ed.: Christensen, Cossu, Stegmann, Elsevier Applied Science, S. 431-440, 1992
- Bever, J. und Teichmann, H.                              Weitergehende Abwasserreinigung: Stickstoff- und Phosphorelimination, Sedimentation und Filtration, Oldenbourg Verlag, München, 1990

- BMLF Bericht des Bundes und der Länder über Nachwachsende Rohstoffe, Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, 1990
- Boley, A., Müller, W.-R., Haider, G. Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems, *Aquacultural Engineering*, Vol. 22, S. 77 – 85, 2000
- Boller, M. und Gujer, W. Nitrifikation im nachgeschalteten Tropfkörper kombiniert mit Raumfiltration, Schriftenreihe der EAWAG, Heft 2, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, 1985
- Böhm, B. Nitritbildung bei der Denitrifikation in Biofiltern mit externen Kohlenstoffquellen, *Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft*, Heft 169, TU München, 2002
- Börner, T. Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen, Schriftenreihe WAR, Heft 58, TU Darmstadt, 1992
- Brinke-Seiferth, S. Beitrag zur Erhöhung des Reinigungsvermögens und der Flexibilität von Biofilmreaktoren (Festbett, Schwebebett, Filter), *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Heft 27, 1999

- Burde, M. und Rolf, F. Zur Problematik weitergehender Anforderungen an die zentrale Abwasserreinigung in kleinen Gemeinden, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 33, 2001
- Canter, J. Deponienachsorge – gebührenrechtliche und kostenmäßige Berücksichtigung, in: Handbuch Müll und Abfall, Lfg. 6/99
- Christensen, T. und Kjeldsen, P. Behaviour of leachate pollutants in groundwater, First International Sanitary Landfill Symposium, Proceedings, Vol. II, Sardinia, 1987
- Duine, A. Untersuchungen zur Stickstoffelimination von hochbelasteten toxischen Abwässern, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 118, 2002
- Ehrig, H.-J. Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 26, 1. Auflage, TU Braunschweig, 1978
- Ehrig, H.-J. Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, 2. Erweiterte Auflage, Heft 26, TU Braunschweig, 1980

- Ehrig, H.-J. Biological oxidation of ammonium containing leachate from solid waste deposits, in: Tauchtropfkörper, EWPCA-IAWPRC-Seminar, S. 291 – 298, Fellbach, Rheinischer Landwirtschafts-Verlag, Bonn, 1983
- Ehrig, H.-J. Untersuchungen zur Behandlung von Sickerwässern in Festbetтанlagen, in: Sickerwasser aus Mülldeponien – Einflüsse und Behandlung, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 39, S. 287 – 303, TU Braunschweig, 1985
- Ehrig, H.-J. Überlegungen zur notwendigen Dauer von Kontrollmessungen bei Altablagerungen, Beitrag zum 2. Fachseminar des Zentrums für Abfallforschung, S. 361 – 388, TU Braunschweig, 1987
- Ehrig, H.-J. Biological Processes, in: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, Proceedings of the International Training Seminar, Venice, Italy, 1998
- Ehrig, H.-J. und Stegmann, R. Biological Processes, in: Landfilling of Waste: Leachate, ed.: Christensen, Cossu, Stegmann, Elsevier Applied Science, S. 185-202, London, 1992

- Ehrig, H.-J. und Stegmann, R. Beurteilungskriterien für die Entlassung von Deponien aus der Nachsorge, in: Deponietechnik 2002, S.297 - 318, Hamburger Berichte, Heft 18, TU Hamburg-Harburg, 2002
- Ehrig, H.-J. und Witz, U. Überlegungen zum langfristigen Umgang mit Deponiesickerwässern, in: Deponietechnik 2004, S. 131 – 145, Hamburger Berichte, Heft 22, TU Hamburg-Harburg, 2004
- Eitner, R. und Gallenkemper, B. Finanzierung der Nachsorge von Deponien, Korrespondenz Abwasser, Vol. 45, Heft 2, S. 289 – 300, 1998
- El Mossaoui, M., Praet, R., Reuter, V., Vasel, J.-L. Nitrification of landfill leachate using a modified Infiltration-Percolation process, Proceedings of the International Conference on Urban Pollution Control Technology, Hongkong Polytechnic University, S. 131-138, Hongkong, 1999
- Geller, G., Kleyn, K., Lenz, A., Rettinger, S., Hegemann, W. Bewachsene Bodenfilter zur Netter, R., Abwasserreinigung, Endbericht des BMFT-Forschungsvorhabens 02 WA162/85153/88407, Hrsg.: Freunde der Landschaftsökologie Weihenstephan, Heft 7, Freising, 1992
- Günter, H.-O. Beitrag zum Einsatz von überstauten Festbettreaktoren zur Nitrifikation, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 19, TU Hamburg-Harburg, 1997

- Hammer, D.A. und Knight, R.L.      Designing constructed wetlands for nitrogen removal, *Water Science Technology*, Vol. 29, Nr. 4, S. 15 – 27, 1994
- Hartmann, L      *Biologische Abwassereinigung*, 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin, 1992
- Habeck-Tropfke, L. und H.-H.      *Abwasserbiologie*, 2. neubearbeitete und erweiterte Auflage, Werner-Verlag, Düsseldorf, 1992
- Heyer, K.-U.      Notwendigkeit und Strategien der Nachsorge, in: *Deponietechnik 2004*, S. 161-179, *Hamburger Berichte*, Heft 22, TU Hamburg-Harburg, 2004
- Heyer, K. U.      *Aerobe in situ Stabilisierung von Altdeponien*, Quo vadis IV, Neumünster, 2000
- Ilies, P. und Mavinic, D.S.      The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate, *Water Research*, Vol. 35, No. 8, S. 2065 –2072, 2001
- Kappelmeyer, U.      Untersuchungen zu Mechanismen der Stickstoffumsetzung in Wässern bei der Passage durch bewachsene Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen), *UFZ-Bericht Nr.5/2001*, Technische Universität Dresden, 2001

- Kayser, K. Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 121, Hannover, 2003
- Kayser, K., Kunst, S., Fehr, G. Stickstoffelimination in Bewachsenen Bodenfiltern, Wasser & Boden, Vol. 53, Nr. 3, S. 7 – 10, 2001
- Khan, P. Natürliche Materialien als feste Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation, Diplomarbeit am Lehrstuhl für Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft der Bergischen Universität Wuppertal, unveröffentlicht, 2003
- Knox, K. Leachate treatment with nitrification of ammonia, Water Research, Vol.19, No.7, S. 895 - 904, 1985
- Knox, K. Rotating Biological Contactors, in: Landfilling of Waste: Leachate, ed.: Christensen, Cossu, Stegmann, S. 211 - 228, Elsevier Applied Science, London, 1992
- Knox, K. A pilot study of landfill leachate denitrification using domestic refuse as a carbon source, with simultaneous contaminant flushing, Environment Agency Report No. CWM157/96, 1995

- Krauth, K. und Cheung, P.S. Bemessung von Tauchtropfkörpern in Abhängigkeit vom Reinigungsziel, in: Tauchtropfkörper, EWPCA-IAWPRC-Seminar, S. 155 – 178, Fellbach, Rheinischer Landwirtschafts-Verlag Bonn, 1983
- Krug, M.N. und Ham, R.K. Analysis of long-term leachate characteristic, Sixth International Landfill Symposium Sardinia, Proceedings Vol. II, S. 117 –131, Sardinia, 1997
- Krümpelbeck, I. Einfluss von Oberflächenabdeckungen auf die Sickerwasserbildung und Gasproduktion bei Altdeponien und Altablagerungen bzw. Altstandorten, unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, 1996
- Krümpelbeck, I. Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien, Veröffentlichung des Lehrstuhls für Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft der Bergischen Universität Wuppertal, Heft 3, Wuppertal, 2000
- Krümpelbeck, I. und Ehrig, H.-J. Prognose des Langzeitverhaltens von Altdeponien und Fragestellung der Nachsorge, in: Nachsorge von Deponien, S. 43 – 61, Hrsg.: Rettenberger, Bilitewski, Stegmann, Stuttgart, 1999

- Krümpelbeck, I. und Ehrig, H.-J. BMBF-Forschungsvorhaben: Abschätzung der Restemissionen von Deponien in der Betriebs- und Nachsorgephase auf der Basis realer Überwachungsdaten, Förderkennzeichen 1471067, 1999a
- Kruse, K. Langfristiges Emmissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Heft 54, TU Braunschweig, 1994
- Kruse, K. und Kayser, R. Sickerwasserqualität niedersächsischer Hausmülldeponien, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, 1993
- Kruse, K., Junge, J. und Maak, D. Sickerwasserqualität von Siedlungsabfalldeponien, Ergebnisse neuerer Datenauswertungen, Korrespondenz Abwasser, Vol. 41, S. 780 – 786, 1994
- Kuschk, P., Wießner, A., Kappelmeyer, U., Weißbrodt, E., Kästner, M. und Stottmeister, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate, Water Research, Vol. 37, S. 4236 - 4242, 2003
- Kylefors, K. und Lagerkvist, A. Changes of leachate quality with degradation phases and time, Sixth International landfill Symposium Sardinia, Proceedings Vol. II, S. 133 – 149, Sardinia, 1997

- LAGA Sickerwasser aus Hausmüll- und Schlackedeponien, in: Müllhandbuch Kzf. 4725, Hrsg. Hösel, Schenkel, Schnurer, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1984
- Laber, J. Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen, Wiener Mitteilungen, Wasser – Abwasser – Gewässer, Band 157, 2001
- Laber, J., Perfler, R. and Haberl, R. Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands, Water Science & Technology, Vol. 35, No. 5, S. 71 – 77, 1997
- Landfill Dictionary Landfill Dictionary, IEA Bioenergy, ISWA, ed. Lagerkvist, A., Copenhagen, 1997
- LfU Statistische Auswertung des Sickerwasseranfalls auf bayerischen Deponien, Endbericht Projekt 3260, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, 2002
- Mudrack, K. und Kunst, S. Biologie der Abwasserreinigung, 3. überarbeitete Auflage, Fischer Verlag, Stuttgart, 1991
- Mulamoottil, G., McBean, E.A., Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates, eds. Mulamoottil, G., McBean, E.A., Rovers, F., Lewis Publishers, USA, 1999

- Müller, W.-R., Muller, C. und Boley, A. Trinkwasseraufbereitung mit biologisch abbaubaren Polymeren, ein Einfachverfahren zur Denitrifikation und Elimination organischer Schadstoffe, in: Der Stickstoff im Wasser, Abwasser, S. 197 – 215, 1. Hydrochemisches und Hydrobiologisches Kolloquium', Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 166, 2001
- Müller, W.-R. Beitrag zur Nitrifikation in Festbetten am Beispiel eines abwärts durchströmten Sandfilters, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 82, 1984
- Müller, V. und Lützner, K. Zur Verstopfungssicherheit bei Pflanzenkläranlagen, Korrespondenz Abwasser, Vol. 46, Nr. 5, S. 701-719, 1999
- N.N. Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) – Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, 1993
- N.N. Allgemeine Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Anhang 51: Oberirdische Ablagerung von Abfällen, Stand 15.10.2002

- Platzer, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification, *Water Science Technology*, Vol. 40, Nr. 3, S. 257 – 263, 1999
- Plum, G. Denitrifikation unter Einsatz von pflanzlichen Abfallstoffen, DENIPLANT, Kurzbericht Forschungsvorhaben BMFT 02 WT 8714/3, Viersen, 1990
- Ramke, H.-G. Hydraulische Beurteilung und Dimensionierung der Basisentwässerung von Deponien fester Siedlungsabfälle – Wasserhaushalt, hydraulische Kennwerte, Berechnungsverfahren, *Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau, TU Braunschweig*, Heft 114, 1991
- Rehbein, V. Nitrifikationsleistung belüfteter Biofilter zur kommunalen Abwasserreinigung, *Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft*, Technische Universität München, Heft 147, 1998
- Rheinheimer, G., Hegemann, W., Raff, J., Sekoulov, I. Stickstoffkreislauf im Wasser, Oldenbourg Verlag, München, 1988
- Robinson, H.A. Review of the Composition of Leachates from Domestic Wastes in Landfill Sites, PECD 7/10/238, Report for the UK Department of the Environment, 1996

- Rogalla, F., Payraudeau, M.,  
Paffoni, C., Gilles, P. Belüftete Filter zur weitergehenden  
Abwasserreinigung, *gwf - Wasser /  
Abwasser*, Vol.131, No. 4, S. 178 – 185,  
1990
- Rolf, F. Weitergehende Abwasserreinigung in  
kleinen Kläranlagen, Schriftenreihe  
Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft  
7, Brandenburgische Technische Universität  
Cottbus, 2002
- Soares, M.I.M. and Abeliovich, A. Wheat straw as substrate for water denitrifi-  
cation, *Water Research*, Vol. 32, No.12, S.  
3790 – 3794, 1998
- Sonnenburg, A. Untersuchungen zur Denitrifikation von  
Grundwasser in Schüttungen mit abbauba-  
rem Trägermaterial, Schriftenreihe WAR,  
Heft 149, TU Darmstadt, 2002
- Stackelberg, D. von Biologische Festbettdenitrifikation von  
Grundwasser mit abbaubarem Träger-  
material, Schriftenreihe WAR, Heft 114, TU  
Darmstadt, 1999
- Stegmann, R. und Rettenberger, G. Restemissionen aus Altdeponien: Kosten-  
günstige Maßnahmen zur Sickerwasser- und  
Gasbehandlung in: *Nachsorge von  
Deponien*, S. 165 –200, Hrsg.: Retten-  
berger, Bilitewski, Stegmann, Stuttgart, 1999

Volokita, M., Belkin, S.,  
Abeliovich, A., Soares, M.I.M.

Biological denitrification of drinking water  
using newspaper, Water Research, Vol. 30,  
No. 4, S. 965 – 971, 1996

Water Environment  
Research Foundation

Constructed Wetlands Treatment Of High  
Nitrogen Landfill Leachate, Water  
Environment Research Foundation, Final  
Report Project 94-IRM-U, Alexandria,  
USA, 2000