

**Untersuchungen zur Zusammensetzung und zum
Abbau von Schwarzwasser mittels des Belebungsverfahrens sowie
zur Kinetik des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels**

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

Vorgelegt von
Dipl.-Ing. Henning Knerr

**Kaiserslautern 2012
(D 386)**

**Untersuchungen zur Zusammensetzung und zum
Abbau von Schwarzwasser mittels des Belebungsverfahrens sowie
zur Kinetik des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels**

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

Vorgelegt von
Dipl.-Ing. Henning Knerr

Dekan

Prof. Dr.-Ing. W. Kurz

Prüfungskommission

Vorsitzender

Prof. Dr. rer. nat. R. Jüpner

1. Berichterstatter

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

2. Berichterstatterin

Prof. Dr.-Ing. H. Steinmetz

Datum der Prüfung

24. April 2012

Kaiserslautern 2012

(D 386)

DANKSAGUNG

Die Erstellung einer Arbeit, die eine Vielzahl von Untersuchungen an labor-, halb- und pilot-technischen Anlagen zusammenfasst, ist ohne Unterstützung von Kollegen, Diplomanten, studentischen Hilfskräften und Technikern nicht möglich.

Insbesondere möchte ich mich an dieser Stelle bei meinem Doktorvater und Betreuer Herr Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt für sein Vertrauen, seine Unterstützung, seine Vermittlung von umfangreichem Wissen und seinem persönlichen Umgang danken.

Bei Frau Prof. Dr.-Ing. H. Steinmetz möchte ich mich für die Übernahme des Koreferates bedanken, insbesondere aber für die vielen fachlichen und konstruktiven Diskussionen bereits während der Erstellung der Arbeit.

Mein Dank gilt weiterhin Herrn Prof. Dr.-Ing. J. Hansen und Frau Prof. Dr.-Ing. A. Welker, von deren Wissen und Erfahrung ich fachlich enorm profitiert habe.

Die Anregungen, Ideen und Kritiken der genannten Personen, vornehmlich aber deren Bereitschaft ihr Wissen zu teilen, haben wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Herrn Prof. Dr. rer. nat. R. Jüpner danke ich für die Übernahme des Prüfungsvorsitzes.

Meinen Kolleginnen und Kollegen danke ich für die gute und freundschaftliche Zusammenarbeit, den fachlichen Austausch und die Unterstützung sowie das gute Betriebsklima am Fachgebiet.

Die Durchführung dieser Arbeit erforderte zahlreiche analytische Untersuchungen und Versuche. Mein Dank gilt daher auch dem Laborteam des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, ohne dessen Engagement die Bewältigung der Proben und Durchführung der Versuche nicht möglich gewesen wäre.

Anteil am Zustandekommen dieser Arbeit hat auch die tatkräftige Unterstützung von Studierenden, die in Form- von Studien- und Diplomarbeiten oder als studentische Hilfskräfte wichtige Beiträge lieferten.

Mein besonderer Dank gilt meiner Frau Sabine und meinen beiden Töchtern Zoë und Liv für ihre Unterstützung und Zuverlässigkeit, ihre Geduld und scheinbar unerschöpflichen Kraftreserven. Ihr Vertrauen und Rückhalt in den vergangenen Jahren haben meine Promotion erst möglich gemacht.

KURZFASSUNG

Rd. 30 % bis 40 % des durchschnittlichen Trinkwasserverbrauchs in deutschen Haushalten entfällt auf die Toilettenspülung. Das dabei anfallende Abwasser, das sogenannte Schwarzwasser, enthält neben dem Spülwasser die Fäkalien Urin und Fäzes sowie Toilettenpapier. Es ist durch eine vergleichsweise hohe organische Verschmutzung sowie sehr hohe Gehalte an Nährstoffen gekennzeichnet. Aufbauend auf dem Grundgedanken, den häuslichen Schmutzwasserkreislauf zu schließen, um den Bedarf an hochwertigem Trinkwasser nachhaltig zu senken, wurde in der vorliegenden Arbeit die Anwendung des Belebungsverfahrens zur biologischen Behandlung von Toilettenabwasser erforscht.

Um den mangelnden Kenntnisstand hinsichtlich der Schwarzwasserzusammensetzung zu verbessern, wurde zunächst die Quantität und chemisch-physikalische Qualität von Schwarzwasser an drei unterschiedlichen Versuchsstandorten mit unterschiedlicher Nutzung (Wohnen, Arbeitsplatz) eingehend untersucht. Hierdurch konnten eine Vielzahl neuer Erkenntnisse zur Charakteristik von Schwarzwasser gewonnen werden und spezifische Frachten für Parameter CSB, BSB₅, TKN, P_{ges} und AFS abgeleitet werden. Mit den erarbeiteten Kennwerten wird eine deutlich verbesserte und durch die umfangreichen Messungen abgesicherte Datengrundlage zur Abschätzung des Nutzungspotenzials von Schwarzwasser und zur Bemessung von Schwarzwasserbehandlungsanlagen möglich.

Im Hinblick auf die Erforschung der Eliminationsmechanismen der im Schwarzwasser enthaltenen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen unter Betriebsbedingungen wurden zwei Versuchsanlagen (SBR, MBR) an den drei Versuchsstandorten betrieben. Neben der biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser und von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser wurde die biologische Behandlung von Schwarzwasser bei Kreislaufführung untersucht.

Es wurde festgestellt, dass Schwarzwasser nach biologischer Behandlung sehr hohe Gehalte an gelöst inertem CSB aufweist. Zudem wurde ein Zusammenhang zwischen der Schwarzwasserquelle und den erreichbaren Rest-CSB-Gehalten abgeleitet. Demnach ist der bei maximalem biologischem Reinigungseffekt erreichbare CSB-Gehalt für Schwarzwasser häuslicher Herkunft etwa doppelt so hoch wie bei Schwarzwasser gewerblicher Herkunft.

Mit Hilfe von Sauerstoffzehrungsmessungen, die durch Substratzehrungsmessungen ergänzt wurden, wurden abschließend kinetische und stöchiometrische Parameter des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels sowie die CSB-Fractionen von Schwarzwasser experimentell ermittelt. Die Versuche wurden unter Verwendung von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser und SBR-Belebtschlamm durchgeführt, welcher zwei verschiedene Schlammalter aufwies. Hierdurch konnte der Einfluss der Betriebsparameter Schlammalter und Schlammbelastung auf den Stoffwechsel der jeweils gewachsenen Schwarzwasser-

Belebtschlamm- und Biozönose ermittelt werden. Bei der Fraktionierung der organischen Verbindungen konnte u.a. ein Zusammenhang zwischen den abbaubaren CSB-Fractionen und dem Schlammalter abgeleitet werden. Die in den Praxisversuchen gewonnenen Erkenntnisse hinsichtlich der Rest-CSB-Gehalte konnten damit bestätigt werden. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass bei der aeroben biologischen Behandlung von Schwarzwasser eine Entkopplung von Ammonium- und Nitritoxidation auftritt. Zur Bestimmung der kinetischen und stöchiometrischen Kenngrößen der Nitrifikation wurde zudem eine modifizierte Methode vorgestellt, die es erlaubt die momentane Nitritations- und Nitratationsrate in einem Versuch zu ermitteln. In stickstoffhaltigen Abwässern oder bei hohen Abwassertemperaturen liefert die Methode einen vertiefenden Einblick in die Prozesse der Nitrifikation und wird daher zur weiteren Umsetzung empfohlen.

ABSTRACT

About 30 % - 40 % of the daily drinking water demand in German households is used for toilet flushing. The resulting toilet wastewater, the so called blackwater, consists of a mixture of feces, urine, toilet paper and transportation water. It contains high amounts of organic matter, nitrogen, phosphorus and potassium. Based on the fundamental idea of closing the domestic watercycle, the application of the activated sludge process for biological treatment of blackwater was examined within this work.

In order to improve knowledge regarding the blackwater composition, in a first step the quantity and physical-chemical quality of blackwater originating from three different experimental sites, were examined. Hereby a lot of new insights regarding the blackwater characteristics as well as specific loads concerning the parameters COD, BOD₅, TKN, TP and TSS were gained. The identified characteristics significantly improved the database for estimating the utilization potential of blackwater and for the design of blackwater treatment plants.

To investigate the biological elimination mechanism of carbon, nitrogen and phosphorous compounds in blackwater under operating conditions two different pilot plants (SBR, MBR) were operated on the three experimental sites. Beside the biological treatment of raw blackwater and mechanically treated blackwater the biological treatment process of blackwater in a closed blackwater cycle (reuse of purified blackwater for toilet flushing) was investigated.

The investigations showed, that blackwater contains high concentrations of inert COD, which is not treatable by biological means. In addition, a correlation between the blackwater source and the attainable residual COD content after biological treatment was derived. By maximum biological treatment efficiency the achievable COD concentration of biological treated blackwater of domestic origin is as twice as high as of commercial origin.

Finally, kinetic and stoichiometric parameters of heterotrophic and autotrophic metabolism as well as the COD fractions of blackwater were determined experimentally by using respiration measurement. Additionally, ammonium and nitrite utilization rates were determined in the aerobic batch tests. The experiments were carried out by using mechanically treated blackwater and activated sludge from the SBR pilot plant, which was adapted at two sludge ages. Hereby the kinetic and stoichiometric parameters and COD fractions and the metabolism of the heterotrophic and autotrophic biocenosis could be determined based on the influence of the operating parameters sludge age and sludge loading.

Among other results, a correlation between the biodegradable COD fractions and the sludge age was observed. Hence, the results gathered in operating conditions concerning the achievable maximum biological carbon elimination were confirmed. Furthermore it could be shown, that within the biological treatment process of blackwater the oxidation of nitrite is

basically inhibited. Hence, the ammonium utilization rate in blackwater is higher than the nitrite utilization rate.

Furthermore, a modified method for the determination of kinetic and stoichiometric parameters of nitrification was developed. With the presented method it is possible to determine the current nitrite utilization rate, which provides a deeper insight into the processes of nitrification and is therefore recommended for further implementation, especially for wastewaters containing high nitrogen contents.

INHALTSVERZEICHNIS

KURZFASSUNG

ABSTRACT

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

TABELLENVERZEICHNIS

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG.....	1
1.1	HINTERGRUND UND PROBLEMSTELLUNG	1
1.2	ZIELSETZUNG DER ARBEIT UND VORGEHENSWEISE	2
1.3	AUFBAU DER ARBEIT	4
2	PARAMETER ZUR BESCHREIBUNG DER ZUSAMMENSETZUNG VON ABWASSER	5
2.1	SUMMENPARAMETER UND EINZELSTOFFE.....	6
2.1.1	<i>Feststoffparameter.....</i>	6
2.1.2	<i>Organische Verbindungen</i>	7
2.1.3	<i>Stickstoffverbindungen.....</i>	9
2.1.4	<i>Phosphorverbindungen.....</i>	12
2.1.5	<i>Zusammenfassende Darstellung</i>	12
2.2	PHYSIKALISCHE UND PHYSIKALISCH-CHEMISCHE KENNGRÖßEN	13
2.2.1	<i>Temperatur.....</i>	13
2.2.2	<i>Elektrische Leitfähigkeit.....</i>	13
2.2.3	<i>PH-Wert</i>	14
2.2.4	<i>Säurekapazität und Basekapazität.....</i>	14
2.3	KLASSIFIZIERUNG ORGANISCHER ABWASSERINHALTSSTOFFE NACH BIOLOGISCHEN KRITERIEN.....	15
2.3.1	<i>Biologische Abbaubarkeit von Abwasserinhaltsstoffen - Grundlagen</i>	16
2.3.2	<i>Fraktionierung organischer Verbindungen anhand des CSB</i>	18

3	PROZESSE DER BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNG	31
3.1	MIKROBIOLOGISCHE GRUNDLAGEN.....	31
3.1.1	<i>Funktionsweise von Enzymen</i>	32
3.1.2	<i>Wachstum und Zerfall von Mikroorganismen</i>	35
3.2	ABBAUMECHANISMEN IN DER BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNG	44
3.2.1	<i>Klassifikation der am biologischen Abwasserreinigungsprozess beteiligten Mikroorganismen</i>	44
3.2.2	<i>Elimination organischer Verbindungen</i>	45
3.2.3	<i>Elimination von Stickstoffverbindungen</i>	50
4	SCHWARZWASSERAUFBEREITUNG ALS TEILKONZEPT NEUARTIGER SANITÄRSYSTEME - GRUNDLAGEN UND KENNTNISSTAND	65
4.1	NEUARTIGE SANITÄRSYSTEME	65
4.1.1	<i>Begriffsdefinition und Elemente</i>	65
4.1.2	<i>Systemvarianten</i>	69
4.1.3	<i>Projektbeispiele</i>	71
4.2	SCHWARZWASSER	75
4.2.1	<i>Begriffsdefinition</i>	75
4.2.2	<i>Menge und Zusammensetzung</i>	75
4.2.3	<i>Bisherige Entwicklung der aeroben Schwarzwasserbehandlung</i>	84
5	MATERIALEN UND METHODEN	87
5.1	VERSUCHSKONZEPTION.....	87
5.2	VERSUCHSDURCHFÜHRUNG	89
5.2.1	<i>Versuchsanlagen.....</i>	89
5.2.2	<i>Biologische Untersuchungen</i>	95
5.2.3	<i>Physikalische Untersuchungen</i>	100
5.2.4	<i>Probennahmen und Probenkonservierung</i>	101
5.2.5	<i>Physikalische und physikalisch-chemische Analysen</i>	105
5.3	VERSUCHSAUSWERTUNG	106
5.3.1	<i>Statistische Kenngrößen</i>	106
5.3.2	<i>Ermittlung von Abbaugraden</i>	106
5.3.3	<i>Abwassertechnische Kenngrößen.....</i>	107
5.3.4	<i>Kinetische und Stöchiometrische Kenngrößen</i>	109

6 CHARAKTERISIERUNG DER UNTERSUCHTEN SCHWARZWÄSSER. 113

6.1	SCHWARZWASSERMENGEN	113
6.1.1	<i>Schwarzwasseranfall</i>	113
6.1.2	<i>Diskussion der Ergebnisse</i>	114
6.2	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE ZUSAMMENSETZUNG.....	115
6.2.1	<i>Konzentrationen</i>	115
6.2.2	<i>Einwohnerspezifische Frachten</i>	127
6.2.3	<i>Diskussion der Ergebnisse</i>	130

7 ERGEBNISSE UND DISKUSSION DES VERSUCHSANLAGENBETRIEBS UNTER BETRIEBSBEDINGUNGEN 139

7.1	UNTERSUCHUNGEN ZUR BIOLOGISCHEN BEHANDLUNG VON ROH- SCHWARZWASSER UND SCHWARZWASSER NACH MECHANISCHER REINIGUNG OHNE ANPASSUNG DES PH-WERTES.....	139
7.1.1	<i>Verlauf der Abwassertemperatur und des pH-Wertes</i>	139
7.1.2	<i>Entwicklung der Biomasse</i>	140
7.1.3	<i>Raum- und Schlammbelastung</i>	143
7.1.4	<i>Elimination organischer Verbindungen</i>	144
7.1.5	<i>Stickstoffelimination</i>	147
7.1.6	<i>Phosphorelimination</i>	150
7.1.7	<i>Elimination von Salzen</i>	151
7.1.8	<i>Mikroskopisches Bild</i>	152
7.2	UNTERSUCHUNGEN ZUR BIOLOGISCHEN BEHANDLUNG VON SCHWARZWASSER NACH MECHANISCHER REINIGUNG MIT ANPASSUNG DES PH-WERTES	153
7.2.1	<i>Verlauf des pH-Wertes, der Säurekapazität und der Temperatur</i>	154
7.2.2	<i>Entwicklung der Biomasse</i>	155
7.2.3	<i>Elimination organischer Verbindungen</i>	157
7.2.4	<i>Stickstoff- und Phosphorelimination</i>	158
7.2.5	<i>Elimination von Salzen</i>	160
7.3	UNTERSUCHUNGEN ZUR ERZIELUNG EINER BESTMÖGLICHEN ABLAUFQUALITÄT	161
7.3.1	<i>Entwicklung der Biomasse</i>	161
7.3.2	<i>Raum- und Schlammbelastung</i>	164
7.3.3	<i>Elimination organischer Verbindungen</i>	164
7.3.4	<i>Stickstoffelimination</i>	167
7.3.5	<i>Phosphorelimination</i>	169
7.3.6	<i>Elimination von Salzen</i>	169
7.3.7	<i>Membranperformance</i>	170

7.4	UNTERSUCHUNGEN ZUR BIOLOGISCHEN BEHANDLUNG VON SCHWARZWASSER MIT UND OHNE RECYCLINGBETRIEB.....	172
7.4.1	<i>Entwicklung der Biomasse</i>	173
7.4.2	<i>Raum- und Schlammbelastung</i>	175
7.4.3	<i>Elimination organischer Verbindungen</i>	176
7.4.4	<i>Stickstoffelimination</i>	178
7.4.5	<i>Phosphorelimination</i>	179
7.4.6	<i>Elimination von Salzen</i>	181
7.4.7	<i>Membranperformance</i>	182
7.5	DISKUSSION DER ERGEBNISSE.....	183
7.5.1	<i>Normalbetrieb</i>	183
7.5.2	<i>Recyclingbetrieb</i>	198
8	VERGLEICHENDE UNTERSUCHUNGEN ZUM EINFLUSS VERSCHIEDENER BELASTUNGSZUSTÄNDE AUF DEN AEROBEN STOFFWECHSEL HETEROTROPHER UND AUTOTROPHER BAKTERIEN.....	203
8.1	ELIMINATION ORGANISCHER VERBINDUNGEN.....	203
8.1.1	<i>Reinigungsleistung</i>	203
8.1.2	<i>CSB-Fraktionierung</i>	210
8.1.3	<i>Kinetische und stöchiometrische Kenngrößen des heterotrophen Stoffwechsels</i>	214
8.1.4	<i>Diskussion der Ergebnisse</i>	223
8.1.5	<i>Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse</i>	235
8.2	NITRIFIKATION.....	237
8.2.1	<i>Reinigungsleistung</i>	237
8.2.2	<i>Kinetische und stöchiometrische Kenngrößen</i>	239
8.2.3	<i>Diskussion der Ergebnisse</i>	258
9	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	263
10	LITERATURVERZEICHNIS.....	271
	ANHANG	

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2.1:	Summenparameter, Einzelstoffe und Fraktionen der partikulären und gelösten Stoffe des Abwassers nach Gujer (2007), verändert	6
Abbildung 2.2:	Dissoziationsgleichgewichte von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ und $\text{HNO}_2/\text{NO}_2^-$ in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur (Abeling 1994)	10
Abbildung 2.3:	Fraktionen der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen einer Abwasserprobe	13
Abbildung 2.4:	Aufteilung des Gesamt-CSB in verschiedene Fraktionen nach Dold et al. (1991)	18
Abbildung 2.5:	Schematische Darstellung des aeroben Stoffwechsels heterotropher Biomasse (Spanjers et al. 1998)	21
Abbildung 2.6:	Idealisierter Verlauf des aeroben Standversuches und des anoxischen Standversuches (Oles 1991)	22
Abbildung 2.7:	Idealisierter Verlauf des anoxischen Standversuches (Oles 1991)	23
Abbildung 2.8:	Schematische Darstellung der Entwicklung des gelösten CSB bei fortschreitender biologischer Behandlung (Klopp 1992)	25
Abbildung 3.1:	MICHAELIS-MENTEN-Funktion für ungehemmte und gehemmte Reaktion (Abeling 1994)	34
Abbildung 3.2:	Idealisierte Wachstumskurve einer statischen Kultur a), Darstellung der Beziehung zwischen Bakteriendichte, Substratkonzentration, Verdopplungszeit und Bakterienenertrag im Fließgleichgewicht bei verschiedenen Verdünnungsraten D b) (Fuchs und Schlegel 2006)	37
Abbildung 3.3:	Temperatureinfluss auf die Geschwindigkeit enzymatischer Reaktionen (Wicht 1996)	40
Abbildung 3.4:	Maximale Wachstumsraten von <i>Nitrosomonas</i> und <i>Nitrobacter</i> in Abhängigkeit von der Temperatur nach Knowles et al. (1965)	54
Abbildung 3.5:	Einflussfaktoren F_{pH} in Abhängigkeit des pH-Wertes (Schönherr 2009)	56
Abbildung 3.6:	Hemmwirkung von $\text{NH}_3\text{-N}$ und $\text{HNO}_2\text{-N}$ in Abhängigkeit vom pH-Wert auf die Nitrifikation a), die Denitrifikation b) und den Gesamtprozess der Nitrifikation c) (Anthonisen et al. 1976)	57

Abbildung 3.7:	Abhängigkeit der Nitritations- und Nitrationsrate vom Sauerstoffgehalt (mit: $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$, $\mu_{\text{Nitrosomonas}} = 0,76 \text{ d}^{-1}$, $\mu_{\text{Nitrobacter}} = 1,04 \text{ d}^{-1}$, $K_{\text{O}_2, \text{Nitrosomonas}} = 0,3 \text{ mg O}_2/\text{L}$, $K_{\text{O}_2, \text{Nitrobacter}} = 1,0 \text{ mg O}_2/\text{L}$)	58
Abbildung 3.8:	Denitrifikationsrate als Funktion vom pH-Wert (Henze et al. 2002).....	63
Abbildung 3.9:	Denitrifikationsrate als Funktion von der Temperatur und der Art der Kohlenstoffquelle (Henze und Bundgard 1991)	63
Abbildung 4.1:	Einwohnerspezifische Frachten in g/(E·d) bzw. Volumenströme in L/(E·d) in den Teilströmen Grauwasser, Fäzes und Urin des häuslichen Abwassers (DWA 2008).....	66
Abbildung 4.2:	BSB ₅ :TKN:P _{ges} -Verhältnis in kommunalem Abwasser a), Grauwasser b), Grauwasser und Fäzes c) und ideales BSB ₅ :TKN:P _{ges} -Verhältnis zum Abbau der organischen Substanzen d).....	68
Abbildung 4.3:	Systemvarianten neuartiger Sanitärkonzepte; a) 2-Stoffstromsystem „Schwarzwasser“, b) 3-Stoffstromsystem „Urintrennung“ (DWA 2008)	70
Abbildung 4.4:	Einwohnerspezifischer Trinkwasserverbrauch in deutschen Haushalten nach Nutzung des Wassers bezogen auf 112 L/(E·d) nach BDEW (2010)....	76
Abbildung 5.1	Versuchskonfiguration der halbtechnischen SBR-Versuchsanlage mit vorgeschalteter Feststoffseparation.....	90
Abbildung 5.2:	Aufbau der halbtechnischen MBR-Versuchsanlage.....	93
Abbildung 5.3:	Versuchsaufbau des Respirometers (links) und Versuchsauswertung (rechts)	97
Abbildung 5.4	Einfluss der Konservierungsmethode und Lagerungszeit auf das Analyseergebnis	103
Abbildung 6.1:	Korrelation zwischen C _{CSB} und C _{BSB} , C _{CSB} und C _{TOC} bzw. C _{BSB} und C _{TOC} für Roh-Schwarzwasser des Betriebsgebäudes (links) und des Wohnblocks (rechts) (n = Anzahl der Wertepaare, r = Korrelationskoeffizient)	119
Abbildung 6.2:	Korrelation zwischen C _{CSB} , C _{BSB} und C _{TOC} für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser der drei Versuchsanlagen, Oben: Betriebsgebäude, Mitte: Wohnblock, Unten: Bürogebäude	124
Abbildung 6.3:	Korrelation zwischen C _{BSB} und C _{CSB} für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser, Oben links: Betriebsgebäude, Oben rechts: Wohnblock, Unten: Bürogebäude.....	125
Abbildung 6.4:	Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für Roh-Schwarzwasser der Parameter CSB, BSB ₅ , TKN, P _{ges} und AFS.....	128

Abbildung 6.5:	Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser für die Parameter CSB, BSB ₅ , TKN, P _{ges} und AFS.....	130
Abbildung 6.6:	Summenhäufigkeit der Zulaufkonzentrationen (24-h-Mischproben) für Roh-Schwarzwasser (Index Z) und mechanisch gereinigtes Schwarzwasser (Index ZB)	132
Abbildung 6.7:	Zusammenhang zwischen den C _{TKN} /C _{BSB} - und den C _{CSB} /C _{BSB} -Verhältnisswerten im Roh-Schwarzwasser und mechanisch gereinigten Schwarzwasser (links: Betriebsgebäude, rechts: Wohnblock)	133
Abbildung 7.1:	Verlauf der Temperatur und des pH-Wertes zum Zeitpunkt der Probenahme (Nov. 2006 - Feb. 2008).....	140
Abbildung 7.2:	Verlauf des Trockensubstanzgehaltes und des Glühverlustes im SB-Reaktor über den Versuchszeitraum der Versuchsphase I	141
Abbildung 7.3:	Verlauf des TS-Gehaltes und des ISV im SB-Reaktor über den Betrachtungszeitraum Nov. 2006 bis Feb. 2008.....	143
Abbildung 7.4:	Verlauf der Raum- und Schlammbelastung im SB-Reaktor über den gesamten Betrachtungszeitraum.....	144
Abbildung 7.5:	C _{CSB} - und C _{BSB} -Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors im Betrachtungszeitraum Nov. 2006 - Feb. 2008	145
Abbildung 7.6:	Korrelation zwischen Temperatur, pH-Wert und TS _{R,min} und erreichbarer C _{CSB} -Konzentration im Ablauf im Betriebszeitraum des SB-Reaktors mit Roh-Schwarzwasser (Phase I.1).....	146
Abbildung 7.7:	C _{TKN} ⁻ , S _{NO3} ⁻ und S _{NO2} ⁻ -Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors für den Betrachtungszeitraum Nov. 2006 - Feb. 2008	147
Abbildung 7.8:	Korrelation der Abwassertemperatur und des pH-Wertes mit der C _{TKN} -Ablaufkonzentration bei der biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser.....	148
Abbildung 7.9:	Vergleich des theoretischen und tatsächlich denitrifizierten NO ₃ -N für bei der biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser	149
Abbildung 7.10:	C _P und S _{PO4} Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors im Betrachtungszeitraum Nov. 2006 - Feb. 2008	151
Abbildung 7.11:	Flockenmorphologie des Belebtschlammes des SB-Reaktors aus der Versuchsphase I.1 bei 100-facher Vergrößerung	152

Abbildung 7.12: Identifizierung der fadenförmigen Organismen im Belebtschlamm des SB-Reaktors aus der Versuchsphase I.1 bei 200-facher Vergrößerung, links: Gramfärbung Übersicht, rechts: Neisserfärbung Übersicht	152
Abbildung 7.13: Verlauf des TS-Gehaltes und des ISV (links) sowie der BSB ₅ -Schlamm- und Raumbelastung (rechts) im SB-Reaktor über den Versuchsverlauf der Untersuchungsphase II	156
Abbildung 7.14: Flockenmorphologie des Belebtschlammes der SBR-Anlage aus der Untersuchungsphase II bei 100-facher Vergrößerung	157
Abbildung 7.15: Verlauf C _{CSB} ⁻ , S _{CSB} ⁻ und C _{BSB} ⁻ -Konzentrationsprofile (links) sowie C _{TOC} ⁻ und S _{DOC} ⁻ -Konzentrationsprofile (rechts) im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors während der Versuchsphase II.....	158
Abbildung 7.16: C _{TKN} ⁻ und S _{NO₃} ⁻ sowie C _P und S _{PO₄} -Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors während der Versuchsphase II.....	159
Abbildung 7.17: Vergleich des theoretischen und tatsächlich denitrifizierten NO ₃ -N bei der biologischen Behandlung von Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung	159
Abbildung 7.18: Verlauf des TS-Gehaltes und des GV des MBR-Wohnblock über den Versuchszeitraum	162
Abbildung 7.19: Flockenmorphologie des Belebtschlammes des MBR-Wohnblock bei 100-facher Vergrößerung (links), Öltröpfchen die zwischen den Flocken erkennbar sind (rechts).....	163
Abbildung 7.20: Verlauf der Raum- und Schlammbelastung im MBR des Wohnblocks.....	164
Abbildung 7.21: Verlauf der Temperatur und des pH-Wertes als Tagesmittelwerte der PLS-Aufzeichnungen im Permeat des MBR-Wohnblock (Feb. – Nov. 2007)....	165
Abbildung 7.22: C _{CSB} ⁻ und C _{BSB} ⁻ -Konzentrationsprofile im Zulauf und Permeat des MB-Reaktors am Wohnblock im Betrachtungszeitraum Apr. – Nov. 2007.....	166
Abbildung 7.23: Ergebnisse von Filtrationsversuchen des Permeats des MBR-Wohnblock. Darstellung als Differenz-CSB des Filtrats zum vorhergehenden Filtrationsschritt (n = 5).....	166
Abbildung 7.24: C _{TKN} und S _{NO₃} Konzentrationsprofile im Zulauf und Permeat des MB-Reaktors am Wohnblock im Betrachtungszeitraum Apr. – Nov. 2007.....	167
Abbildung 7.25: Leitfähigkeit und pH-Wert im Permeat des MB-Reaktors am Wohnblock im Betrachtungszeitraum Apr. – Nov. 2007	169
Abbildung 7.26: Netto-Fluss und Permeabilität des MBR-Wohnblock normiert auf 10°C, Darstellung als Tagesmittelwerte	170

Abbildung 7.27: Vereinfachtes Verfahrensbild des Schwarzwasserkreislaufes am Bürogebäude in Oberhausen (Knerr et al. 2010).....	172
Abbildung 7.28: Biomassenentwicklung im MBR-Oberhausen über den Versuchszeitraum Juni 2008 bis März 2009	174
Abbildung 7.29: Verlauf der endogenen Atmung $OVR_{C,g}$ im MBR-Bürogebäude über den Versuchszeitraum Juni 2008 bis März 2009	175
Abbildung 7.30: Verlauf der Raum- und Schlammbelastung im MBR-Bürogebäude über den Versuchszeitraum Juni 2008 bis März 2009	176
Abbildung 7.31: C_{CSB^-} und C_{BSB^-} -Konzentrationsprofile im Permeat des MBR-Bürogebäude aufgetragen über die Temperatur (Juni 2008 bis November 2008).....	177
Abbildung 7.32: C_{TKN^-} , $S_{NO_3^-}$ und $S_{NO_2^-}$ -Konzentrationsprofile im Zulauf und Permeat (MBR-Bürogebäude) aufgetragen über die Temperatur und die Säurekapazität (Juni 2008 bis März 2009)	178
Abbildung 7.33: C_P^- und $S_{PO_4^-}$ -Konzentrationsprofile im Zulauf und Permeat des MBR-Bürogebäude aufgetragen über die Phosphorfracht (Betrachtungszeitraum: Juni 2008 bis November 2008)	180
Abbildung 7.34: Verlauf der Leitfähigkeit im Zulauf und Permeat des MBR-Bürogebäude aufgetragen über die Säurekapazität im Permeat und den Betrachtungszeitraum.....	181
Abbildung 7.35: Netto-Flux und Permeabilität des MBR-Bürogebäude normiert auf 10°C als Tagesmittelwerte	182
Abbildung 7.36: Korrelation der organischen Belastung mit Wirkungsgrad η und Umsatzrate r , a) SBR mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser, b) MBR-Wohnblock, c) MBR-Bürogebäude	187
Abbildung 7.37: Darstellung des Transmembrandrucks über den Fluss, links: MBR-Wohnblock, rechts MBR-Bürogebäude	197
Abbildung 8.1: S_{CSB^-} , S_{DOC^-} und C_{BSB^-} -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Temperatur zum Zeitpunkt der Probenahme.....	205
Abbildung 8.2: S_{CSB^-} , S_{DOC^-} und C_{BSB^-} -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration der homogenisierten Probe	206
Abbildung 8.3: S_{CSB^-} , S_{DOC^-} und C_{BSB^-} -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Schlammbelastung bei einem Schlammalter von 35 d.....	207
Abbildung 8.4: S_{CSB^-} , S_{DOC^-} und C_{BSB^-} -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Schlammbelastung bei einem Schlammalter von 20 d.....	207

Abbildung 8.5:	Abhängigkeit der Stoffwechselaktivität der heterotrophen Biomasse von der CSB-Schlammbelastung (hier F/M-Verhältnis) und vom Schlammalter	208
Abbildung 8.6:	Abhängigkeit der Ablaufqualität von der Leitfähigkeit des Zulaufs	209
Abbildung 8.7:	Messergebnisse eines aeroben Standversuches zur Bestimmung der abbaubaren CSB-Fractionen in Schwarzwasser bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d und einem F/M-Verhältnis von 1,030 g CSB/g oTS	211
Abbildung 8.8:	Messergebnisse zweier paralleler aerober Standversuche zur Bestimmung der aktiven Biomasse X_{BH} im mechanisch gereinigten Schwarzwasser (links), Linearisierung der exponentiellen Phase des Ansatzes mit ATH (rechts)	212
Abbildung 8.9:	Ergebnisse zweier Stabilisierungsversuche zur Bestimmung der Absterberate $b_{H,Netto}$ bei einer Versuchstemperatur von 20 °C.....	215
Abbildung 8.10:	Einfluss des Anteils der inerten Zerfallsprodukte f_p auf die Absterberate $b_{H,20}$ (rechnerisch)	216
Abbildung 8.11:	Bestimmung der Halbwertskonstante für Sauerstoff K_{O_2} bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d und einer Versuchstemperatur von 20 °C ...	220
Abbildung 8.12:	Bestimmung der Halbwertskonstanten K_{CSB} bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d und einer Versuchstemperatur von 20 °C	222
Abbildung 8.13:	Fractionen des Gesamt-CSB des mechanisch gereinigten Schwarzwassers als Medianwerte aller Messungen im Vergleich zu Bornemann et al. (1999)	225
Abbildung 8.14:	Einfluss der Probenvorbereitung auf den Gehalt an abbaubaren organischen Substanzen S_s ; ungekühlte Probe (links), bei $4,0 \pm 0,5$ °C gekühlte Probe (rechts)	226
Abbildung 8.15:	Einfluss des Anteils der inerten Zerfallsprodukte f_p auf die Absterberate $b_{H,20}$ und Wachstumsrate $\mu_{H,max,20}$ heterotropher Bakterien.....	233
Abbildung 8.16:	Verlauf der Konzentrationen von S_{NH_4} , S_{NO_2} , S_{O_2} und des pH-Wertes während der Reaktionszeit eines Zyklus bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d.....	237
Abbildung 8.17:	Ergebnisse eines aeroben Standversuches (Phase I, $t_{TS} = 35$ d) mit 40 mg NH_4-N/L	239
Abbildung 8.18:	Ergebnisse eines aeroben Standversuches (Phase I, $t_{TS} = 35$ d) mit 15 mg NO_2-N/L	241

Abbildung 8.19: Ergebnisse zweier paralleler aerober Standversuche (Phase I, $t_{TS} = 35$ d) zur Ermittlung der Stickstoffsubstratatzung $OVR_{N,s}$ ($TS = 3,21$ g/L, $oTS = 1,90$ g/L).....	242
Abbildung 8.20: Konzentrationsverläufe sowie berechnete Umsatzraten eines aeroben Standversuches (Phase II, $t_{TS} = 35$ d) mit 40 mg NH_4-N/L	244
Abbildung 8.21: Gemessene und errechnete $S_{NH_4^-}$ und $S_{NO_2^-}$ -Konzentration, gemessene Gesamtstickstoffatzung $OVR_{N,max}$ und errechnete Ammoniumatzung $OVR_{NH_4,max}$	245
Abbildung 8.22: Kurvenverläufe von OVR_N einschließlich der $OVR_{C+N,g}$ ($t_{TS} = 35$ d) für verschiedene Ausgangskonzentrationen an NH_4-N ($TS = 3,68$ g/L, $oTS = 2,21$ g/L).....	247
Abbildung 8.23: Bestimmung des Sättigungsbeiwertes K_N und der maximalen Stickstoffatzung $v_{N,max}$ bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d und einer Versuchstemperatur von 20 °C.....	248
Abbildung 8.24: Bestimmung des Sättigungsbeiwertes K_{NH_4} und der maximalen Stickstoffatzung $v_{NH_4,max}$ bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d anhand von $S_{NH_4^-}$ -Abbaukurven	250
Abbildung 8.25: Kinetik der Nitrifikation bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d	252
Abbildung 8.26: Kinetik der Nitrifikation bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d	252
Abbildung 8.27: Substratüberschuss-Hemmung der Nitrifikation unter Betriebsbedingungen bei $t_{TS} = 35$ d	254
Abbildung 8.28: Umsatzraten der Ammoniumoxidierer und Nitritoxidierer in Abhängigkeit von der Temperatur bei $t_{TS} = 20$ d	255

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1:	Prozentuale Anteile des S_i , S_s , X_i , X_s und X_{HB} am C_{CSB} verschiedener Literaturquellen nach Henze (1992), ergänzt	29
Tabelle 3.1:	Begriffe zur Beschreibung der Ernährungsweise von Mikroorganismen nach Nowak (1996), verändert	44
Tabelle 3.2:	Klassifikation der in biologischen Reinigungssystemen vorkommenden Mikroorganismen (Rheinheimer et al. 1988).....	45
Tabelle 3.3:	Literaturzusammenstellung von Wachstumsraten $\mu_{max,H}$, Absterberaten b_H und Ertragskoeffizienten Y_H für den Abbau organischer Abwasserinhaltsstoffe.....	47
Tabelle 3.4:	Literaturzusammenstellung von Wachstumsraten $\mu_{max,A}$, Absterberaten b_A und Ertragskoeffizienten Y_A für die Nitrifikation	52
Tabelle 3.5:	Literaturzusammenstellung zur Hemmwirkung von Allylthioharnstoff (ATH) nach Rheinheimer et al. (1988), ergänzt	60
Tabelle 4.1:	Stoffströme des häuslichen Schmutzwassers nach Herbst (2008), verändert.....	66
Tabelle 4.2:	Ausgewählte Projekte und wissenschaftliche Arbeiten zum Thema neuartiger Sanitärkonzepte im deutschsprachigen Raum, nach Herbst (2008), ergänzt.....	72
Tabelle 4.3:	Darstellung der chemisch-physikalischen Schwarzwasserzusammensetzung einiger Literaturquellen für Schwarzwasser aus Spültoiletten im Vergleich zu hoch konzentriertem häuslichem Abwasser (k. A. = keine Angabe).....	79
Tabelle 4.4:	Darstellung der chemisch-physikalischen Schwarzwasserzusammensetzung einiger ausgewählter Literaturquellen für Schwarzwasser aus Vakuumtoiletten nach Wendland (2009), verändert	80
Tabelle 4.5:	Einwohnerspezifische Frachten einiger Literaturquellen für Schwarzwasser nach Londong und Hartmann (2006), ergänzt.....	81
Tabelle 4.6:	Bandbreite der in der Fachliteratur angegebenen Mengen und Konzentrationen von Schwarzwasser aus Spültoiletten sowie einwohnerspezifischen Frachten	83
Tabelle 5.1:	Versuchsansätze und Zielsetzungen an den verschiedenen Versuchsanlagen.....	88

Tabelle 5.2:	Kenndaten des Membran-Bio-Reaktors	94
Tabelle 5.3:	Matrix der mit den zu untersuchten Parametern durchgeführten Konservierungsversuche	102
Tabelle 5.4:	Konservierungsart und Analysemethoden	105
Tabelle 6.1:	Statistische Auswertung des täglich den Versuchsanalgen zugeflossenen Schwarzwasservolumenstroms als Summenwert in L/d bzw. als einwohnerspezifischer Wert in L/(E·d)	114
Tabelle 6.2:	Zusammenstellung der chemischen-physikalischen Zusammensetzung von Roh-Schwarzwasser der drei Versuchsstandorte als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl der Messwerte)	117
Tabelle 6.3:	Zusammenstellung der ermittelten Verhältniswerte der Roh-Schwarzwasser Inhaltsstoffe des Betriebsgebäudes und des Wohnblocks als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl der Wertepaare).....	118
Tabelle 6.4:	Zusammenstellung der chemisch-physikalischen Zusammensetzung von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte).....	121
Tabelle 6.5:	Zusammenstellung der Verhältniswerte der in mechanisch gereinigtem Schwarzwasser enthaltenen Inhaltsstoffe der drei Versuchsanlagen als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl der Wertepaare).....	126
Tabelle 6.6:	Medianwerte der Schwermetallgehalte im mechanisch gereinigten Schwarzwasser des Wohnblocks im Vergleich mit denen in Urin nach DWA (2008)	127
Tabelle 6.7:	Vergleich der am Wohnblock ermittelten einwohnerspezifischen Frachten für Roh-Schwarzwasser zu verschiedenen Literaturwerten.....	135
Tabelle 6.8:	Einwohnerspezifischen Frachten für Schwarz- und Grauwasser im Vergleich mit einwohnerspezifischen Frachten für kommunales Abwasser (SW: Schwarzwasser; GW: Grauwasser)	137
Tabelle 7.1:	Zusammenstellung der Netto-Wachstumsraten der drei Versuchsanlagen für ausgewählte Versuchszeiträume	183
Tabelle 7.2:	Mittlere Zulaufkonzentrationen, Permeat-Konzentration (einschließlich Standardabweichung) und Wirkungsgrade der Untersuchungen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) hinsichtlich der Parameter C_{BSB} und C_{CSB}	189
Tabelle 7.3:	Vergleich der Stickstoff- bzw. Phosphorelimination der Versuchsanlagen bei Anlagenbetrieb mit NaOH-Dosierung zur pH-Anpassung	194

Tabelle 7.4:	Mittlerer Zulaufkonzentrationen, Permeat-Konzentration einschließlich Standardabweichung und Wirkungsgrade der Untersuchungen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) hinsichtlich der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor.....	195
Tabelle 7.5:	Wasserqualitäten und Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen der Pilotanlage getrennt für Normalbetrieb und Recyclingbetrieb.....	198
Tabelle 8.1:	Betriebskennwerte der SBR-Versuchsanlage bei den vergleichenden Untersuchungen verschiedener Belastungszustände	204
Tabelle 8.2:	Statistische Auswertung der experimentell ermittelten CSB-Fraktionen in mechanisch gereinigtem Schwarzwasser in Abhängigkeit vom Schlammalter des Belebtschlammes	213
Tabelle 8.3:	Absterberaten b_H und Fraktion der aktiven Biomasse im Belebtschlamm $X_{BH,R}$ in Abhängigkeit vom Schlammalter bei 20 °C (n = 2)	215
Tabelle 8.4:	Ergebnisse der experimentell ermittelten kinetischen und stöchiometrischen Parameter $\mu_{H,max}$, $v_{H,max}$, k_h und Y_H des heterotrophen Stoffwechsels in mechanisch gereinigtem Schwarzwasser in Abhängigkeit vom Schlammalter bei 20 °C.....	218
Tabelle 8.5:	Zusammenfassende Darstellung der erzielten Ablaufqualität bzgl. der Parameter S_{CSB} und S_{DOC} in Abhängigkeit vom Schlammalter (Anzahl der Messwerte: n = 12)	223
Tabelle 8.6:	Zusammenfassende Darstellung der in Laborversuchen ermittelten Daten der CSB-Fraktionen und des heterotrophen Stoffwechsels im Vergleich zu den Standardwerten von Bornemann et al. (1999).....	235
Tabelle 8.7:	Untersuchungsergebnisse der Stickstoffelimination der SBR-Anlage als Medianwerte (Werte im Klammer: Minimal- bzw. Maximalwerte).....	238
Tabelle 8.8:	Zusammenstellung der ermittelten spezifischen Sauerstoffverbrauchswerte der Nitrifikation, Nitritation und Nitratation	245
Tabelle 8.9:	Zusammenstellung der ermittelten spezifischen maximalen Sauerstoffverbrauchsraten der Nitrifikation im Vergleich zur Betriebsatmung.....	246
Tabelle 8.10:	Zusammenstellung der ermittelten kinetischen Konstanten der Gesamt-Nitrifikation (T = 20 °C, pH = 7,5 ± 0,2)	249
Tabelle 8.11:	Zusammenstellung der ermittelten kinetischen Konstanten der Nitritation.....	251

Tabelle 8.12:	Zusammenstellung der ermittelten kinetischen Konstanten der Nitritation.....	253
Tabelle 8.13:	Zusammenstellung der ermittelten Ertragskoeffizienten der Nitritation.....	256

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AbwV	Abwasserverordnung
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
ASM	Activated Sludge Model
ASS	Absetzbare Stoffe
ATH	Allylthioharnstoff
ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (jetzt DWA)
BDEW	Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V.
b_A	Absterberate der autotrophen Mikroorganismen
b_H	Absterberate der heterotrophen Mikroorganismen
$b_{H,Netto}$	Netto-Absterberate der heterotrophen Mikroorganismen
B_R	Raumbelastung
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
BSB_5	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
B_{TS}	Schlammbelastung
Cd	Cadmium
CH_3COOH	Essigsäure
CO_2	Kohlendioxid
CO_3^{2-}	Karbonation
Cr	Chrom
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
C_{XYZ}	Konzentration eines Stoffes XYZ aus der homogenisierten Probe ($C_{XYZ} = S_{XYZ} + X_{XYZ}$)
DOC	Dissolved Organic Carbon
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ehemals ATV-DVWK)
e^k	Temperaturkorrekturwert
EGW	Einwohnergleichwert
EPA	Environmental Protection Agency
EtOH	Ethanol
F/M	Verhältnis von Substrat (F = Food) zu Biomasse (B = Biomass)

f_p	Anteil der inerten Zerfallsprodukte
GV	Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe
H^+	Wasserstoffion
HCl	Salzsäure
Hg	Quecksilber
HNO_2	Salpetrige Säure
H_2O	Wasser
H_2CO_3	Kohlensäure bzw. Kohlenstoffsäure
H_2SO_4	Schwefelsäure
HCO_3^-	Hydrogenkarbonation
i_N	Spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation
i_{NH_4}	Spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Ammoniumoxidation
i_{NO_2}	Spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Nitritoxidation
ISV	Schlammindex
$K_{B8,2}$	Basekapazität bis pH 8,2
KCl	Kalium-Chlorid
K_{CSB}	Halbwertskonstante für CSB
k_h	Hydrolyserate
K_m	MICHAELIS-MENTEN-Konstante
$KMnO_4$	Kaliumpermanganat
K_N	Halbwertskonstante für die Nitrifikation
K_{NH_4}	Halbwertskonstante für Ammonium
K_{NO_2}	Halbwertskonstante für Nitrit
K_{O_2}	Halbwertskonstante der Sauerstoffaufnahme der heterotrophen Bakterien
$K_{O_2,N}$	Halbwertskonstante der Sauerstoffaufnahme infolge Nitrifikation
K_{O_2,NH_4}	Halbwertskonstante der Sauerstoffaufnahme infolge Ammoniumoxidation
K_{O_2,NO_2}	Halbwertskonstante der Sauerstoffaufnahme infolge Nitritoxidation
$K_{S4,3}$	Säurekapazität bis pH 4,3
LF	Leitfähigkeit
mAFS	mineralischer Anteil der abfiltrierbaren Stoffe
MBR	Membran-Bio-Reaktor
N_2	elementarer Stickstoff
NaCl	Natrium-Chlorid
N_{anorg}	anorganischer Stickstoff

NaOH	Natronlauge
NASS	Neuartige Sanitärsysteme
N_{ges}	Stickstoff, gesamt
NH_3	Ammoniak
NH_3-N	Ammoniak-Stickstoff
NH_4^+	Ammonium
NH_4Cl	Ammonium-Chlorid
NH_4-N	Ammonium-Stickstoff
NH_2OH	Hydroxylamin
Ni	Nickel
N_{org}	organischer Stickstoff
NO_2^-	Nitrit
NO_2-N	Nitrit-Stickstoff
NO_3^-	Nitrat
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff
NO_3-N_D	zu denitrifizierender Nitrat- Stickstoff
NO_x-N	Summe NO_2-N und NO_3-N
O_2	Sauerstoff
oAFS	organischer Anteil der abfiltrierbaren Stoffe
ortho-P	Phosphor, ortho
oTS	organischer Anteil der Trockensubstanz
OV	Sauerstoffverbrauch
OV_{S_s}	Sauerstoffverbrauch infolge Oxidation der CSB-Fraktion S_s
OV_{X_s}	Sauerstoffverbrauch infolge Oxidation der CSB-Fraktion X_s
OVR	Sauerstoffverbrauchsrate
OVR_C	Sauerstoffverbrauchsrate infolge Kohlenstoffelimination
$OVR_{C,g}$	endogene Sauerstoffverbrauchsrate infolge Kohlenstoffelimination
$OVR_{C,max}$	maximale Sauerstoffverbrauchsrate infolge Kohlenstoffelimination
OVR_{C+N}	Sauerstoffverbrauchsrate der Kohlenstoff- und Stickstoffelimination
$OVR_{C+N,g}$	endogene Sauerstoffverbrauchsrate infolge Kohlenstoff- und Stickstoffelimination
$OVR_{C+N,max}$	maximale Sauerstoffverbrauchsrate infolge Kohlenstoff- und Stickstoffelimination
OVR_N	Sauerstoffverbrauchsrate infolge Stickstoffelimination

$OVR_{N,max}$	maximale Sauerstoffverbrauchsrate infolge Stickstoffelimination
OVR_{NH_4}	Sauerstoffverbrauchsrate infolge Ammoniumoxidation
$OVR_{NH_4,max}$	maximale Sauerstoffverbrauchsrate infolge Ammoniumoxidation
OVR_{NO_2}	Sauerstoffverbrauchsrate infolge Nitritoxidation
$OVR_{NO_2,max}$	maximale Sauerstoffverbrauchsrate infolge Nitritoxidation
Pb	Blei
P_{ges}	Phosphor, gesamt
PO_4-P	Ortho-Phosphat
SBR	Sequencing-Batch-Reaktor
S_i	Fraktion des gelöst inerten CSB
$S_{i,geb}$	Fraktion des gebildeten gelöst inerten CSB
S_s	Fraktion des gelöst leicht abbaubaren CSB
S_{XYZ}	Konzentration eines Stoffes XYZ aus der filtrierten Probe ($S_{XYZ} = C_{XYZ} - X_{XYZ}$)
T	Temperatur
t_{Ab}	Dauer der Dekantierphase im SBR-Zyklus
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen
TMP	Transmembraner Druck
TOC	Total Organic Carbon
t_R	Dauer der reaktiven Prozessphasen im SBR-Zyklus
TS	Trockensubstanzgehalt
TS_R	Trockensubstanzgehalt im SB-Reaktor
$TS_{R,min}$	Trockensubstanzgehalt im SB-Reaktor bei minimalem Wasserspiegel
t_{Sed}	Dauer der Sedimentationsphase im SBR-Zyklus
TS_R	Trockensubstanzgehalt im Reaktor
t_{TS}	Schlammalter
TU KL	Technische Universität Kaiserslautern
t_z	Zyklusdauer
v	Stoffwechselrate
V_{BB}	Volumen des Belebungsbeckens
V_D	Für die Denitrifikation genutztes Volumen des Belebungsbeckens
v_h	Hydrolysegeschwindigkeit
$v_{H,max}$	maximale Stoffwechselrate der heterotrophen Biomasse
$v_{N,max}$	maximale Stoffwechselrate der autotrophen (nitrifizierenden) Biomasse
$v_{NH_4,max}$	maximale Stoffwechselrate Ammoniumoxidanten

v_{NO_2}	momentane Stoffwechselrate Nitritoxidanten
$v_{NO_2,max}$	maximale Stoffwechselrate Nitritoxidanten
X_B	Fraktion der aktiven Biomasse
X_{BA}	Fraktion der aktiven autotrophen Biomasse
X_{BH}	Fraktion der aktiven heterotrophen Biomasse
$X_{BH,R}$	Fraktion der aktiven heterotrophen Biomasse im Reaktor (Belebtschlamm)
X_i	Fraktion des partikulär inerten CSB
X_P	Fraktion der abgestorbenen Biomasse
X_S	Fraktion des partikulären langsam abbaubaren CSB
X_{XYZ}	Konzentration der partikulären Bestandteile eines Stoffes XYZ ($X_{XYZ} = C_{XYZ} - S_{XYZ}$)
Y	Ertragskoeffizient
Y_H	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse
Y_A	Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse (hier Y_N)
Y_N	Ertragskoeffizient der Nitrifikanten
Y_{NH_4}	Ertragskoeffizient der Ammoniumoxidanten
Y_{NO_2}	Ertragskoeffizient der Nitritoxidanten
ZKA-KL	Zentralkläranlage Kaiserslautern
Zn	Zink
ΔV	Austauschverhältnis
ΔV_R	Austauschvolumen
κ	Temperaturkoeffizient
μ	Wachstumsrate
$\mu_{A,max}$	maximale Wachstumsrate der autotrophen Bakterien
$\mu_{H,max}$	maximale Wachstumsrate der heterotrophen Bakterien

1 Einleitung

1.1 Hintergrund und Problemstellung

Seit einigen Jahren werden weltweit sogenannte „Neuartige Sanitärsysteme“ (NASS), die sich an dem Grundgedanken des Stoffstrommanagements orientieren, entwickelt und erforscht. Unter dem Begriff NASS¹ werden dabei ressourcenorientierte Konzepte zur Abwasserbewirtschaftung zusammengefasst. Der wesentliche Grundsatz dieser Konzepte besteht darin, Abwasserströme bei zu Wohnzwecken genutzten Anlagen nach ihrer Zusammensetzung zu trennen (Stoffstromtrennung) und einer differenzierten Behandlung zuzuführen, sodass durch Nutzung bzw. Wiederverwendung von Wasser- und Abwasserinhaltsstoffen (stoffliche Verwertung) eine Minderung der Gewässerbelastung (Abwassermeidung) und die Schließung von Wasser- und Nährstoffkreisläufen erreicht wird (DWA 2008).

Grauwasser stellt mit 60 % bis 70 % mengenmäßig den größten, aber auch den am niedrigsten belasteten Teilstrom häuslichen Abwassers dar (Otterpohl 2002). In den zurückliegenden Jahren hat sich deshalb eine Vielzahl von Projekten und wissenschaftlichen Arbeiten mit der Thematik der getrennten Ableitung, Aufbereitung und Wiederverwendung dieses Teilstroms befasst. Zu nennen sind u.a. die Arbeiten von Friedler et al. (2005), Jefferson et al. (2001), Keyzers et al. (2008), Knerr et al. (2008a), König (2009), Li et al. (2009), Li (2004), Nolde (1999), Nolde (2005) und Otterpohl (2002).

Rd. 30 % bis 40 % des durchschnittlichen Trinkwasserverbrauchs in deutschen Haushalten entfällt auf die Toilettenspülung (BDEW 2010). Das dabei anfallende Abwasser, das sogenannte Schwarzwasser, enthält neben dem Spülwasser die Fäkalien Urin und Fäzes sowie Toilettenpapier. Es ist durch eine vergleichsweise hohe organische Verschmutzung, hohe Nährstoffkonzentrationen sowie sehr hohe Gehalte an Bakterien bzw. Keimen gekennzeichnet (Knerr et al. 2011). Die bisherigen Untersuchungen im Bereich der Schwarzwasserbehandlung konzentrieren sich zumeist auf die Erforschung und Anwendung von Anaerob-Verfahren (Kujawa-Roeleveld et al. 2005; Wendland 2009), die i.d.R. in Kombination mit Vakuumsystemen zur Schwarzwassererfassung und -ableitung eingesetzt werden. Die primäre Zielsetzung liegt hierbei in der Nutzung des im Schwarzwasser enthaltenen Energiepotenzials sowie der Nutzung der im Schwarzwasser enthaltenen Nährstoffe.

Eine Möglichkeit, den Komfort konventioneller Spültoiletten mit den Grundgedanken Neuartiger Sanitärsysteme zu verschmelzen, stellt die Aufbereitung von Schwarzwasser mittels des

¹ Weitere Benennungen und Synonyme für Neuartige Sanitärsysteme (NASS) sind u.a.: Alternative Wassersysteme (AWS), Decentralised Sanitation and Reuse (DeSa/R), Ecological Sanitation (ecosan), Resource Orientated Sanitation (ROSA), Sustainable Sanitation (SuSan) (DWA 2008)

Belebungsverfahrens dar. Hierbei erfolgt die Wiederverwendung des über die biologische Behandlung hinaus aufbereiteten Schwarzwassers zur Toilettenspülung, womit der häusliche Schwarzwasserkreislauf geschlossen werden kann (Knerr et al. 2007a; Lindner et al. 2004; Otterpohl et al. 1999) und ggf. Grauwasser für höherwertige Wiederverwendungszwecke zur Verfügung steht (Knerr et al. 2008a; Knerr et al. 2008b; Li 2004).

Die in diesem Zusammenhang bisher durchgeführten Untersuchungen beschränken sich vornehmlich auf die Entwicklung einer zur Schließung des Schwarzwasserkreislaufes geeigneten Verfahrenskette (Antholz et al. 2010; Atasoy et al. 2007a; Atasoy et al. 2007b; Braun et al. 2008; Knerr et al. 2009a; Knerr et al. 2009b; Knerr et al. 2009c; Lindner 2008; Lindner et al. 2004). Die Übertragbarkeit der Gesetzmäßigkeiten des aeroben Reinigungsprozesses aus der kommunalen Anwendung des Belebungsverfahrens ist aufgrund der Schwarzwasserzusammensetzung allerdings nur bedingt möglich (Knerr et al. 2007b; Knerr et al. 2011). Auch existieren bisher nur sehr wenige Angaben über Mengen und Zusammensetzung des Stoffstroms Schwarzwasser. So wurde auf die Angabe von einwohnerspezifischen Werten zum Teilstrom Schwarzwasser in DWA (2008) verzichtet. Eine systematische Erforschung der Zusammensetzung und der Prozesse der aeroben Behandlung von Schwarzwasser ist folglich dringend erforderlich, zumal die Kenntnis dieser Grundlagen einen wesentlichen Beitrag zur weiteren technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Schwarzwasseraufbereitungsanlagen leisten kann.

1.2 Zielsetzung der Arbeit und Vorgehensweise

Trotz der in den zurückliegenden Jahren durchgeführten Forschungsarbeiten zur Schließung des Schwarzwasserkreislaufes mangelt es an Untersuchungen zur Zusammensetzung und aeroben Behandlung von Schwarzwasser. Grundlegende Voraussetzung für eine Planung von Anlagen zur Behandlung von Schwarzwasser sind gesicherte Berechnungsgrundlagen sowie Berechnungsmethoden. Dies ist im Hinblick auf den Teilstrom Schwarzwasser nicht in einem ausreichenden Maße gegeben. Damit lassen sich die primären Ziele der vorliegenden Arbeit wie folgt formulieren:

- Gewinn vertiefender Erkenntnisse zur chemisch-physikalischen Zusammensetzung von Schwarzwasser anhand gängiger Abwasserparameter,
- Ableitung von einwohnerspezifischen Kenndaten für gängige Abwasserparameter,
- Gewinn vertiefender Erkenntnisse über die Eliminationsmechanismen für organische Verbindungen sowie der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in Schwarzwasser.

Die vorliegende Arbeit soll somit in erster Linie einen Beitrag zur Schaffung zuverlässiger Grundlagen als Ausgangspunkt zur Erarbeitung von Berechnungsmethoden zur Dimensionierung von Belebungsanlagen zur Schwarzwasserbehandlung liefern. Dabei soll die Kinetik des biologischen Reinigungsprozesses von Schwarzwasser erforscht, aber auch die Auswirkungen

der für die Bemessung und den Betrieb von aeroben biologischen Behandlungsanlagen relevanten Parameter auf den biologischen Reinigungsprozess systematisch untersucht werden.

In diesem Zusammenhang soll zudem geklärt werden, ob und wo sich der aerobe Reinigungsprozess von Schwarzwasser gegenüber dem von kommunalem Abwasser unterscheidet und welche Auswirkungen sich daraus hinsichtlich des Eliminationsverhaltens ergeben. Bisher fehlen weitgehend entsprechende Untersuchungen.

Zur Schließung der oben angesprochenen Kenntnislücken wurden folgende Versuchsansätze gewählt:

- Messtechnische Untersuchung von Schwarzwasser aus Spültoiletten verschiedener Versuchsstandorte zur systematischen Erfassung der Quantität und chemisch-physikalischen Qualität von Roh-Schwarzwasser und Schwarzwasser nach mechanischer Feststoffabscheidung.
- Untersuchungen an einer Sequencing-Batch-Reaktor (SBR) Versuchsanlage im halbertechnischen Maßstab unter realen Betriebsbedingungen, die Aufschlüsse über die biologische Behandlung von Roh-Schwarzwasser im Vergleich zu mechanisch gereinigtem Schwarzwasser geben sollen.
- Untersuchungen an einer halbertechnischen Membran-Bio-Reaktor (MBR) Versuchsanlage unter realen Betriebsbedingungen mit dem Ziel, eine bestmögliche Ablaufqualität des aerob biologisch gereinigten Schwarzwassers zu erzielen.
- Untersuchungen an einer halbertechnischen Membran-Bio-Reaktor (MBR) Versuchsanlage unter realen Betriebsbedingungen zur Beurteilung der biologischen Behandlung von Schwarzwasser mit Kreislaufführung.

Ergänzend zu den Untersuchungen an den oben genannten Forschungsanlagen wurden weiterführende Untersuchungen zur weitergehenden Charakterisierung von Schwarzwasser und dessen biologischer Behandlung durchgeführt:

- Fraktionierung der organischen Schwarzwasserinhaltsstoffe in deren biologisch abbaubare und nicht abbaubare Bestandteile, um eine grundsätzliche Aussage über die biologische Behandlung von Schwarzwasser ableiten zu können.
- Untersuchungen an einer halbertechnischen Sequencing-Batch-Reaktor (SBR) Versuchsanlage, die zum Ziel haben, die Auswirkungen der Betriebsparameter Schlammalter und Schlammbelastung auf den biologischen Behandlungsprozess von Schwarzwasser zu ermitteln.
- Durchführung von Laborversuchen (Respirationsmessungen) unter konstanten Versuchsrandbedingungen mit dem Ziel die Kinetik der heterotrophen und autotrophen Schwarzwasser-Belebtschlammbiozönose zu erforschen.

Die vielfältigen Versuchsansätze zielen darauf ab, das Wissen über den Teilstrom Schwarzwasser und dessen Zusammensetzung zu erweitern und das Verständnis des aeroben biologischen Reinigungsprozesses zu fördern. Hiermit wird die Grundvoraussetzung zur Wiederverwendung der flüssigen Phase von Schwarzwasser geschaffen, womit u.a. eine Kreislaufführung des aufbereiteten Schwarzwassers (Verwendung als Toilettenspülwasser) möglich wird.

1.3 Aufbau der Arbeit

In den ersten Kapiteln der Arbeit erfolgt eine Darstellung der wichtigsten Grundlagen mit Relevanz für die durchgeführten Untersuchungen. Neben dem allgemeinen Kenntnisstand zur Charakterisierung von Abwasser (Kapitel 2), wird der Wissensstand der mikrobiologischen Zusammenhänge mit Bedeutung zur eigenen Arbeit dargelegt (Kapitel 3). Abschluss des theoretischen Teils der Arbeit stellt die Erörterung des Wissensstands zu neuartigen Sanitärsystemen dar (Kapitel 4). Ebenso wird in diesem Kapitel der Status Quo zur aeroben Behandlung von Schwarzwasser dokumentiert und bewertet.

Die Konzeption und Durchführung der eigenen Versuche wird in Kapitel 5 dargelegt. Die Ergebnisse der in verschiedenen Versuchsmaßstäben durchgeführten Untersuchungen werden in den Kapiteln 6, 7 und 8 beschrieben und diskutiert. Im letzten Kapitel werden die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt, Schlussfolgerungen gezogen und die Praxisrelevanz der Untersuchungen erörtert. Ein Ausblick, indem u.a. weitere Forschungsfragestellungen im Bereich der Schwarzwasserbehandlung identifiziert werden, bildet den Abschluss der vorliegenden Forschungsarbeit.

2 Parameter zur Beschreibung der Zusammensetzung von Abwasser

Abwasser stellt ein Vielstoffgemisch dar. Neben dem Hauptbestandteil Wasser (> 99 %) enthält es eine große Zahl organischer und anorganischer Verbindungen in gelöster oder partikulärer Form (Koppe und Stozek 1999). Seine Zusammensetzung differiert im Wesentlichen je nach Herkunft (kommunal, industriell), Konzeption des Kanalsystems (Trenn- oder Mischsystem) und Ort und Zeitpunkt der Probennahme, aufgrund der bspw. bereits im Kanalsystem einsetzenden Abbau- und Umwandlungsvorgänge.

Um Abwasser nach Zusammensetzung und Konzentration näher zu beschreiben, aber auch, um die Prozessabläufe in einer Kläranlage zu verfolgen, sind nach physikalischen, chemischen und biologischen Verfahren gewonnene Analysedaten erforderlich. Die abwasserrelevanten anorganischen Parameter (z.B. Ammonium, Phosphat) werden dabei analytisch i.d.R. als Einzelstoffe nachgewiesen. Zur Beschreibung der organischen Verbindungen im Abwasser, die sich Großteils den Stoffgruppen Kohlenhydrate, Proteine, Tenside und Fettsäuren zuordnen lassen, wird dagegen auf die Bestimmung summarischer Wirkungs- und Stoffeigenschaftsgrößen zurückgegriffen. Die hierzu verwendeten Analyseverfahren fassen, angepasst an die Erfordernisse der Abwassertechnik, alle von der jeweiligen Bestimmungsmethode betroffenen Abwasserinhaltsstoffe summarisch zu einem Zahlenwert zusammen (Gujer 2007; Koppe und Stozek 1999; Mudrack und Kunst 2003). Dies ist durch die Tatsache begründet, dass es durch die Vielzahl der anzutreffenden organischen Verbindungen nicht praktikabel ist, diese einzeln zu analysieren.

Aufgrund der relativ einfachen Bestimmbarkeit der Summenparameter hat sich diese Methode, ergänzt durch Einzelstoffanalysen und die Bestimmung physikalischer sowie physikalisch-chemischer Kenngrößen, als konventionelles Verfahren zur Beschreibung (Charakterisierung) von Abwasser und Prozessabläufen in einer Kläranlage etabliert.

In der kommunalen Abwasserreinigung liegen ausreichend Erfahrungswerte vor, sodass kommunales Abwasser ebenso wie der biologische Abwasserreinigungsprozess anhand der klassischen Abwasserparameter relativ gut beschrieben werden kann. Für andere Abwasser-matrices ist es dagegen bedeutsam, die organischen Verbindungen weiter zu klassifizieren, um eine Aussage zu deren Abbaubarkeit, aber auch zu potenziellen Umweltbelastungen treffen zu können. Hierzu werden die organischen Schmutzstoffe in biologisch leicht, biologisch schwer und biologisch nicht abbaubare Stoffe aufgeteilt, die quantitativ in Anteilen des Summenparameters CSB ausgedrückt werden (Bornemann et al. 1998; Henze et al. 1987; Liebeskind 1999). Die Kombination dieser Fraktionen mit physikalischen Stoffeigenschaften des Abwassers führt zu einer Charakterisierung der organischen Belastung, die gegenüber der alleinigen Betrachtung der Summenparameter eine weitergehende Beschreibung des Substrates Abwasser sowie des Abwasserreinigungsprozesses zulässt.

Abbildung 2.1 verdeutlicht die Zusammenhänge der unterschiedlichen Parameter bzw. Stoffmengen und Verfahren zur Charakterisierung von Abwasser. Die nachfolgenden Erläuterungen sollen einen zusammenfassenden Überblick über die gängigsten Parameter zur Charakterisierung von Abwasser sowie deren Interpretation vermitteln.

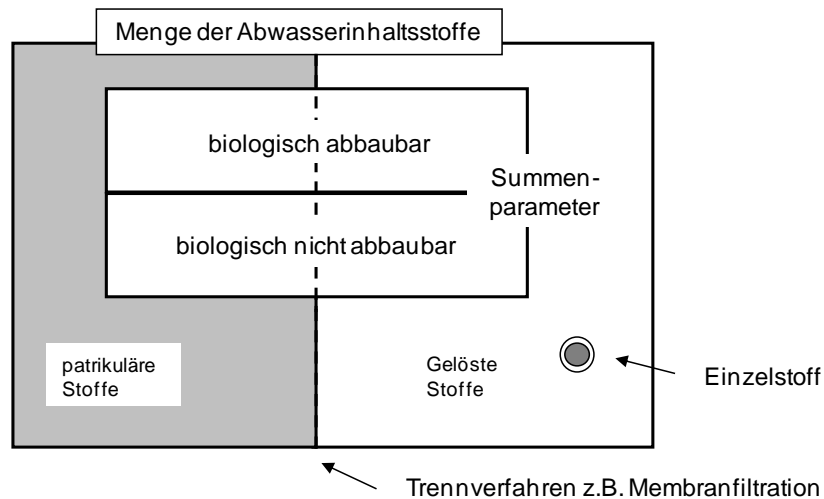


Abbildung 2.1: Summenparameter, Einzelstoffe und Fraktionen der partikulären und gelösten Stoffe des Abwassers nach Gujer (2007), verändert

2.1 Summenparameter und Einzelstoffe

Die nachfolgende Beschreibung orientiert sich an der abwassertechnischen Praxis. Sie unterscheidet die Summenparameter in die Gruppe der Feststoffe und der organischen Verbindungen. Neben Kohlenstoff spielt aber auch Stickstoff in seinen verschiedenen organischen, vor allem aber in seinen anorganischen Formen zur Charakterisierung von Abwasser und Beschreibung der Prozessabläufe in einer Kläranlage eine wichtige Rolle. Phosphor ist neben Stickstoff der zweite wichtige Nährstoff, der weitgehend aus dem Abwasser zu eliminieren ist. Zusätzlich zu den klassischen Summenparametern erfolgt daher die Darstellung der im Abwasser enthaltenen Stickstoff- und Phosphorverbindungen, deren Analyse im Allgemeinen auf Einzelstoffbestimmungen beruht.

2.1.1 Feststoffparameter

Die Fraktion der Feststoffparameter umfasst ungelöste, partikuläre oder suspendierte Stoffe, die aus den verschiedensten Materialien bestehen (Welker 2004). Im Zu- und im Ablauf von Kläranlagen werden diese auf Grund verschiedener Untersuchungsziele methodisch unterschiedlich bestimmt.

Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Feststoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen werden summarisch als **Abfiltrierbare Stoffe (AFS)** erfasst. Als AFS wird das Trockengewicht der Summe aller Feststoffe (Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe) bezeichnet, die nach einer Filtration auf einem Filter mit einer definierten Porenweite verbleiben. Dabei werden methodisch verschiedene Filtermaterialien (Membran, Papier, Glasfaser u.a.) verwendet, die zu variierenden AFS-Resultaten führen können (Welker 2004). Ihr Gehalt wird als Massenkonzentration in g/L angegeben.

Glühverlust (GV) der abfiltrierbaren Stoffe

In einer Abwasserprobe ist neben dem Gesamtgehalt an Feststoffen der Anteil an organischen Feststoffsubstanzen von gesondertem Interesse. Dieser wird in der Abwassertechnik mit dem **Glühverlust (GV)** ausgedrückt. Der GV gibt den Massenverlust an abfiltrierbaren Feststoffen in Prozent an, der durch den Glühprozess (ca. 550 °C) infolge Umwandlung von organischem Kohlenstoff in Kohlendioxid (CO₂) entsteht. Im Allgemeinen wird der GV den organischen Substanzen der AFS-Feststoffe zugeschrieben (Welker 2004), wodurch eine Aussage über den zu erwartenden Sauerstoffverbrauch der Abwasserprobe infolge biochemischer Oxidation in Bezug auf die Feststoffe möglich ist (Gujer 2007).

Absetzbare Stoffe (ASS)

Als **Absetzbaren Stoffe (ASS)** werden diejenigen Feststoffe (ungelöste Sinkstoffe) definiert, die sich in einer Abwasserprobe in einem Absetzbehälter (Imhoff-Trichter) im Laufe von zwei Stunden absetzen (Koppe und Stozek 1999). Dabei wird der Volumenanteil der absetzbaren Stoffe im Abwasser in mL/L erfasst.

2.1.2 Organische Verbindungen

Wegen der stark sauerstoffzehrenden Wirkung abbaubarer organischer Verbindungen stellt deren Elimination vor der Einleitung in natürliche Gewässer historisch gesehen die anfängliche Motivation für die Entwicklung der biologischen Abwasserreinigung dar (ATV 1997). In diesem Kapitel sollen diejenigen Parameter beschrieben werden, die mit Hilfe von verschiedenen Methoden die Summe an organischen Kohlenstoffverbindungen im Abwasser umfassen.

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der **Chemische Sauerstoffbedarf (CSB)** ist ein Summenparameter, der die chemisch oxidierbaren Kohlenstoffverbindungen erfasst. Er wird durch die Menge an Sauerstoff ausgedrückt, die zur vollständigen Oxidation von organischen Verbindungen zu Kohlendioxid (CO₂)

und Wasser erforderlich ist (Gujer 2007). Der Verbrauch an Sauerstoff wird indirekt über den Verbrauch des Oxidationsmittels Kaliumdichromat ($K_2Cr_2O_7$) bestimmt, der in O_2 -Einheiten umgerechnet wird.

Der CSB charakterisiert folglich eine definierte Wirkung aller mit $K_2Cr_2O_7$ reagierenden Substanzen (Römpp 2000), unabhängig von deren Zusammensetzung und biologischer Abbaubarkeit. Die CSB-Analyse erfasst einen Großteil der organischen Verbindungen im Abwasser und wird daher in der Abwassertechnik, aber auch als Leitparameter bei der Beurteilung von Mischwasserentlastungen zur Charakterisierung der organischen Verschmutzung von Abwässern verwendet.

Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB)

Im Unterschied zum CSB erfasst der **Biologische Sauerstoffbedarf (BSB)** die Menge an Sauerstoff, die durch mikrobielle Stoffwechselfvorgänge beim Abbau organischer Substanz verbraucht wird. Als Maß für die biochemisch durch Bakterien oxidierbaren, organischen Substanzen einer Abwasserprobe wird die Sauerstoffzehrung innerhalb eines Referenzzeitraums von 5 Tagen (BSB_5) bestimmt.

Der BSB_5 dient als maßgebliche Kenngröße für die Einordnung kommunaler Kläranlagen in eine Größenklasse nach Abwasserverordnung (AbwV 2004) und wird im Allgemeinen als Kenngröße für die Bemessung biologischer Reinigungsprozesse und die Kontrolle der Reinigungsleistung von Kläranlagen verwendet (ATV 2000).

Für kommunale Abwässer stellt die BSB_5 -Bestimmung zusammen mit der CSB-Bestimmung eine einfache und zuverlässige Methode dar, um einen Hinweis auf den Abbaugrad der organischen Abwasserinhaltsstoffe zu erhalten und eine Aussage zur biologischen Behandelbarkeit des untersuchten Abwassers zu machen (Pagga 1995). Zu beachten ist, dass die BSB_5 -Bestimmung nichts über die Geschwindigkeit und Ablauf der Reaktion aussagt (ATV 1997). Hemmende oder verzögernde Wirkungen bestimmter Abwasserinhaltsstoffe oder auch Prozesse wie die Adaption der Biozönose an das zu untersuchende Substrat werden nicht berücksichtigt. Dies kann insbesondere bei unbekanntem Abwassermatrix zu unzureichenden Ergebnissen bzw. Fehlinterpretationen führen.

Da nicht alle organischen Abwasserinhaltsstoffe biologisch abgebaut werden können, ist die BSB_5 -Konzentration immer kleiner als die CSB-Konzentration und umfasst immer nur einen mehr oder minder großen Anteil des CSB. Zur Ableitung der Abbaubarkeit der organischen Verbindungen in einer Abwasserprobe kann daher das Verhältnis von CSB zu BSB_5 erste Hinweise liefern. Da die BSB_5 -Bestimmung methodisch nur den Anteil der Abwasserinhaltsstoffe erfasst, der biochemisch oxidiert wird, nicht jedoch den Anteil, der in neue Biomasse umgewandelt wird, wird bei einem CSB/ BSB_5 -Verhältnis von 2:1 oder kleiner die organische Substanz des Abwasser als biologisch gut abbaubar eingestuft. Abwässer, in denen ein CSB/ BSB_5 -

Verhältnis von 5:1 oder größer vorliegt, werden dagegen als schwer biologisch abbaubar eingeordnet (Defrain 2004; Malz und Schmitt 1990; Pagga 1995).

Die Bestimmung des BSB₅ benötigt definitionsgemäß eine Messzeit von 5 Tagen, wodurch die Messergebnisse gegenüber der CSB-Bestimmung entsprechend zeitversetzt zur Verfügung stehen. Darüber hinaus ist die BSB₅-Bestimmung ein Bioassay, also eine Analyse, die auf biologischen Prozessen beruht und damit einer großen Streuung unterworfen ist (Gujer 2007). In der Praxis wird daher häufig eine Korrelation zum CSB aufgestellt.

Total Organic Carbon (TOC)

Mit der Bestimmung des **Total Organic Carbon (TOC)** erfolgt selektiv die Erfassung des organisch gebundenen Kohlenstoffs in gelösten und ungelösten organischen Verbindungen in einer Abwasserprobe (Koppe und Stozek 1999).

Die Grundlage des Verfahrens zur Bestimmung des TOC beruht auf der Oxidation der im Abwasser enthaltenen, organischen Kohlenstoffverbindungen und der anschließenden Quantifizierung des dabei entstandenen Kohlendioxids (CO₂). Die Oxidation kann sowohl thermisch durch Verbrennung als auch nasschemisch durch geeignete Oxidationsmittel durchgeführt werden (Koppe und Stozek 1999).

Der so erfasste organisch gebundene Kohlenstoff ist der charakteristische Anteil aller organischen Verbindungen in Abwassermatrices. Der TOC stellt damit wie der CSB ein Maß für die Summe der organischen Verbindungen dar. Aus diesem Grund wird er in der Abwassertechnik vermehrt als Ersatzparameter für den CSB diskutiert. Die Vorteile der TOC-Bestimmung liegen insbesondere in der höheren Genauigkeit, dem geringeren erforderlichen Probenvolumen und der besseren Automatisierbarkeit des Verfahrens. Der Nachteil ist der wesentlich höhere und vor allem aber teurere apparative Aufwand (Gujer und Kayser 1998).

Wie auch der CSB liefert der TOC keine Information über die biologische Abbaubarkeit der organischen Substanzen. Anhand der Relation der Summenparameter CSB, BSB₅ und TOC lassen sich aber Informationen über die Art der organischen Inhaltsstoffe im Abwasser ableiten.

Im Ablauf einer biologischen Kläranlage geben die Verhältniswerte von CSB, BSB₅ sowie TOC zudem Auskunft über den Grad der Elimination der organischen Abwasserinhaltsstoffe durch die biologische Behandlung, wodurch Rückschlüsse auf den Anteil biologisch nicht abbaubarer organischer Abwasserinhaltsstoffe möglich sind (ATV 1997; Koppe und Stozek 1999).

2.1.3 Stickstoffverbindungen

Stickstoffverbindungen sind hinsichtlich Menge und Bedeutung nach den Kohlenstoffverbindungen die wichtigste Stoffgruppe im Abwasser. Bei den abwasserrelevanten Stickstoffverbindungen handelt es sich im Wesentlichen um Abbau- bzw. Zehrungsprodukte organi-

scher stickstoffhaltiger Substanz, v.a. von Proteinen, Peptiden, Aminosäuren und Harnstoff, die zum Hauptteil über die stoffwechselbedingten Ausscheidungen des Menschen in Form von Fäkalien (Urin, Fäzes) in das Abwasser eingetragen werden.

Der Gesamt-Stickstoff (N_{ges}) einer Abwasserprobe setzt sich aus den **anorganischen Stickstoffverbindungen**, die in Abhängigkeit von den Redoxbedingungen vorwiegend als Nitrat (NO_3) (Oxidationsstufe +5), Nitrit (NO_2) (Oxidationsstufe +3) und in reduzierter Form als Ammonium/Ammoniak (NH_4^+/NH_3) (Oxidationsstufe -3) auftreten und den **organisch gebundenen Stickstoffverbindungen** zusammen.

Im Zulauf einer Kläranlage liegt Stickstoff meist in nichtoxidiert Form vor, der analytisch im Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), der Summe aus organischem Stickstoff (N_{org}) und Ammonium-N (NH_4 -N) erfasst wird. In Folge der Denitrifikation (vgl. Kapitel 3.2.3.2) tritt Stickstoff auch als elementarer Stickstoff (N_2) (Oxidationsstufe ± 0) auf, der als Gas aus dem Abwasser entweicht. Zur Beschreibung von Abwasser spielt N_2 daher nur eine untergeordnete Rolle.

Anorganische Stickstoffverbindungen

Ammonium (NH_4) und Ammoniak (NH_3) sind Einzelstoffe, die als Zwischenprodukte der mikrobiellen Umsetzung organischer Stickstoffverbindungen (Ammonifikation) gebildet werden und zwischen denen ein Dissoziationsgleichgewicht besteht:



Im Wesentlichen wird dieses Gleichgewicht von den Parametern pH-Wert und Temperatur bestimmt. In Abbildung 2.2 (links) sind die Prozentanteile von NH_3 -N/ NH_4 -N in Abhängigkeit von diesen beiden Kenngrößen dargestellt.

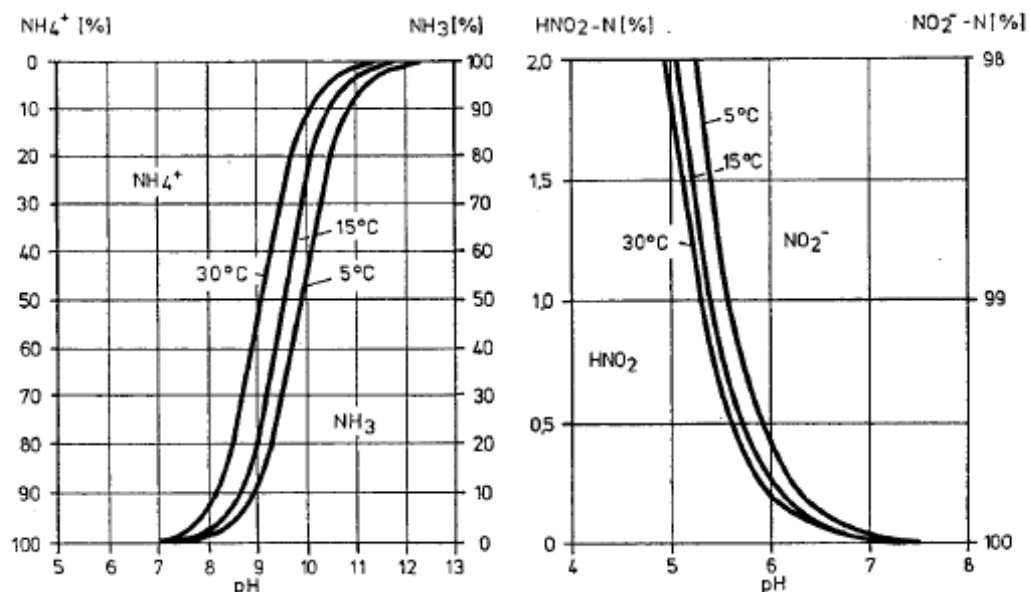


Abbildung 2.2: Dissoziationsgleichgewichte von NH_4^+/NH_3 und HNO_2/NO_2^- in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur (Abeling 1994)

In Temperaturbereichen zwischen 10 °C und 30 °C und bei pH 7 liegt der Ammoniak-N Anteil unter 1 %. Bei pH 8 beträgt er zwischen 2 % bis 8 %. Ist der pH-Wert > 10 überwiegen die Ammoniak-N Anteile (> 50 %) in allen Temperaturbereichen.

Da sich während der analytischen Bestimmung der pH-Wert und die Temperatur ändern, erfasst die chemische Analyse die Summe der beiden Einzelstoffe. Das Resultat wird in der abwassertechnischen Praxis als Ammonium-N (NH₄-N) angegeben.

Nitrit (NO₂) und **Nitrat (NO₃)** sind Einzelstoffe, die auch als solche analysiert werden. In Abwässern ohne signifikanten gewerblichen oder industriellen Einfluss liegen Nitrit und Nitrat meist nur in geringen Konzentrationen vor. Als Zwischen- bzw. Endprodukt der bakteriellen Stickstoffumwandlung sind sie bei der Beschreibung der Prozesse der biologischen Reinigungsprozesse jedoch von Relevanz.

Nitrit (Oxidationsstufe +3) ist ein labiles Zwischenprodukt, welches mikrobiologisch bei der Nitrifikation (vgl. Kapitel 3.2.3.1) entsteht. Es ist das Anion der salpetrigen Säure (HNO₂). Schwankungen des pH-Werts führen zu einer Verlagerung des Dissoziationsgleichgewichts:



In Abbildung 2.2 (rechts) ist das Verhältnis HNO₂/NO₂⁻ in Prozent in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt. Im System HNO₂/NO₂⁻ kommt es mit sinkendem pH-Wert zu einer starken Zunahme der Konzentration an freier Salpetriger Säure.

Nitrat (Oxidationsstufe +5) ist das Anion der Salpetersäure (HNO₃) und stellt das Endprodukt der Oxidation von Stickstoffverbindungen (Oxidationsstufe +5) dar. Salpetersäure liegt als starke Säure in wässriger Lösung nahezu vollständig und stabil dissoziiert vor. In der Abwassertechnik wird demzufolge im Allgemeinen nur NO₃ bzw. NO₃-N bestimmt.

Organische Stickstoffverbindungen

Unter organisch gebundenem Stickstoff (N_{org}) versteht man die Gesamtheit des in organischen Verbindungen enthaltenen Stickstoffs, der analytisch nicht als Nitrat-, Nitrit- oder Ammoniak-/Ammonium-N erfasst wird. Der N_{org} wird durch den Kjeldahl-Aufschluss in Ammonium-Ionen übergeführt. Diese werden als Ammoniak abdestilliert und maßanalytisch oder colorimetrisch bestimmt (Koppe und Stozek 1999). Durch Subtraktion des NH₄-N wird anschließend der organisch gebundene Stickstoff (N_{org}) ermittelt.

Organische Stickstoffverbindungen kommen als wichtiger Bestandteil in einer Vielzahl von organischen Verbindungen vor. In Abwassersystemen sind vor allem Eiweiße bzw. Aminosäure aber auch die organische Substanz Harnstoff von besonderer Bedeutung.

2.1.4 Phosphorverbindungen

Phosphor liegt im Abwasser ähnlich wie Stickstoff als Bestandteil organischer wie auch anorganischer Verbindungen vor. Haupteintragspfad stellen menschliche Ausscheidungen mit Schwerpunkt Urin dar. Darüber hinaus gelangt Phosphor über Wasch-, Spül- und Reinigungsmittel ins Abwasser. Nach Koppe und Stotzek (1999) entfallen rd. 75 % der Phosphoreinträge in häusliches Abwasser aus natürlichen Ausscheidungsprodukten des Menschen. Durch die gesetzliche Begrenzung des Phosphatgehaltes in Wasch- und Reinigungsmitteln infolge der Phosphathöchstmengenverordnung (PHöchstMengV 1980) konnte der Eintrag der Phosphate aus Wasch- und Spülmittel in häusliches Abwasser in den 1980iger Jahren auf ungefähr die Hälfte des Ausgangswertes reduziert werden (Koppe und Stotzek 1999).

Der größte Teil des Gesamtphosphors ist anorganisch und liegt gelöst als Orthophosphat und in Form von Polyphosphaten vor. Orthophosphat umfasst die Summe aller Formen von Phosphat, im Abwasser v.a. HPO_4^{2-} und $\text{H}_2\text{PO}_4^{3-}$. Polyphosphate sind Kondensationsprodukte von Salzen der Phosphorsäure (H_3PO_4) (Koppe und Stotzek 1999).

Organische Phosphorverbindungen können sowohl gelöst, z.B. als saure Phosphorsäureester, als auch ungelöst, z.B. als Nucleinsäuren, im Abwasser vorliegen (Koppe und Stotzek 1999).

Kondensierte Phosphate und organische Phosphorfraktionen werden bereits im Kanalnetz weitgehend in Orthophosphat umgewandelt. Im Abwasserbereich werden daher nach der Bestimmungsmethode i.d.R. die Parameter Gesamtphosphor (P_{ges}) und Orthophosphat unterschieden. Bei der Bestimmung des Gesamtphosphors werden die organischen Verbindungen vorab aufgeschlossen (mineralisiert) und zusammen mit den Phosphaten analysiert. Der Parameter Gesamtphosphor stellt somit faktisch einem Summenparameter dar. Die verschiedenen Phosphate werden gemeinsam analysiert und das Resultat als Phosphat-P ($\text{PO}_4\text{-P}$) angegeben (Koppe und Stotzek 1999).

2.1.5 Zusammenfassende Darstellung

In Abbildung 2.3 sind die in Abwasser gelösten und partikulären Anteile der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen vereinfacht abgebildet.

Die kohlenstoffhaltigen Abwasserinhaltsstoffe, hier als TOC dargestellt, können sowohl in gelöster Form als Dissolved Organic Carbon (DOC) als auch in partikulärer Form als Particulate Organic Carbon (POC) vorkommen. Gleiches gilt für die hier nicht dargestellten Summenparameter CSB und BSB₅. Auch die Nährstoffe Stickstoff (N_{ges}) und Phosphor (P_{ges}) liegen im Abwasser in gelöster oder partikulärer Form vor. Bei den Einzelstoffen Ammonium- ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitrit- ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) handelt es sich um gelöste Stoffe. Partikulär liegt der Stickstoff als organisch gebundener Stickstoff (N_{org}) vor. Die Phosphorverbindungen unterteilen sich in die gelösten Phosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$) und den organisch gebundenen Phosphor, der

ebenso wie der organisch gebundene Stickstoff (N_{org}) gelöst als auch partikulär im Abwasser enthalten ist.

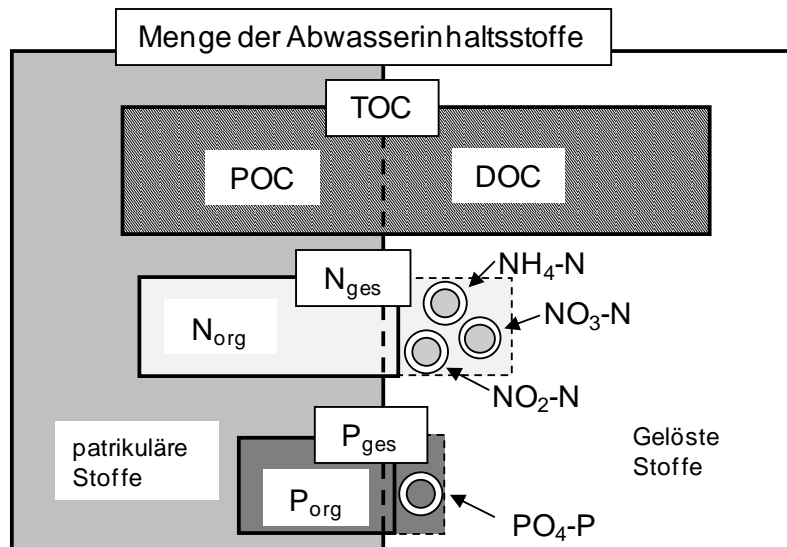


Abbildung 2.3: Fraktionen der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen einer Abwasserprobe

2.2 Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen

2.2.1 Temperatur

Die **Temperatur T** ist eine wichtige physikalische Kenngröße, die immer zur Charakterisierung von Abwasser und zu allen Messungen von Leistungen von Abwasserreinigungsanlagen angegeben werden sollte (Gujer 2007).

Die Abwassertemperatur bestimmt das spezifische Gewicht des Wassers, die Löslichkeit von Gasen und Mineralien im Wasser, hat Einfluss auf die Sinkgeschwindigkeit der absetzbaren Stoffe, bestimmt die Lage von Dissoziationsgleichgewichten, beeinflusst den Sauerstoffeintrag und insbesondere die Geschwindigkeit der biochemischen Reaktionen.

2.2.2 Elektrische Leitfähigkeit

Die **elektrische Leitfähigkeit (LF)** ist eine physikalische Größe, die die materialspezifische Fähigkeit eines Stoffes elektrischen Strom zu leiten angibt (Römpp 2000). In Wässern beruht diese auf dem Gehalt an Ionen und hängt im Wesentlichen von deren Konzentration und Dissoziationsgrad sowie der Beweglichkeit der Ionen ab. Die Ionenbeweglichkeit wird wiederum von der Abwassertemperatur bestimmt (Hütter 1994).

In der Abwassertechnik gilt die LF als Summenparameter für den Salzgehalt einer Wasserprobe, die in mS/cm angegeben wird. Als Summenparameter gibt sie folglich keinen Aufschluss

über die Konzentrationen der Einzelstoffe. Da viele an der biologischen Abwasserreinigung beteiligte Organismen jedoch nur Salzgehalte in engeren Grenzen tolerieren können, ist die Bestimmung der LF bei der Abwasserreinigung von Bedeutung.

2.2.3 pH-Wert

Der **pH-Wert** ist der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionen-Aktivität. Er dient der Beschreibung für den sauren oder basischen Charakter einer wässrigen Lösung (Römpf 2000; Sontheimer et al. 1980). Viele Gleichgewichtsreaktionen von Säuren und Basen sowie Fällungsreaktionen werden vom pH-Wert beeinflusst (vgl. Kapitel 2.1.3). Die meisten biologischen Vorgänge sind an einen bestimmten Bereich des pH-Wertes gebunden. In vielen biologischen Prozessen werden H^+ -Ionen produziert oder verbraucht. Daher stellt der pH-Wert eine zentrale chemische Kenngröße zur Charakterisierung von Abwasser dar.

In der Abwassertechnik bezieht sich die Messung des pH-Wertes immer auf das die Bakterien umgebende Medium. Der pH-Wert wird also extrazellulär gemessen.

2.2.4 Säurekapazität und Basekapazität

Die **Säurekapazität K_S** eines Wassers gibt an, welche Menge einer Säure, d.h. H^+ -Ionen, einem Liter Wasser zugesetzt werden muss, um einen definierten, niedrigeren pH-Wert zu erreichen. Die Säurekapazität ist somit ein Maß für die Menge einer Säure in mmol/L, die ein Wasser neutralisieren kann, bevor sein pH auf den definierten Wert absinkt. Analog ist die **Basekapazität K_B** die Menge einer Base, d.h. die Stoffmenge an OH^- -Ionen in mmol/L, die einem Liter des Wasser zuzusetzen ist, um es auf den definierten, höheren pH-Wert zu bringen.

In der Wasser-/Abwassertechnik erfolgt die Bestimmung der Säurekapazität im Allgemeinen bis zu pH 4,3 ($K_{S4,3}$) und die Basekapazität bis zu pH 8,2 ($K_{B8,2}$). Die Säurekapazität $K_{S4,3}$ wird bestimmt, indem eine definierte Wassermenge mit 0,1 mol/L Salzsäure (HCl) titriert wird. Analog wird bei der Bestimmung der Basekapazität Natronlauge (NaOH) bis zum Erreichen des pH-Wertes von 8,2 in die Wasserprobe titriert. Der sich so ergebende Messwert bezeichnet folglich die Fähigkeit eines Wassers bei Zuführung einer Lauge durch Bindung von OH^- -Ionen, Ausschläge des pH-Wertes nach oben zu verhindern. Infolgedessen stellen beide Messwerte ein Maß für die pH-Wert-Stabilität (**Pufferkapazität**) eines Ab-/Wassers gegenüber Säuren- bzw. Laugenzugabe dar.

Eine Titration bis zu pH 4,3 bzw. 8,2 wird deshalb vorgenommen, da im pH-Bereich zwischen pH 4,3 und pH 8,2 die Absenkung bzw. Zunahme des pH-Wertes nicht mit der Zugabe von Säure bzw. Lauge proportional ist. Unterschiedliche Mengen an zugegebenen Säuren oder Laugen werden in diesem Wertebereich abgepuffert (Kopp et al. 2006; Schönherr et al. 2007). In vielen Abwassermatrizes wirkt das Kohlensäure - Bikarbonat - Karbonat - Gleichgewicht, in

dem die ablaufenden Einzelreaktionen durch die folgenden Gleichungen charakterisiert werden (Teichgräber 1988):



Maßgebend für die Veränderung der Säurekapazität im biologischen Abwasserreinigungsprozess ist i.d.R. der Umfang der Stickstoffelimination. Nitrifikation senkt die Säurekapazität eines Abwassers, Denitrifikation hebt sie an. Darüber hinaus beeinflussen verschiedene weitere Maßnahmen direkt oder indirekt die Säurekapazität. Zu nennen sind u.a.:

- Einsatz saurer Fällmittel zur Elimination von Phosphor (Schönherr et al. 2007).
- Optimierung des Sauerstoffeintrags, die zu einer Reduktion des Ausstrippeffektes und damit einer vermehrten Akkumulation des im biologischen Prozess gebildeten Kohlendioxids im Belebungsbecken führen kann (Grünebaum 1990).
- Anreicherung von Kohlendioxid in tiefen Belebungsbecken infolge steigender Löslichkeit des Kohlendioxids bei tiefen Temperaturen und hohen Drücken (Kopp et al. 2006)

Zur sicheren Aufrechterhaltung der biologischen Abwasserreinigungsprozesse, insbesondere der Nitrifikation, wird daher eine Säurekapazität im Ablauf der Kläranlage von mindestens 1,5 mmol/L empfohlen (ATV 1997).

2.3 Klassifizierung organischer Abwasserinhaltsstoffe nach biologischen Kriterien

Sowohl der CSB als auch der TOC geben keine Auskunft über die biologische Abbaubarkeit der betrachteten Substrate. Im Allgemeinen wird hierzu in der Abwassertechnik der Bezug CSB/BSB₅ herangezogen. Für kommunales Abwasser wird ein übliches CSB/BSB₅-Verhältnis von 2,0-2,5 : 1 angesetzt. Eine Aussage über den Verlauf des Abbauprozesses kann hierdurch allerdings nicht erfolgen. Auch lässt sich der Anteil der leicht oder schwer abbaubaren Substanzen allein aus der Bestimmung des Summenparameters BSB₅ nicht erkennen, da sich auch bei gleichen BSB₅-Konzentrationen sehr unterschiedliche Konzentrationen der leicht oder langsamer abbaubareren Bestandteile in den Abwässern befinden können.

Neben dem biologischen Abbau werden organische Substanzen auch durch Adsorption an den Belebtschlamm (Phan 2005) und teilweise auch durch Stripfung, wenn es sich um flüchtige Substanzen handelt, aus dem Abwasser eliminiert (Koppe und Stozek 1999). Demzufolge ist die Abnahme der Konzentration an CSB, BSB₅ oder TOC noch kein Kriterium dafür, ob es sich um eine biologisch abbaubare Substanz handelt.

Um detaillierte Informationen über das Abbauverhalten eines Substrates zu erlangen, erfolgt insbesondere bei der mathematischen Modellierung von biologischen Abwasserreinigungsprozessen eine über die Summenparameter hinausgehende Differenzierung organischer Abwasserinhaltsstoffe. Der Grad der biologischen Abbaubarkeit wird hierbei anhand der Geschwindigkeit des Abbauprozesses beschrieben.

2.3.1 Biologische Abbaubarkeit von Abwasserinhaltsstoffen - Grundlagen

Die verschiedenen Stufen der biologischen Abbaubarkeit werden im Allgemeinen auf Grundlage der Mechanismen und Kinetik enzymatischer Reaktionen, die in Kapitel 3.1.1 detailliert beschrieben werden, wie folgt definiert (Bever et al. 2002; Gerhardy 2000; Mudrack und Kunst 2003):

Liegen die zum Abbau des Stoffes benötigten Enzyme in ausreichender Konzentration permanent in der Bakterienzelle vor und können kurzfristig zur Verfügung gestellt werden, gelten diese Substanzen als leicht abbaubar. Stoffe, zu deren Abbau Enzyme nicht in ausreichender Konzentration vorliegen, zählen im Allgemeinen zu schwer abbaubaren Substanzen.

Prinzipiell ist der Abbau von Substanzen biogenen Ursprungs durch Mikroorganismen möglich. Bei anthropogenen Stoffen ist ein biologischer Abbau nur teilweise möglich, da zu deren Abbau die enzymatischen Voraussetzungen der in der Natur vorkommenden Mikroorganismen fehlen. Demgemäß können Abwasserinhaltsstoffe anhand ihrer biologischen Abbaubarkeit in drei Kategorien aufgeteilt werden (Bever et al. 2002; Gerhardy 2000; Mudrack und Kunst 2003):

- **Leicht (schnell) abbaubare Stoffe:**

Alle für den Abbau bis zum Endprodukt erforderlichen Enzyme sind in der Biomasse sofort in ausreichender Menge verfügbar bzw. die Biomasse besitzt die Potenz, spezifische Enzyme innerhalb kürzester Zeit zu synthetisieren.

- **Schwer (langsam) abbaubare Stoffe:**

In der Biomasse sind die für den Abbau erforderlichen Enzyme nicht oder in zu geringer Konzentration enthalten. Die Biomasse besitzt jedoch prinzipiell die Möglichkeit zur Elimination dieser Stoffe. Bei entsprechenden Randbedingungen können Enzyme produziert und die Stoffe abgebaut werden.

- **Inerte (nicht abbaubare) Stoffe:**

In ihrer chemischen Struktur sind sie so beschaffen, dass es bisher keine Organismen gibt, welche die zum Abbau notwendigen Enzyme besitzen.

Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit einer Abwasserreinigungsanlage wird nach praktischen Gesichtspunkten der erzielte Abbaugrad in der biologischen Behandlungsstufe herangezogen.

In diesem Zusammenhang sind die Begriffe „leicht“, „schwer“ oder „inert“ daher immer auf die Umsetzbarkeit der betrachteten Verbindungen innerhalb der Aufenthaltszeit der Substanz (hydraulische Verweilzeit) bzw. die Verweilzeit der Bakterien (Schlammalter) in dem biologischen Reaktor zu beziehen (Gerhardy 2000). Ebenso sind Reaktionsbedingungen, wie z.B. Belastung und Temperatur zu beachten.

Unter Berücksichtigung der hydraulischen Verweilzeit stellt beispielsweise die Fraktion des „inerten“ CSB die Grenze dar, bis zu der die in diesem Summenparameter erfassten organischen Substanzen innerhalb der Kontaktzeit zwischen abzubauenem Stoff und Bakterium bei maximalem biologischen Reinigungseffekt, also optimalen Randbedingungen, abgebaut werden können. Die Abgrenzung der „schwer“ abbaubaren Fraktion zur „inerten“ Fraktion ist demzufolge systemspezifisch. Eine eindeutige Zuordnung der beiden Fraktionen, z.B. zu einer physikalischen Fraktion, kann daher i.d.R. nur schwer erfolgen, da unter praktischen Gesichtspunkten nicht nur Stoffe anthropogenen Ursprungs als nicht abbaubar zu bezeichnen sind, sondern auch Substanzen deren Abbau durch Enzyme über eine Vielzahl von Stoffwechselfvorgängen führt. Hierzu gehören u.a. auch komplexe Molekülstrukturen biogenen Ursprungs, die zunächst mittels Hydrolyse weiter aufgespalten werden müssen, bevor sie ins Zellinnere transportiert und dort abgebaut werden können. Ist allerdings die hydraulische Verweilzeit im System zu gering, können die notwendigen Teilschritte nicht stattfinden oder zumindest nicht vollständig ablaufen (Bever et al. 2002; Gerhardy 2000; Mudrack und Kunst 2003).

Ähnlich verhält es sich mit Stoffen, an die die Biomasse nicht adaptiert ist. Aufgrund mangelnder Adaption liegen die Enzyme zum Abbau dieser Verbindungen nicht oder nicht in ausreichender Konzentration vor. Ihre Synthese muss vielmehr erst durch die Anwesenheit der Substanz induziert werden. Die Induktionszeit kann dabei bis zu einigen Stunden oder Tagen dauern, sodass auch in diesem Fall die Verweilzeit der Substanz im System oft zu kurz ist. Die Möglichkeit, über Selektion oder Mutation zur Elimination schwer abbaubarer Stoffe zu kommen, erfordern dagegen sehr lange Adaptionszeiten und kann Monate in Anspruch nehmen (Bever et al. 2002; Gerhardy 2000; Mudrack und Kunst 2003).

Neben der Verweilzeit der abzubauenen Substanzen spielt in der Abwassertechnik vor allem aber die Verweilzeit der Bakterien, das sogenannte Schlammalter t_{TS} , bei der Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit eine entscheidende Rolle. Obwohl sich im Belebtschlamm i.d.R. Bakterien befinden, die in der Lage sind, sich überwiegend von schwer abbaubaren Verbindungen zu ernähren, ist die Verweilzeit dieser Bakterien oft zu kurz, um sich im System anzureichern. Diese haben häufig wesentlich längere Generationszeiten als andere Bakterien, da die Energieausbeute bei der Umsetzung von schwer abbaubaren Substanzen geringer ist (Bever et al. 2002; Gerhardy 2000; Mudrack und Kunst 2003).

Die im Hinblick auf die Elimination organischer Verbindungen wichtigsten Einzelfraktionen, die quantitativ in Anteile des CSB ausgedrückt werden, werden nachfolgend dargestellt.

2.3.2 Fraktionierung organischer Verbindungen anhand des CSB

In Abbildung 2.4 ist die Aufteilung des Gesamt-CSB einer Abwasserprobe in verschiedene Fraktionen gemäß des Vorschlages von Dold et al. (1991) dargestellt.

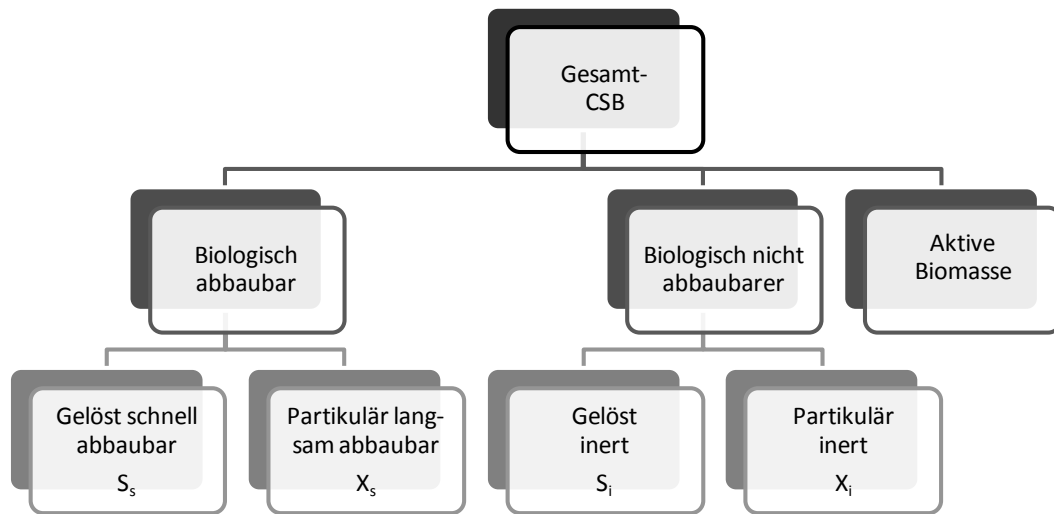


Abbildung 2.4: Aufteilung des Gesamt-CSB in verschiedene Fraktionen nach Dold et al. (1991)

Es erfolgt eine Unterteilung des CSB in vier Fraktionen, die die biologische Abbaubarkeit sowie den physikalischen Zustand der im Abwasser enthaltenen organischen Schmutzstoffe widerspiegelt. Da nur ein Teil des CSB biologisch abbaubar und somit der biologischen Abwasserreinigung zugänglich ist, erfolgt zunächst eine Einteilung in die biologisch abbaubaren und nicht abbaubaren Anteile. Diese Fraktionen werden weiterhin in die Unterfraktionen partikulär (Symbol X) und gelöst (Symbol S) sowie biologisch abbaubar (Index s) und biologisch nicht abbaubar, d.h. inert (Index i) aufgeteilt. Zudem ist die originär im Abwasser enthaltene aktive heterotrophe und autotrophe Biomasse zu berücksichtigen. Der Gesamt-CSB einer Abwasserprobe kann demnach vereinfacht aus der Summe der Einzelfraktionen gebildet werden (Dold et al. 1991):

$$CSB = S_s + S_i + X_s + X_i + X_B \quad \text{(Gleichung 2.6)}$$

S_s :	gelöst schnell abbaubarer CSB	[mg/L]
S_i :	gelöst inerter CSB	[mg/L]
X_s :	partikulär langsam abbaubarer CSB	[mg/L]
X_i :	partikulär inerter CSB	[mg/L]
X_B :	aktive Biomasse in CSB Einheiten	[mg/L]

Der schnell abbaubare CSB (S_s) wird hierbei als gelöst definiert. Die Fraktionen der inerten CSB-Anteile werden entsprechend ihrem physikalischen Vorkommen den jeweiligen gelösten (S_i) bzw. partikulären (X_i) Bestandteilen zugeordnet. Der langsam abbaubare CSB (X_s), wird dagegen unabhängig von dem tatsächlichen Vorliegen der Substanz im Abwasser vereinfacht als partikulär angesehen. Tatsächlich besteht er aus gelösten und suspendierten Substanzen.

Die Benennung der Fraktion des langsam abbaubaren CSB mit X (für partikulär) liefert somit nur einen Hinweis auf die (zumeist) vorliegende physikalische Zustandsform dieser Fraktion und nicht unbedingt eine Übereinstimmung mit den nach Filtration gewonnenen partikulären CSB-Anteilen (Dold et al. 1991; Ekama et al. 1986; Henze 1986; Henze et al. 2002; Liebeskind 1999; Vestner 2003).

Die beschriebene CSB-Fraktionierung hat ihren Ursprung im sogenannten Bi-Substratmodell, welches von Dold et al. (1980) entwickelt wurde und für die Beschreibung des biologischen Reinigungsprozesses in Belebtschlammanlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation seither als Stand der Technik gilt (Henze et al. 2002; Schönherr 2009). Ergänzt um die im Abwasser enthaltene Biomasse (X_{BH} , X_{BA}), gilt dies ebenso für die von Ekama et al. (1986) eingeführte Einteilung und Benennung der CSB-Fraktionen.

Spätestens mit der modelltechnischen Beschreibung von Belebtschlammanlagen mit erhöhter Phosphorelimination erwuchs die Notwendigkeit der Verifizierung der oben beschriebenen Fraktionen. In der Modellvorstellung, die auf dem sogenannten Tri-Substratmodell beruht, erfolgt eine weitere Unterscheidung der abbaubaren Stoffe in deren leicht abbaubaren und sehr leicht abbaubaren Bestandteile. Dabei wurde u.a. der Tatsache Rechnung getragen, dass es einen nicht unerheblichen Anteil an gelöst abbaubaren organischen Verbindungen geben kann, welche nicht sofort von den Bakterien aufgenommen und veratmet werden können. Verschiedene Autoren haben hierzu eine leicht hydrolysierbare CSB-Fraktion eingeführt (Henze 1992; Naidoo et al. 1998; Vestner 2003; Wanner 1994). Nach dem Ansatz von Sollfrank (1988) erfolgt eine Unterteilung der langsam abbaubaren X_s -Fraktion in zwei weitere Teilfraktionen, die sich durch unterschiedliche Hydrolysegeschwindigkeiten unterscheiden.

Eine Vereinfachung der von Ekama et al. (1986) eingeführten CSB-Fraktionierung erfolgte durch die Zusammenfassung des abbaubaren CSB, also der Summe aus S_s und X_s zu einer Fraktion, welche im stationären Ansatz zur Bemessung der Kohlenstoffelimination auf CSB-Basis im Anhang des ATV-Arbeitsblattes A 131 (ATV 2000) vorgestellt wird. Da ausschließlich die Berechnung des Sauerstoffbedarfs und der Schlammproduktion erfolgt, genügt hier eine Aufteilung des CSB in drei Anteile.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll das Prozessverständnis der Kohlenstoff eliminierenden und nitrifizierenden Biomasse erforscht werden. Eine weitere Untergliederung der CSB-Fraktionen gegenüber dem Vorschlag von Dold et al. (1991), welcher der Einteilung des *Activated Sludge Model No. 1* (ASM 1) entspricht, ist nicht erforderlich. Die Bedeutung der Fraktionen S_s , S_i , X_s und X_i und deren Einfluss auf den Prozess der biologischen Abwasserreinigung werden nachfolgend erläutert.

Gelöst schnell abbaubarer CSB (S_s) und partikulär langsam abbaubarer CSB (X_s)

Zur Fraktion des gelöst schnell abbaubaren CSB (S_s) werden organische Stoffe mit einfacher Molekülstruktur, wie z.B. kurzkettige Säuren, Glucose, Alkohole, Peptone und Aminosäuren

gezählt, die keines extrazellulären Aufschlusses bedürfen und sofort von Mikroorganismen metabolisiert werden können. Der S_5 trägt folglich im Wesentlichen zum Sauerstoffverbrauch bei der biologischen Abwasserreinigung bei (Bornemann et al. 1998; Henze 1992).

Zudem stellt er jene Fraktion dar, welche unmittelbar als Substrat für die Reduktion von Nitrat (Denitrifikation) zur Verfügung steht. Bei einem hohen S_5 -Anteil im Abwasser wird die Denitrifikationsgeschwindigkeit wesentlich von der schnellen S_5 -Atmung bestimmt und es können hohe Denitrifikationsraten erzielt werden. Dagegen wird bei niedriger S_5 -Zulaufracht die Denitrifikationsgeschwindigkeit überwiegend von der durch die Hydrolyse von X_5 gebildeten S_5 -Fracht bestimmt. Dies bedeutet, dass ein Abwasser mit einem hohen S_5 -Anteil eine hohe Denitrifikationskapazität aufweist. Ein Abwasser mit einem geringen S_5 -Anteil zeigt dagegen eine niedrige Denitrifikationskapazität (Liebeskind 1999).

Der Anteil des S_5 im Abwasser hängt unter anderem vom Vorabbau in der Kanalisation und von der Einleitung von Gewerbeabwässern ab (Gujer und Kayser 1998). Aerobe Abbauvorgänge führen zu einer Reduktion des S_5 . Anaerobe Prozesse fördern die Bildung organischer Fettsäuren, welche einen wesentlichen Anteil der leicht abbaubaren organischen Substanzen stellen (Liebeskind 1999).

Auch die zur vermehrten biologischen Phosphorelimination befähigten Mikroorganismen sind in ihrer Leistung auf den S_5 im Zulauf angewiesen. Nur dieser kann in der anaeroben Reaktionsphase in ausreichendem Maße zu organischen Säuren vergoren werden, sodass sich Phosphat speichernde Mikroorganismen im System anreichern und wachsen können. Eine Vergärung des durch die Hydrolyse von X_5 freiwerdenden S_5 reicht dagegen i.d.R. nicht aus, um eine stabile vermehrte Phosphorelimination zu erzielen (Liebeskind 1999; Scheer 1994).

Der langsam abbaubare CSB (X_5) wird, wie oben bereits beschrieben, nur vereinfacht als partikulär bezeichnet. Zu dieser Fraktion gehören höhermolekulare Bestandteile, die von ihrem physikalischem Vorkommen gelöst, suspendierten und partikulären Stoffen zuzuordnen sind und mittels Hydrolyse weiter aufgespalten werden müssen, bevor sie ins Zellinnere transportiert und dort abgebaut werden können (Vanrolleghem et al. 1998).

Zur Bestimmung der gelöst schnell abbaubaren CSB-Fraktion (S_5) und der (partikulär) langsam abbaubaren CSB-Fraktion (X_5) werden in der Literatur unterschiedliche Methoden vorgeschlagen. Es werden sowohl physikalische als auch biochemische Methoden angewendet.

Die **physikalischen Methoden** der S_5 -Bestimmung beruhen auf der Annahme, dass sich der X_5 und der S_5 durch ihre Partikelgröße unterscheiden und durch Filtration (Roeleveld und Kruit 1998; Vestner und Günthert 2001) oder alternativ durch eine Kombination aus Flockung und Filtration (Mamais et al. 1993) voneinander trennen lassen. Wird der gelöste CSB im Zu- und Ablauf der biologischen Behandlungsstufe nach der gleichen Methode analysiert, gehen die Autoren davon aus, dass der S_5 -Anteil im Zulauf durch Subtraktion bestimmt werden kann.

In Abhängigkeit der eingesetzten Filter ist allerdings häufig ein nicht unerheblicher Anteil an nicht abbaubarem CSB (S_i) im Filtrat enthalten (Dold et al. 1980; Wentzel et al. 1995). Die be-

schriebenen Methoden können folglich zu einer Überschätzung des S_s führen (Vestner und Günthert 2001). Dementsprechend ist bei der Anwendung von physikalischen Methoden zur Abschätzung des S_s immer eine getrennte Quantifizierung der inerten Anteile (S_i) erforderlich (Lesoeuf et al. 1992; Liebeskind 1999). Andererseits kann insbesondere bei höher belasteten Anlagen auch der biologisch abbaubare Anteil im Ablauf erhöht sein, wodurch die beschriebene Methode aus verschiedenen Gründen ein falsches Ergebnis liefern kann.

Da sich der S_s und X_s aus der Reaktion der Biomasse auf das Substrat ergibt, erfolgt die Abschätzung der biologisch abbaubaren organischen Fraktionen besser mittels Abbaueversuchen, also mittels **biochemischen Methoden**. Die Bestimmung kann indirekt über die Messung des Sauerstoffverbrauchs der Kohlenstoff abbauenden Mikroorganismen erfolgen. Hierbei wird die Geschwindigkeit des Sauerstoffverbrauchs, welche proportional zur Menge der abgebauten organischen Verbindungen ist, als Maß der Abbaubarkeit herangezogen.

Die Methode basiert auf der Modellvorstellung, dass unter idealen Versuchsrandbedingungen im aeroben Standversuch, in dem O_2 als einziger Elektronenakzeptor vorliegt, die Umsatzgeschwindigkeit von leicht abbaubarem organischem Substrat (S_s) mit dem Wachstum (μ_H) und damit dem Aufbau aktiver heterotropher Biomasse (X_H) korreliert. Parallel absterbende Biomasse wird teilweise als langsam abbaubares Substrat (X_s) in den Umwandlungskreislauf zurückgeführt. Der verbleibende Anteil repräsentiert inerte Produkte (X_p), die im System akkumulieren. Nach vollständiger Oxidation des S_s resultiert der Sauerstoffverbrauch demnach ausschließlich aus den Stoffwechselprozessen der im Abwasser originär enthaltenen und gebildeten langsam abbaubaren Abwasserinhaltsstoffen (Dold et al. 1980; Oles 1991; Spanjers et al. 1998; Vanrolleghem et al. 1998). Die Zusammenhänge dieses sogenannten „*death-regeneration*“ Ansatzes verdeutlicht Abbildung 2.5.

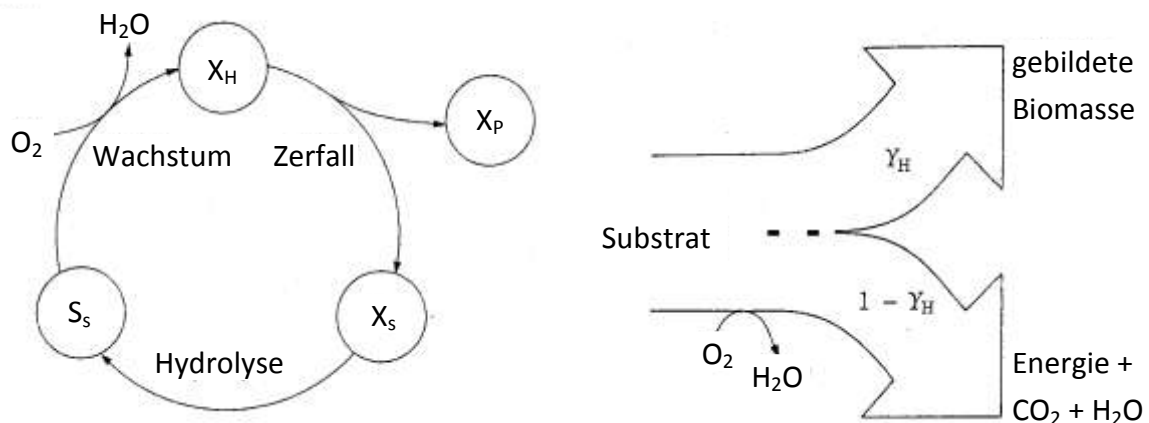


Abbildung 2.5: Schematische Darstellung des aeroben Stoffwechsels heterotropher Biomasse (Spanjers et al. 1998)

Bei der Zugabe eines komplex zusammengesetzten Substrates im Überschuss zu einer adaptierten Biomasse ergibt sich daraus im aeroben Standversuch ein zweistufiger Sauerstoffverbrauch. Unmittelbar nach Substratzugabe stellt sich ein konstant hoher Sauerstoffverbrauch

ein. Da leicht abbaubares organisches Substrat im Überschuss vorhanden ist, erfolgt der Stoffumsatz auf maximalem Niveau. Ist der S_s verbraucht, geht der Sauerstoffverbrauch sprunghaft auf ein niedrigeres Niveau zurück. Der die Umsatzgeschwindigkeit limitierende Prozess stellt nun die Umsetzung langsam abbaubarer CSB-Anteile (X_s) infolge Aufspaltung (Hydrolyse) komplexerer Molekülstrukturen dar (Dold und Marais 1986).

Der sich aus dieser Modellvorstellung ergebende idealisierte Verlauf der Atmungsrate ist in Abbildung 2.6 schematisch dargestellt. Aus dem Sauerstoffverbrauch der sich einstellenden Atmungsplateaus der leicht bzw. langsam abbaubaren Substratfraktionen kann bei Kenntnis des Ertragskoeffizienten Y_H (vgl. Kapitel 3.1.2) der S_s bzw. der X_s am zu untersuchenden Substrat durch Integration des Verlaufs der Sauerstoffverbrauchsrate bestimmen werden (Oles 1991).

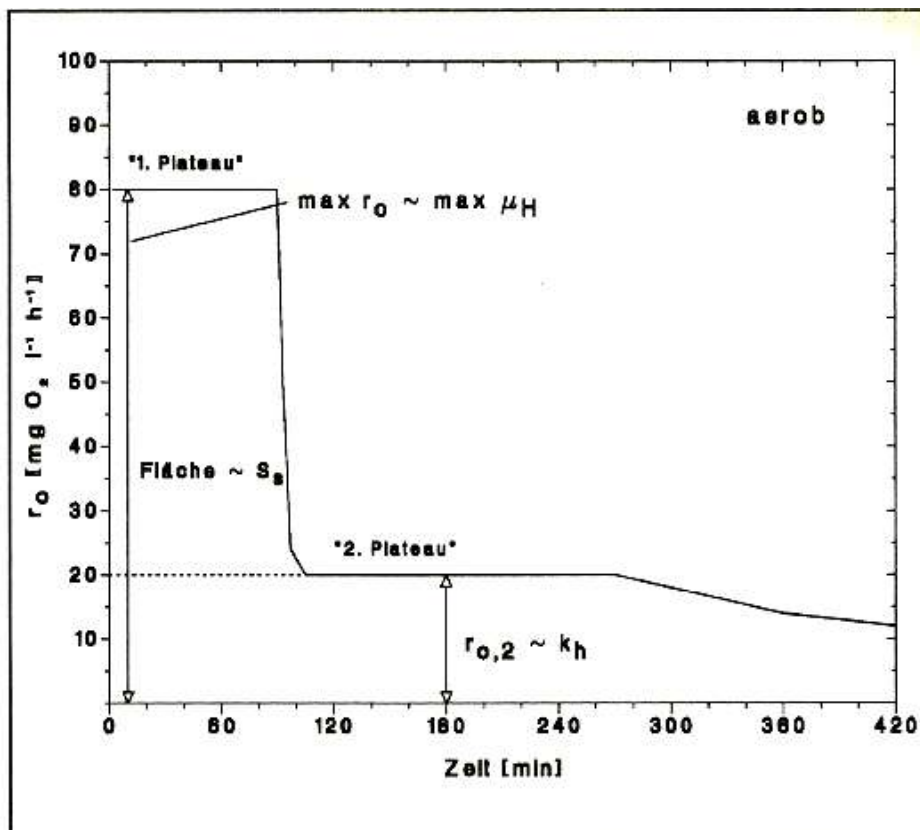


Abbildung 2.6: Idealisierter Verlauf des aeroben Standversuches (Oles 1991)

Neben aeroben Standversuchen (Ekama et al. 1986; Kappeler und Gujer 1992) werden auch semikontinuierlich beschickte (Ekama et al. 1986) oder kontinuierlich beschickte Versuchsreaktoren (Sollfrank und Gujer 1991; Witteborg et al. 1996) zur Bestimmung des S_s eingesetzt. Allen Ansätzen ist gemeinsam, dass adaptierter Belebtschlamm zur Versuchsdurchführung erforderlich ist.

Wentzel et al. (1995) entwickelten basierend auf dem Versuchsdesign von Kappeler und Gujer (1992) einen aeroben Standversuch, in dem die in der Rohabwasserprobe originär enthaltenen Mikroorganismen als Biomasse zur Bestimmung des S_s genutzt werden. Eine ggf. erforderliche

derliche Adaptionsphase bei der Untersuchung unterschiedlicher Substrate kann damit entfallen. Die zu Grunde liegenden Prozesse entsprechen der oben beschriebenen Modellvorstellung. Eine Weiterentwicklung hinsichtlich der Durchführung erfolgte von Vestner (2003), der durch Filtration des Zu- und Ablauf über Membranfilter der Porenweite 0,1 µm zusätzlich den schnell vom langsam abbaubaren CSB unterscheidet.

Eine Alternative zur Sauerstoffverbrauchsmessung stellt der anoxische Standversuch dar (Ekama et al. 1986; Hulsbeek und Kunst 1994; Kristensen et al. 1992). Neben dem zu untersuchenden Abwasser wird dem Versuchsreaktor Nitrat-Stickstoff zugegeben. Die Auswertung beruht auf der Atmungsanalogie heterotropher Biomasse, die unter anoxischen Bedingungen von der Sauerstoffatmung zur Nitratatmung übergehen (vgl. Kapitel 3.2.3.2).

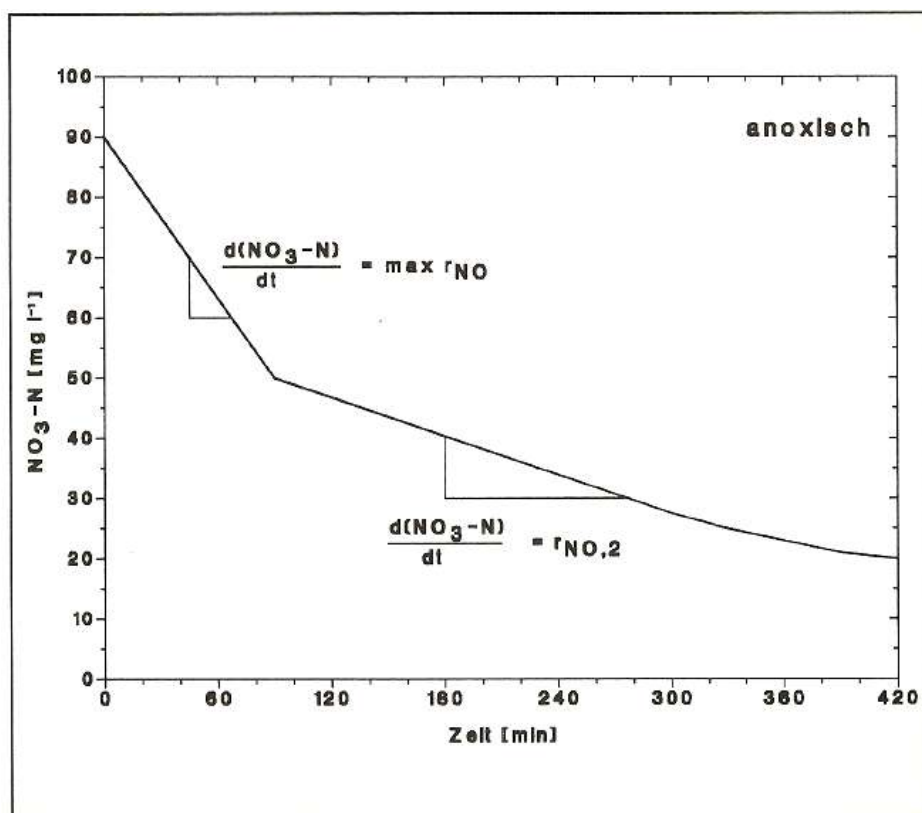


Abbildung 2.7: Idealisierter Verlauf des anoxischen Standversuches (Oles 1991)

Die Interpretation beruht auf dem oben beschriebenen Einfluss des S_s und X_s auf die Denitrifikationsgeschwindigkeit, wodurch sich beim Vorhandensein von S_s und X_s zwei charakteristische Gradienten der Abbaukurve ergeben, die die Bereiche mit hohem (S_s) und niedrigem (X_s) Stoffumsatz charakterisieren (Abbildung 2.7). Aus der Menge des reduzierten Nitrat-Stickstoffs, dem äquivalenten Sauerstoffverbrauch von 2,86 g O₂/NO₃-N bei der Reduktion zu N₂ kann so der leicht und langsam abbaubare CSB der Abwasserprobe ermittelt werden.

Anoxische Versuche lassen sich relativ einfach durchführen. Aufwand und Nutzen stehen in einem guten Verhältnis (Vestner 2003). Sauerstoffzehrungsmessungen, insbesondere die Methoden mit kontinuierlich betriebenen Reaktoren sind dagegen zeitaufwendiger. Der große

Vorteil bei dieser Messmethodik liegt darin, dass weitgehend auf chemische Analytik verzichtet werden kann und eine automatisierte Durchführung möglich ist (Nowak 1996; Svardal 1997).

Gelöst inerter CSB (S_i)

Bei den in der Fraktion S_i zusammengefassten Stoffen handelt es sich um organische Abwasserinhaltsstoffe in gelöster Form, die einer biologischen Behandlung im Rahmen üblicher Verweilzeiten im biologischen Reaktor (Betriebsbedingungen) nicht zugänglich sind, als gelöste Stoffe durch Sedimentation nicht abgetrennt werden können und somit die Belebungsstufe mit dem biologisch gereinigten Wasser wieder verlassen (Dockhorn 1999; Roeleveld und Kruit 1998; Uhlenhut 1999). Es handelt sich um Stoffe natürlicher Herkunft (z.B. Huminstoffe, Lignine und Melanine) oder synthetische Verbindungen (z.B. Tenside, Lösungsmittel, Farbstoffe, Pestizide und Arzneimittelrückstände). Die Gründe für deren Persistenz sind vielfältig. Als wesentlicher Grund wird in der Literatur deren hohes Molekulargewicht genannt, sodass die Stoffe von den Mikroorganismen nicht oder nicht direkt aufgenommen werden können. Ebenso wird das Fehlen notwendiger Enzyme in der Biozönose als Ursache angeführt (Koppe und Stozek 1999; Steinke und Bajenbruch 2006).

Die Fraktion des S_i stellt somit die Grenzkonzentration des Summenparameters CSB dar, bis zu der ein Abwasser biologisch behandelt werden kann. Aus dem filtriertem CSB im Ablauf von Kläranlagen mit vollständigem biologischem Abbau kann dennoch nicht uneingeschränkt auf den S_i im Zulauf geschlossen werden, da zusätzlich während der biologischen Abwasserbehandlung refraktäre organische Verbindungen gebildet werden können. Hierbei handelt es sich um Metabolite, die beim Abbau der organischen Substanzen gebildet werden, um mikrobielle Ausscheidungsprodukte, die infolge Wachstum und Zerfall der am Abwasserreinigungsprozess beteiligten Biomasse entstehen, und um Hydrolyseprodukte partikulärer Bestandteile (Chudoba 1985; Germirli et al. 1991; Henze 1992; Henze et al. 2002; Sollfrank 1988; Steinke und Bajenbruch 2006). Weiterhin sind Desorptionseffekte, ebenso wie Adsorptionseffekte von gelöst inerten CSB-Anteilen an Belebtschlamm zu beachten, wodurch eine Unter- bzw. Überschätzung der gelöst inerten Anteile erfolgen kann (Uhlenhut 1999).

In Abbildung 2.8 ist schematisch die Entwicklung des gelösten CSB im zeitlichen Verlauf während der biologischen Behandlung nach Klopp (1992), zitiert in Dockhorn (1999), im aeroben Abbauversuch dargestellt.

Durch die Elimination der abbaubaren CSB-Fractionen findet zunächst eine Reduktion der CSB-Konzentration statt, bis diese ein Minimum erreicht. Nach der Modellvorstellung von Klopp (1992) kennzeichnet das Minimum der Abbaukurve die Menge an CSB, die nach vollständigem mikrobiellen Abbau im Versuchsansatz verbleibt. Dieser Wert beschreibt den refraktären CSB, der sich aus dem originär in der Abwasserprobe enthaltenen und dem während des aeroben Stoffwechsels entstandenen CSB zusammensetzt. Infolge Zunahme an iner-

ten Hydrolyseprodukten und den durch Absterben entstandenen inerten Substanzen steigt die CSB-Konzentration mit fortschreitender Versuchsdauer wieder an und die Eliminationsleistung geht wieder zurück (Dockhorn 1999; Gehardy 2000; Klopp 1992).

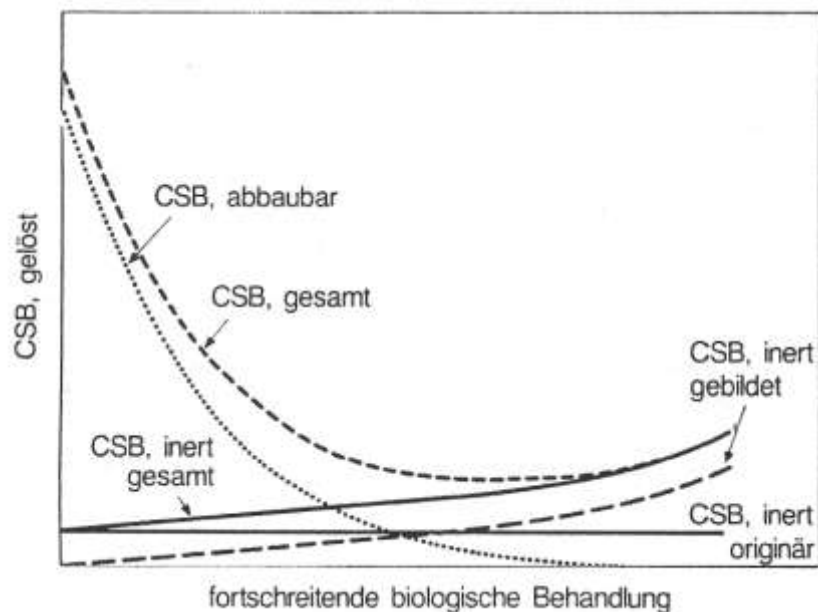


Abbildung 2.8: Schematische Darstellung der Entwicklung des gelösten CSB bei fortschreitender biologischer Behandlung (Klopp 1992)

Nach Koppe und Stozek (1999) wird der refraktäre CSB eines biologisch langzeit-gereinigten, häuslichen Schmutzwassers, abzüglich der Anabolite der Bakterien, aus 60 % Huminstoffen gebildet. In weiteren 20 % werden synthetische Verbindungen, wie sie in Haushaltschemikalien anzutreffen sind, aber auch schwer abbaubare Ausscheidungsprodukte des Menschen vermutet. Die verbleibenden 20 % werden Metaboliten synthetischer Tenside zugeordnet.

Steinke und Bajenbruch (2006) stellten mittels chromatographischer Fraktionierung der organischen Substanzen an Abläufen kommunaler Kläranlagen eine negative Korrelation zwischen dem S_{CSB} - und dem Humingehalt fest. So traten bei S_{CSB} -Konzentrationen von 40 mg/L Huminstoffgehalte von 33 % und 39 % auf. Hingegen wiesen Abläufe mit Konzentrationen zwischen 100 mg/L und 140 mg/L an S_{CSB} Huminstoffgehalte von nur rd. 20 % auf.

In der Arbeit von Klopp und Koppe (1990) finden sich Hinweise, dass trotz der Verwendung von üblicherweise als gut abbaubar einzustufenden organischen Substanzen nach biologischer Behandlung refraktäre Produkte auftreten können. Dabei wurden in einem Langzeittest mit höhermolekularer Stärke rd. 2/3 des Ablauf-CSB in einer Fraktion gelöster niedermolekularer Substanzen wieder gefunden.

Uhlenhut (1999) untersuchte den Einfluss der Adsorption gelöster Substanzen auf den S_i . Anhand des von Malz und Schmitt (1990) entwickelten aeroben Standversuches (s.u.) bestimmte er S_i -Anteile im Abwasser zwischen 6 % bis 12 %. Durch die Berücksichtigung adsorptiver Elimination von im Abwasser enthaltenen gelösten inerten organischen Substanzen ergaben sich

S_i -Anteile im untersuchten Abwasser in einer deutlich höheren Spannweite zwischen 7 % bis 23 %.

Auch wurde in einigen Arbeiten die Menge an gebildetem S_i quantifiziert. Chudoba (1985) ermittelte in seinen Untersuchungen, dass die Masse gebildeter gelöst inerte Verbindungen in Abhängigkeit der Betriebsbedingungen der Versuchsanlage zwischen 1 % bis 10 % des abgebauten Substrates betragen kann. Henze (1992) zeigte eine Verdoppelung des S_i vom Zulauf ($S_{CSB} = 10$ mg/L) zum Ablauf ($S_{CSB} = 22$ mg/L) eines schwach belasteten kommunalen Abwassers ($C_{CSB} = 400$ mg/L) auf. Germirli et al. (1991) ermittelten für Abwasser industrieller Herkunft Werte, die in einer ähnlichen Größenordnung liegen.

Als Größen, die einen Einfluss auf die Konzentration an gebildeten refraktären Stoffen haben, werden in der Literatur in erster Linie das Schlammalter und die Schlammbelastung genannt, was auf eine vermehrte Zellhydrolyse unter Mangelbedingungen hindeutet (Dockhorn 1999).

Der Einfluss der Behandlungstemperatur wurde in der Arbeit von Sollfrank et al. (1992) untersucht. Hierbei wurden mit sinkender Abwassertemperatur steigende S_i -Anteile im Ablauf bestimmt, die auf Hydrolyseprodukte langsam abbaubarer, lipophiler organischer Bestandteile zurückgeführt wurden. Hinweise auf eine möglicherweise geringere Abbauleistung infolge der niedrigeren Temperaturen und dadurch verminderte mikrobielle Aktivität wurden daraus nicht abgeleitet.

Wie auch bei den abbaubaren organischen Abwasserinhaltsstoffen, liegen bislang keine genormten Verfahren zur Bestimmung des S_i vor. Es wird folglich eine Vielzahl von Verfahren zur Bestimmung des S_i in der Literatur beschrieben. Neben rein physikalischen Methoden wird auch eine Reihe von Abbautests empfohlen.

Im einfachsten Fall erfolgt die Ermittlung der Konzentration an gelöst inertem CSB (S_i) über die Abschätzung aus der CSB-Ablaufkonzentration einer schwach belasteten Anlage (ATV 2000; Henze et al. 1987; Kappeler und Gujer 1992; Oles 1991). Dabei wird der S_i im Zulauf dem über $0,45 \mu\text{m}$ membranfiltrierten CSB im Ablauf der Anlage gleichgesetzt. Die Produktion von refraktären Substanzen während des Reinigungsprozesses wird damit vernachlässigt, was, wie oben bereits erwähnt, ggf. zu einer Überschätzung des S_i -Anteils im zu untersuchenden Substrat führen kann. Roeleveld und Kruit (1998) schlagen daher vor, angelehnt an Siegrist und Tschui (1992) den über $0,1 \mu\text{m}$ membranfiltrierten CSB im Ablauf um den Faktor 0,9 zu korrigieren.

Aerobe Standversuche werden u.a. von Ekama et al. (1986), Henze et al. (1987), Lesoeuf et al. (1992), Malz und Schmitt (1990) und Uhlenhut (1999) empfohlen. Hierbei wird der sich nach ausreichender Belüftungsdauer (> 5 d) einstellende konstante S_{CSB} als S_i interpretiert. Durch den Ansatz mehrerer paralleler Abbauprobeversuche, in denen zusätzlich Kontrollsubstanzen (z.B. Glucose, Phenol) zugegeben werden, können zudem die Aktivität des Belebtschlammes bzw. toxische oder hemmende Eigenschaften des zu testenden Substrates bewertet werden.

Mit den Ansätzen von Chudoba (1985), Germirli et al. (1991) und Orhon et al. (1994) kann der S_i im Zulauf direkt abgeschätzt werden. Hierbei erfolgt der Vergleich des minimal erreichbaren CSB zweier paralleler aerober Standversuche. Im ersten Ansatz wird das zu untersuchende Abwasser verwendet. Der zweite Ansatz wird mittels eines Substrats durchgeführt, welches keinen gelöst inerten CSB beinhaltet (z.B. Glucose). Die Autoren unterstellen, dass bei gleicher Ausgangskonzentration beide Substrate gleiche Anteile an refraktären organischen Verbindungen bilden, wodurch der S_i im Zulauf der Abwasserprobe aus der Differenz der filtrierten CSB Werte mengenmäßig erfasst werden kann.

In Abhängigkeit der Abwasserinhaltsstoffe (Anteil an abbaubarem CSB) erreicht der gelöste CSB bei der Mehrzahl der beschriebenen Standversuche allerdings erst nach mehreren Tagen ein konstantes Plateau. Um sicherzustellen, dass die Biozönose das Kontrollsubstrat vollständig abbaut, muss diese zusätzlich adaptiert werden, sodass die Versuche sehr zeitintensiv sind und in Abhängigkeit der eingesetzten Filtrationstechnik auch sehr geräteintensiv sind.

Partikulär inerter CSB (X_i)

Zur Fraktion des inerten, partikulären CSB (X_i) gehören sehr langsam abbaubare oder nicht abbaubare organische Stoffe, wie z.B. adsorbierte Huminsäuren, organische Partikel mit keratinartigen Strukturen (Haare, Wolle) sowie Kunststofffasern (Liebeskind 1999).

Als partikuläre Fraktion sedimentiert der X_i mit dem Belebtschlamm im Nachklärbecken, wird als Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken zurückgeführt oder als Überschussschlamm aus dem System entfernt. Mit steigendem Anteil des X_i im Abwasser ist folglich mit einer Zunahme der partikulär inerten Anteile im Belebtschlamm des Belebungsbeckens sowie einer Zunahme der täglich anfallenden Überschussschlammmenge zu rechnen. Zudem reichert er sich in Belebtschlämmen mit höheren Schlammaltern an. So wiesen Urbain et al. (1998) steigende X_i -Anteile im Belebtschlamm mit steigendem Schlammalter nach. Bei Untersuchungen an einer Versuchsanlage mit vollständigem Biomassenrückhalt (Membrananlage) ergaben sich X_i -Anteile von 9 % bei einem Schlammalter von 5 d, bei einem Schlammalter von 20 d wurde dagegen ein dreifach höherer X_i -Anteil von 27 % ermittelt.

Da die Fraktion des X_i nicht vom Belebtschlamm getrennt werden kann, lässt er sich nicht direkt durch physikalisch-chemische Analysen erfassen. Liebeskind (1999) führte daher eine Untersuchung mittels mathematischer Simulation durch. Dabei wurde unter ansonsten konstanten Randbedingungen (CSB-Zulaufkonzentration, TS-Gehalt im Belebungsbecken etc.) der X_i auf Kosten des X_s verändert und die Ergebnisse mit einer Referenzsimulation verglichen. Eine Beeinflussung der CSB-Ablaufkonzentration konnte nicht festgestellt werden, da der zufließende X_i vollständig an den Belebtschlamm adsorbiert und mit dem Überschussschlamm abgezogen wurde. Die Erhöhung des X_i hatte aber eine Verdrängung der Nitrifikanten aus der Belebtschlamm-Biozönose sowie eine Abnahme des Schlammalters zur Folge. Basierend auf diesen Ergebnissen entwickelte Liebeskind (1999) eine Methode zur Ermittlung des X_i , welche

auf dem Vergleich von Langezeit-BSB-Messungen (20 d) und der dynamischen Simulation des Standversuches fußt.

Eine experimentelle Bestimmung, basierend auf biochemischen Methoden wurde in Marais und Ekama (1976) wie auch in Henze (1996) vorgeschlagen. Die Methode beruht auf der iterativen Ermittlung des X_i anhand einer Schlammbilanz eines Durchflussreaktors im stationären Zustand (steady state). Der für diese Bestimmungsmethode erforderliche Zeitraum erstreckt sich allerdings über mehrere Monate, da für mindestens drei unterschiedlich belastete Belebtschlämme der stationäre Zustand eingestellt werden muss.

Lesoeuf et al. (1992) und Orhon et al. (1994) schätzen den X_i anhand der Ergebnisse zweier paralleler aerober Standversuche ab, die mittels einer unfiltrierten und filtrierten Abwasserprobe durchgeführt werden. Der Versuch basiert auf der Modellvorstellung, dass der X_i durch Subtraktion des S_i und des Biomassenzuwachses vom End-CSB des Standversuches der unfiltrierten Probe ermittelt werden kann. Da die Verfahren zur exakten Bestimmung des X_i sehr aufwendig und auch sehr kostenintensiv sind, zudem bei dem meisten Methoden zusätzlich die Kenntnis eines Simulationsprogramms vorausgesetzt wird, wird der X_i i.d.R. anhand vorliegender Daten abgeschätzt oder aus der Differenz der Fraktionen S_s , S_i , X_s und X_B berechnet.

Zusammenfassende Betrachtung

In der Literatur wird eine Vielzahl von Methoden zur Fraktionierung der im Abwasser enthaltenen organischen Verbindungen beschrieben. In Abhängigkeit der verwendeten Methode ist dabei von sehr unterschiedlichen Ergebnissen der Einzelfraktionen auszugehen.

Die abbaubaren organischen Substanzen (S_s und X_s) ergeben sich aus der Reaktion des adaptierten Belebtschlammes auf das zugehörige Abwasser. Eine Zuordnung in eine bestimmte Substanzklasse (gelöst, partikulär etc.) ist nur bedingt möglich. Demzufolge lassen sich deren Anteile nur hinreichend genau in Abbauversuchen ermitteln. Anoxische Versuche sind vergleichsweise einfach, erfordern aber einen relativ großen analytischen Aufwand. Sauerstoffzehrungsmessungen sind dagegen zeitaufwendiger, können jedoch vollständig automatisiert durchgeführt werden. Zudem kann weitestgehend auf eine chemische Analytik verzichtet werden. Trotz der bestehenden Ungenauigkeiten bei der Abschätzung des gelöst inerten CSB (S_i) aus der filtrierten Ablaufprobe oder aus aeroben Standversuchen haben sich diese Methoden aufgrund ihrer einfachen Durchführung weitestgehend etabliert.

Eine Übersicht über die in der Literatur beschriebene Zusammensetzung kommunalen Abwassers zeigt Tabelle 2.1.

Der abbaubare CSB-Anteil in Roh-Abwasser (S_s und X_s) von etwa 50 % bis 85 % beschränkt sich im Wesentlichen auf die Fraktion des X_s (35 % - 77 %). Ebenso variiert die Fraktion der nicht abbaubaren Substanzen (S_i und X_i) in einer großen Spannweite zwischen 18 % und 43 %, wo-

bei in den meisten Abwasserproben der Anteil der nicht abbaubaren partikulären Fraktion am Gesamt-CSB der Roh-Abwasserprobe (X_i) überwiegt.

Tabelle 2.1: Prozentuale Anteile des S_i , S_s , X_i , X_s und X_{HB} am C_{CSB} verschiedener Literaturquellen nach Henze (1992), ergänzt

Abwasserart Herkunftsland	C_{CSB} [mg/L]	S_s [%]	X_s [%]	S_i [%]	X_i [%]	X_{HB} [%]	Literaturquelle
Rohabwasser							
Südafrika	k.A.	20	62	5	13	- ⁽¹⁾	Ekama et al. (1986)
Schweiz	k.A.	32	45	11	11	- ⁽¹⁾	Henze et al. (1987)
Dänemark	k.A.	24	49	8	19	- ⁽¹⁾	Henze et al. (1987)
Schweiz, Flawil (22°C)	250	11	53	20	9	7	Kappeler und Gujer (1992)
Schweiz, Zürich (13°C)	430	7	60	10	8	15	Kappeler und Gujer (1992)
Schweiz, Dieltikon (15°C)	325	8	55	12	10	15	Kappeler und Gujer (1992)
Türkei	410	9	77	4	10	- ⁽¹⁾	Orhon et al. (1997)
„Standardparametersatz“	-	15	45	5	15	20	Bornemann et al. (1998)
Frankreich	663	5	38	47		10	Ginestet et al. (2002)
Deutschland, Berching	k.A.	2-10	50-75	5-10	13-33	- ⁽¹⁾	Vestner (2003)
	396	30	35	25		10	Lagarde et al. (2005)
Tunesien, Kelibia	k.A.	21	47	2	30	- ⁽¹⁾	Cherif et al. (2007)
Vorgeklärtes Abwasser							
Dänemark, Ludtofte	k.A.	5	56	5	26	8	Henze et al. (1992)
„Standardparametersatz“	-	20	48	7	10	15	Bornemann et al. (1998)
Frankreich	403	8	51	31		10	Ginestet et al. (2002)
Deutschland, Berching	k.A.	9-12	66-74	9-21	4-5	- ⁽¹⁾	Vestner (2003)
Deutschland, Sch.-Kübel.	k.A.	12-17	64-70	8-11	8-10	- ⁽¹⁾	Vestner (2003)
⁽¹⁾ in X_s enthalten							
k.A. ... keine Angabe							

In Folge Vorklärung steigt der Anteil an leicht abbaubarem CSB (S_s) und der gelöst inerten Fraktion (X_i) am Gesamt-CSB an (Ginestet et al. 2005; Vestner 2003). Weil in erster Linie die Fraktion X_i über die Vorklärung eliminiert wird, bleibt gleichzeitig der X_s -Anteil unverändert hoch. Die biologische Abbaubarkeit der organischen Feststoffbelastung verbessert sich deshalb infolge Vorklärung (Vestner 2003).

Zusammenfassend illustriert die Tabelle 2.1 den großen Streubereich, in dem die einzelnen CSB-Fraktionen schwanken können.

Obwohl die Konzentration der einzelnen Fraktionen im Tagesverlauf erheblich schwanken können (Vestner 2003), geht Henze (1992) von einer weitgehend konstanten Abwasserzusammensetzung aus. Er spricht in diesem Zusammenhang von einem „Fingerabdruck“, den kommunales Abwasser hinsichtlich der CSB-Fraktionen aufweist.

3 Prozesse der biologischen Abwasserreinigung

Ziel der biologischen Abwasserreinigung ist es, Abwasserinhaltsstoffe durch mikrobielle Aktivität, d.h. aeroben und/oder anaeroben bzw. anoxischen Abbau aus dem Abwasser zu entfernen. Die zu entfernenden Schmutzstoffe werden dabei von den beteiligten Mikroorganismen als Substrate zur Energiegewinnung und zum Wachstum genutzt (Gujer 2007; Mudrack und Kunst 2003).

Im Hinblick auf die Forderung nach einer weitgehenden Nährstoffelimination werden in der kommunalen Abwasserbehandlung überwiegend aerobe Verfahren mit Mikroorganismen, die im zu reinigenden Abwasser suspendiert sind (Belebtschlammverfahren) und verschiedene Biofilmverfahren, in denen immobilisierte Biomasse die Abwasserreinigung bewirkt, eingesetzt. In der vorliegenden Forschungsarbeit sollen die Gesetzmäßigkeiten des Belebtschlammverfahrens auf die Behandlung von Schwarzwasser übertragen werden. Insofern wird auf die Prozesse der aeroben biologischen Abwasserreinigung mit festsitzender Biomasse (Biofilmverfahren) sowie die der anaeroben biologischen Behandlung von Abwasser nicht näher eingegangen.

3.1 Mikrobiologische Grundlagen

Das Konzept der biologischen Abwasserbehandlung besteht darin, die natürlichen Selbstreinigungsvorgänge eines Gewässers technisch möglichst effektiv nachzubilden. Ziel ist es, in der biologischen Behandlungsstufe eine mikrobielle Lebensgemeinschaft (Biozönose) einzustellen, die die im Mischsubstrat Abwasser enthaltenen, leicht und schwer abbaubaren Stoffe in unterschiedlicher Verteilung und Zusammensetzung bei möglichst geringen Aufenthaltszeiten abbaut (Bever et al. 2002).

Der Abbau der Abwasserinhaltsstoffe erfolgt über die Teilschritte Adsorption, Resorption, Hydrolyse und Assimilation/Dissimilation (Gujer 2007; Mudrack und Kunst 2003). Die **Adsorption** ist ein elektrochemischer Vorgang, indem die Schmutzstoffe an der Flockenoberfläche gebunden und mit dem Überschussschlamm aus dem System entfernt werden. Im Verlaufe der **Resorption** werden die kleineren Moleküle durch Osmose-Prozesse in die Zelle aufgenommen, währenddessen größere Moleküle mittels **Hydrolyse** soweit aufgeschlossen werden müssen, dass sie in das Zellinnere transportiert werden können. Der eigentliche **biologische Abbau** erfolgt über **Assimilation/Dissimilation** im Inneren der Zelle, wo die Stoffe durch mehrere enzymgesteuerte Schritte zur Energiegewinnung (Energiestoffwechsel) und zum Aufbau neuer Zellsubstanz (Baustoffwechsel) von den Organismen verwertet werden (Mudrack und Kunst 2003).

Die Steuerung der oben genannten Teilschritte erfolgt direkt (Hydrolyse, Resorption, Assimilation/Dissimilation) oder indirekt (Adsorption) durch Enzyme. Zum besseren Verständnis des biologischen Reinigungsverlaufs in einer Kläranlage ist daher die **Funktionsweise von Enzymen** und deren Bedeutung auf die mikrobiellen Stoffwechselfähigkeiten von grundlegender Bedeutung.

3.1.1 Funktionsweise von Enzymen

Enzyme sind Bio-Katalysatoren. Sie setzen die Aktivierungsenergie, die zum Ablauf einer Reaktion notwendig ist, herab. In der Regel kommen in der Natur alle Enzyme vor, die zum Abbau natürlicher Stoffe erforderlich sind. Allerdings liegen nicht alle Enzyme ständig in aktiver Form vor. Mikroorganismen besitzen daher die Möglichkeit, spezifische Enzyme, die sie nicht gespeichert haben, zu synthetisieren. Ihrem chemischen Aufbau nach sind Enzyme Proteine, deren Aktivität nicht an lebende Zellen gebunden sind (Abeling 1994; Mudrack und Kunst 2003).

Enzyme sind reaktions- und substratspezifisch, die Reaktionen mit spezifischen Geschwindigkeiten katalysieren. Die Reaktion zwischen Enzym und Substrat ist mit dem Schlüssel-Schloss-Prinzip vergleichbar, indem das Substrat S am aktiven Zentrum des Enzyms E gebunden wird. Es entsteht der sogenannte ES-Komplex, welcher in der weiteren Reaktion mit der Geschwindigkeit v in das Produkt P und das Enzym zerfällt. Aus dieser Reaktion geht das Enzym unverändert hervor und steht für die nächste Reaktion erneut zur Verfügung (Abeling 1994; Mudrack und Kunst 2003).



Die Umsatzgeschwindigkeit v einer Enzymreaktion ist abhängig von der Substratkonzentration C_S . Diese kann mathematisch durch die Gleichung von MICHAELIS-MENTEN beschrieben werden (Mudrack und Kunst 2003):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{C_S}{K_m + C_S} \quad \text{(Gleichung 3.2)}$$

v_{\max}	=	maximale Reaktionsgeschwindigkeit	[mg/(L·h)]
C_S	=	Substratkonzentration	[mg/L]
K_m	=	MICHAELIS-MENTEN-Konstante	[mg/(L·h)]

Das Substrat wird danach von einer konstanten Bakterienmasse mit einer konzentrationsabhängigen Stoffwechselgeschwindigkeit abgebaut. Der geschwindigkeitslimitierende Schritt der Reaktion ist der Zerfall des ES-Komplexes. Bei Zunahme der Substratkonzentration C_S wird die maximale Reaktionsgeschwindigkeit v_{\max} erreicht, die auch bei Erhöhung der Substratkonzentration nicht überschritten werden kann. Eine weitere Erhöhung der Substratkonzentration führt lediglich zu einer Erhöhung der nicht verwerteten Substratmenge im System.

Der K_m -Wert, die sogenannte MICHAELIS-MENTEN-Konstante, gibt jene Substratkonzentration an, bei der die Reaktionsgeschwindigkeit „halbmaximal“ ist und wird daher auch als Halbwertskonstante bezeichnet. Sie gilt als Maß der Enzymaktivität und charakterisiert die Affinität zwischen Substrat und Enzym (Abeling 1994; Mudrack und Kunst 2003).

Sind an der Reaktion mehrere Stoffe beteiligt, muss die MICHAELIS-MENTEN-Gleichung für jeden weiteren Stoff um einen eigenen MICHAELIS-MENTEN-Term erweitert werden. Für zwei beteiligte Stoffe A und B ergibt folgende Gleichung zur Beschreibung der enzymkatalytischen Reaktionsgeschwindigkeit nach MICHAELIS-MENTEN (Dockhorn 1999):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{C_{S,A}}{K_{m,A} + C_{S,A}} \cdot \frac{C_{S,B}}{K_{m,B} + C_{S,B}} \quad (\text{Gleichung 3.3})$$

Verantwortlich für die Substratspezifität der Enzyme ist die Geometrie des aktiven Zentrums. Jede Veränderung der Struktur des aktiven Zentrums beeinflusst die Aktivität des Enzyms. Hierbei wird zwischen einer reversiblen Veränderung (Hemmung, Aktivierung) und einer irreversiblen Veränderung (toxische Wirkung) unterschieden.

I.A. werden vier Arten der Hemmung differenziert (Abeling 1994; Hartmann 1983; Schweighöfer 1997): Bei der **kompetitiven Hemmung** oder Konkurrenzhemmung, die auf der Strukturverwandtschaft eines Hemmstoffes zum physiologischen Substrat beruht, lagert sich ein Hemmstoff (Inhibitor I) an das aktive Zentrum an, sodass das Substrat nicht gebunden werden kann und das Enzym für Umsetzungen des Substrates blockiert wird. Da der Inhibitor mit dem Substrat um den Platz am aktiven Zentrum konkurriert, ist die Intensität der Hemmung von der Konzentration des Inhibitors und Substrates abhängig. Die Wirkung der kompetitiven Hemmung auf die Umsatzgeschwindigkeit wird anhand der folgenden Gleichung beschrieben (Abeling 1994):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{C_s}{K_m \cdot (1 + S_I/K_I) + C_s} \quad (\text{Gleichung 3.4})$$

S_I	$=$	Inhibitorkonzentration	[mg/L]
K_I	$=$	Hemmkonstante des Inhibitors	[mg/L]

Gegenüber dem ungehemmten Stoffumsatz bleibt die maximale Umsatzgeschwindigkeit gleich, die MICHAELIS-MENTEN-Konstante wird erhöht, wodurch der Grad der Hemmung mit steigender Substratkonzentration abnimmt.

Bei der **nicht-kompetitiven Hemmung** lagert sich ein Inhibitor neben dem Substrat an. Diese Bindung deformiert das Enzym und verlangsamt oder behindert den Zerfall des entstandenen EIS-Komplexes. Folglich wird die maximale Reaktionsgeschwindigkeit herabgesetzt, die MICHAELIS-MENTEN-Konstante bleibt dagegen gleich. Die Wirkung der nicht-kompetitiven Hemmung auf die Umsatzgeschwindigkeit wird mathematisch wie folgt beschrieben (Abeling 1994):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{C_s}{(1+S_i/K_i)(K_m+C_s)} \quad \text{(Gleichung 3.5)}$$

Bei der **unkompetitiven Hemmung** wird die Bindung des Enzyms an das Substrat beschleunigt, der Zerfall jedoch verhindert. Die unkompetitive Hemmung stellt somit ein Spezialfall der nichtkompetitiven Hemmung dar, die bewirkt, dass sowohl die maximale Umsatzrate als auch die MICHAELIS-MENTEN-Konstante verändert wird. Folgende Gleichung wird zur Beschreibung angewendet (Abeling 1994):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{C_s}{K_m+C_s \cdot (1+S_i/K_i)} \quad \text{(Gleichung 3.6)}$$

Zusätzlich kann die Enzymreaktion durch sehr hohe Substratkonzentrationen verlangsamt werden, wodurch die sogenannte **Substratüberschusshemmung** auftritt. Die Hemmung erfolgt hierbei durch Bindung mehrerer Substratmoleküle an das aktive Zentrum oder weniger aktiver Substrat-Zwischenprodukte, die so die Umsatzgeschwindigkeit der enzymatischen Reaktion bei weiterer Erhöhung der Substratkonzentration reduzieren. Die Affinität zum Substrat wird folglich herabgesetzt. Verringert sich die Substratkonzentration, so geht die Hemmung jedoch wieder zurück. Folgende Gleichung wird zur Beschreibung der Substratüberschusshemmung verwendet (Abeling 1994):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{C_s}{K_m+C_s+C_s^2/K_{1S}} \quad \text{(Gleichung 3.7)}$$

K_{1S} = Hemmkonstante des Substrats [mg/L]

In Abbildung 3.1 sind die verschiedenen Kurvenverläufe der MICHAELIS-MENTEN-Funktion für ungehemmten und gehemmten Umsatz einer Enzymreaktion qualitativ dargestellt.

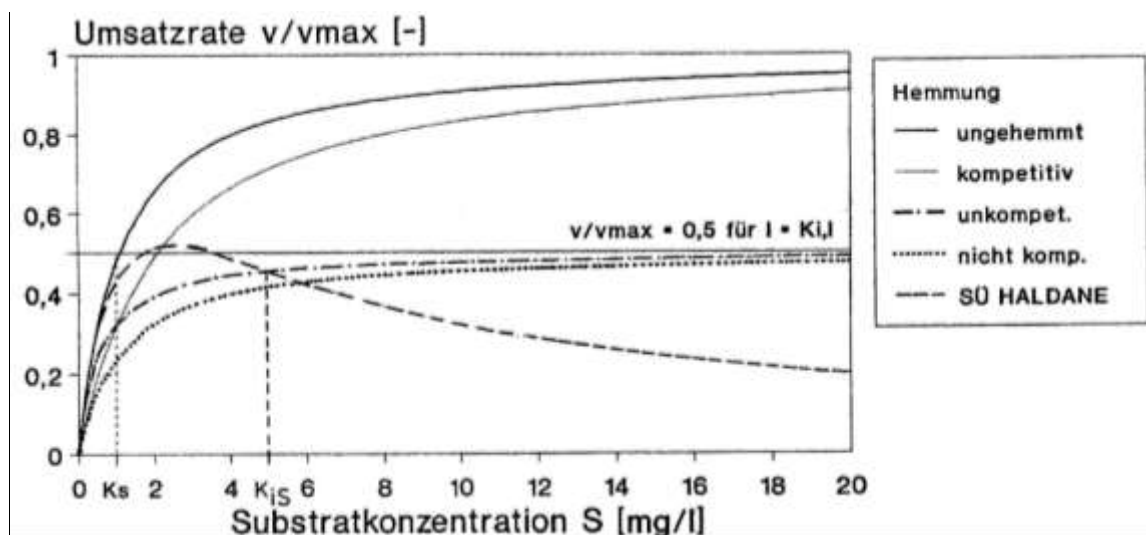


Abbildung 3.1: MICHAELIS-MENTEN-Funktion für ungehemmte und gehemmte Reaktion (Abeling 1994)

Neben Inhibitoren gibt es aber auch **Aktivatoren**, d.h. verschiedene Substanzen (Vitamine, Biotenside etc.), die die Enzymaktivität einiger Enzyme erhöhen. Die Geschwindigkeit der Enzymreaktion nimmt mit steigender Konzentration der Aktivatoren bis zu einem Optimum zu. Eine weitere Erhöhung der Konzentration an Aktivatoren führt zu keiner weiteren Erhöhung der Enzymaktivität (Lemmer 2008; Mudrack und Kunst 2003).

Wird die Struktur des Enzyms als Ganzes zerstört, z.B. durch hohe Temperaturen oder pH-Wert-Veränderungen, wird das Enzym dauerhaft funktionsunfähig und die Enzymaktivität geht irreversibel verloren (Mudrack und Kunst 2003). Darüber hinaus wird durch eine Reihe von chemischen Substanzen die enzymatische Stoffwechselfähigkeit irreversibel gestoppt. So wirken einige Schwermetalle (Kupfer, Silber, Quecksilber etc.) bereits in geringer Konzentration als starke Enzymgifte (Fuchs und Schlegel 2006).

3.1.2 Wachstum und Zerfall von Mikroorganismen

Der eigentliche biologische Abbau der Abwasserinhaltsstoffe wird, wie oben erläutert, durch die enzymkatalytische Stoffwechselfähigkeit von Mikroorganismen, v.a. Bakterien erbracht. Die Geschwindigkeit, mit der die Enzyme Biomasse aufbauen, resultiert in Zellwachstum. Gleichzeitig mit dem Bakterienwachstum läuft aber auch der Prozess des Bakterienabsterbens und -zerfalls ab.

Wachstum von Mikroorganismen

Das **Wachstum** beschreibt den Prozess der Vermehrung der lebenden Substanz, d.h. der Zahl und der Masse der Zellen. Bakterien vermehren sich durch Zellteilung, was in einer Vermehrung der Zellzahl resultiert. Das Zeitintervall für die Verdopplung der Zellzahl bezeichnet man als **Generationszeit g**, das der Zellmasse **Verdopplungszeit t_d** und die Anzahl der Zellteilungen pro Zeiteinheit mit **Teilungsrate v**. In der Abwassertechnik wird nicht die Anzahl der Organismen (Zellzahl), sondern die Bakterienmasse näherungsweise über den Parameter der Trockensubstanz (TS)-Konzentration erfasst (Fritsche 1998; Fuchs und Schlegel 2006; Gujer 2007; Habeck-Tropfke 1980).

Wenn Nährstoffe in ausreichender Menge vorhanden sind und keine Wachstums hemmenden Einflüsse vorliegen, vermehren sich Bakterien proportional zu ihrer Anzahl bzw. Masse. Die Proportionalitätskonstante ist die **Wachstumsrate μ**. Mathematisch wird dieser Zusammenhang durch folgende Gleichung ausgedrückt (Gujer 2007):

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X \quad \text{(Gleichung 3.8)}$$

X	=	Konzentration der Bakterien	[g/L]
μ	=	Wachstumsrate	[d ⁻¹]
t	=	Zeit	[d]

Die Integration dieser Gleichung mit den Anfangsbedingungen $X = X_0$ zum Zeitpunkt $t = 0$ ergibt eine Beschreibung des Bakterienwachstums als exponentielle Funktion:

$$X(t) = X_0 \cdot e^{\mu \cdot t} \quad \text{(Gleichung 3.9)}$$

Mathematisch entspricht demnach eine Teilungsrate von beispielsweise 2 h^{-1} einer Generationszeit von 0,5 h. Da eine reale Bakterienkultur aber immer eine Mischung aus teilungsfähigen, nicht teilungsfähigen und defekten Zellen enthält, ist die Generationszeit der sich aktiv teilenden Zellen immer kürzer als die Verdopplungszeit der gesamten Kultur (Fuchs und Schlegel 2006).

Zur Beschreibung der Physiologie des Wachstums von Bakterien werden in der Literatur zwei charakteristische Grundformen verwendet: Die statische und die kontinuierliche Kultur (Fuchs und Schlegel 2006; Habeck-Tropfke 1980).

Die **statische Kultur** ist ein geschlossenes System ohne Zu- und Ablauf. Der Bakterienkultur wird nur zu Beginn eine definierte Nährstoffmenge zur Verfügung gestellt. Das Bakterienwachstum erfolgt dementsprechend nur solange, bis ein Wachstumsfaktor ins Minimum gerät und dieses begrenzt. Da zu jedem Zeitpunkt andere Kulturbedingungen im Kulturgefäß herrschen, wird der gesamte Lebenszyklus der Bakterien vollzogen. Verfahrenstechnisch entspricht die statische Kultur näherungsweise dem Aufstau-Belebungs-Prinzip.

Im zeitlichen Verlauf ergibt sich die in Abbildung 3.2a dargestellte charakteristische Wachstumskurve. Diese lässt sich in vier Phasen unterteilen. In der Anlaufphase (lag-Phase), die mit der Beimpfung der Kultur beginnt, findet keine bzw. nur eine geringe Vermehrung der Mikroorganismen statt. Die Dauer der Anlaufphase ist abhängig vom Zustand der Bakterienkultur (Alter, Teilungsfähigkeit), vom Adaptionsgrad der Bakterien an das angebotene Substrat (Synthese spezieller Enzyme) und von den im Kulturgefäß herrschenden Milieubedingungen (Temperatur, pH-Wert etc.).

In der anschließenden exponentiellen Phase wachsen die Mikroorganismen trotz ständig sich ändernder Milieubedingungen (Abnahme Substratkonzentration, Anreicherung milieuverändernder Stoffwechselprodukte etc.) mit maximaler Wachstumsrate. In der logarithmischen Darstellung der Abbildung 3.2a ergibt sich eine Gerade, deren Steigung der Teilungsrate μ entspricht.

Aufgrund der zunehmend wachstumslimitierenden Bedingungen geht die exponentielle Phase mit fortschreitender Inkubationsdauer allmählich in die stationäre Phase über, in der keine Teilung der Zellen mehr stattfindet. Die stationäre Phase ist durch eine konstante Populationsdichte gekennzeichnet. In Abhängigkeit vom Nährstoffangebot und den sich einstellenden Milieubedingungen stellt sich vorübergehend ein Gleichgewichtszustand ein, an dessen Ende zelleigene Reservestoffe wie Proteine und Fette in den Stoffwechsel mit einbezogen werden. Der hierbei auftretende Sauerstoffverbrauch wird als endogene Atmung bezeichnet.

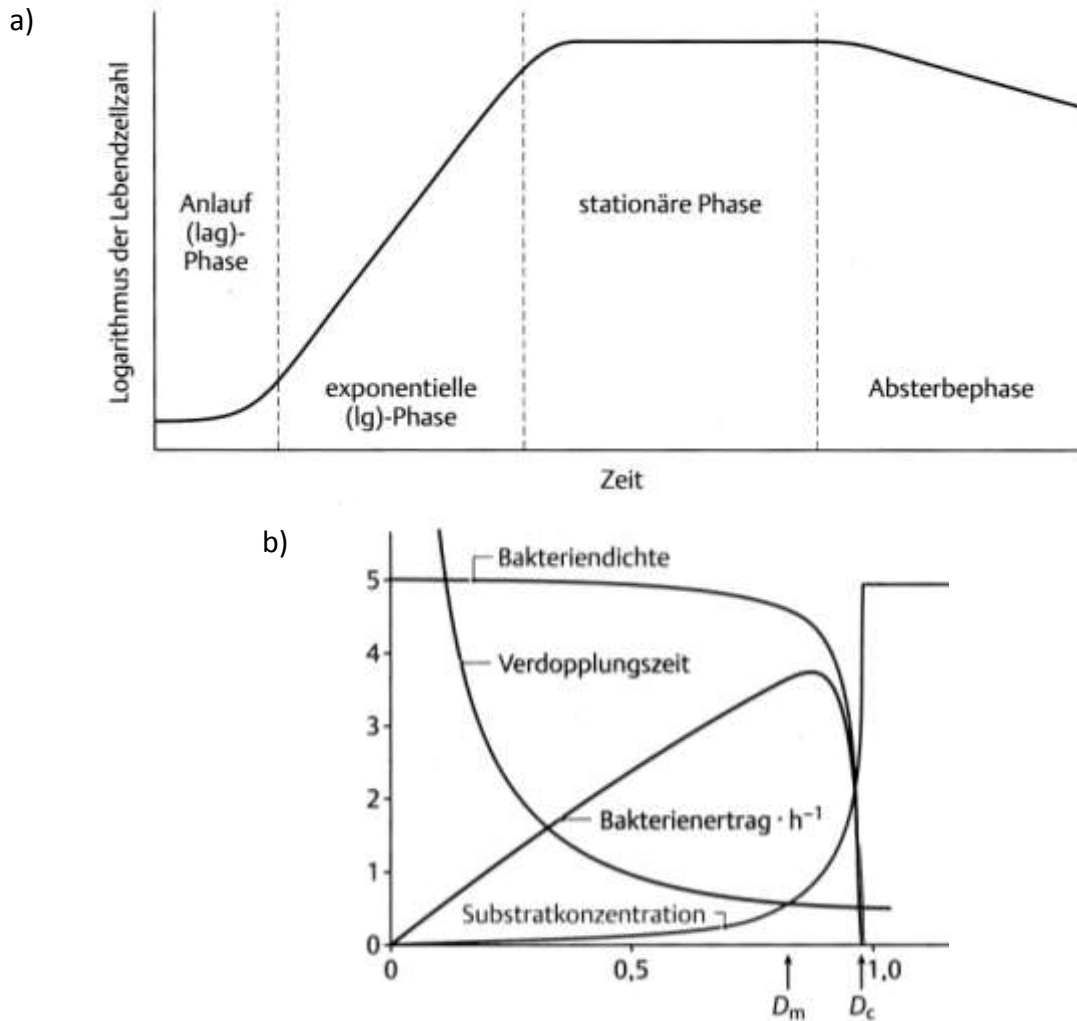


Abbildung 3.2: Idealisierte Wachstumskurve einer statischen Kultur a), Darstellung der Beziehung zwischen Bakteriendichte, Substratkonzentration, Verdopplungszeit und Bakterienertrag im Fließgleichgewicht bei verschiedenen Verdünnungsraten D b) (Fuchs und Schlegel 2006)

Infolge Verknappung des Nahrungsangebotes kommt es in der abschließenden Absterbephase zu einer Abnahme der Zellzahl durch Absterben der Bakterien, vollständiger Verbrauch der Speicherstoffe und Zunahme abgeschiedener, wachstumsbegrenzender Stoffwechselprodukte (z.B. Säuren).

Demgegenüber stellt die **kontinuierliche Kultur** ein offenes System dar. Für die Organismen herrschen immer die gleichen Milieubedingungen, da der Biomasse kontinuierlich ausreichend Nährstoff zur Verfügung gestellt wird, während parallel durch das Abziehen der Überproduktion an Biomasse ein regulativer Eingriff erfolgt. Das verfahrenstechnische Gegenstück stellt der (kontinuierlich durchflossene) Durchlaufreaktor dar.

Für das Überleben eines Organismus in einer kontinuierlichen Kultur ist die Kompensation der Auswaschrates durch die Wachstumsrate Grundvoraussetzung. Die Wachstumsrate der Organismen muss mindestens deren Verweilzeit entsprechen, andernfalls erfolgt die Auswaschung

aus dem System. Wird der Bakterienzuwachs durch den stetigen Abzug von Biomasse kompensiert, stellt sich im System ein Fließgleichgewicht (steady state) ein.

In Abbildung 3.2b sind die Abhängigkeiten einer kontinuierlichen Kultur exemplarisch dargestellt. Mit steigender Verdünnungsrate D , also steigendem Nährstoffangebot, kann durch Zunahme der Wachstumsrate (Bakterienertrag) zunächst das vermehrte Auswaschen der Biomasse kompensiert werden. Die Bakteriendichte im kontinuierlich durchströmten Reaktor bleibt annähernd konstant bis die maximale Verdünnungsrate D_m entsprechend der maximalen Wachstumsrate μ_{max} erreicht ist. Überschreitet D_m μ_{max} , wird, trotz maximalen Wachstums, mehr Biomasse aus dem System ausgetragen als gebildet werden kann. Als Folge nimmt die Biomassenkonzentration im System ab und bricht bei der Verdünnungsrate D_c vollständig zusammen (Fuchs und Schlegel 2006; Mudrack und Kunst 2003).

Der am häufigsten verwendete mathematische Ansatz zur Beschreibung des Zellwachstums ist der von MONOD (Habeck-Tropfke 1980; Henze et al. 2002; Tchobanoglous et al. 2003):

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{C_s}{K_s + C_s} \quad \text{(Gleichung 3.10)}$$

μ_{max} = maximale Wachstumsrate [d⁻¹]

C_s = Substratkonzentration [mg/L]

K_s = Sättigungsbeiwert [mg/L]

Er gibt die aktuelle Wachstumsgeschwindigkeit μ in Abhängigkeit von der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit μ_{max} , der Substratkonzentration C_s und dem Sättigungsbeiwert K_s an, für den Fall, dass die übrigen Wachstumsfaktoren (Temperatur, pH-Wert etc.) nicht limitierend sind.

Da die Wachstumsgeschwindigkeit aus den Reaktionsgeschwindigkeiten der am Wachstum beteiligten Enzymreaktionen resultiert, ergibt sich in Analogie zur MICHAELIS-MENTEN-Kinetik qualitativ die gleiche Funktion. Es gilt auch hier, dass μ in Abhängigkeit von C_s einer Sättigungskurve folgt, die ihr Optimum bei μ_{max} besitzt. Der Sättigungsbeiwert K_s entspricht der Substratkonzentration, bei der die aktuelle Wachstumsrate 50 % beträgt (Mudrack und Kunst 2003).

Der K_s -Wert ist abhängig vom kultivierten Organismus und gilt als Maß für dessen Wachstumsrate. Ist er klein, kann nur noch eine geringe Substratmenge zugegeben werden, bis die maximale Wachstumsrate erreicht wird. Umgekehrt gilt, dass bei großen K_s -Werten die Sättigungskurve umso flacher verläuft.

Bakterienwachstum und biologischer Abbau sind also aneinander gekoppelt. Das Wachstum von Mikroorganismen resultiert in einer Zunahme ihrer Biomasse, also gebildeter Trockensubstanz dX . Die Differenz zwischen der anfänglichen und der maximal erreichbaren Biomasse (Trockensubstanz) wird als **Ertrag** bezeichnet. Bezogen auf den Substratverbrauch dS ergibt sich der **Zellertrag**.

Während der exponentiellen Wachstumsphase einer Bakterienkultur stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Zellwachstum und dem Substratumsatz ein. Werden beide Größen in Gewichtseinheiten angegeben, wird der Quotient als **Ertragskoeffizient Y** bezeichnet. Es gilt (ATV 1997):

$$Y = \frac{dX/dt}{-dS/dt} \quad \text{(Gleichung 3.11)}$$

Y	=	spezifischer Ertragskoeffizient	[g X/g S]
dX/dt	=	Zunahme Zellmasse pro Zeitintervall	[g X/(L·d)]
dS/dt	=	Abnahme Substrat pro Zeitintervall	[g S/(L·d)]

Der Ertragskoeffizient Y ist somit Ausdruck für den Anteil der Nährstoffe, der in Biomasse (Trockensubstanz) überführt wird. In der abwassertechnischen Praxis entspricht er der Überschussschlammproduktion (ATV 1997; Fuchs und Schlegel 2006; Wolters 2009).

Darüber hinaus kann die Zunahme der Biomasse nicht nur auf die Trockensubstanz bezogen werden. Sie lässt sich auch auf die Differenz der gelösten zu den gesamten organischen Verbindungen der Feststoffmasse beziehen, sodass man das Verhältnis der synthetisierten Zellmasse (in g CSB_{Biomasse}) zum verbrauchten Substrat (in g CSB_{abgebaut}) erhält (Henze et al. 1987; Londong und Wachtl 1995).

Umgekehrt gibt der Ertragskoeffizient Y den Substratverbrauch für das Wachstum von Mikroorganismen gemäß folgender Gleichung an:

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{1}{Y} \cdot \frac{dX}{dt} \quad \text{(Gleichung 3.12)}$$

Durch Einsetzen der Gleichungen 3.8 und 3.10 in Gleichung 3.12 und durch Ersetzen des Terms dS/dt durch v ergibt sich wiederum die mathematische Beschreibung der konzentrationsabhängigen Substratumsatzrate der MICHEALIS-MENTEN-Kinetik zur Beschreibung enzymkatalytischer Reaktionen:

$$v = \frac{\mu_{\max} \cdot X}{Y} \cdot \frac{C_s}{K_m + C_s} \quad \text{(Gleichung 3.13)}$$

Der Term $\mu_{\max} \cdot X \cdot Y^{-1}$ beschreibt dabei die maximale Umsatzgeschwindigkeit v_{\max} , welche über den Ertragskoeffizienten Y mit der maximalen Wachstumsrate μ_{\max} gekoppelt wurde.

Absterben von Mikroorganismen

Gleichzeitig mit dem Bakterienwachstum läuft der Prozess des **Bakterienzerfalls** infolge Zelltod (Absterben) ab. Unter Zelltod wird der irreversible Verlust der Fähigkeit der Mikroorganismen zu wachsen und sich zu vermehren verstanden (Fuchs und Schlegel 2006). Infolge dessen kommt es zu einer Abnahme der Zellzahl durch Auflösung (Zerfall) der abgestorbenen Zellen durch zelleigene Enzyme (Autolyse) (Fritsche 1998).

Durch Absterben bzw. Zerfall erfolgt aber keine Änderung in der Summe der vorhandenen Stoffe, jedoch in deren Verteilung. Ein Teil der Zerfallsmasse wird als abbaubare organische Substanz (Substrat) in den Umwandlungskreislauf zurückgeführt, was einen erneuten Energieumsatz zur Folge hat. Der andere Teil verbleibt als inerte partikuläre Masse im System (Fritsche 1998).

Das Absterben kann analog zur Wachstumsphase exponentiell verlaufen (vgl. Abbildung 3.2a). Die Kinetik folgt damit einer Reaktion 1. Ordnung. Mit b als Sterberate in d^{-1} können die Gleichungen 3.8 und 3.9 sinngemäß angewendet werden (Fritsche 1998).

Einfluss von Umweltfaktoren auf den mikrobiellen Stoffwechsel

Neben der Substratkonzentration bestimmen verschiedene biotische und abiotische Faktoren den Stoffwechsel von Mikroorganismen. Nachfolgend werden die Einflüsse von Umweltbedingungen, wie die Temperatur oder der pH-Wert, die als Schlüsselfaktoren angesehen werden können, grundlegend diskutiert. Eine detaillierte Betrachtung dieser und weiterer Faktoren auf die Prozesse der biologischen Abwasserreinigung mit Relevanz zur eigenen Arbeit erfolgt im Kapitel 3.2.

Einfluss der Temperatur

Von wesentlicher Bedeutung auf das Wachstum und die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen ist der Einfluss der **Temperatur**, da jede Veränderung der Temperatur eine Änderung der Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen infolge Zu- oder Abnahme der Enzymaktivität nach sich zieht.

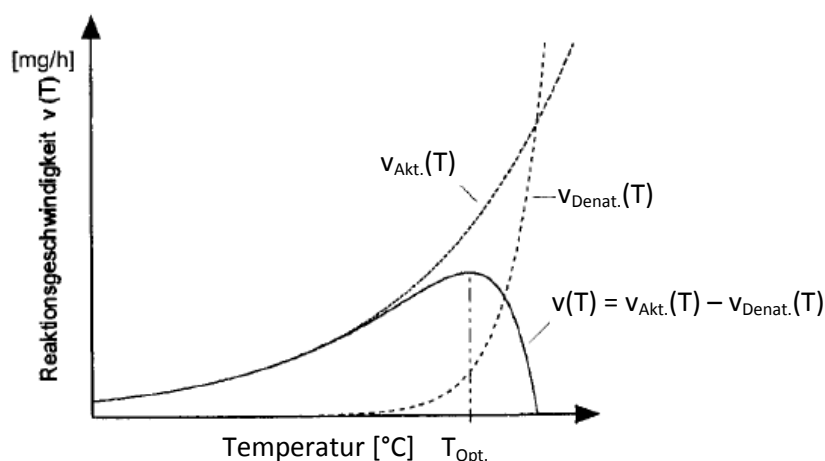


Abbildung 3.3: Temperatureinfluss auf die Geschwindigkeit enzymatischer Reaktionen (Wicht 1996)

Der Temperatureinfluss ist für jede Gattung spezifisch und wird durch ihr Minimum, Optimum und Maximum gekennzeichnet. Unterhalb der Minimaltemperatur (Erstarrungspunkt) erfolgt kein Wachstum. Mit steigender Temperatur laufen die chemischen und enzymatischen Reak-

tionen bis zum Erreichen des Optimums mit höherer Geschwindigkeit ab. Oberhalb des Optimums tritt zunächst eine reversible, später eine irreversible Hemmung des Wachstums, infolge Denaturierung der Enzyme auf. Die Maximaltemperatur kennzeichnet diejenige Temperatur, bei der Wachstum gerade noch stattfinden kann. Jenseits der Maximaltemperatur ist kein Wachstum mehr möglich (Henze et al. 2002).

Aus der Überlagerung der Einzeleffekte ergibt sich ein für den Organismus charakteristischer Kurvenverlauf des Temperatureinflusses auf die Wachstumsgeschwindigkeit (Abbildung 3.3).

In dem für die kommunale Abwasserreinigung relevanten psychro- und teilweise mesophilen Temperaturbereich zwischen 5 °C und 30 °C, wird die Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate meist mittels der VAN'T HOFFSCHEN Gleichung beschrieben. Da in diesem Temperaturbereich Denaturierung vernachlässigt werden kann, wird von einem exponentiellem Einfluss auf das Wachstum ausgegangen (Henze et al. 2002):

$$\mu_T = \mu_{\max,R} \cdot e^{\kappa(T-R)} \quad \text{(Gleichung 3.14)}$$

e^{κ}	=	Temperaturkorrekturwert	[-]
κ	=	Temperaturkoeffizient	[°C ⁻¹]
T	=	Absolute Temperatur	[°C]
R	=	Bezugstemperatur	[°C]

Der Temperaturkoeffizient κ stellt eine prozess- und organismenspezifische Größe dar. Er kann als Maß der Temperaturempfindlichkeit biochemischer Wachstumsprozesse angesehen werden. Durch Bezug auf eine einheitliche Temperatur (Bezugstemperatur R) wird eine Vergleichbarkeit verschiedener Ergebnisse ermöglicht. Im angloamerikanischen Raum wird i.d.R. eine Bezugstemperatur von 20 °C angesetzt. Im deutschsprachigen Raum wird standardisiert eine Bezugstemperatur von 15 °C verwendet (Tchobanoglous et al. 2003). In der Literatur wird e^{κ} häufig auch als Dezimalzahl angegeben.

Auch der Zerfall von Bakterien unterliegt dem exponentiellen Einfluss der Temperatur, womit die Gleichung 3.14 analog angewendet werden kann. Der Prozess des Bakterienzerfalls weist allerdings eine vom Wachstum unterschiedliche Temperaturabhängigkeit auf.

Unter Berücksichtigung, dass die im Versuch beobachteten Wachstumsraten den Zerfall schon beinhalten, es sich folglich um Nettowachstumsraten handelt, ergibt sich (Nowak 1996):

$$\mu_{\max,T,Netto} = \mu_{\max,R} \cdot F_{T,\mu} - b_T \cdot F_{T,b} \quad \text{(Gleichung 3.15)}$$

$\mu_{\max,T,Netto}$	=	„beobachtete“ maximale Wachstumsrate	[d ⁻¹]
F_T	=	$e^{\kappa(T-R)}$	[-]

Überschlägig wird für Abwasserreinigungsprozesse von einer Steigerung der Wachstumsrate von 10 % je 1 °C ausgegangen. Bornemann et al. (1998) schlagen zur dynamischen Simulation von Kläranlagen, basierend auf ihren in praktischen Arbeiten ermittelten Daten, Temperaturkoeffizienten von $\kappa = 0,069$ (entsprechend 7,2 % Steigerung der Umsatzrate je 1 °C Tempera-

turerhöhung) für aerobes Wachstum und Zerfall Kohlenstoff eliminierender Bakterien bzw. $\kappa = 0,098$ (10,3 %) für das aerobe Wachstum und $\kappa = 0,08$ (8,3 %) für den Zerfall Ammonium oxidierender Bakterien vor.

Einfluss des pH-Wertes

Die meisten Organismen wachsen innerhalb eines pH-Bereichs von zwei bis drei pH-Einheiten, bevorzugt im sogenannten neutrophilen pH-Bereich (pH 6-8). Da natürliche Lebensräume meist einen pH-Wert von 5-9 aufweisen, gibt es entsprechend viele Organismen, deren pH-Optimum in diesem Bereich liegt. Im Allgemeinen wachsen Bakterien am besten, wenn H^+ - und OH^- -Ionen in gleicher Konzentration vorliegen (pH 7,0).

Gegenüber kleinen und kurzzeitigen pH-Schwankungen sind Bakterien i.d.R. relativ unempfindlich. Lang anhaltende und ausgeprägte pH-Änderungen führen dagegen zu nachhaltigen Schädigungen, die sich in einer Verminderung der Leistung bis hin zum Absterben bzw. Zerfall der Biomasse niederschlagen kann.

Der Einfluss des pH-Wertes auf das Wachstum basiert auf zwei Mechanismen. Einerseits bewirken Änderungen des pH-Wertes eine Veränderung der Struktur und des Aufbaus der Enzyme, welche mit einer Änderung der wirksamen Enzymkonzentration einhergeht und die maximale Wachstumsgeschwindigkeit der Mikroorganismen herabgesetzt. Solange die Eiweißstruktur der Enzyme nicht durch extreme pH-Werte geschädigt wird, bleiben Veränderungen des pH-Wertes allerdings reversibel (Hartmann 1983).

Die infolge pH-Schwankungen auftretenden, irreversiblen Schädigungen können auf die Veränderung des intrazellulären pH-Wertes zurückgeführt werden, da stark vom neutralen Bereich abweichende pH-Werte dazu führen, dass sich der Anteil dissoziierter Säuren bzw. Basen zugunsten nicht-dissoziierter Verbindungen verringert. Diese Moleküle können im ungeladenen Zustand leichter in die Zelle eindringen als ihre Dissoziationsprodukte. Dies führt zur Anreicherung dergleichen und dann zur partiellen Depolarisierung der Cytoplasmamembran (ATV 1997; Fuchs und Schlegel 2006).

Der für die biologische Abwasserreinigung relevante pH-Bereich liegt zwischen pH 6 und pH 8,5. Der jeweils günstige pH-Wert der einzelnen Mikroorganismen schwankt allerdings sehr stark. Die Erhaltung eines bestimmten pH-Wertes während des Wachstums ist vor allem bei denjenigen Mikroorganismen zu beachten, die Säuren produzieren (Ammoniumoxidierer) oder verbrauchen (Nitratreduzierer).

Henze et al. (2002) beschreiben die Beeinflussung enzymkatalytischer Reaktionen als Normalverteilung, woraus ein für die verschiedenen, am biologischen Abwasserreinigungsprozess beteiligten Mikroorganismen jeweils optimaler pH-Wert bzw. -Bereich abgeleitet werden kann, oberhalb und unterhalb dessen die Enzymreaktion verlangsamt wird.

Einfluss der Generationszeit

Damit sich eine bestimmte Art von Bakterien im System der biologischen Behandlungsstufe anreichern kann, muss eine ihrer Generationszeit entsprechende Mindestverweilzeit im System sichergestellt werden. Die dafür erforderliche Verweilzeit, die als **Schlammalter** t_{TS} bezeichnet wird, muss folglich größer als der reziproke Wert der Wachstumsrate μ_{max} sein. Es gilt (ATV 1997):

$$t_{ts} \geq \frac{1}{\mu_{max}} \quad \text{(Gleichung 3.16)}$$

$$t_{TS} = \text{Schlammalter} \quad [d]$$

Wird das minimale Schlammalter im System der biologischen Behandlungsstufe unterschritten, so werden die Mikroorganismen aus dem System ausgeschwemmt. Substanzen, die z.B. nur von langsam wachsenden Bakterien abgebaut werden, können dann nicht entfernt werden. Dagegen können bei hohen Schlammaltern, respektive langen Generationszeiten auch biologisch schwerer abbaubare Substanzen eliminiert werden (Bever et al. 2002; Gerhardy 2000; Mudrack und Kunst 2003).

Einfluss der Abwasserzusammensetzung auf den mikrobiellen Stoffwechsel

Bezogen auf die fünf Hauptelemente Kohlenstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Wasserstoff und Phosphor setzt sich die Bakterientrockenmasse prozentual wie folgt zusammen: Mit etwa 50 % hat Kohlenstoff den größten Massenanteil. Dahinter folgen Sauerstoff mit 20 %, Stickstoff mit 14 % und Wasserstoff mit etwa 8 %. Phosphor nimmt mit rd. 3 % den geringsten Anteil der Hauptelemente ein. Schwefel, Kalium, Calcium, Magnesium, Chlor und Eisen repräsentieren zusammen die verbleibenden 4 %. Darüber hinaus sind geringe Anteile an Mikro- und Spurenelementen enthalten. Hierzu zählen u.a. Mangan, Zink, Kupfer, Kobalt etc. (Fuchs und Schlegel 2006).

Unlimitiertes Wachstum von Mikroorganismen setzt die Verfügbarkeit der genannten Elemente in den gegebenen Verhältnissen voraus. Für die Effektivität der mikrobiellen Abbauleistung ist demnach das Verhältnis der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe ausschlaggebend. Idealerweise sind im Abwasser ausreichend Kohlenstoffverbindungen vorhanden, so dass bei der Oxidation genügend Energie geliefert wird und der übrige Teil zusammen mit Stickstoff und Phosphor vollständig in Biomasse umgewandelt wird (Bever et al. 2002).

Bever et al. (2002) betrachten ein Kohlenstoff- zu Stickstoffverhältnis von C:N = 12:1 und ein Kohlenstoff- zu Phosphorverhältnis von C:P = 30:1 als ideal. Nach Mudrack und Kunst (2003) soll das Verhältnis der Kohlenstoffverbindungen (als BSB_5) zu Stickstoff (als N_{ges}) im Zulauf zum Belebungsbecken $BSB_5:N_{ges} = 20:1$ betragen. Um eine ungehinderte Reinigungsleistung in der biologischen Stufe einer Kläranlage sicherzustellen, geben ATV (1997) sowie Neitzel und Iske (1998) ein erforderliches Nährstoffverhältnis von $BSB_5:N_{ges}:P_{ges} = 100:5:1$ an. Unterhalb

der genannten Verhältnisse ist infolge Nährstoffmangel mit einem Rückgang der Abbauleistung zu rechnen, selbst wenn andere Substrate noch in ausreichendem Maße vorhanden sind (Fuchs und Schlegel 2006).

Im Zufluss kommunaler Kläranlagen liegt i.d.R. ein Nährstoffverhältnis von $BSB_5:TKN:P_{ges} = 100:20:5$ vor (ATV 2000), womit der Kohlenstoff für den Einbau der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in die Biomasse zum limitierenden Faktor wird. Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sind dagegen im Übermaß vorhanden.

3.2 Abbaumechanismen in der biologischen Abwasserreinigung

3.2.1 Klassifikation der am biologischen Abwasserreinigungsprozess beteiligten Mikroorganismen

Mikroorganismen lassen sich hinsichtlich ihrer Energiequelle, der Art des Elektronendonors und der Kohlenstoffquelle einteilen (Tabelle 3.1).

Tabelle 3.1: Begriffe zur Beschreibung der Ernährungsweise von Mikroorganismen nach Nowak (1996), verändert

Energiequelle	Lichtenergie	→	phototroph
	Chemische Energie	→	chemotroph
Elektronendonator (Energistoffwechsel)	Organische Verbindungen	→	organotroph
	Anorganische Verbindungen	→	lithotroph
Kohlenstoffquelle (Baustoffwechsel)	Organische Verbindungen	→	heterotroph
	Kohlendioxid	→	autotroph

Wird Licht als Energiequelle genutzt, spricht man von einem **phototrophen** Stoffwechsel. Die meisten Bakterien, die für die biologische Abwasserreinigung nutzbar gemacht werden können, sind allerdings der Gruppe der **chemotrophen** Bakterien zuzuordnen, welche unabhängig davon, ob der Stoffwechsel im aeroben oder anaeroben Milieu erfolgt, chemische Verbindungen zur Energiegewinnung verwenden. Als chemische Verbindungen kommen sowohl organische als auch anorganische Verbindungen in Betracht. Organismen, die organische Verbindungen nutzen, werden **organotroph** genannt. Im Gegensatz dazu bezeichnet der Begriff **lithotroph** einen Stoffwechsel, der anorganische Verbindungen zur Energiegewinnung nutzt. Die Energiegewinnung erfolgt i.A. durch Oxidation eines Stoffes bei gleichzeitiger Reduktion eines anderen. Die abgespaltenen Elektronen des oxidierten Stoffes (Elektronendonator) werden dabei auf den reduzierten Stoff (Elektronenakzeptor) übertragen (Fritsche 1998; Fuchs und Schlegel 2006; Nowak 1996).

Hinsichtlich der Herkunft der Kohlenstoffquelle, auf die die Organismen zum Aufbau der Zellsubstanz zurückgreifen, werden **autotrophe** Organismen, die ihren Zellkohlenstoff ausschließlich aus der Assimilation von Kohlendioxid (CO₂) gewinnen und **heterotrophe** Organismen, die ihre Zellsubstanz überwiegend aus organischen Verbindungen aufbauen, unterschieden (Fritsche 1998; Fuchs und Schlegel 2006; Nowak 1996).

Einen Überblick über die in biologischen Reinigungssystemen vorkommenden Mikroorganismen, deren Klassifikation und Zuordnung zu den relevanten Abbaumechanismen zeigt Tabelle 3.2.

Tabelle 3.2: Klassifikation der in biologischen Reinigungssystemen vorkommenden Mikroorganismen (Rheinheimer et al. 1988)

Organismen- gruppe	C-Quelle	Elektronen- donor	Elektronen- akzeptor	Produkte des Stoffwechsels	Tätigkeits- merkmale	
Primär- abbauer	org. C (gelöst)	org. C	O ₂	CO ₂ , NH ₄ ⁺	aerobe Bakterien	Chemo-organo- heterotrophe Bakterien
			NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Nitratreduzierer	
			NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	N ₂	Denitrifikanten	
			org. C	org. C	anerobe Bakterien	
Sekundär- abbauer	org. C (partikulär)	org. C	O ₂	CO ₂ , NH ₄ ⁺	Ciliaten, niedere Metazoen	
Nitrifi- kanten	CO ₂	NH ₄ ⁺	O ₂	NO ₂ ⁻	Ammonium- oxidierer	Chemo-litho- autotrophe Bakterien
	CO ₂	NO ₂ ⁻	O ₂	NO ₃ ⁻	Nitritoxidierer	

Wie ersichtlich, ist im Falle des aeroben Stoffwechsels Sauerstoff einziger Elektronenakzeptor.

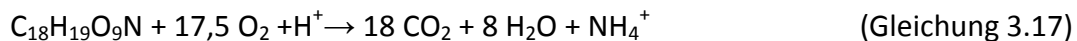
Neben den Bakterien sind aber auch Ciliaten und niedere Metazoen im Belebtschlamm einer biologischen Behandlungsstufe zu finden, die sich von partikulärer Substanz ernähren und damit auch zu einer Reduktion der Biomasse beitragen (Rheinheimer et al. 1988).

3.2.2 Elimination organischer Verbindungen

Beim Abbau organischer Substanz im aeroben Milieu werden höhermolekulare organische Abwasserinhaltsstoffe (Kohlenhydrate, Fette, Eiweiße) unter Energiegewinn biochemisch zu energiearmen, niedermolekularen Endprodukten (H₂O, CO₂) bei gleichzeitiger Bildung von Zellsubstanz durch Sauerstoff oxidiert (Mudrack und Kunst 2003). Durch die biochemische Oxidation der kohlenstoffhaltigen Abwasserinhaltsstoffe verringern sich demzufolge die Kon-

zentrationen der Summenparameter CSB, BSB₅ und TOC sowie deren gelöste Anteile. Die Ernährungsform der beteiligten chemo-organo-**heterotrophen** Organismen ist dadurch gekennzeichnet, dass als Energie-, Wasserstoff- und Kohlenstoffquelle ausschließlich organische Verbindungen verwendet werden.

Nach Henze et al. (2002) kann die durchschnittliche Zusammensetzung kommunalen Abwassers hinsichtlich der enthaltenen organischen Abwasserinhaltsstoffe als C₁₈H₁₉O₉N angenommen werden. Die vollständige Oxidation durch heterotrophe Biomasse zu H₂O und CO₂ lässt sich mit folgender Reaktionsgleichung beschreiben (Henze et al. 2002):



Stöchiometrisch resultiert hieraus ein Sauerstoffbedarf von 1,42 g O₂ (Henze et al. 2002) bzw. eine CO₂-Produktion von 2,02 g (Kubin 2004) je g oxidierten organischer Substanz. Etwa 50 % der oxidierten Kohlenstoffverbindungen werden im Baustoffwechsel assimiliert. Die verbleibenden 50 % werden zur Energiegewinnung genutzt, woraus bezogen auf den CSB der synthetisierten Zellmasse ein Ertragskoeffizient von 0,5 g CSB_{Biomasse}/g CSB_{abgebaut} resultiert (van Loosrecht et al. 1997).

In der Abwasserpraxis werden hiervon häufig abweichende Ertragskoeffizienten Y_H ermittelt. Ursächlich sind Adsorptionsvorgänge und die intrazelluläre Bildung von Speicher- und Reservestoffen zu sehen, die zu einer Erhöhung des Ertragskoeffizienten führen können. Wenn unter Mangelbedingungen parallel Reservestoffe für den Erhaltungsstoffwechsel abgebaut werden, ist dagegen mit einem geringeren Ertragskoeffizienten zu rechnen. Ebenso haben Biomassenverluste sowie die Betriebsweise der biologischen Behandlungsstufe Einfluss auf den Betrag von Y_H. Während bei hochbelasteten Anlagen die Stoffwechselvorgänge in Richtung des Baustoffwechsels und damit der verstärkten Bildung von Bakterienmasse verschoben werden, überwiegt in schwachbelasteten Anlagen der Betriebsstoffwechsel. Der Anteil der Neubildung der Biomasse und damit auch Y_H wird vermindert (Guellil et al. 2001; Henze et al. 2002; Neitzel und Iske 1998; Phan 2005; Uhlenhut 1999; Wolters 2009).

Eine Zusammenstellung einiger Literaturwerte für Ertragskoeffizienten des aeroben Wachstums heterotropher Bakterien im suspendierten Belebtschlamm kommunaler Kläranlagen ist in Tabelle 3.3 gegeben.

Mit Werten zwischen 0,46 – 0,77 g CSB_{Biomasse}/g CSB_{abgebaut}, ergibt sich eine gute Übereinstimmung mit dem in ATV (2000) vorgegebenen Wert, der umgerechnet auf den CSB der synthetisierten Zellmasse mit konstant 0,67 CSB_{Biomasse}/g CSB_{abgebaut} angesetzt wird. Die Arbeit von Wolters (2009), die die Substratabhängigkeit des heterotrophen Ertragskoeffizienten mittels anoxischen Standversuchen ermittelte, ergaben demgegenüber, dass sich Y_H nicht konstant, sondern substratspezifisch verhält. Dabei wurden für 25 Monosubstrate aus den Stoffklassen der Zucker, Alkohole, Carbonsäuren und Ether Abweichungen von den Annahmen des ATV (2000) festgestellt, die bis zum Faktor 2,0 betragen. Bei den Zuckern (Fructose, Saccharose etc.) ergaben sich tendenziell höhere Ertragskoeffizienten als bei den Carbonsäuren (Amei-

ensäure, Essigsäure etc.) und Alkoholen (Metanol, Ethanol etc.). Wolters (2009) folgerte hieraus, dass durch den Abbau von Zucker die für den Erhaltungsstoffwechsel erforderliche Energie schneller zur Verfügung gestellt wird als durch den Abbau anderer Substrate, sodass ein größerer Anteil dieser in den Aufbau von Biomasse fließen kann.

Tabelle 3.3: Literaturzusammenstellung von Wachstumsraten $\mu_{\max,H}$, Absterberaten b_H und Ertragskoeffizienten Y_H für den Abbau organischer Abwasserinhaltsstoffe

Temperatur [°C]	$\mu_{H,\max}$ [d ⁻¹]	b_H [d ⁻¹]	Y_H [g CSB _{Biomasse} / g CSB _{abgebaut}]	Literaturquelle
20		0,24		Marais und Ekama (1976)
20	3,0 – 13,3	0,09 – 4,38	0,46 - 0,69	Henze et al. (1987)
20	1,5	0,21		Sollfrank (1988)
10	0,75	0,12	0,64	Sollfrank und Gujer (1991)
20	1,5	0,24		
24	8,0	0,4	0,67	Kappeler und Gujer (1994)
20	4,02	0,39	0,51	Londong und Wacht (1995)
k.A.	1,33 – 1,94	k. A.	0,55 – 0,65	Slade und Dare (1993)
k.A.		0,04	k. A.	Spaniers und Vanrolleghem (1995)
20	4,0	0,4	0,64	Bornemann et al. (1998)
k.A.		0,16 - 0,69 0,40	0,57 - 0,84 0,73	Vestner und Günthert (2001)
20	6,0	0,62	0,67	
10	3,0	0,20		
20			0,59 - 0,74	Vestner (2003)
k.A.	1,74	k.A.	0,77	Plattes et al. (2007)
k. A. ... keine Angabe				

Der Energiegewinn beim aeroben Abbau organischer Substanz ist vergleichsweise hoch. Wird exemplarisch die Oxidation von Glucose betrachtet, kann maximal eine Energiemenge von 2.870 kJ/mol gewonnen werden. Gegenüber dem Abbau unter anaeroben Bedingungen kommt dies einer etwa 7-fach höheren Energieausbeute gleich (Mudrack und Kunst 2003; Wolters 2009).

Einflussfaktoren auf den Umsatz organischer Verbindungen

Einfluss der Temperatur

Die Abhängigkeit des aeroben Stoffwechsels heterotropher Biomasse von der Temperatur folgt dem in Abbildung 3.3, S. 40 dargestellten Verlauf. κ -Werte der Literatur, die den Temperatureinfluss des Wachstums und Zerfalls im Belebtschlammssystem widerspiegeln, geben Henze et al. (2002) in einen Bereich zwischen $0,06 \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$ bis $0,1 \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$ an. Sie besitzen Gültigkeit im Temperaturbereich von $0 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $32 \text{ }^\circ\text{C}$. Wuhrmann (1954), zitiert in Pöpel und Fischer (1998), nennt den Temperaturkorrekturwert von $e^{\kappa} = 1,074$, was umgerechnet einem κ -Wert von $0,071 \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$ entspricht.

Aufgrund der Analogie von Sauerstoff- und Nitratatmung, auf die in Kapitel 3.2.3.2 noch näher eingegangen wird, ist der Temperatureinfluss beider Prozesse vergleichbar (Socher und Glaser 1992; Vestner 2003). Für letztere nennen Sutton et al. (1975) für e^{κ} Werte von 1,06 bis 1,15. Knowles (1982) fasste Literaturwerte von Denitrifikanten für e^{κ} von 1,04 bis 1,12 für den Temperaturbereich $10 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $35 \text{ }^\circ\text{C}$ zusammen.

Hingegen weichen Temperaturkoeffizienten, die in gängigen Bemessungsvorschriften Anwendung finden, in ihrer Größenordnung und damit im Ergebnis nur unwesentlich voneinander ab. So wird beispielsweise zur Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen in Deutschland und in den USA ein Temperatureinfluss von 7,2 % je $1 \text{ }^\circ\text{C}$, entsprechend $\kappa = 0,070 \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$ angesetzt (ATV 2000; EPA 1993). Den Simulationsmodellen des ASM 1 bzw. ASM 3 wird ein κ -Wert von jeweils $0,069 \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$ zugrunde gelegt (Gujer et al. 1999; Henze et al. 1987).

Henze et al. (2002) geben das Temperaturoptimum des aeroben Stoffwechsels heterotropher Biomasse von $32 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $40 \text{ }^\circ\text{C}$ an. Oberhalb $40 \text{ }^\circ\text{C}$ kommt es infolge Hitzeschädigung zu einem Einbruch des Bakterienwachstums. Temperaturen größer $45 \text{ }^\circ\text{C}$ haben eine vollständige Schädigung der Biomasse zur Folge, wodurch das Wachstum eingestellt wird und die Umsatzraten auf null zurückgehen.

Einfluss des pH-Wertes

Den für den aeroben heterotrophen Abbau organischer Verbindungen optimale pH-Bereich geben Henze et al. (2002) von pH 6,5 bis pH 8,5 an. Sie modellieren den pH-Einfluss auf das Wachstum anhand der folgenden Gleichung:

$$\mu_{\max,\text{pH}} = \mu_{\max,\text{opt.pH}} \cdot \frac{K_{\text{pH}}}{K_{\text{pH}} + 10^{(\text{opt.pH} - \text{pH})} - 1} \quad (\text{Gleichung 3.18})$$

$$K_{\text{pH}} = \text{pH-Konstante} \quad [-]$$

Gleichung 3.17 beschreibt die Abhängigkeit der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit in Form einer Gaußschen Glockenkurve. Die dimensionslose Konstante K_{pH} wird zwischen 150 und 250 angegeben (Henze et al. 2002).

Einfluss der Sauerstoffkonzentration

Heterotrophe Bakterien sind grundsätzlich zur Sauerstoffatmung und zur Nitrit-/Nitratatmung befähigt. Bei letzterer erfolgt bei Abwesenheit von elementarem Sauerstoff dessen Substitution durch die Reduktion oxidierter Stickstoffverbindungen (NO_2/NO_3). Da der Energiegewinn bei der Sauerstoffatmung höher ist als bei der Nitrit-/Nitratatmung, wird von den heterotrophen Organismen bei Anwesenheit von elementarem Sauerstoff stets die Sauerstoffatmung bevorzugt (Fuchs und Schlegel 2006; Mudrack und Kunst 2003). Infolgedessen wird auch bei sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen zunächst organisches Substrat aerob veratmet, bevor die heterotrophen Organismen ihren Stoffwechsel auf Nitrit-/Nitratatmung umstellen.

Der Einfluss der Sauerstoffkonzentration auf den Stoffwechsel im Reaktor kann anhand der MONOD-Kinetik beschrieben werden (Henze et al. 2002). Folglich stellt der Gehalt an gelöstem Sauerstoff neben der Konzentration an abbaubaren organischen Substanzen einen Minimumfaktor des heterotrophen Stoffwechsels dar.

Nach Bornemann et al. (1998) liegt der Halbwertskoeffizient K_{O_2} der Sauerstoffaufnahme der heterotrophen Bakterien zwischen 0,2 mg O_2/L und 0,5 mg O_2/L . Als Standardwert nennen sie 0,2 mg O_2/L . Henze et al. (2002) geben den Schwankungsbereich von 0,01 mg O_2/L bis 0,15 mg O_2/L an. Kappeler und Gujer (1992) bestimmten an drei verschiedenen Kläranlagen einen K_{O_2} -Wert von 0,25 mg O_2/L . Demzufolge schlossen sie auf eine Unabhängigkeit von K_{O_2} hinsichtlich der Temperatur, des Schlammalters und der Reaktorkonfiguration.

Einfluss der Salinität

In zahlreichen Studien wird über die Wirkung von Salz auf die mikrobielle Stoffwechsellätigkeit berichtet. Wie später noch gezeigt wird, ist in Schwarzwasser mit vergleichsweise hohen Salzgehalten zu rechnen, weswegen an dieser Stelle auf die Wirkung einer erhöhten Salinität auf den Stoffwechsel heterotropher Bakterien eingegangen werden soll.

Cui et al. (2006) untersuchen den Einfluss von NaCl (0 g/L – 20 g/L) auf die Stoffwechsellätigkeit heterotropher Bakterien, die an die jeweiligen Salzgehalte adaptiert waren. Die Autoren zeigen, dass bei einer NaCl-Konzentration von 10 g/L nur eine geringfügige Beeinflussung des heterotrophen Stoffwechsels gegenüber dem „salzfreien“ Medium vorkam. NaCl-Konzentrationen von 20 g/L führen dagegen zu einer starken Beeinträchtigung der Dynamik des heterotrophen Stoffwechsels, was sich in verringerten Abbauraten niederschlug.

Panswad und Anan (1999) untersuchten den CSB-Abbau von synthetischem Abwasser mit NaCl-Gehalten von 5,0 g/L bis 30 g/L. Die Versuche wurden parallel mit an höhere Salzgehalte (ca. 5,0 g/L) adaptierten und nicht adaptierten Belebtschlamm-Biozönosen durchgeführt. Ohne Salzzugabe erfolgt ein CSB-Abbau von 97 %. Bei NaCl-Gehalten von 5,0 g/L bzw. 10 g/L im Medium fand in beiden Ansätzen eine ähnliche prozentuale CSB-Elimination statt, die 87 % bzw. 86 % für die nicht adaptierte Biozönose und 90 % bzw. 88 % für die adaptierte Biozönose betrug. Die Erhöhung des NaCl-Gehaltes auf 30 g/L resultiert in einer Abnahme der CSB-

Elimination auf 60 % (nicht adaptiert) bzw. 71 % (adaptiert). Weiterhin erweist sich der adaptierte Belebtschlamm als unempfindlicher gegenüber Stressbedingungen (plötzliche Erhöhung des NaCl-Gehaltes auf 70 g/L, was die mit steigendem NaCl-Gehalt effektivere CSB-Elimination, der an eine höhere Salinität adaptierten Biozönose erklärt.

3.2.3 Elimination von Stickstoffverbindungen

Ein Eintrag von Stickstoffverbindungen in die Gewässer sollte aufgrund ihrer eutrophierenden, sauerstoffzehrenden oder zum Teil giftigen Wirkung vermieden werden. Bezogen auf den Anabolismus² von Mikroorganismen liegt Stickstoff im Abwasser allerdings im Überschuss vor (s.o.), sodass dieser nicht ausschließlich durch den Einbau in die Biomasse eliminiert und über den Überschussschlamm entfernt werden kann. Er muss vielmehr durch mikrobiologische, chemische oder chemisch-physikalische Prozesse aus dem Abwasser entfernt werden. In der kommunalen Abwasserreinigung geschieht dies meist durch die Koppelung der mikrobiologischen Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation.

3.2.3.1 Nitrifikation

Unter der **Nitrifikation** wird die vollständige Oxidation von $\text{NH}_4\text{-N}$ zu $\text{NO}_3\text{-N}$ unter aeroben Milieubedingungen verstanden, an der zwei Bakteriengruppen beteiligt sind. Die Ammoniumoxidierer oxidieren im ersten Schritt, der sogenannten **Nitritation**, $\text{NH}_4\text{-N}$ zu $\text{NO}_2\text{-N}$. Im zweiten Schritt, der sogenannten **Nitratation**, erfolgt die Oxidation des entstandenen $\text{NO}_2\text{-N}$ zu $\text{NO}_3\text{-N}$ durch Nitritoxidierer. Die summarische Darstellung beider Teilschritte geben Mudrack und Kunst (2003) wie folgt an:



Die vollständige Bilanz der Nitrifikation lautet infolgedessen:



Bei der Nitritation entstehen je Mol oxidiertem Ammonium zwei Mol Wasserstoffionen (H^+), die mit den Hydrogencarbonaten des Abwassers reagieren und eine Reduktion der Säurekapazität und ggf. des pH-Wertes bewirken.

Die Nitrifikation basiert auf dem chemo-lithotropen Stoffwechsel **autotropher** Bakterien (Kapitel 3.2.1). Bei diesem Prozess dienen Sauerstoff und anorganische Stickstoffverbindungen als Energiequelle. Die anorganischen Stickstoffverbindungen dienen gleichzeitig auch als Elektronendonoren. Der für den Zellaufbau notwendigen Kohlenstoffbedarf wird aus dem

² Aufbau von körpereigenen Bestandteilen (Baustoffwechsel)

Umsatz anorganischer Kohlenstoffquellen (Kohlendioxid) sichergestellt. Die Gattung der *Nitrosomonas* wird von Nowak (1996) als die in kommunalen Kläranlagen meist, wahrscheinlich sogar ausschließlich vorkommenden Ammoniumoxidanten genannt. Die vorwiegend in Kläranlagen vorkommenden Nitritoxidierer werden der Gattung der *Nitrobacter* zugeordnet (Rheinheimer et al. 1988).

Insgesamt werden bei der Nitrifikation sämtliche Oxidationsstufen, in denen sich Stickstoffverbindungen befinden können, durchlaufen, entsprechend der summarischen Darstellung der Gleichung 3.21 sechs Oxidationsstufen bei der biochemischen Oxidation von Ammonium zu Nitrit. Tatsächlich erfolgt die Nitritation jedoch in zwei weiteren Teilschritten (Bergeron 1978; Fuchs und Schlegel 2006; Nowak 1996). Im ersten Schritt wird das Ammonium durch das Enzym **Ammonium-Monooxygenase (AMO)** zu Hydroxylamin (NH₂OH) oxidiert (Gleichung 3.22). Bei dieser Reaktion wird ein Sauerstoffatom aus dem Sauerstoffmolekül ins Hydroxylamin eingebaut, das andere zu Wasser reduziert. Im zweiten Schritt, katalysiert durch die **Hydroxylamin-Oxidoreduktase (HAO)**, erfolgt die Oxidation von Hydroxylamin zu Nitrit (Gleichung 3.23). Bei der Oxidation von Hydroxylamin zu Nitrit mittels des Enzyms HAO werden zwei Elektronen freigesetzt, mit deren Hilfe die AMO aus der oxidierten wieder in die reduzierte Form überführt wird. Die AMO ist somit einem ständigen katalytischen Zyklus von Oxidation und Reduktion unterworfen. Die Darstellung beider Reaktionen lautet wie folgt (Madigan und Martinko 2008):



Die Ammonium-Oxidation verläuft unter Standardbedingungen allerdings nicht spontan. Stattdessen verwendet die AMO Elektronen, die durch den zweiten Schritt der Hydroxylamin-Oxidation geliefert werden und koppelt diese Reaktion an die Reduktion von Sauerstoff, um eine insgesamt exergonische Reaktion zu erreichen (Madigan und Martinko 2008), was zur deutlichen Verzögerung bis zum Erreichen der maximalen Umsatzgeschwindigkeit der Nitritation führen kann (Nowak 1996).

Entsprechend der MONOD-Kinetik wird das Wachstum autotropher Bakterien durch die Ausgangskonzentration ihres wachstumslimitierenden Substrates bestimmt. Nach Untersuchungen von Bergeron (1978), Sharma und Ahlert (1977) sowie Suzuki et al. (1974) werden die nicht dissoziierten Formen von Ammonium und Nitrit, also Ammoniak und salpetrige Säure als hauptsächlich genutztes Substrat der Nitrifikanten angesehen, was von den Autoren mit der besseren Durchlässigkeit des Zytoplasma gegenüber den dissoziierten Formen begründet wird. Die reaktionskinetische Beschreibung der Teilschritte der Nitrifikation, die Angabe von Halbwertskonzentrationen etc. erfolgt demgegenüber i.d.R. anhand der dissoziierten Formen NH₄⁺ und NO₂⁻.

Tabelle 3.4: Literaturzusammenstellung von Wachstumsraten $\mu_{\max,A}$, Absterberaten b_A und Ertragskoeffizienten Y_A für die Nitrifikation

Temperatur [°C]	$\mu_{A,\max}$ [d ⁻¹]		b_A [d ⁻¹]		Y_A [g CSB/g N]		Quelle
	Ammonium-oxidanten	Nitrit-oxidanten	Ammonium-oxidanten	Nitrit-oxidanten	Ammonium-oxidanten	Nitrit-oxidanten	
10	0,29	0,58					Mudrack und Kunst (2003)
20	0,76	1,04					
30	1,97	1,87					
20	0,90		0,15		0,24		Bornemann et al. (1998)
20	0,6 - 0,8	0,6 - 1,0	0,03 - 0,06	0,03 - 0,06	0,10 - 0,12 ¹⁾	0,05 - 0,07 ¹⁾	Henze (2002)
	0,6 - 0,8		0,03 - 0,06		0,15 - 0,20		
15	0,474	0,777					Knowles et al. (1995)
k. A.					0,145 ²⁾	0,020 ²⁾	Glasennapp (1992)
15	0,52		0,05				HSG (1989)
15	0,3 - 1,2 Standardwert: 0,47						EPA (1993)
20	0,2 - 0,9 Standardwert: 0,75		0,05 - 0,15 Standardwert: 0,08				Tchobanoglous et al. (2003)
15	0,47						ATV (2003)
¹⁾ g oTS/g NO ₃ -N	²⁾ g oTS/g NO ₂ -N		³⁾ Nettowachstumsrate		k. A. ... keine Angabe		

Für den Halbwertskoeffizienten der Ammoniumaufnahme K_{NH_4} werden in der Literatur in Abhängigkeit von der Temperatur Werte zwischen 0,2 mg/L und 3,7 mg/L angegeben (Abeling 1994; Henze et al. 2002; Nowak 1996; Rheinheimer et al. 1988; Vestner 2003). Die empfohlenen Werte für 10 °C schwanken im Bereich zwischen 0,2 mg/L und 1,0 mg/L. Nach Bornemann et al. (1998) sollte K_{NH_4} im Bereich für 20 °C zwischen 0,1 mg/L und 0,7 mg/L liegen. Als Standardwert werden 0,5 mg/L genannt. Henze et al. (2002) geben den Bereich für K_{NH_4} zwischen 0,3 mg/L bis 0,7 mg/L an.

Grundlage für viele Ansätze zur Bemessung von Belebungsanlagen, so u.a. des ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 (ATV 2000), stellen die Untersuchungen von Knowles et al. (1965) dar, die das Wachstum von Nitrifikanten im Temperaturbereich zwischen 8 °C bis 30 °C an Reinkulturen untersuchten. Die Autoren leiteten aus den Messwerten eine maximale Wachstumsrate für *Nitrosomonas* von 0,474 d⁻¹ und für *Nitrobacter* von 0,777 d⁻¹ bezogen auf eine Temperatur von 15 °C ab. Die Untersuchungsergebnisse beziehen den Zerfall der autotrophen Biomasse mit ein, sodass es sich um Nettowachstumsraten handelt.

Der Energiegewinn aus der Nitrifikation ist mit 303 kJ/mol bis 429 kJ/mol (Schönherr 2009) im Vergleich zum aeroben Abbau organischer Substanzen gering, was sich in den geringeren Wachstumsraten $\mu_{A,\text{max}}$ und damit einem geringeren Ertragskoeffizienten Y_A der autotrophen Bakterien gegenüber den heterotrophen Bakterien widerspiegelt (Tabelle 3.4).

Einflussfaktoren auf die Nitrifikation

Entsprechend ihrem hohen Spezialisierungsgrad sind Nitrifikanten besonders empfindlich gegenüber einer Vielzahl von Umweltfaktoren. Neben der Substratkonzentration stellen die Temperatur, der pH-Wert und die Sauerstoffkonzentration die wesentlichen dar.

Einfluss der Temperatur

Die grundlegenden Zusammenhänge zum Einfluss der Temperatur auf das Wachstum von Nitrifikanten wurden, wie oben bereits erwähnt, 1965 von Knowles et al. (1965) an Reinkulturen untersucht. Danach kann der Temperatureinfluss im Bereich von 8 °C bis 30 °C für *Nitrosomonas* mit $\kappa = 0,095 \text{ C}^{-1}$ und für *Nitrobacter* mit $\kappa = 0,059 \text{ C}^{-1}$ abgeschätzt werden. Dies entspricht einer Zunahme des Wachstums von 10 % bzw. 6,1 % je 1 °C Temperatursteigerung. Henze et al. (2002) geben einen relativ großen Schwankungsbereich für κ an. Für Ammoniumoxidierer werden Werte von 0,8 C⁻¹ bis 0,12 C⁻¹ und für Nitritoxidierer von 0,07 C⁻¹ bis 0,10 C⁻¹ genannt. Im Vergleich zu den Standardwerten des heterotrophen Wachstums, bei dem der Temperatureinfluss mit $\kappa = 0,069 \text{ C}^{-1}$ angesetzt wird, ist die Temperaturabhängigkeit der Ammoniumoxidanten bzw. der *Nitrosomonas* vergleichsweise hoch. Die der Nitritoxidanten bzw. *Nitrobacter* liegt dagegen in einer ähnlichen Größenordnung.

Der Vergleich der maximalen Wachstumsraten anhand der von Knowles et al. (1965) ermittelten Kennzahlen der Abbildung 3.4 zeigt, dass sich *Nitrosomonas* bis etwa 29 °C langsamer

vermehren als *Nitrobacter*. Dieser Zusammenhang ist auch bereits aus Tabelle 3.4 ersichtlich. Solange also kein hemmender Einfluss auf den Teilschritt der Nitratation vorliegt, wird die Umsatzgeschwindigkeit der Nitritoxidanten im Temperaturbereich, der für die kommunale Abwasserreinigung relevant ist, immer an die der Ammoniumoxidanten angepasst sein und deren Kapazität nicht überschritten. Der limitierende Schritt der Nitrifikation stellt demzufolge in der kommunalen Abwasserreinigung die Nitratation dar (ATV 1997; Bergeron 1978; Nowak 1996).

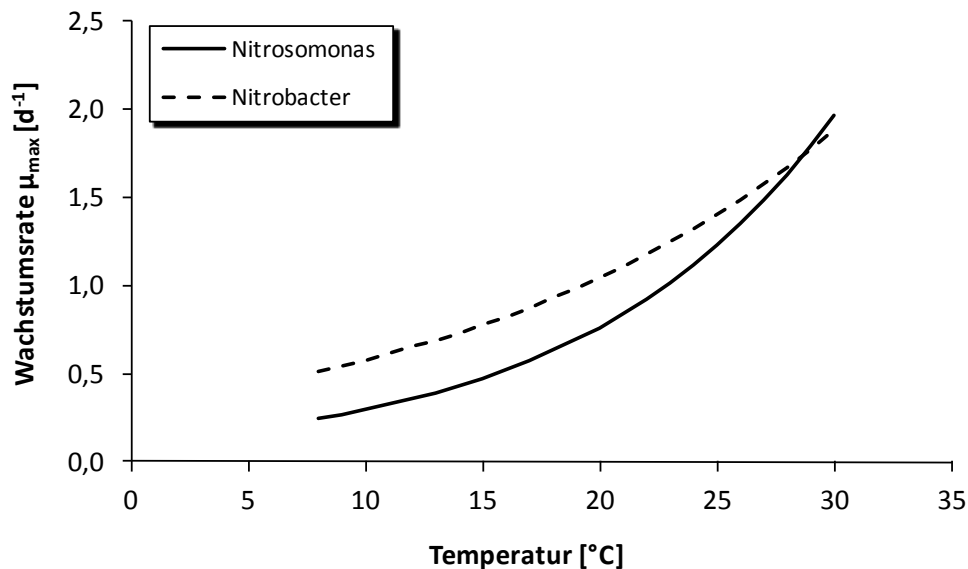


Abbildung 3.4: Maximale Wachstumsraten von *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* in Abhängigkeit von der Temperatur nach Knowles et al. (1965)

Dies ist auch der Grund, weshalb die Nitrifikation in vielen Bemessungsansätzen, z.B. dem des ATV-DVWK-Arbeitsblatts A 131 (ATV 2000) als einstufiger Prozess verstanden wird, in dem die Nitrifikationsrate auf die der Ammoniumoxidanten reduziert wird. So nennen Bornemann et al. (1998) als Standardwert für den Temperatureinfluss auf die Nitrifikation ebenso wie das Handbuch der Environmental Protection Agency EPA (EPA 1993) einen κ -Wert von $0,098 \text{ C}^{-1}$. Als Bezugstemperatur werden 20 °C veranschlagt. In ATV (2000) sowie im Hochschulgruppenansatz (HSG 1989) wird ein Temperaturkorrekturfaktor von $e^{\kappa} = 1,103$, also vom Ergebnis der gleiche Wert wie bei Bornemann et al. (1998) angenommen. Als Bezugstemperatur wird hier aber 15 °C angesetzt. Tchobanoglous et al. (2003) schlagen als Standardwert für $e^{\kappa} = 1,070$ vor. Untersuchungen zur Temperaturabhängigkeit der Ammoniumoxidierer bzw. *Nitrosomonas*, z.B. von Painter und Loveless (1983) $e^{\kappa} = 1,076$ und Antoniou et al. (1990) $e^{\kappa} = 1,121$ etc. bestätigen im Wesentlichen die in den verschiedenen Bemessungsansätzen getroffenen Annahmen des Temperatureinflusses auf die Nitrifikation.

Henze et al. (2002) legen die Obergrenze, bis zu der die VAN'T HOFFSCHE Gleichung auf die Nitrifikation angewendet werden soll, auf 22 °C fest. Grundlage dieser Definition stellen Beobachtungen von Buswell et al. (1954) und Wild et al. (1971,) zitiert in Henze et al. (2002)

und Nowak (1996) dar, die bei Temperaturen zwischen 25 °C und 30 °C eine geringere Temperaturabhängigkeit der Ammoniumoxidierer im Vergleich zu Knowles et al. (1965) beobachteten. Blank (2009) kommt im Rahmen seiner Literaturzusammenstellung zu einer vergleichbaren Einschätzung. Er eruierte bei Temperaturen kleiner 20 °C tendenziell größere e^k -Werte als im Temperaturbereich über 20 °C. Nowak (1996) sieht es daher als wahrscheinlich an, dass die Nitrifikation zwischen 25 °C und 32 °C weniger stark von der Temperatur abhängig ist, als zwischen 10 °C und 20 °C. Auswaschversuche von Gujer (1977) zeigen die Anwendbarkeit der VAN'T HOFFSCHEN Gleichung und der von Knowles et al. (1965) bestimmten Kennzahlen im Temperaturbereich von 10 °C und kleiner.

Henze et al. (2002) und Knowles et al. (1965) geben das Temperaturoptimum nitrifizierender Bakterien zwischen 30 °C und 35 °C an. Bei den vergleichenden Untersuchungen von Grunditz und Dalhammar (2001) mit Reinkulturen, die aus dem Belebtschlamm der Kläranlage Stockholm isoliert wurden, lag das Temperaturoptimum für *Nitrosomonas* bei 35 °C, das für *Nitrobacter* bei 38 °C. Höhere Temperaturen führten zu einem nahezu linearen Abfall der Nitritations- bzw. Nitratationsrate, die bei Temperaturen zwischen 45 °C und 50 °C auf null zurückgingen.

Einfluss des pH-Wertes

Die Nitrifikation wird, wie alle enzymkatalytischen Vorgänge, maßgeblich vom pH-Wert beeinflusst. Die Literaturangaben für den optimalen pH-Bereich streuen in einer Bandbreite zwischen pH 7,5 und pH 9,0, mit einem Optimum bei etwa pH 8,0. Werte unter pH 6,5 führen i.d.R. zu einer deutlichen Reduktion der Nitrifikationsleistung. PH-Werte kleiner 6,0 und größer 9,5 führen zu einem vollständigen Zusammenbruch der Nitrifikation (Antoniou et al. 1990; Bever et al. 2002; Glassenapp 1992; Henze et al. 2002; Nowak 1996).

Sporadisch finden sich auch Angaben über die autotrophe Nitrifikation im sauren Bereich. Nowak (1996) berichtet im Rahmen seiner Arbeit von Untersuchungen an einer kommunalen Kläranlage mit hohem Industrieabwasseranteil, wonach Nitrifikanten des Belebtschlammes bei Werten zwischen pH 6,0 und pH 6,5 noch rd. 80 % der maximalen Nitrifikationsleistung erbrachten. Er bestätigt damit die Ergebnisse von Hauck und McCarty (1972), zitiert in Nowak (1996), die nachwiesen, dass sich Nitrifikanten an Werte unter pH 7,0 anpassen können und auch in diesem Bereich die gleichen Wachstums- bzw. Umsatzraten erzielen wie bei höheren, eigentlich optimalen pH-Werten. Darüber hinaus berichteten Tarre et al. (2005) über Nitrifikationsraten, die bei Werten von $\text{pH} = 4,3 \pm 0,1$, denen bei einem optimalem pH-Wert ähnelten. Sie vermuten einen Ammonium-Aufnahmemechanismus, der sich bei niedrigen Konzentrationen und pH-Werten induziert. Die Autoren stellen folglich die pH-Abhängigkeit der Nitrifikation insgesamt in Frage.

Das pH-Optimum für Ammoniumoxidanten (sowohl in Reinkulturen als auch in Mischpopulationen) gibt Nowak (1996) im schwach alkalischen Bereich zwischen pH 7,4 und pH 9,0 an. Meyerhöfer (1917) zitiert in Nowak (1996) bestimmte maximale Wachstumsraten für *Nitro-*

somonas im Bereich zwischen pH 8,5 und pH 8,8. Grunditz und Dalhammar (2001) geben einen optimalen pH-Wert für *Nitrosomonas* von 8,1 an, während bei pH 7,0 nur noch etwa 40 %, bei pH 9,0 nur etwa 70 % der maximalen Umsatzrate erreicht werden. Ekama und Marais (1978) nennen das pH-Optimum zwischen pH 7,5 und pH 8,5. Vergleichbare Ergebnisse liefert die Literaturzusammenstellung verschiedener Untersuchungen in Rheinheimer et al. (1988).

Das pH-Optimum für *Nitrobacter* liegt im gleichen Bereich wie für *Nitrosomonas*, wobei die Nitritoxidation im sauren Bereich weniger stark beeinträchtigt wird als die Ammoniumoxidation (Nowak 1996). Nowak (1996) begründet dies mit der Fähigkeit von *Nitrobacter*, ein stärkeres pH-Gefälle als *Nitrosomonas* gegenüber dem umgebenden Medium aufrecht erhalten zu können. *Nitrobacter* sind dadurch in der Lage, intrazellulär ein konstanteren pH-Wert zu bewahren, wodurch niedrigere pH-Werte im umgebenden Milieu besser toleriert werden können.

Hunik et al. (1993) bestimmten das pH-Optimum für *Nitrobacter agilis* bei pH 7,5. Grunditz und Dalhammar (2001) fanden bei ihren vergleichenden Untersuchungen den Bereich maximaler Aktivität von *Nitrobacter* zwischen pH 7,6 und pH 8,2, mit einem Optimum bei pH 7,9. Etwa 70 % des Maximalwertes wurden bei pH 7,0 erzielt, allerdings nur noch rd. 10 % bei pH 9,0.

Zur Modellierung des pH-Wert-Einflusses auf die maximale Wachstums- bzw. Umsatzrate der Nitrifikation werden in der Literatur verschiedene Gleichungen verwendet, die analog zum Einfluss auf den Stoffwechsel heterotropher Bakterien eine Normalverteilung beschreiben. Zusätzlich leitete Schönherr (2009) aus den Ergebnissen von Helmer und Sekoulov (1997) sowie Teichgräber (1988) Normalverteilungen ab und stellte diese grafisch denen von Brion (1997), zitiert in Schönherr (2009) und Henze et al. (2002) gegenüber (Abbildung 3.5).

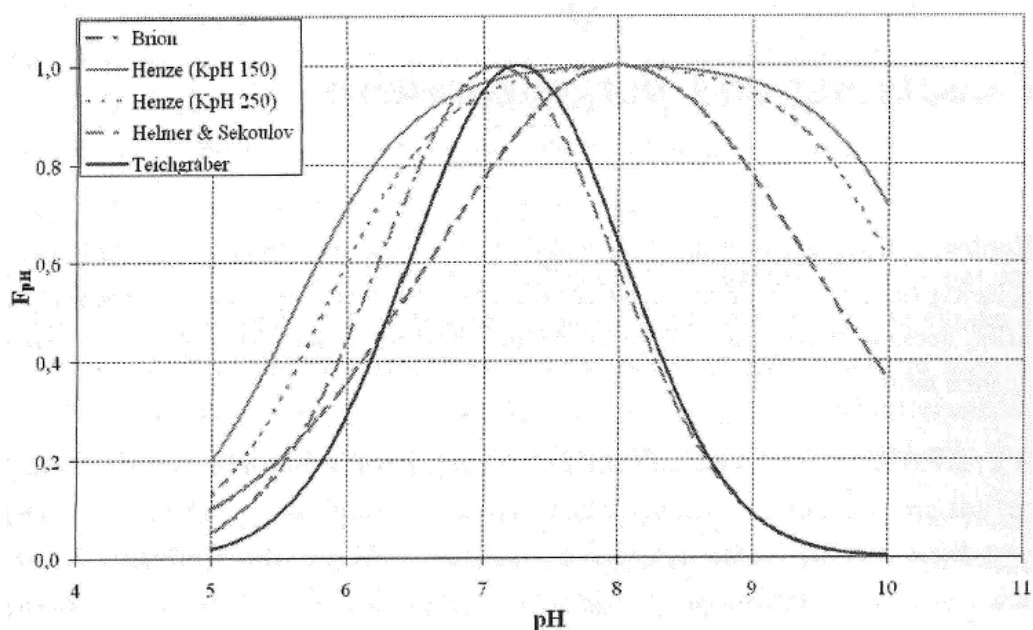


Abbildung 3.5: Einflussfaktoren F_{pH} in Abhängigkeit des pH-Wertes (Schönherr 2009)

Wie Abbildung 3.5 entnommen werden kann, ist lediglich im sauren bzw. leicht alkalischen Bereich eine mehr oder weniger gute Übereinstimmung der verschiedenen Ansätze erkennbar. So ergibt sich beispielsweise eine Minderung der maximalen Nitrifikationsrate um 50 % zwischen pH 5,6 und 6,1. Ab etwa pH 7,5 weichen die sich ergebenden Einflussfaktoren sehr stark voneinander ab. Eine Minderung der Nitrifikationsleistung um 50 % erstreckt sich dabei über nahezu zwei pH-Einheiten (Schönherr 2009). Neben dem Einfluss auf die wirksame Enzymkonzentration haben Schwankungen des pH-Wertes vor allem aber auch eine Verschiebung der Dissoziationsgleichgewichte Ammonium – Ammoniak und Nitrit – salpetrige Säure zur Folge. Wie in Kapitel 2.1.3 dargelegt, nimmt mit zunehmendem pH-Wert und steigender Temperatur die Ammoniak-Konzentration zu, die der salpetrigen Säure sinkt und umgekehrt.

Die grundlegenden Gleichungen zur Berechnung der Gleichgewichte wurden 1976 von Anthonisen et al. (1976) aufgestellt. Ebenso wurden von den Autoren die Wirkungen von Ammoniak und salpetriger Säure auf die Nitrifikation untersucht. Demnach werden vor allem *Nitrobacter* durch Ammoniak und salpetrige Säure gehemmt. Die Hemmwirkung auf beide Teilschritte der Nitrifikation ist in Abbildung 3.6 in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt.

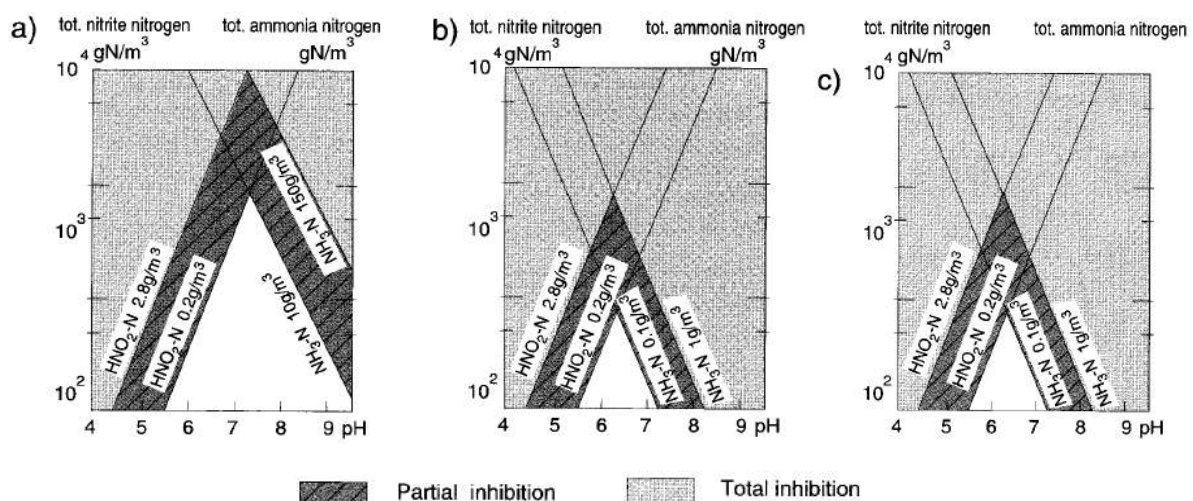


Abbildung 3.6: Hemmwirkung von $\text{NH}_3\text{-N}$ und $\text{HNO}_2\text{-N}$ in Abhängigkeit vom pH-Wert auf die Nitrifikation a), die Nitratation b) und den Gesamtprozess der Nitrifikation c) (Anthonisen et al. 1976)

Mit zunehmendem pH-Wert tritt zunächst eine verstärkte Hemmung der Nitratation ein. Die zulässigen Gehalte an $\text{NH}_3\text{-N}$ geben Anthonisen et al. (1976) zwischen $0,1 \text{ g N/m}^3$ und $1,0 \text{ g N/m}^3$ (pH 6,3 bis pH 8,3) an, wohingegen *Nitrosomonas* $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte zwischen 10 g N/m^3 bis 150 g N/m^3 tolerieren (pH 7,3 bis pH 11,0). Sinkende pH-Werte haben eine Hemmung von *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* zur Folge, die bei $\text{HNO}_2\text{-N}$ -Gehalten von $0,2 \text{ mg N/L}$ einsetzt und ab $\text{HNO}_2\text{-N}$ -Gehalten von $2,8 \text{ g N/L}$ zur vollständigen Hemmung der Nitritation (pH 7,3 bis pH 4,5) als auch der Nitratation (pH 6,3 bis pH 4,5) führt.

Wie erläutert, verwenden Ammoniumoxidierer bzw. *Nitrosomonas* und Nitritoxidierer bzw. *Nitrobacter* nach heutigem Kenntnisstand Ammoniak und salpetrige Säure als bevorzugtes

Substrat. Infolgedessen tritt bei der Nitrifikation potenziell eine Situation ein, in der die gleiche Substanz einerseits als Substrat dient, andererseits in höheren Konzentrationen als Hemmstoff wirkt (Henze et al. 2002). Veränderungen des pH-Wertes wirken sich somit immer indirekt auf die Umsatzleistung der Nitrifikanten aus.

Abeling (1994) und Nowak (1996) führten im Rahmen ihrer Arbeiten einen Literaturvergleich zur Hemmwirkung von Ammoniak und salpetriger Säure durch, der eine enorme Bandbreite der ermittelten Hemmkonzentrationen offenlegte. In Anlehnung an Ergebnisse von Suwa et al. (1994) folgte Nowak (1996) daher, dass eine Adaption der Nitrifikanten an höhere NH_3 - und HNO_2 -Konzentrationen möglich ist.

Einfluss der Sauerstoffkonzentration

Beim aeroben Stoffwechsel der Nitrifikanten dient Sauerstoff als einziger Elektronenakzeptor. D.h., Nitrifikationsvorgänge laufen nur in Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff ab. Demgemäß kann ein Mangel an gelöstem Sauerstoff das Wachstum der Nitrifikanten begrenzen, wodurch die Wachstumsrate der Nitrifikanten wiederum über die MONOD-Kinetik vom Sauerstoffgehalt abhängig ist.

Der erforderliche Sauerstoffgehalt für unlimitiertes Wachstum von *Nitrosomonas* liegt nach Knowles et al. (1965) bei 2,0 mg/L, der für *Nitrobacter* bei 4,0 mg/L. Schöberl und Engel (1964) nennen eine Grenzkonzentrationen von 1,0 mg O_2 /L bzw. 2,0 mg O_2 /L zur Vermeidung einer Sauerstofflimitierung.

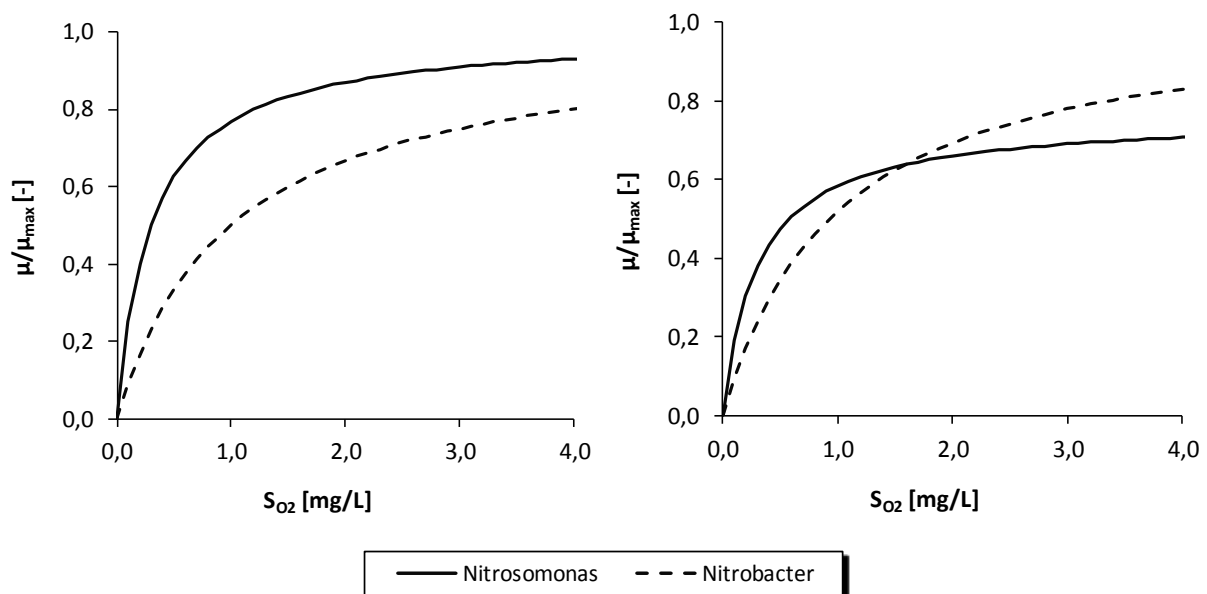


Abbildung 3.7: Abhängigkeit der Nitritations- und Nitratationsrate vom Sauerstoffgehalt (mit: $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$, $\mu_{\text{Nitrosomonas}} = 0,76 \text{ d}^{-1}$, $\mu_{\text{Nitrobacter}} = 1,04 \text{ d}^{-1}$, $K_{\text{O}_2, \text{Nitrosomonas}} = 0,3 \text{ mg O}_2/\text{L}$, $K_{\text{O}_2, \text{Nitrobacter}} = 1,0 \text{ mg O}_2/\text{L}$)

Folglich weisen Nitritoxidierer bzw. *Nitrobacter* immer auch höhere Halbwertskonstanten K_{O_2} als Ammoniumoxidierer bzw. *Nitrosomonas* auf. Die Literaturzusammenstellung von

Rheinheimer et al. (1988), Glassenapp (1992) und Nowak (1996) ergeben messtechnisch erfasste K_{O_2} -Werte für Ammoniumoxidierer zwischen 0,25 mg O_2/L und 0,80 mg O_2/L . Für Nitritoxidierer werden Werte zwischen 0,5 mg O_2/L und 1,98 mg O_2/L genannt. Nach Henze et al. (2002) liegt der K_{O_2} -Wert der Ammoniumoxidierer zwischen 0,5 mg O_2/L bis 1,0 mg O_2/L und der der Nitritoxidierer zwischen 0,5 mg O_2/L bis 1,5 mg O_2/L . Dies bedeutet, dass die Nitrifikation, auch bei nicht limitierenden Substratkonzentration ($S \gg K_S$) und Sauerstoffgehalten von etwa 2,0 mg O_2/L nur mit rd. 60 % bis 70 % ihrer maximalen Umsatzrate abläuft. Ein Abfall der Sauerstoffkonzentration, wenn auch nur kurzfristig, kann daher zu einer Nitritanreicherung führen. Abbildung 3.7 verdeutlicht diesen Zusammenhang.

Zur dynamischen Simulation von Belebtschlammssystemen schlagen Bornemann et al. (1998) einen Standardwert für K_{O_2} von 0,4 mg O_2/L vor, bei einer möglichen Bandbreite zwischen 0,3 mg O_2/L und 0,6 mg O_2/L . Die gleichen Werte nennen Tchobanoglous et al. (2003). Zur Bestimmung des rechnerisch erforderlichen Mindestschlammalters gibt die EPA Werte zwischen 0,5 mg O_2/L und 2,0 mg O_2/L an (EPA 1993). Als Standardwert sollen 1,0 mg O_2/L angesetzt werden. Diese Daten bestätigen somit im Wesentlichen den in verschiedenen Bemessungsansätzen (u.a. ATV 2000; EPA 1993; Tchobanoglous et al. 2003) empfohlenen Mindestsauerstoffgehalt im Nitrifikationsbecken von 2,0 mg O_2/L .

Einfluss von Hemmstoffen

Nitrifikanten reagieren i.A. weitaus sensibler auf Hemmstoffe als heterotrophe Bakterien. In diesem Zusammenhang sind die gegenüber den heterotrophen Bakterien geringeren Wachstumsraten der autotrophen Bakterien zu beachten, die zu einer längeren Beeinträchtigung des Reinigungsprozesses, selbst bei nur kurzfristigen Belastungen hemmender Stoffe führen können (Glassenapp 1992).

Auf die hemmende Wirkung der Substrate und Produkte der Nitrifikation wurde bereits zuvor eingegangen. Die Hemmung der Ammonium- und Nitritoxidierer durch die Substrate NH_4^+/NH_3 und NO_2^-/HNO_2 wird i.A. als Substratüberschusshemmung beschrieben. Die Wirkung von HNO_2 auf die Ammoniumoxidierer und von NH_3 auf die Nitritoxidierer kann sowohl als kompetitive, unkompetitive oder als nicht-kompetitive Hemmung charakterisiert werden. In der Praxis wird meist eine Kombination der drei Hemmmechanismen mit der Substratüberschusshemmung beobachtet (Abeling 1994). Hinsichtlich der Ergebnisse weiterer Untersuchungen in diesem Bereich wird an dieser Stelle auf die entsprechende Literatur verwiesen u.a. Abeling (1994), Hunik et al. (1993) oder Nowak (1996).

Als weiterer Hemmstoff, der als Zwischenprodukt bei der Nitrifikation auftritt, wurde von verschiedenen Autoren Hydroxylamin (NH_2OH) identifiziert. Nach den Literaturrecherchen von Nowak (1996) und Schweighöfer (1997) wirkt NH_2OH vor allem auf *Nitrobacter* hemmend (1 mg/L bis 5 mg/L), hemmt aber auch in höheren Konzentrationen *Nitrosomonas* und damit die eigene Produktion. Da NH_2OH als alternatives Substrat für die Hydroxylamin-Oxidoreduktase (HAO) fungiert, wirkt es als kompetitiver Inhibitor.

Neben den genannten anorganischen Stickstoffverbindungen, ist eine Vielzahl von weiteren Substanzen und Verbindungen bekannt, die zu einer Unterdrückung der Nitrifikation führen können. Diese wirken in der Mehrzahl auf die Ammonium-Monooxygenase (AMO). Für den Prozessschritt der Nitritoxidation, aber auch der der Hydroxylaminoxidation sind dagegen nur wenige, vor allem aber wenig selektiv wirkende Hemmstoffe bekannt (Nowak 1996; Schweighöfer 1997). Schweighöfer (1997) bezeichnet daher die AMO als Schlüsselenzym der Nitrifikation, das diese reguliert und damit eine Akkumulation von Zwischenprodukten, insbesondere von NH_2OH vermeidet.

Als kompetitive Hemmstoffe der Ammoniumoxidation werden von Schweighöfer (1997) die organischen Substanzen Methan (CH_4) und Ethylen (C_2H_4) genannt. Methanol (CH_3OH), Kohlenmonoxid (CO), Ethan (C_2H_6) und andere organische Substanzen, die ebenso als Alternativsubstrate von der AMO oxidiert werden können, zeigen dagegen eher nicht-kompetitive Hemmmuster (Schweighöfer 1997). Die Anwesenheit von Acetylen (C_2H_2) führt zu einer irreversiblen Schädigung der AMO (Nowak 1996).

Als nicht kompetitive Hemmstoffe mit Relevanz für die Abwassertechnik sind die organischen Verbindungen Thioharnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{S}$) und Allylthioharnstoff ($\text{C}_4\text{H}_8\text{N}_2\text{S}$) zu nennen, da beide Stoffe bereits in sehr geringen Konzentrationen selektiv nur auf die AMO wirken (Nowak 1996; Schweighöfer 1997). Ebenso kann eine Beeinträchtigung der heterotrophen Bakterien ausgeschlossen werden (Abeling 1994), wodurch insbesondere Allylthioharnstoff (ATH) bei der experimentellen Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs infolge Kohlenstoffatmung (z.B. BSB-Bestimmung) zum Einsatz kommt. Wenngleich die spezifische Hemmwirkung von ATH unumstritten ist, gibt es in der Literatur divergierende Aussagen über die Menge, die erforderlich ist, um eine vollständige Hemmung der Ammoniumoxidation zu erlangen (Tabelle 3.5).

Tabelle 3.5: Literaturzusammenstellung zur Hemmwirkung von Allylthioharnstoff (ATH) nach Rheinheimer et al. (1988), ergänzt

Konzentration [mg ATH/L]	Hemmung [%]	Quelle
2,0	100	Abendt (1993)
2,0	100	Young (1973)
5,0	100	Raff (1981)
3,0 - 5,0	100	Reimann (1973)
1,5	> 75	Wood (1981)
5,0	100	Nyhuis (1985)
10,0	k.A.	Svardal (1997)

Konzentrationen der Schwermetalle Kupfer (Cu), Chrom (Cr), Nickel (Ni), Zink (Zn), Kobalt (Co) und Blei (Pb), die zu einer signifikanten Hemmung (> 75 %) von *Nitrosomas* führen, liegen nach Nowak (1996) i.d.R. unter 1,0 mg/L. Henze et al. (2002) nennen für Cu Konzentrationen zwischen 0,05 mg/L bis 4,0 mg/L, für Ni wird ein Gehalt von 0,25 mg/L und für Zn und Co ein Gehalt zwischen 0,08 mg/L und 0,50 mg/L angegeben, bevor *Nitrosomas* signifikant gehemmt werden. Nach Rheinheimer et al. (1988) erfolgt ab Konzentrationen von 3,0 mg/L eine vollständige Hemmung der Ammoniumoxidierer (100 %) durch Ni bzw. Zn. Ab einem Cu-Gehalt von 4,0 mg/L ist die Ammoniumoxidation zu 75 % gehemmt.

Die genannten Stoffe wirken vornehmlich auf die Ammoniumoxidation. Die hemmende Wirkung von Salzen dagegen beruht, in entsprechenden Konzentrationen, sowohl auf der Beeinträchtigung der Ammoniumoxidierer als auch der Nitritoxidierer, wobei in der Literatur relativ stark divergierende Angaben hinsichtlich der Hemmkonzentrationen zu finden sind.

Die Untersuchungen von Cui et al. (2006) deuten auf eine selektive Hemmung der Nitritoxidierer, jedoch nicht der Ammoniumoxidierer durch NaCl-Gehalte kleiner 10 g/L hin. NaCl-Gehalte größer 10 g/L hatten dagegen eine Hemmung sowohl der Ammonium- als auch Nitritoxidierer zur Folge. Allerdings wirkten sich die NaCl-Gehalte zwischen 10 g/L und 20 g/L stärker hemmend auf die Nitritoxidierer aus. Bei NaCl-Gehalten größer 20 g/L fand eine nahezu vollständige Inhibitierung der Nitrifikation statt.

Ye et al. (2009) dagegen zeigten, dass bereits ab Salzgehalten von 5,0 g/L auch eine deutliche Hemmung der Ammoniumoxidierer eintrat. Bei Salzgehalten von 10 g/L kam die Nitritoxidation fast vollständig zum Erliegen, dagegen betrug die Ammoniumoxidation noch etwa 50 % ihrer Ausgangskapazität.

Yu et al. (2002) untersuchten die Reinigungsleistung des Belebtschlammes einer Kläranlage in Hong Kong, in deren Abwasser Chloridgehalte (Cl^-) zwischen 3,5 g/L bis 6,5 g/L bestimmt wurden, die aus der Nutzung von Meerwasser zur Toilettenspülung im Einzugsgebiet herrühren. Eine Beeinflussung der Stickstoffelimination (Nitrifikation, Denitrifikation) konnte trotz starker Schwankungen der täglichen Cl^- -Gehalte von mehr als 1 g/L nicht festgestellt werden. Die Untersuchungen wurden bei Abwassertemperaturen von $20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ (Winterbetrieb) und $30 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ (Sommerbetrieb) durchgeführt. Die Autoren schlossen daraus, dass die bei den hohen Temperaturen erhöhte Stoffwechsellätigkeit der Nitrifikanten deren Hemmung durch hohen Cl^- -Gehalte kompensierten.

3.2.3.2 Denitrifikation

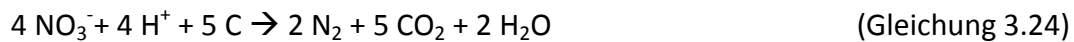
Vorbemerkung

Für diese Arbeit ist die Erforschung der kohlenstoffeliminierenden und nitrifizierenden Bakterien von vorrangiger Bedeutung. Da im Versuchsanlagenbetrieb unter realen Betriebsbedin-

gungen aber immer auch eine Reduktion von Nitrat über den Prozessschritt der Denitrifikation angestrebt wurde und die dabei erzielten Ergebnisse diskutiert werden sollen, wird nachfolgend auf die Prozesse der Denitrifikation vollständigshalber, aber nur relativ kurz eingegangen.

Denitrifikation - Nitratatmung

Unter **Denitrifikation** wird die Umwandlung des im $\text{NO}_3\text{-N}$ gebundenen Stickstoffs über mehrere Zwischenstufen zu elementarem Stickstoff (N_2) durch heterotrophe Mikroorganismen zur Energiegewinnung verstanden. Anstelle von gelöstem Sauerstoff wird der aus dem Nitrat abgespaltene Sauerstoff als Elektronenakzeptor verwendet, weshalb dieser Prozess auch als Nitratatmung bezeichnet wird. Ausgehend vom Nitrat verläuft die Reduktion des Stickstoffs über die Zwischenstufen NO_2^- , NO und N_2O . Vereinfacht kann die Reaktionsgleichung der Denitrifikation wie folgt angegeben werden (Mudrack und Kunst 2003):



Für Glucose als Elektronendonator nennen Henze et al. (2002) einen Energiegewinn der heterotrophen Bakterien von 2.669 kJ/mol. Die Denitrifikation von Glucose liefert demzufolge ca. 10 % weniger Energie als der aerobe Abbau von Glucose. Da die heterotrophen Bakterien sowohl im aeroben als auch im anoxischen Milieu Redoxreaktionen zur Energiegewinnung durchführen können, wird bei gleichzeitiger Gegenwart von gelöstem Sauerstoff und Nitratstickstoff stets der aerobe Abbauweg bevorzugt.

Aus Gleichung 3.24 wird ersichtlich, dass bei der Denitrifikation die Wasserstoffionenkonzentration abnimmt, womit eine Erhöhung der Säurekapazität einhergeht. Die Denitrifikation von 1 Mol $\text{NO}_3\text{-N}$ verbraucht entsprechend obiger Gleichung 1 Mol H^+ . Infolgedessen kann der Säurekapazitätsverlust durch Nitrifikation zur Hälfte ausgeglichen werden.

Einflussfaktoren auf die Denitrifikation

Die Denitrifikation wird von einer Reihe unterschiedlicher Parameter beeinflusst. Neben der Art des Substrates sind vor allem die Milieubedingungen (pH-Wert, Temperatur, Konzentration an gelöstem Sauerstoff) zu beachten.

Für die Abhängigkeit von der Temperatur gelten die gleichen Gesetzmäßigkeiten wie beim aeroben Abbau heterotropher Bakterien (Henze et al. 2002), weswegen auf eine detailliertere Betrachtung an dieser Stelle verzichtet werden kann.

Einfluss des pH-Wertes

Die Denitrifikation ähnelt bezüglich ihrer pH-Abhängigkeit anderen enzymkatalytischen Prozessen. Sie findet in einem Bereich zwischen pH 4 und pH 10 statt, mit einem Optimum im

leicht alkalischen Bereich zwischen pH 6,5 und pH 9,0 (Henze et al. 2002; Rheinheimer et al. 1988). Abbildung 3.8 zeigt die Abhängigkeit der Denitrifikationsrate vom pH-Wert.

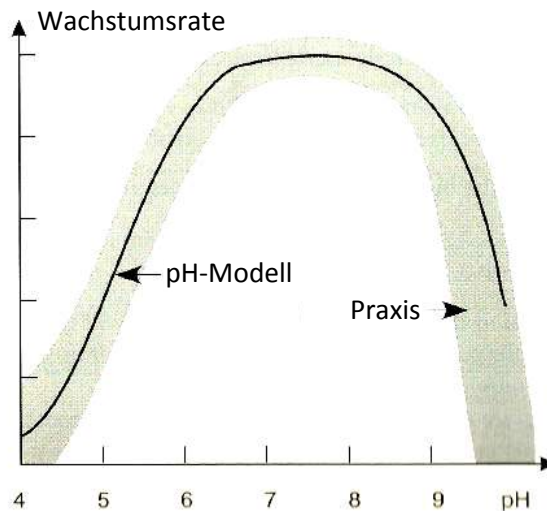


Abbildung 3.8: Denitrifikationsrate als Funktion vom pH-Wert (Henze et al. 2002)

Einfluss der organischen Kohlenstoffquelle

Die Reduktion von Nitrat durch heterotrophe Bakterien läuft nur ab, wenn eine organische Kohlenstoffquelle als Wasserstoffdonor vorhanden ist. In der kommunalen Abwasserreinigung wird hierzu i.d.R. auf die abbaubaren Kohlenstoffverbindungen des Abwassers selbst zurückgegriffen. Als externe Substrate dienen z.B. Ethanol, Methanol oder Essigsäure. Die Abhängigkeit der Denitrifikationsrate von der Art der Kohlenstoffquelle und der Temperatur ist in Abbildung 3.9 dargestellt.

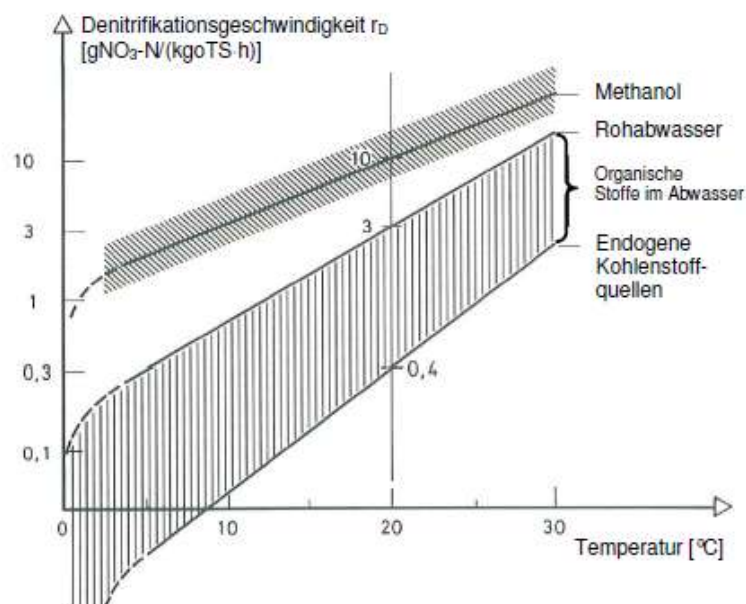


Abbildung 3.9: Denitrifikationsrate als Funktion von der Temperatur und der Art der Kohlenstoffquelle (Henze und Bundgard 1991)

Die Abbaubarkeit der Kohlenstoffquelle spielt hierbei für die erreichbare Denitrifikationsrate eine wesentliche Rolle. Für leicht abbaubare Substrate (hier: Methanol) ist sie höher als für schwerer abbaubare (hier: Rohabwasser). Für ein komplex zusammengesetztes Substrat wie Abwasser bedeutet dies, dass der Anteil der leicht bzw. schwer abbaubaren organischen Verbindungen für die erreichbare Reaktionsgeschwindigkeit ausschlaggebend ist.

Im anoxischen Standversuch wird dies durch die verschiedenen Gefälle der Abbaukurve ersichtlich (Abbildung 2.7, S. 23). Da zunächst die leicht abbaubaren organischen Verbindungen (S_s) von den heterotrophen Bakterien umgesetzt werden, ist zu Beginn eine steile Abnahme der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration zu verzeichnen. Nach dem Verbrauch des S_s wird die Denitrifikationsgeschwindigkeit von den langsam abbaubaren organischen Substanzen (X_s) bestimmt. Geschwindigkeitslimitierender Schritt wird demnach die Hydrolyse. Je höher der Anteil an leicht abbaubarem Substrat (S_s) ist, desto schneller läuft also die Denitrifikation als gesamtes ab (Liebeskind 1999).

Maßgeblich für die Fragestellung, ob die Denitrifikation vollständig abläuft, ist die zur Verfügung stehende Gesamtfracht an abbaubaren organischen Verbindungen (Vestner 2003).

Auch die Umsetzung intrazellulär gespeicherter Substrate (endogene Kohlenstoffquellen) kann für die Denitrifikation genutzt werden.

Einfluss von gelöstem Sauerstoff

Die Bildung der die Denitrifikation katalysierenden Enzyme ist von dem Sauerstoffgehalt abhängig. Rheinheimer (1988) nennt einen Sauerstoffgehalt von $0,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$, ab dem mit einer reversiblen Hemmung der Nitratreduktion zu rechnen ist. Nach Silverstein (1999) ergibt sich bei einer O_2 -Konzentration von $0,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$ eine relative Denitrifikationsleistung von nur noch 50 %. Als Vergleichswert wurde die Denitrifikationsleistung bei O_2 -Konzentrationen nahe Null herangezogen.

Zur Beschreibung des Einflusses der Sauerstoffkonzentration auf die Denitrifikationsrate wird im ASM 1 und ASM 3 die MICHAELIS-MENTEN-Gleichung herangezogen, wobei die gleichen Halbwertskonstanten wie beim aeroben Stoffwechsel der heterotrophen Bakterien verwendet werden (Gujer et al. 1999; Henze et al. 2002; Henze et al. 1987). Durch Bezug auf die maximale Denitrifikationsgeschwindigkeit bei Nutzung eines abbaubaren gelösten Substrates (und einer O_2 -Konzentration nahe Null) entspricht dieser Ansatz formell einer nicht-kompetitiven Hemmung.

4 Schwarzwasseraufbereitung als Teilkonzept Neuartiger Sanitärsysteme - Grundlagen und Kenntnisstand

4.1 Neuartige Sanitärsysteme

4.1.1 Begriffsdefinition und Elemente

Unter dem Begriff Neuartige Sanitärsysteme (NASS) werden ressourcenorientierte Konzepte zur Abwasserbewirtschaftung zusammengefasst. Der wesentliche Grundsatz dieser Konzepte besteht darin, die Abwasserströme bei zu Wohnzwecken genutzten Anlagen oder ähnlichen Herkunftsbereichen nach ihrer Zusammensetzung zu trennen und einer differenzierten Behandlung zuzuführen, sodass durch Nutzung bzw. Wiederverwendung von Wasser- und Abwasserinhaltsstoffen eine Minderung der Gewässerbelastung und die (partielle) Schließung von Wasser- und Nährstoffkreisläufen erreicht wird (DWA 2008). Neuartige Sanitärsysteme beruhen auf den folgenden grundlegenden Säulen:

Stoffstromtrennung

Zentrales Element Neuartiger Sanitärsysteme ist die Trennung der verschiedenen häuslichen Schmutzwasserteilströme entsprechend ihrer Zusammensetzung bereits am Entstehungsort. Grundlegend wird hierbei häusliches Schmutzwasser in die Teilströme Schwarzwasser und Grauwasser aufgeteilt werden. Die sich darüber hinaus ergebenden Unterkategorien verdeutlicht Tabelle 4.1.

Schwarzwasser ist die Mischung aus Urin und Fäzes, welches gemeinsam mit Spülwasser abgeleitet wird. Die Begriffe Gelbwasser und Urin beschreiben den verdünnten bzw. unverdünnten flüssigen Anteil der menschlichen Ausscheidungen. Analog beschreiben Braunwasser und Fäzes den festen Anteil der menschlichen Ausscheidungen. Urin und Fäzes ohne Spülwasser werden als Fäkalien bezeichnet.

Grauwasser ist häusliches Schmutzwasser aus Duschen, Badewannen, Handwaschbecken, Waschmaschinen, Geschirrspülmaschinen sowie Küchenspülen. Es kann hinsichtlich seiner Zusammensetzung in stark belastetes Grauwasser aus der Küche und/oder aus der Waschmaschine und schwach belastetes Grauwasser ohne Küchen- und Waschmaschineneinfluss (DWA 2008) oder hinsichtlich seiner Anfallstellen in die oben genannten Einzelströme (Li 2004) unterschieden werden.

Tabelle 4.1: Stoffströme des häuslichen Schmutzwassers nach Herbst (2008), verändert

Häusliches Schmutzwasser	
→	Grauwasser: Stoffstrom aus dem häuslichen Bereich ohne Fäkalien
→	stark belastetes Grauwasser aus Küche und/oder Waschmaschine
→	schwach belastetes Grauwasser ohne Küchen- und Waschmaschinenabfluss
▪	Handwaschbecken
▪	Duschen, Badewannen
→	Schwarzwasser: Fäkalien mit Spülwasser
→	Braunwasser: Fäzes mit Spülwasser
▪	Fäzes: Kot, feste menschliche Ausscheidungen
▪	Spülwasser
→	Gelbwasser: Urin mit Spülwasser
▪	Urin: flüssige menschliche Ausscheidungen
▪	Spülwasser

Die sich durch Stoffstromtrennung in den Fraktionen Grauwasser, Fäzes und Urin für die Parameter Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium jeweils ergebenden Frachtanteile sowie die sich ergeben Volumenanteile der genannten Teilströme sind in Abbildung 4.1 sowohl prozentual als auch als einwohnerspezifisch dargestellt.

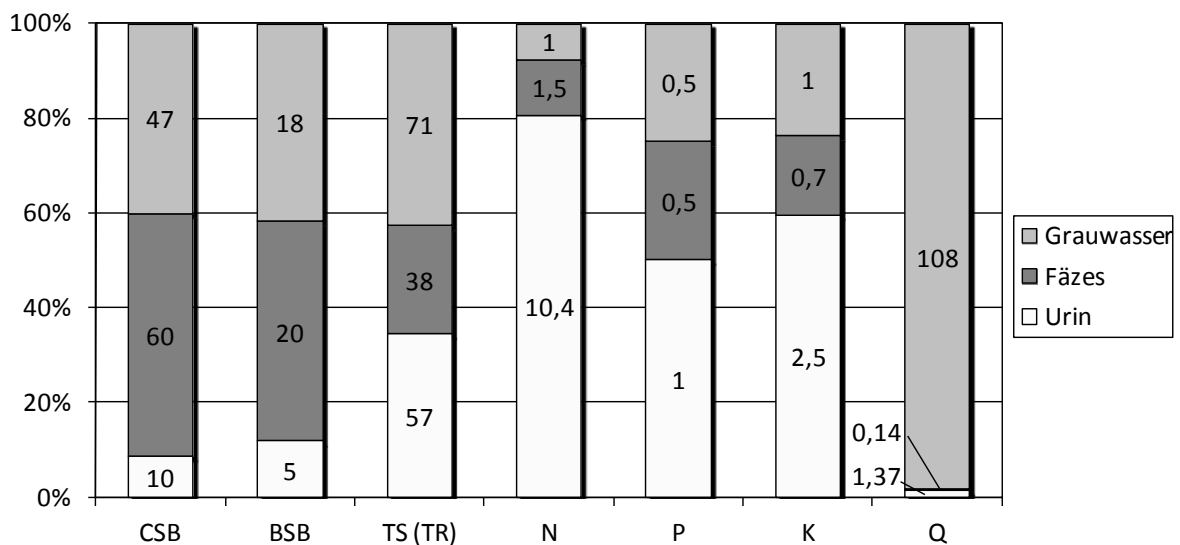


Abbildung 4.1: Einwohner-spezifische Frachten in g/(E·d) bzw. Volumenströme in L/(E·d) in den Teilströmen Grauwasser, Fäzes und Urin des häuslichen Abwassers (DWA 2008)

Es wird deutlich, dass ein Großteil der im häuslichen Schmutzwasser enthaltenen Nährstoffe im Urin zu finden ist. Der Urin enthält fast die gesamte Stickstofffraktion (81 %), zusätzlich

noch etwa die Hälfte der Phosphorfraktion (50 %) sowie 60 % des Kaliumanteils. In den Fäzes ist etwa die Hälfte der CSB-Fraktion sowie etwa 25 % der Phosphorfracht enthalten. Das Grauwasser enthält weitere 40 % des gesamt anfallenden CSB sowie etwa 34 % des Kaliums, während Stickstoff und Phosphor nur in geringen Prozentanteilen vorhanden sind.

Grauwasser stellt folglich, gemessen an den hier betrachteten Inhaltsstoffen, den am geringsten belasteten Teilstrom dar, der jedoch volumenmäßig den Hauptanteil des häuslichen Abwassers einnimmt. Urin dagegen, der nur ca. 1 % des gesamten häuslichen Abwassers ausmacht, beinhaltet den größten Anteil des Stickstoffs, des Phosphors und des Kaliums.

Stoffliche Verwertung

Aus den dargelegten Zusammenhängen wird ersichtlich, dass sich durch eine separate Erfassung der Teilströme des häuslichen Abwassers und deren Behandlung Möglichkeiten der Nutzung und Wiederverwendung von Abwasser und der darin enthaltenen Stoffe ergeben, die bei konventionellen Abwasserinfrastruktursystemen aufgrund der Vermischung und Verdünnung Abwässer verschiedener Herkunft und Zusammensetzung nur eingeschränkt möglich sind. Dies sind im Wesentlichen:

- Die stoffliche Verwertung der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium aus getrennt erfasstem Urin bzw. Gelbwasser (Produktion eines Mineraldüngers),
- die energetische Verwertung der im Schwarz- oder Braunwasser enthaltenen organischen Verbindungen zur Gewinnung von Biogas (Wärme- und/oder Energieerzeugung),
- die stoffliche Verwertung der organischen und anorganischen Verbindungen aus dem getrennt erfassten Schwarzwasser (Produktion eines organisch-mineralischen Pflanzennährstoffs),
- die Wiederverwendung von stofflich gering belastetem aufbereitetem Grauwasser (Verwendung als Betriebs- oder Pflegewasser).

Nährstoffe, wie z.B. Stickstoff und insbesondere der begrenzt verfügbare Phosphor können in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden. Ebenso trägt die Nutzung des im Abwasser vorhandenen Energiepotenzials zu einem effizienten Ressourcenschutz bei.

Aber auch das gereinigte Abwasser selbst ist Wertstoff, da es durch geeignete Aufbereitungsverfahren für verschiedene Zwecke wiederverwendet werden kann und somit der Wasserkreislauf bereits auf Haushaltebene zumindest teilweise geschlossen werden kann. Abwasser wird durch die stoffliche Verwertung somit zum Wertstoff (Herbst 2008).

Abwasservermeidung

Neben der Stoffstromtrennung und deren Verwertung stellt die Vermeidung von Abwasser durch Reduktion seiner Menge und seiner Inhaltsstoffe ein weiteres Element neuartiger Sanitärsysteme dar. Abwasservermeidung führt zu einer Senkung des Trinkwasserverbrauchs bzw. des Abwasservolumenstroms. Dies kann durch den Einsatz Wasser sparender Armaturen bzw. durch Mehrfachnutzung der weniger verschmutzten Teilströme für Anwendungen ohne Anspruch auf Trinkwasserqualität (Toilettenspülung, Wasche waschen etc.) erreicht werden (Herbst 2008).

Veränderung der Abwasserkonzentrationen bzw. Zusammensetzung

Die Abwasservermeidung alleine geht direkt mit der Aufkonzentration der Abwasserinhaltsstoffe einher. Die Stoffstromtrennung führt neben der Reduktion der abzuleitenden Abwassermenge zu einer Veränderung der Zusammensetzung des resultierenden Abwasserstroms.

Betrachtet man die Zusammensetzung der sich durch Stoffstromtrennung ergebenden Teilströme (Abbildung 4.2), so ist zu erkennen, dass häusliches Schmutzwasser ohne Urin oder Fäzes (Abbildung 4.2b, c) einem ausgeglichenen Nährstoffverhältnis (vgl. Kapitel 3.1.2), bei dem eine vollständige Assimilation der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor beim Kohlenstoffabbau erfolgt, sehr nahe kommt (Abbildung 4.2d). Aufgrund der Verringerung der Stickstoff- und Phosphorfrachten ergeben sich demzufolge im verbleibenden Abwasserstrom Einsparpotenziale hinsichtlich der Nährstoffelimination (Dockhorn 2007; Kaufmann Alves et al. 2008; Kaufmann Alves und Knerr 2009; Niederste-Hollenberg 2003).

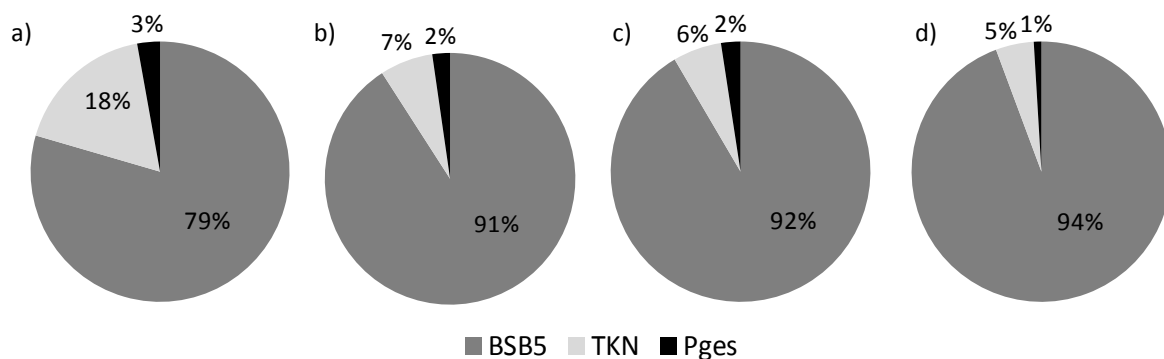


Abbildung 4.2: BSB₅:TKN:P_{ges}-Verhältnis in kommunalem Abwasser a), Grauwasser b), Grauwasser und Fäzes c) und ideales BSB₅:TKN:P_{ges}-Verhältnis zum Abbau der organischen Substanzen d)

Zusätzlich kann eine Reduktion der aus Kläranlagenabläufen und der Mischwasserentlastung in die aquatische Umwelt eingetragenen Nährstoffe erreicht werden (Kaufmann Alves und Knerr 2009). Darüber hinaus können z.B. pathogene Keime, die in hohen Mengen in Fäzes enthalten sind (Lindner 2008; Wendler 2005) oder urinbürtige Mikroschadstoffe (Herbst 2008) gezielt aus dem Abwasserstrom separiert werden, sodass diese nicht mehr über die Kläranlagenabläufe in den natürlichen Wasserkreislauf gelangen.

4.1.2 Systemvarianten

In Abhängigkeit der jeweiligen Zielsetzung (Wasserrecycling, Nährstoffrecycling, Energiegewinnung etc.) existieren zahlreiche Konzepte und Verfahren. Eine Übersicht über grundlegende Systemvarianten neuartiger Sanitärsysteme wird in DWA (2008) gegeben. Hierbei werden sechs Systeme unterschieden, vier wasserbasierende Systeme und zwei Systeme in denen die Fäkalien/Fäzes ohne Wasserspülung gesammelt werden. Nachfolgend wird eine kurze Übersicht über die in DWA (2008) ausführlich dargestellten Systemvarianten gegeben. Eine Übersicht über die wichtigsten Projekte und wissenschaftlichen Arbeiten im Bereich neuartiger Sanitärsysteme wird in Kapitel 4.1.3 gegeben.

Die in DWA (2008) gewählte Systematik basiert auf der Unterscheidung der Anzahl der abgeleiteten Stoffströme und deren Verwertung. Eine weitergehende Betrachtung des Grauwassers nach dessen geringer bzw. höher konzentrierten Teil- oder Einzelströmen erfolgt dabei nur optional. Niederschlagswasser wird nicht berücksichtigt. Es wird vielmehr angenommen, dass dieses unvermischt abgeleitet und ggf. separat behandelt oder versickert wird. Gewerbliches bzw. industrielles Abwasser wird ebenso nicht diskutiert.

In Abbildung 4.3 sind exemplarisch zwei sich ergebende Systemvarianten dargestellt. Im Anhang A.1 sind die restlichen Varianten dargestellt. Gemäß der oben erläuterten Systematik werden 1-, 2- und 3-Stoffstromsysteme mit jeweils mehreren Untersystemen unterschieden.

Im 1-Stoffstromsystem werden die Stoffströme im Haushalt nicht getrennt, sondern gemeinsam abgeleitet. Das System entspricht der konventionellen Technik. Orientiert sich die Behandlung des Abwassers allerdings nicht ausschließlich an der Elimination der Inhaltsstoffe, sondern an einer weiteren Nutzung des Abwassers, steht der Gesichtspunkt der Stoffgewinnung im Vordergrund (Steimnetz 2009). Neben der Wiederverwendung des aufbereiteten Abwassers, z.B. als Brauch- oder Pflegewasser, kommen die Rückgewinnung von Stickstoff und Phosphor und ggf. die Biogasgewinnung als mögliche Produkte der Stoffgewinnung in Betracht.

Das 2-Stoffstromsystem umfasst drei Untervarianten. Beim System „Schwarzwasser“ wird das Grauwasser mit dem Ziel der Wasserwiederverwendung abgeleitet. Schwarzwasser wird als Mischung aus Urin und Fäzes gemeinsam erfasst und mittels Spülwasser abgeleitet. In Anhängigkeit von der eingesetzten Sanitär- und Aufbereitungstechnik entstehen unterschiedliche Produkte. Der Einsatz konventioneller Spültechnik mit aerober Behandlung macht eine Kreislaufführung des aufbereiteten Schwarzwassers, z.B. als Toilettenspülwasser möglich. Beim Einsatz von Vakuumsystem dagegen stehen die energetische Nutzung der organischen Schwarzwasserinhaltsstoffe sowie die Rückgewinnung organisch-mineralischer Pflanzennährstoffe im Vordergrund.

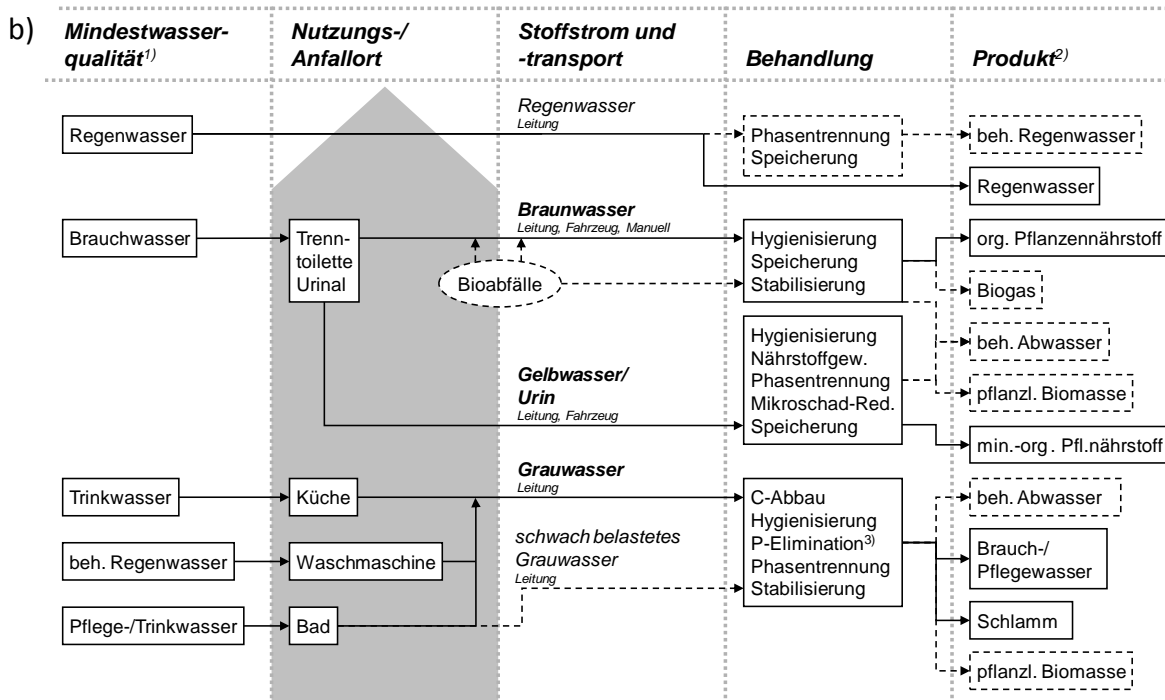
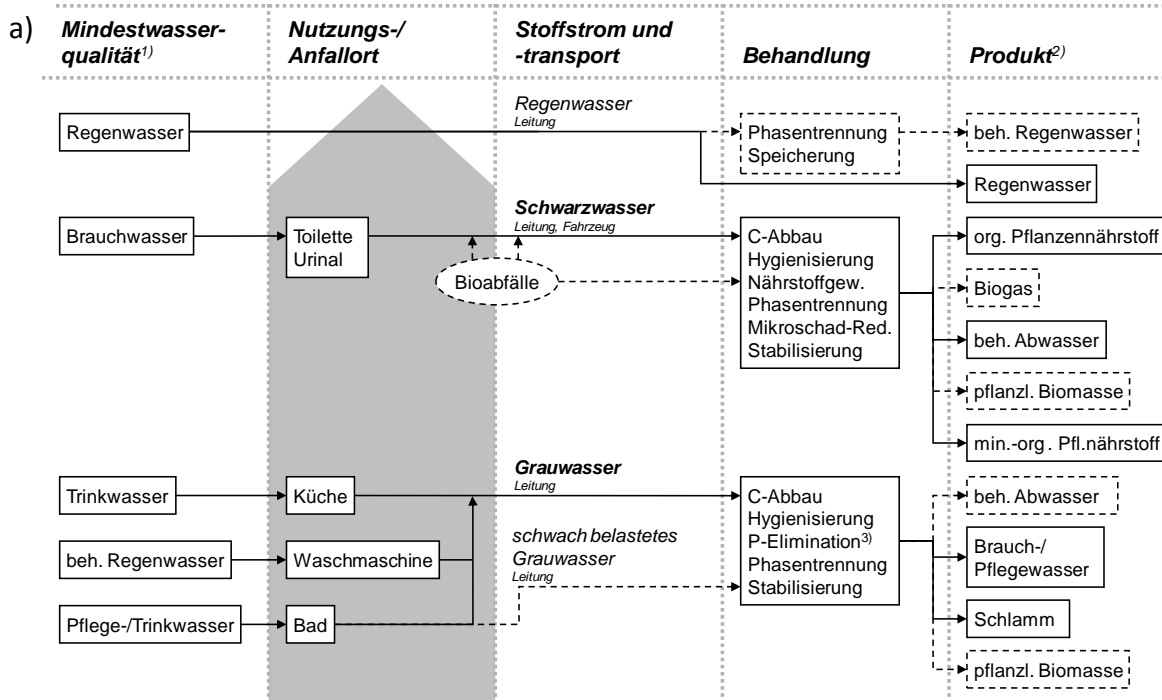


Abbildung 4.3: Systemvarianten neuartiger Sanitärkonzepte; a) 2-Stoffstromsystem „Schwarzwasser“, b) 3-Stoffstromsystem „Urintrennung“ (DWA 2008)

Beim 2-Stoffsystem „Urintrennung“ wird zusätzlich der Urin bzw. das Gelbwasser von den Fäzes abgetrennt. Die Fäzes werden mittels Spülwasser (Braunwasser) gemeinsam mit dem Grauwasser abgeleitet. Aus dem separierten Gelbwasser/Urin kann ein Mineraldünger als Flüssig- oder Festdünger generiert werden, welcher in der Landwirtschaft aber auch in privaten und öffentlichen Bereichen Verwendung finden kann. Ebenso ist die Verwendung im Bereich nachwaschender Rohstoffe denkbar.

Den bisher genannten Systemen ist gemeinsam, dass zur Ableitung der Toilettenfraktion, zumindest des Braunwassers, Spülwasser eingesetzt wird. Es erfolgt also eine Verdünnung dieses Teilstroms. Beim 2-Stoffsystem „Fäkalien“ dagegen werden Urin und Fäzes in Trockentoiletten ohne Separation und ohne Wasserspülung einer weiteren Behandlung zugeführt.

Bei den 3-Stoffstromsystemen erfolgt schließlich eine vollständige Trennung der Stoffströme in Urin bzw. Gelbwasser, Fäzes bzw. Braunwasser sowie Grauwasser. Alternativ ist die Ausführung als wasserbasierendes System denkbar, bei dem die Ableitung zumindest der Fäzes mit Spülwasser erfolgt oder alternativ als Trockensystem, in welchem Trockentrenntoiletten eingesetzt werden.

4.1.3 Projektbeispiele

Die Trennung von Grau-, Schwarz-, Gelb- und Braunwasser bzw. Fäzes und Urin und deren Behandlung und Aufbereitung kennzeichnet eine Vielzahl von Projekten und wissenschaftlichen Arbeiten, die seit Mitte der 1990er Jahre insbesondere in Skandinavien, Österreich, der Schweiz und Deutschland durchgeführt wurden. Eine Übersicht über durchgeführte Pilotprojekte ist u.a. in Rudolph und Schäfer (2001) sowie in Herbst (2008) enthalten. Einen ausführlichen Überblick über die eingesetzten Techniken zur getrennten Erfassung, Ableitung und möglichen Aufbereitungsverfahren von Abwasserteilströmen liefern Wilderer und Paris (2001), DWA (2008) und Herbst (2008).

In Tabelle 4.2 ist eine Zusammenstellung an Projekten, die sich mit der Erarbeitung und wissenschaftlichen Begleitung neuartiger Sanitärtechniken und deren Umsetzungsmöglichkeiten im deutschsprachigen Raum befassen, gegeben. Ebenso ist in Tabelle 4.2 eine Auswahl der bedeutendsten wissenschaftlichen Arbeiten zum Thema neuartiger Sanitärkonzepte, die in den zurückliegenden Jahren veröffentlicht wurden, zusammengestellt.

Tabelle 4.2: Ausgewählte Projekte und wissenschaftliche Arbeiten zum Thema neuartiger Sanitärkonzepte im deutschsprachigen Raum, nach Herbst (2008), ergänzt

Projektname / Arbeit (Quelle)	Inhalte
Wohnsiedlung Lübeck Flintenbreite (Otterpohl et al. 1999)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vakuumentwässerung für Schwarzwasser und anaerobe Behandlung mit Bioabfällen zur Biogasgewinnung und zur landwirtschaftlichen Wiederverwendung des Gärrestes ▪ Schwerkraftentwässerung für Grauwasser und Behandlung in einem Bodenfilter zur Ableitung in Oberflächengewässer ▪ Versickerung von Regenwasser
BMBF (Wilderer und Paris 2001)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Integrierte Ver- und Entsorgung für urbane Gebiete
BMBF (Rudolph und Schäfer 2001)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Untersuchung zum internationalen Stand und Entwicklung alternativer Wassersysteme
SU-SAN (Starkl et al. 2005)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Entwicklung nachhaltiger Strategien zur Abwasserentsorgung im ländlichen Raum
Lambertsmühle (Bastian et al. 2005)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Urinseparation (Einsatz von Urinseparationstoiletten und wasserlosen Urinalen) und Speicherung von Gelbwasser bzw. Urin zur landwirtschaftlichen Wiederverwendung (keine Behandlung) ▪ Braunwasserbehandlung in Rottesäcken ▪ Grauwasserbehandlung (gemeinsam mit Filtrat der Braunwasserbehandlung) mittels Pflanzenkläranlage
NOVAQUATIS (Larsen und Lienert 2007)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Urinseparation mittels NoMix-Toiletten ▪ Untersuchung der Möglichkeiten zur Speicherung und Transport des Gelbwassers zu einer zentralen Behandlungs-/ Aufbereitungsanlage bzw. Kläranlage ▪ Untersuchung der Urin- bzw. Gelbwasserbehandlung mittels Vakuumeindampfung, Elektrodialyse etc.
Options (Schmitt et al. 2007)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Optimierung von Strategien zur langfristigen Umsetzung einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft
KOMPLETT (Hansen et al. 2007; Schmitt et al. 2009)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schwerkraftentwässerung für Schwarzwasser und Aufbereitung zu Brauchwasser zur Toilettenspülung ▪ Schwerkraftentwässerung für Grauwasser und Aufbereitung zu Wasser mit Trinkwasserqualität
SolarCity (DWA 2008)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Urinseparation und -behandlung zur landwirtschaftlichen Verwertung der Nährstoffe ▪ Schwerkraftableitung von Braun- und Grauwasser (gemeinsam) ▪ Behandlung der Feststoffe mittels Kompostierung ▪ Behandlung der flüssigen Phase in bepflanztem Bodenfilter

Tabelle 4.2: (Fortsetzung)

Projektname / Arbeit (Quelle)	Inhalte
SCST-Projekt (Peter-Fröhlich et al. 2008a; Peter-Fröhlich et al. 2008b)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Urinseparation (Einsatz von Vakuum- und Schwerkrafttoiletten) ▪ Gelbwasserbehandlung mittels Vakuumverdampfung, Dampfstrippung, Fällung etc. sowie zusätzliche Gelbwasserspeicherung zur landwirtschaftlichen Verwertung ▪ Grauwasserbehandlung mittels Bodenfilter bzw. Membran-Bioreaktor
Hamburg Water Cycle (Schonlau et al. 2008) <i>Projekt in Beantragung</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vakuumentwässerung für Schwarzwasser und anaerobe Behandlung gemeinsam mit weiterer Biomasse ▪ Schwerkraftentwässerung für Grauwasser und aerobe Behandlung und Ableitung in Vorflut ▪ Abkopplung des Regenwasser vom Kanalnetz und Ableitung in Teich bzw. Vorflut
Dissertation (Herbst 2008)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme
Dissertation (Hillenbrand 2009)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme
DEUS 21 (Hillenbrand 2009)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vakuumentwässerung des gesamten Abwassers ▪ Anaerobe Abwasserbehandlung mit dem Ziel der Nährstoffrückgewinnung (Phosphor und Stickstoff) ▪ Aufbereitung von Regenwasser zu sogenanntem Pflegewasser (Wasser mit Trinkwasserqualität)
SANIRESCH (Winker et al. 2011)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Urin-/Gelbwasserseparation (Einsatz von wasserlosen Urinalen und Spültrenntoiletten) ▪ Urin-/Gelbwasserbehandlung in einem Fällungsreaktor zur Mangensium-Ammonium-Phosphat (MAP)- Produktion ▪ Schwerkraftentwässerung des Braunwassers und Behandlung in einem Membran-Bioreaktor ▪ Schwerkraftentwässerung des Grauwassers und Behandlung in einem Membran-Bioreaktor

Zur Behandlung und Aufbereitung der unterschiedlichen Teilströme des häuslichen Abwassers werden physikalische, chemische und biologische Methoden eingesetzt. Je nach Zusammensetzung und Wiederverwendungszweck werden verschiedene Verfahren oder Verfahrenskombinationen verwendet. Ein Vergleich der verschiedenen Projekte ist daher schwierig, insbesondere, da die jeweiligen Behandlungsziele sehr unterschiedlich sind. Dennoch zeichnen sich zwei grundlegende Varianten ab (DWA 2008; Hansen et al. 2007):

- 3-Stoffsystem mit Separationstoiletten:

Sammlung und Ableitung der Fäzes und des Urins in Separationstoilettensystemen; Verwendung des Urins als Dünger nach vorheriger Speicherung; Ableitung, ggf. Rotte oder Kompostierung der Fäzes; Grauwasserbehandlung in technischen oder naturnahen Anlagen.

Als Beispiele hierfür sind das Projekt der Lampertsmühle (Bastian et al. 2005; Oldenburg et al. 2002), die Solar Siedlung in Linz-Pichling (DWA 2008) und das SCST-Projekt in Berlin-Stahnsdorf (Peter-Fröhlich et al. 2008a; Peter-Fröhlich et al. 2008b) zu nennen.

- 2-Stoffsystem mit Vakuumtoiletten:

Sammlung und Ableitung der Fäkalien in Vakuumtoilettensystemen; anaerobe Behandlung des hochkonzentrierten Schwarzwassers mit Biogasgewinnung; Grauwasserbehandlung in technischen oder naturnahen Anlagen.

Namhaftestes Beispiel für diese Systemvariante ist die Wohnsiedlung in Lübeck-Flintenbreite (Otterpohl et al. 1999). Des Weiteren sind die Vauban-Siedlung in Freiburg (Lange und Otterpohl 1997) oder auch die Solarsiedlung in Karlsruhe anzuführen. Derzeit in Planung befindet sich ein Projekt im Hamburger Stadtteil Jenfeld (Hamburg Water Cycle) (Schonlau et al. 2008).

Das 2-Stoffsystem mit konventioneller Spültechnik wird dagegen erst in wenigen Projekten untersucht bzw. praktisch angewendet. Neben den eigenen Untersuchungen, die im Rahmen des Projekts KOMPLETT erfolgten und u.a. in Hansen et al. (2007), Knerr et al. (2007a), Knerr et al. (2009a, b, c) und Schmitt et al. (2009) dokumentiert wurden, sind die Untersuchungen und Anwendungen der Technischen Universität Hamburg-Harburg (TUHH) zu nennen. So erforschte Li (2004) in seiner Arbeit erstmals die Aufbereitung von Grauwasser für höherwertige Wiederverwendungszwecke bis hin zur Trinkwasserqualität. Hierbei wurden neben der biologischen Behandlung von Grauwasser die weitergehende Aufbereitung mittels Membranverfahren, Sandfiltration, Aktivkohleadsorption etc. im Labormaßstab erprobt und Anwendungsempfehlungen gegeben. Parallel erfolgte die Erforschung und Realisierung des Schwarzwasserkreislaufes am Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz der TUHH, deren Ergebnisse u.a. in den Arbeiten von Antholz et al. (2010), Braun et al. (2008), Lindner (2008) und Lindner et al. (2004) dokumentiert sind.

4.2 Schwarzwasser

4.2.1 Begriffsdefinition

Schwarzwasser ist der technische Begriff für Toilettenabwasser (DWA 2008). Es enthält neben den Fäkalien Urin und Fäzes, Toilettenpapier und Spülwasser (vgl. Kapitel 4.1.1). In Abhängigkeit der eingesetzten Sanitärtechnik können zwei Subkategorien an Schwarzwasser gebildet werden:

- Schwarzwasser aus Spültoiletten
- Schwarzwasser aus Vakuumtoiletten

Unterscheidungsmerkmal ist der Wasserverbrauch der eingesetzten Sanitärtechnik, was sich in den zu erwartenden Konzentrationen des Schwarzwassers niederschlägt.

4.2.2 Menge und Zusammensetzung

Die Menge und Zusammensetzung von Schwarzwasser ist neben der eingesetzten Spültechnik, von vielen Faktoren abhängig. Beeinflussende Größen können kulturelle Gewohnheiten (z.B. Art der Analhygiene, die sich auf den Anteil an Toilettenpapier im Schwarzwasser auswirkt) oder auch Essgewohnheiten der Nutzer sein. So defäkieren Menschen, die sich vegetarisch ernähren, größere Mengen als Fleisch essende Menschen. Klima, Gesundheit, Alter und Lebensstandard stellen weitere beeinflussende Faktoren dar. Außerdem spielt die Nutzung des Gebäudes für die Schwarzwasserzusammensetzung eine entscheidende Rolle. Erfahrungsgemäß erfolgt die Defäkation eher im häuslichen Umfeld, wohingegen am Arbeitsplatz i.d.R. urinhaltigeres Abwasser anfällt (DWA 2008; Lange und Otterpohl 1997; Lindner 2008; Schmitt et al. 2009).

In der Fachliteratur sind bisher nur sehr wenige Angaben über Mengen und Zusammensetzung des Stoffstroms Schwarzwasser vorhanden. Auf die Darstellung von Kennzahlen für Schwarzwasser wurde daher in DWA (2008) verzichtet. Um den Kenntnisstand zur Quantität und physikalisch-chemischen Qualität von Schwarzwasser zu erfassen, waren daher zunächst Literaturrecherchen durchzuführen. Die Ergebnisse werden nachfolgend zusammenfassend dargestellt.

Schwarzwasseranfall

Es wurden nur wenige Quellen gefunden, die auf Messungen des Schwarzwasseranfalls beruhen und gleichzeitig deutsche Verhältnisse wiedergeben. Zunächst erfolgen deshalb eine theoretische Betrachtung des zu erwartenden Schwarzwasseranfalls sowie die Ableitung aus Kennzahlen des Trinkwasserverbrauchs.

Der Schwarzwasseranfall ist maßgeblich von der eingesetzten Sanitärtechnik abhängig. Der Wasserverbrauch konventioneller **Spültoiletten** lag früher bei 9,0 L pro Spülvorgang. Heute sind 6,0 L Standard, wobei nach wie vor Toiletten mit höherem Wasserverbrauch eingesetzt werden. Durch eine Wasserspartaste oder Spülunterbrechung kann der Wasserverbrauch für die Urinspülung auf bis zu 3,0 L je Spülvorgang gesenkt werden. Darüber hinaus bieten verschiedene Hersteller Wasserspartoiletten an, deren Wasserverbrauch bei Normalspülung auf etwa 3,0 L bis 3,5 L reduziert wurde (DWA 2008).

Es kann ein mittlerer täglicher Volumenstrom an Urin von 1,37 L/(E·d) und an Fäzes von 0,14 L/(E·d) angenommen werden. Im Durchschnitt geht jeder Mensch fünf bis sechsmal am Tag zur Toilette (Niederste-Hollenberg 2003; Terpstra 2001). Der theoretische einwohnerspezifische Schwarzwasseranfall ergibt sich somit zwischen 16,5 L/(E·d) und 55,5 L/(E·d), bezogen auf den heutigen Standard eines 6,0 L WCs zu 34,5 L/(E·d).

Alternativ erfolgt die Ermittlung des Schwarzwasseranfalls aus Kenndaten des Trinkwasserverbrauchs. Der einwohnerspezifische Trinkwasserverbrauch in deutschen Haushalten betrug im Jahr 2009 122 L/(E·d) (BDEW 2010). Bei Vernachlässigung des Kleingewerbeanteils (9 %) entspricht dies einem einwohnerspezifischen Trinkwasserverbrauch von 112 L/(E·d).

Die Verteilung dieses Verbrauches auf verschiedene Zwecke ist in Abbildung 4.4 dargestellt. Demnach beträgt der mittlere einwohnerspezifische Trinkwasserverbrauch in deutschen Haushalten für die Toilettenspülung derzeit rd. 30 % am Gesamtverbrauch. Dies entspricht einem einwohnerspezifischen Wert von 33,6 L/(E·d). Zuzüglich der Summe der menschlichen Ausscheidungen ergibt sich ein durchschnittlicher spezifischer Schwarzwasseranfall von etwa 35,0 L/(E·d).

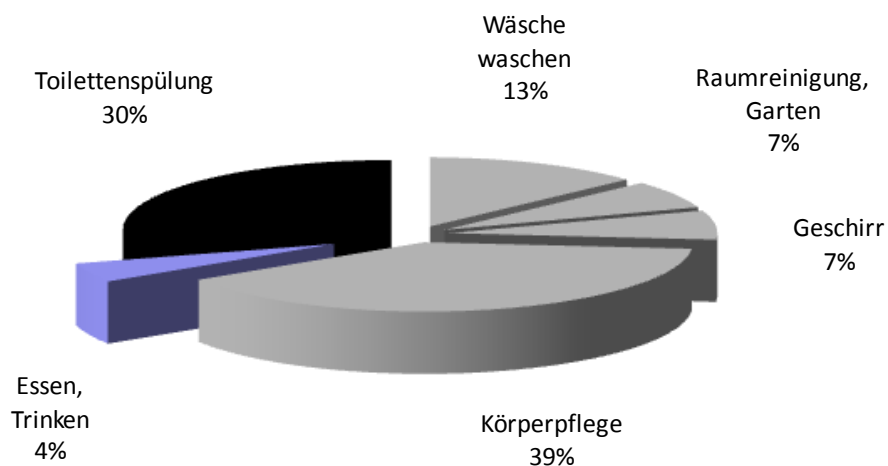


Abbildung 4.4: Einwohnerspezifischer Trinkwasserverbrauch in deutschen Haushalten nach Nutzung des Wassers bezogen auf 112 L/(E·d) nach BDEW (2010)

Ähnliche Werte werden in Literatur angegeben. Londong et al. (2004) veranschlagen einen durchschnittlichen Trinkwasserverbrauch zur Toilettenspülung von 40 L/(E·d). Spangenberg

(2005), zitiert in Londong und Hartmann (2006), ermittelte in seinen Untersuchungen einen Wert von 35 L/(E·d).

Dagegen wird in der internationalen Fachliteratur ein höherer Schwarzwasseranfall angeführt. Gujer (2007) gibt für die Schweiz einen Trinkwasserverbrauch von 48 L/(E·d) für die Toilettenspülung an. Baban et al. (2005) ermittelten in ihren Untersuchungen an einem Studentenwohnheim in der Türkei einen Schwarzwasseranfall von 50 L/(E·d). Den gleichen Wert geben Henze und Ledin (2001) als typische Kenngröße für Nord-Europa vor. In den Niederlanden berechnet Terpstra (2001) einen durchschnittlichen Trinkwasserverbrauch für die Toilettenspülung von 42,7 L/(E·d).

Beim Einsatz von Wasserspartoiletten oder Vakuumsystemen zur Sammlung und Ableitung des Schwarzwassers kann der Wasserverbrauch zur Toilettenspülung, respektive der Schwarzwasseranfall gegenüber konventionellen Spültoiletten erheblich gesenkt werden. Auf dem Markt befindliche **Vakuumpültoiletten** weisen einen Wasserverbrauch von 0,5-1,5 L je Spülvorgang auf. Demzufolge kann der theoretische Spülwasserverbrauch auf durchschnittlich 3,0 L/(E·d) bis 6,0 L/(E·d) gesenkt werden. So wurde beim Projekt Lübeck-Flintenbreite ein durchschnittlicher einwohnerspezifischer Spülwasserverbrauch infolge der eingesetzten Vakuumtoiletten von 5,0 L/(E·d) ermittelt (Oldenburg et al. 2008; Wendland 2009). Bezogen auf den aktuellen Trinkwasserverbrauch für die Toilettenspülung von 33,6 L/(E·d) entspricht dies einer Reduktion von rd. 85 % gegenüber dem Einsatz konventioneller Spültechnik.

Neben der sanitären Ausstattung ist der Schwarzwasseranfall bzw. der Trinkwasserverbrauch immer eine Funktion der Gebäudenutzung (Büro, Hotel, Gaststätte, Wohnbebauung etc.), des betrieblichen Wassermanagements und des spezifischen Nutzerverhaltens. Eine Differenzierung nach Gebäudenutzung erfolgt in Pisthol (2007). Hier wird ein spezifischer Trinkwasserverbrauch für die Toilettenspülung von 12,0 L/(E·d) bei Bürogebäuden und 6,0 L/(E·d) bei Schulen als Bemessungswert vorgegeben.

Es wird deutlich, dass die wenigsten Angaben zum Schwarzwasseranfall auf Messungen beruhen. I.d.R. ist zudem bei den eruierten Literaturquellen nicht zu erkennen, wie die Werte erhoben wurden oder ob die angegebenen Kennzahlen aus anderen Literaturstellen oder Statistiken übernommen wurden. Zudem wird die enorme Spannweite des zu erwartenden Schwarzwasseranfalls deutlich, was sich letztendlich auf die zu erwartenden Konzentrationen in Schwarzwasser auswirkt.

Chemisch-physikalische Zusammensetzung

Nur wenige Autoren haben bisher Ergebnisse aus Messungen für Schwarzwasser aus Spültoiletten zusammengestellt. Messungen, die gleichzeitig deutsche Verhältnisse widerspiegeln, wurden kaum publiziert.

Kennzahlen von Schwarzwasser aus vier verschiedenen Schwarzwasserproben wurden u.a. von Herrenklage et al. (2001) zitiert in Wendler (2005) vorgestellt. Londong et al. (2006) beprobten die an Autobahn-Parkplätzen anfallenden WC-Abwässer. Datensätze realer Messungen von Atasoy et al. (2007a), Atasoy et al. (2007b) und Palmquist und Hanaeus (2005) stellen türkische bzw. schwedische Verhältnisse dar.

In die vergleichende Darstellung der Tabelle 4.3 wurden ergänzend Werte zur chemisch-physikalischen Zusammensetzung von Schwarzwasser basierend auf den Überlegungen von Londong und Hartmann (2006) aufgenommen. Die Autoren errechneten Mittelwerte verschiedener Literaturquellen (einwohnerspezifische Frachten), welche zur Berechnung von Konzentrationen herangezogen wurden. Für konventionelle Spültoiletten wurde dabei ein einwohnerspezifischer Wasserverbrauch von 40 L/(E·d) angesetzt.

Des Weiteren erfolgte die Umrechnung der Inhaltsstoffe der Teilströme Urin und Fäzes, die der medizinischen Literatur entnommen wurden (Otterpohl 2002) sowie der in DWA (2008) publizierten einwohnerspezifischen Frachten der genannten Teilströme. Um die Ergebnisse mit den von Londong und Hartmann (2006) vergleichen zu können, wurde ein Trinkwasserverbrauch von 40 L/(E·d) angenommen. Ein Vergleich mit Konzentrationen für häusliches Abwasser ermöglicht die letzte Spalte der Tabelle 4.3, wo Konzentrationen für hochbelastetes kommunales Abwasser nach Tchobanoglous et al. (2003) angegeben werden.

Bei den Publikationen, die auf Messungen beruhen (Spalte 3 bis 6), ist zu erkennen, dass nicht für alle relevanten Parameter deren Gehalte analysiert wurden. So kann beispielsweise nicht für alle gefundenen Literaturquellen die Relation der organischen Summenparameter CSB und BSB₅ gebildet werden. Ebenso werden zumeist nicht alle Randbedingungen der Messungen wie Spülwassermenge, Probenart, Messstelle etc. oder aber die angewendeten Analysemethoden angegeben. Die Qualität der Kennzahlen - ein Anhaltspunkt hierfür kann z.B. die Anzahl der Messungen sein - ist daher i.d.R. zu hinterfragen. Den Messungen von Herrenklage et al. (2001) und Palmquist und Hanaeus (2005) liegen nur vier bzw. drei Datensätze zugrunde, sodass diese Werte als wenig repräsentativ angesehen werden können.

Die theoretisch abgeleiteten Konzentrationen in Schwarzwasser (Spalte 7 bis 9) liegen in einer vergleichbaren Größenordnung zu den gemessenen Werten. Zu beachten ist, dass bei den berechneten Konzentrationen der Spalten 8 und 9 der Anteil des Toilettenpapiers nicht enthalten ist, wodurch die Konzentrationen der organischen Summenparameter um diesen korrigiert werden müssen.

Ungeachtet dessen, lässt die Zusammenstellung der Tabelle 4.3 erste Rückschlüsse auf die zu erwartende Charakteristik von Schwarzwasser und damit mögliche Auswirkungen auf die (aerobe) biologische Behandlung dieses Teilstromes zu.

Tabelle 4.3: Darstellung der chemisch-physikalischen Schwarzwasserzusammensetzung einiger Literaturquellen für Schwarzwasser aus Spültoiletten im Vergleich zu hoch konzentriertem häuslichem Abwasser (k. A. = keine Angabe)

Parameter	Einheit	Heerenklage et al. (2001) ⁽¹⁾	Atasoy et al. (2007a, b) ⁽⁷⁾	Londong et al. (2006)	Palmquist und Hanaeus (2005) ⁽³⁾	Londong und Hartmann (2006) ⁽⁶⁾	Otterpohl (2002) ^{(5), (6)}	DWA (2009) ^{(5), (6)}	Tchobanoglous et al. (2003)
Wasserverb.	[L/Spülung]	k.A.	k.A.	k.A.		7,0	-	-	-
pH-Wert	[-]	8,08-8,66	7,36-8,14	8,2-9,1	8,87-9,08	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
LF	[mS/cm]	3,49-6,48	1,67-1,92	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
C _{CSB}	[mg/L]	k.A.	825-1.900	557-970	806-3.138	1.513	1.212	1.750	1.000
C _{BSB}	[mg/L]	k.A.	235-540	266-665	410-1.400 ⁽⁴⁾	810	k.A.	625	400
C _{TOC}	[mg/L]	k.A.	k.A.	214-281	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	290
S _{DOC}	[mg/L]	1.225-2.170	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
C _N	[mg/L]	k.A.	k.A.	k.A.	130-180	268	298	296	85,0
C _{TKN}	[mg/L]	k.A.	150-228	402-523	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	85,0
S _{NH4}	[mg/L]	175-692	k.A.	286-519	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	50,0
S _{NO3}	[mg/L]	0,882 ⁽²⁾	0,0-0,5	0,0-13,0	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,0
S _{NO2}	[mg/L]	k.A.	k.A.	0,0-2,2	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,0
C _P	[mg/L]	k.A.	21,3-38,6	9,14-15,8	21-58	38,0	46,2	37,5	15,0
S _{PO4}	[mg/L]	12,5 ⁽²⁾	k.A.	0,0-2,2	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
X _{AFS}	[g/L]	5,5-10,4	0,43-1,0	k.A.	0,92-4,32	k.A.	k.A.	0,95	0,35
GV	[% TS]	70-76	k.A.	k.A.	46-85	k.A.	k.A.	92	79
C _{CSB} /C _{BSB}	[-]	-	3,5	1,5-2,1	2,0-2,2 ⁽⁴⁾	1,9	-	2,8	2,5
BSB ₅ /N _{ges} /P _{ges}	[-]	-	100:49:7,7	100:90:2,6	100:17:4,3 ⁽⁴⁾	100:33:4,7	-	100:48:6,0	100:21:3,8

⁽¹⁾ Anzahl der zugrunde liegenden Datensätze: n = 4

⁽²⁾ Anzahl der zugrunde liegenden Datensätze: n = 1

⁽³⁾ Anzahl der zugrunde liegenden Datensätze: n = 3

⁽⁴⁾ BSB₅

⁽⁵⁾ ohne Toilettenpapier ⁽⁶⁾ mit einem Spülwasserverbrauch von 40 L/(E-d) berechnet ⁽⁷⁾ 24 h-Mischproben nach mechanischer Reinigung (Rechen mit Spaltweite 3 mm)

Insbesondere wird deutlich, dass bei Schwarzwasser im Vergleich zu kommunalem Abwasser infolge fehlender Verdünnung (Fehlen von Grau- und Fremdwasser) deutlich höhere Konzentrationen vorliegen. Das sich in diesen Untersuchungen von Atasoy et al. (2007a), Atasoy et al. (2007b) bzw. Londong et al. (2006) ergebende Nährstoffverhältnis von $BSB_5/TKN/P_{ges} = 100:49:7,7$ bzw. $100:90:2,6$ drückt den zu erwartenden hohen Anteil an Stickstoff aus und lässt umgekehrt durch das geringe Angebot an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen die Erschwernis einer weitergehenden biologischen Reinigung erkennen. Mit Ausnahme der Untersuchungen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) stellt das CSB/BSB₅-Verhältnis im Bereich von 1,5 - 2,2 eine gute biologische Elimination organischer Substanzen in Schwarzwasser in Aussicht.

Insgesamt wird die enorme Spannweite der zu erwartenden Konzentrationen deutlich, was auf die der Messungen zugrunde liegende (Spül-)Wassermenge, Herkunftsbereiche etc. zurückgeführt werden kann.

Tabelle 4.4: Darstellung der chemisch-physikalischen Schwarzwasserzusammensetzung einiger ausgewählter Literaturquellen für Schwarzwasser aus Vakuumtoiletten nach Wendland (2009), verändert

Parameter	Einheit	Kujawa-Roeleveld et al. (2005)	de Graaaf et al. (2008)	Wendland (2009) ⁽³⁾	Tchobanoglous und Burton (1991)
Spülwasserv.	[L/Spülung]	1,0	1,0	0,7-1,0	-
pH-Wert	[-]	8,65-8,81	8,8	7,7	k. A.
S _{KS4,3}	[mmol/L]	k. A.	k. A.	93,0	k. A.
LF	[mS/cm]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
C _{CSB}	[mg/L]	9.503-12.311	9.800	8.060	1.000
C _{BSB}	[mg/L]	k. A.	k. A.	k. A.	400
C _{TOC}	[mg/L]	k. A.	k. A.	2.410	290
C _N	[mg/L]	k. A.	1.925	1.495	85,0
C _{TKN}	[mg/L]	1.025-1.441	k. A.	k. A.	85,0
S _{NH4}	[mg/L]	708-1.024	1.353	1.111	50,0
C _P	[mg/L]	114-144	218	175	15,0
S _{PO4}	[mg/L]	29-45	79,3	k. A.	k. A.
X _{AFS}	[g/L]	k. A.	k. A.	6,53	0,35
GV	[%TS]	k. A.	k. A.	63	79

Tabelle 4.5: Einwohnerspezifische Frachten einiger Literaturquellen für Schwarzwasser nach Londong und Hartmann (2006), ergänzt

Parameter	Einheit	Henze und Ledin (2001)	Wittgren et al. (2003) ⁽²⁾	Elmitwalli et al. (2003) ⁽⁴⁾	Palmquist und Jönsson (2003) ⁽³⁾	Baban et al (2005), Atasoy et al. (2007a,b)	DWA (2008) ⁽²⁾	Wendland (2009)
CSB	[g/(E·d)]	74	k. A.	93	14,8	67,3	70,0	40,3
BSB ₅	[g/(E·d)]	24,7	k. A.	k. A.	8,4 ⁽⁵⁾	26,5	25,0	k. A.
TKN	[g/(E·d)]	12,0	12,5 ⁽¹⁾	8,8	12,4 ⁽¹⁾	11,5	12,1	7,4 ⁽¹⁾
P _{ges}	[g/(E·d)]	1,6	1,5	1,4	0,7	1,2	1,9	0,9
AFS	[g/(E·d)]	k.A.	k. A.	k. A.	70,1	17,5	95,0	32,6
CSB/BSB ₅	[-]	3,0	-	-	1,8 ⁽⁵⁾	2,5	2,8	-
BSB ₅ /TKN	[-]	2,1	-	-	0,7 ⁽⁵⁾	2,3	2,1	-
BSB ₅ /P _{ges}	[-]	15,4	-	-	12,0 ⁽⁵⁾	22,1	13,2	-

⁽¹⁾ wird in Originalquelle als N_{ges} angegeben
⁽²⁾ berechnet aus den Teilströmen Urin und Fäzes ohne Toilettenpapier
⁽³⁾ berechnet aus den Teilströmen Urin und Fäzes einschließlich Toilettenpapier
⁽⁴⁾ wurde in Originalquelle aus Kujawa-Roeleveld (2002) und van der Hoek et al. (1999) abgeleitet
⁽⁵⁾ BSB₇
⁽⁶⁾ Summe aus Urin und Fäzes

In Tabelle 4.4 ist ergänzend die chemisch-physikalische Zusammensetzung für Schwarzwasser aus Vakuumtoiletten einiger Literaturquellen dargestellt, wodurch die Verdünnung durch konventionelle Spültechnik bzw. bei häuslichem Abwasser abgeschätzt werden kann. Ein Vergleich der in Tabelle 4.4 angebenen Konzentration, z.B. hinsichtlich des CSB, mit den Messungen von Londong et al. (2006) gibt die zu erwartende 7 bis 8-fache Verdünnung sehr gut wieder.

In Tabelle 4.5 ist die Auswertung der in der Literatur gefundenen einwohnerspezifischen Frachten hinsichtlich der Parameter BSB_5 , CSB, TKN, P_{ges} und AFS zusammengestellt. Zusätzlich wurden aus den in der Literatur für die Teilströme Urin und Fäzes angegebenen einwohnerspezifische Frachten Werte für den Summenstrom Schwarzwasser berechnet.

Insgesamt liegen, wie bei den Konzentrationen, nur sehr wenige Datensätze zu einwohnerspezifischen Frachten von Schwarzwasser vor. In einigen der eruierten Literaturquellen wurden daher einwohnerspezifische Frachten anhand der Summe der Teilströme Urin und Fäzes berechnet. Teilweise ist unklar, ob das Toilettenpapier in den errechneten Werten enthalten ist oder nicht. Teilweise werden zur Berechnung von einwohnerspezifischen Frachten sogar Daten aus unterschiedlichen Literaturstellen verwendet. Lediglich die Daten von Wendland (2009) spiegeln deutsche Verhältnisse wieder.

Aufgrund der unterschiedlichen Originalquellen (Messungen, berechnete Werte etc.), die zudem aus verschiedenen Kulturkreisen stammen, kommt es insgesamt zu erheblichen Abweichungen zwischen den einzelnen Daten. Dies trifft gleichermaßen auf Quellen zu, die einwohnerspezifische Frachten für Schwarzwasser als Summenstrom angeben (Baban et al. 2005; Henze und Ledín 2001; Wendland 2009), als auch auf die rechnerisch ermittelten Werte (DWA 2008; Elmitwalli et al. 2003; Palmquist und Jönsson 2003; Wittgren et al. 2003). Die Werte für den CSB bzw. BSB von Palmquist und Jönsson (2003) erscheinen im Vergleich zu den restlichen Werten zu gering, was auf die Art Probennahme, die wöchentlich aus einem Sammelbehälter heraus erfolgte, bzw. auf die zwischenzeitlichen Abbauprozesse zurückgeführt werden kann.

Fazit aus der Literaturrecherche zur Zusammensetzung von Schwarzwasser

Das vorliegende Kapitel gibt den bisherigen Kenntnisstand zur Quantität und chemisch-physikalischen Qualität von Schwarzwasser aus Spültoiletten wieder. Dabei wird deutlich, dass zwar einige Kennwerte zur Schwarzwasserquantität und -qualität aus Spültoiletten, die auf Messungen beruhen vorliegen, wenn auch in einem recht begrenzten Umfang. Neben der geringen Anzahl an gemessenen Werten sind nachfolgend aufgelistete Defizite offensichtlich:

- Konzentrationsangaben erfolgen häufig ohne Angabe der Spülwassermenge, sodass der Verdünnungsgrad nicht abgeschätzt werden kann.
- Die Anzahl der der Messungen zugrunde liegenden Originalproben wird i.d.R. nicht angegeben, sodass die Güte der Ergebnisse nicht beurteilt werden kann.

- I.d.R. erfolgt die Berechnung von einwohnerspezifischen Frachten anhand von Werten der Teilströme Urin und Fäzes, wodurch ggf. die organischen Substanzen unterschätzt werden.
- Schwarzwasser als Summenstrom wird bisher sehr selten untersucht.
- Einwohnerspezifische Frachten liegen bisher nur für einzelne Parameter vor.
- Angaben zu deutschen Verhältnissen fehlen nahezu vollständig.

Die gefundenen Werte sind folglich nur eingeschränkt als Basis für die Planung und Bemessung von Anlagen zur Schwarzwasserbehandlung bzw. zur Abschätzung des Nutzungspotenzials von Schwarzwasser bei der Verwendung von Spültoiletten verwertbar. Es muss daher eine weitere Verbesserung der Datenqualität durch zusätzliche Messungen aber auch durch zusätzliche Parameter erreicht werden.

In Tabelle 4.6 ist die Bandbreite der in den oben genannten Untersuchungen festgestellten Konzentrationen und einwohnerspezifischen Frachten nochmals zusammengefasst. Die CSB- und BSB-Werte von Palmquist und Jönsson (2003) wurden aus den oben genannten Gründen nicht berücksichtigt.

Tabelle 4.6: Bandbreite der in der Fachliteratur angegebenen Mengen und Konzentrationen von Schwarzwasser aus Spültoiletten sowie einwohnerspezifischen Frachten

Parameter	Bandbreite der zu erwartenden	
	Konzentrationen	einwohnerspezifische Werte
Schwarzwasseranfall	-	35 – 50 [L/(E·d)]
pH-Wert	7,36 – 9,10 [-]	-
LF	1,67 – 6,48 [mS/cm]	-
C _{CSB}	806 – 3.138 [mg/L]	67,3 – 93 [g/(E·d)]
C _{BSB}	235 – 1.400 [mg/L]	24,7 – 26,5 [g/(E·d)]
C _{TKN}	150 – 523 [mg/L]	8,8 – 12,5 [g/(E·d)]
C _P	21 – 58 [mg/L]	0,7 - 1,9 [g/(E·d)]
X _{AFS}	0,43 – 10,4 [g/L]	17,5 – 95 [g/(E·d)]

Die angebenen Zahlenwerte dokumentieren den enormen Wertebereich, in dem die zu erwartenden Konzentrationen bzw. einwohnerspezifischen Frachten variieren können. In Abhängigkeit des Nutzerverhaltens, des kulturellen Umkreises, der Nutzung des Gebäudes, der eingesetzten Sanitärtechnik etc. können sicherlich noch von den angegebenen Zahlen abwei-

chende Werte bestimmt werden. Dennoch stellen sie eine erste Vergleichsbasis für die weiteren Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit dar.

4.2.3 Bisherige Entwicklung der aeroben Schwarzwasserbehandlung

Schwarzwasser macht rd. 30 % des Gesamtaufkommens des häuslichen Abwassers in Deutschland aus (vgl. Abbildung 4.4, S. 76). In diesem Teilstrom sind 70 % bis 90 % der Nährstoffe und ca. 60 % der organischen Belastung des häuslichen Abwassers enthalten (vgl. Abbildung 4.1, S. 66). Folglich ermöglicht die Separation und Behandlung dieses Teilstroms eine deutliche Verringerung des Nährstoffeintrages in den Wasserpfad.

Durch den Gebrauch von Vakuumsystemen zur Schwarzwasserableitung erfolgt eine Aufkonzentration der im Schwarzwasser enthaltenen Stoffe, was in Kombination mit Anaerob-Verfahren Möglichkeiten der stofflichen Verwertung eröffnet, die für häusliches oder kommunales Abwasser infolge Verdünnung unwirtschaftlich sind. Da im Teilstrom Schwarzwasser das nährstoffreiche Gelbwasser bzw. Urin nicht separiert wird, ist die Nährstoffrückgewinnung derzeit technisch allerdings noch zu aufwendig (Herbst 2008), so dass in den zurückliegenden Jahren die Energiegewinnung aus organischen Schwarzwasserinhaltsstoffen im Vordergrund vieler Untersuchungen stand.

Die wesentlichsten Arbeiten und Projekte, die sich im Zusammenhang neuartiger Sanitärsysteme mit der weitergehenden Behandlung und Aufbereitung von Schwarzwasser zur Energie- und Nährstoffrückgewinnung auseinandersetzen, wurden in Tabelle 4.2, S. 72 genannt. Im Folgenden sollen zusammenfassend die Projekte beschrieben werden, die sich in den zurückliegenden Jahren mit der aeroben Behandlung von Schwarzwasser aus Spültoiletten befasst haben.

Projekte zur biologischen Behandlung von Schwarzwasser

Untersuchungen zur Schließung des Schwarzwasserkreislaufes und damit zur aeroben Behandlung von Schwarzwasser aus Spültoiletten wurden an der Technischen Universität Hamburg-Harburg (TUHH) durchgeführt (Antholz et al. 2010; Braun et al. 2008; Lindner 2008; Lindner et al. 2004). Dort wird seit dem Jahr 2002 eine Versuchsanlage zur Erforschung der Kreislaufführung von Schwarzwasser betrieben, wobei im Laufe des Versuchsbetriebes verschiedene technische Veränderungen am Aufbereitungsprozess vorgenommen wurden. Derzeit besteht die Anlage neben einer zweistufigen mechanischen Vorabscheidung aus einem Membran-Bio-Reaktor sowie einer der biologischen Stufe nachgeschalteten Ozonierung (Antholz et al. 2010).

Neben dem Betrieb der Anlage, umfassen die in den vergangenen Jahren an der TUHH durchgeführten Arbeiten eine Vielzahl von Untersuchungen, die sich mit den verschiedensten Fragestellungen im Kontext der Entwicklung und Erforschung des Schwarzwasserkreislaufes, wie

z.B. die Entfärbung und Geruchsminimierung von biologisch behandeltem Schwarzwasser oder der alternativen Anwendung von Festbettverfahren zur biologischen Abwasserbehandlung befassten (Gayh 2007; Lindner 2008; Lindner et al. 2003; Lindner et al. 2004). Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag zunächst in der Entwicklung einer Verfahrenstechnik, die die Kreislaufführung von Toilettenspülwasser, die Rückgewinnung der Nährstoffe in Form eines kristallinen Mineraldüngers und die Produktion eines Bodenverbessers ermöglicht (Antholz et al. 2010; Lindner 2008).

Im Rahmen der Arbeit von Lindner (2008) wurden die hierfür erforderlichen Aufbereitungsstufen getestet und das Zusammenwirken der einzelnen Verfahrensstufen anhand einer halbtechnischen Anlage demonstriert. Ebenso wurde die Wirtschaftlichkeit des Schwarzwasserkreislaufes mit Hilfe einer Kostenvergleichsrechnung nachgewiesen. Grundsätzlich wurde dabei in Labor- und halbtechnischen Versuchen gezeigt, dass eine aerobe biologische Behandlung von Schwarzwasser möglich ist. Eine systematische Erforschung des biologischen Prozesses erfolgte aber nicht.

Seit 2010 werden gezielte Untersuchungen zur aeroben biologischen Behandlung von Schwarzwasser an der TUHH durchgeführt. Neben Laboruntersuchungen zur Aktivität der Ammonium und Nitrit oxidierenden Bakterien wurden die in der Schwarzwasser-Belbtschlamm-Biozönose gewachsenen Klassen und Arten von Bakterien mittels Fluoreszenz in-situ Hybridisierung identifiziert (Antholz et al. 2010). Als Substrat zur Untersuchung der Atmungsaktivität wird synthetisches Abwasser, welches dem Schwarzwasserzulauf nachempfunden ist, verwendet. Vergleichend wurde die Sauerstoffverbrauchsrate des Belbtschlammes einer kommunalen Kläranlage ermittelt. Die Versuchsreihen umfassen Variationen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im synthetischen Abwasser, der Versuchstemperatur und des pH-Wertes. Der Einfluss des Salzgehaltes wurde nicht untersucht. Kinetische oder stöchiometrische Kenngrößen wurden nicht abgeleitet. Ebenso wurde der heterotrophe Stoffwechsel nicht näher beleuchtet.

Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) veröffentlichten 2007 Untersuchungen zur biologischen Behandlung von Schwarzwasser ohne Kreislaufführung. Die türkische Forschergruppe verwendete hierzu Schwarzwasser aus Spültoiletten eines Studentenwohnheims und behandelte es mittels einer Sequencing-Batch Membran-Bio-Reaktor (SB-MBR) Anlage. Die Versuchsanlage wurde allerdings nur über einen Zeitraum von 50 Tagen betrieben. Die Ergebnisse, die sich im Wesentlichen auf die Darstellung und Diskussion der Reinigungsleistung der Anlage beschränken, sind folglich im Wesentlichen der Akklimatisationsphase der Schlamm-Biozönose zuzuordnen. Gezielte Untersuchungen z.B. zum Langzeitverhalten oder zum Wachstum der Biozönose erfolgten nicht.

Abegglen et al. (2008) und Boehler et al. (2007) veröffentlichten Betriebsergebnisse einer Kläranlage, die seit 2004 im Schweizer Skiort Zermatt auf der Bergstation Höhtäli betrieben wird und das dort anfallende Toilettenabwasser zur Wiederverwendung als Spülwasser behandelt. Inzwischen wird Wasser aus Handwaschbecken zur Verdünnung des Toilettenabwas-

sers eingeleitet. Kenndaten zur Kinetik des Stoffwechsels der Mikroorganismen können aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden.

Fazit

Die Untersuchungen insbesondere von Abegglen et al. (2008), Boehler et al. (2007) und Lindner (2008) haben gezeigt, dass eine Wiederverwendung von aerob biologisch behandeltem Schwarzwasser technisch möglich ist. Dennoch wird der Mangel an Wissen über die Zusammensetzung von Schwarzwasser, wie auch über grundlegende Prozesse der biologischen Behandlung von Schwarzwasser deutlich.

Art und Umfang des Einflusses von Betriebsparametern, wie z.B. das Schlammalter, Schlammbelastung, die Art des verwendeten Schwarzwassers (roh oder mechanisch vorbehandelt) etc. auf den biologischen Reinigungsprozess, wurden bisher nicht betrachtet. Ebenso ist die Kinetik der Schwarzwasserbiozönose bisher unerforscht und machen Untersuchung auf diesem Gebiet notwendig, zumal die Kenntnis der Grundlagen des aeroben biologischen Reinigungsprozesses von Schwarzwasser einen wesentlichen Beitrag zur weiteren technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Schwarzwasseraufbereitungsanlagen leisten kann.

Aus diesen Defiziten leitet sich die Zielsetzung der eigenen Arbeit ab, deren Durchführung im Kapitel 5 und Ergebnisse in den Kapitel 6, 7 und 8 beschrieben und diskutiert werden.

5 Materialien und Methoden

5.1 Versuchskonzeption

Der bislang unzureichende Kenntnisstand zur Schwarzwasserzusammensetzung kann nur mittels systematischer Untersuchungen der Quantität und Qualität dieses Teilstroms verbessert werden, um daraus aussagekräftige Kenndaten zur Bemessung von Schwarzwassersystemen ableiten zu können. Daher wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit das Schwarzwasser von drei unterschiedlichen Versuchsstandorten mengenmäßig erfasst, beprobt und auf klassische Abwasserparameter wie z.B. CSB, BSB₅, Stickstoff und Phosphor analysiert.

Parallel fanden an den drei Versuchsstandorten Untersuchungen zur Beurteilung und Optimierung der biologischen Behandlung von Schwarzwasser statt. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag hierbei in der Erforschung der Eliminationsmechanismen der im Schwarzwasser enthaltenen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen unter realen Betriebsbedingungen. Da die Untersuchungen an Standorten mit unterschiedlicher Charakteristik durchgeführt wurden, konnte zusätzlich der Einfluss der Nutzung der Gebäude auf die biologische Schwarzwasserbehandlung erforscht werden.

Bei den Untersuchungen, die unter realen Betriebsbedingungen erfolgten, waren die Randbedingungen oftmals so uneinheitlich, dass es problematisch war, die Versuchsergebnisse bestimmten Einflussfaktoren eindeutig zuzuordnen. Ergänzend wurden daher im Anschluss an die Untersuchungen unter realen Betriebsbedingungen mit dem Schwarzwasser eines Versuchsstandortes weitergehende Untersuchungen zur Quantifizierung der Reinigungsleistung unter definierten Randbedingungen durchgeführt. Das vorrangige Interesse bei diesen Untersuchungen galt neben der Elimination von organischen Abwasserinhaltsstoffen dem Prozess der Nitrifikation, um somit das grundlegende Verständnis der aeroben Stoffwechselprozesse in Schwarzwasser zu verbessern.

Zusätzlich wurden in der ergänzenden Untersuchungsphase Laborversuche zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit der sich jeweils einstellenden Schlammbiozönosen durchgeführt. Diese erfolgten unter konstanten Randbedingungen (Temperatur, pH-Wert etc.), um den Einfluss der genannten Faktoren auf die Versuchsergebnisse zu minimieren und somit eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse untereinander, sowie zu anderen Untersuchungen zu erzielen. Für die verschiedenen Belastungszustände wurden jeweils die biologisch abbaubaren und inerten Anteile der organischen Verbindungen in Schwarzwasser, kinetische sowie stöchiometrische Parameter des aeroben Stoffwechselprozesses der Schwarzwasser-Belebtschlamm-Biozönose bestimmt. Den Kern dieses Untersuchungsprogramms bildeten Respirationsmessungen, die durch Substratzehrungsmessungen ergänzt wurden.

Tabelle 5.1: Versuchsansätze und Zielsetzungen an den verschiedenen Versuchsanlagen

Standort	Versuchs-Reaktor	Matrix	Zielsetzung	Durchgeführte Untersuchungen
Betriebsgebäude, ZKA Kaiserslautern	SBR	Roh-Schwarz- wasser - Mechanisch gereinigtes Schwarzwasser	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schwarzwasser Charakterisierung ▪ Untersuchung der biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser im Vergleich zu mechanisch gereinigtem Schwarzwasser ohne Anpassung des pH-Werts unter Betriebsbedingungen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Chemisch-physikalische Analysen des Zu- und Ablaufes sowie des Belebtschlamm zur Ermittlung der Reinigungsleistung
		Mechanisch gereinigtes Schwarzwasser	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schwarzwasser Charakterisierung ▪ Untersuchung der biologischen Behandlung von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser mit Anpassung des pH-Werts unter Betriebsbedingungen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Chemisch-physikalische Analysen des Zu- und Ablaufes sowie des Belebtschlamm zur Ermittlung der Reinigungsleistung ▪ Mikroskopische Untersuchungen der Biozönose
Wohngebäude, Kaiserslautern	MBR	Mechanisch gereinigtes Schwarzwasser	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vergleichende Untersuchung der Einflussfaktoren Schlammalter und Schlammbelastung auf: <ul style="list-style-type: none"> ○ Stoffwechselaktivität der heterotrophen und autotrophen Mikroorganismen ○ Fraktionen organischer Abwasserinhaltsstoffe ○ kinetische und stöchiometrische Kenngrößen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Chemisch-physikalische Analysen des Zu- und Ablaufes sowie des Belebtschlamm zur Ermittlung der Reinigungsleistung ▪ Sauerstoffzehrungsmessungen / Substratzehrungsmessungen
			<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schwarzwasser Charakterisierung ▪ Ermittlung der bestmöglichen Ablaufqualität 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Chemisch-physikalische Analysen des Zu- und Ablaufes sowie des Belebtschlamm zur Ermittlung der Reinigungsleistung ▪ Sauerstoffzehrungsmessungen zur Ermittlung der endogenen Atmung ▪ Mikroskopische Untersuchungen der Biozönose
Bürogebäude, Oberhausen			<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schwarzwasser Charakterisierung ▪ Vergleich aerobe biologische Behandlung von Schwarzwasser mit und ohne Recyclingbetrieb ▪ Erforschung der Behandlung von Schwarzwasser bei Kreislaufführung 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Chemisch-physikalische Analysen des Zu- und Ablaufes sowie des Belebtschlamm zur Ermittlung der Reinigungsleistung ▪ Sauerstoffzehrungsmessungen zur Ermittlung der endogenen Atmung

Die Versuchsansätze und die damit verfolgten Ziele sowie die jeweils durchgeführten Versuche sind in Tabelle 5.1 zusammengestellt. Die verwendeten Versuchsanlagen, die durchgeführten labor- und halbtechnischen Untersuchungen sowie die angewendeten Analysemethoden werden im nachfolgenden Kapitel detailliert dargestellt. Ebenso wird die Auswertemethodik erörtert.

5.2 Versuchsdurchführung

5.2.1 Versuchsanlagen

Bei den Versuchsanlagen handelt es sich um einen Sequencing-Batch-Reaktor (SBR) sowie um einen Membran-Bio-Reaktor (MBR). Die Anlagen waren Versuchsanlagen im halbtechnischen Maßstab.

5.2.1.1 Sequencing-Batch-Reaktor

Die Untersuchungen an der SBR-Anlage wurden mit Schwarzwasser des Betriebsgebäudes der Zentralkläranlage Kaiserslautern (ZKA-KL) durchgeführt. Das Gebäude, welches ausschließlich vom Personal der ZKA genutzt wird (12 männliche Mitarbeiter), ist mit konventionellen Spültoiletten mit Wasserspartaste für die Urinspülung (6,0 L bzw. 3,0 L je Spülvorgang) sowie mit Urinalen (1,0 L je Spülung) ausgestattet. Das Schwarzwasser fällt ausschließlich während den Dienstzeiten des Kläranlagenpersonals (Mo-Fr) zwischen 6:30 Uhr vormittags und 16:00 Uhr nachmittags an. Die Aufstellung der Versuchsanlage erfolgte im Keller des Gebäudes, sodass das Schwarzwasser im freien Gefälle der Anlage zu floss.

Der experimentelle Aufbau der Versuchsanlage ist in Abbildung 5.1 dargestellt.

Der SB-Reaktor hatte ein Gesamtvolumen von 1.000 L. Zusätzlich war die Anlage mit einer Vorabscheidung zur Abtrennung von Fäkalien und Toilettenpapier, bestehend aus einem Filtersack (Maschenweite 50-500 μm), der in eine Entwässerungstonne eingehängt war, sowie einem Vorlagebehälter ($V = 270 \text{ L}$) zur Vergleichmäßigung und Zwischenspeicherung des diskontinuierlich anfallenden Schwarzwassers ausgestattet. Die mechanische Vorabscheidung konnte wahlweise umfahren werden, sodass der Schwarzwasserzufluss für diesen Betriebszustand direkt in den Vorlagebehälter erfolgte. Zur Homogenisierung des Behälterinhaltes (bei Betrieb ohne mechanische Vorabscheidung) war der Vorlagebehälter mit einer Tauchmotorpumpe mit Schneidrad ausgestattet.

Der SB-Reaktor wurde mittels einer Exzentrerschneckenpumpe aus dem Vorlagebehälter beschickt. Der Klarwasserabzug (Dekantierung) erfolgte im freien Gefälle. Zur Versorgung der Mikroorganismen mit Sauerstoff war die Versuchsanlage mittels einer feinblasigen Druckbelüftung ausgestattet, die an einen Kompressor angeschlossen war. Zur Umwälzung des Reaktorinhaltes war ein langsam laufendes Rührwerk installiert.

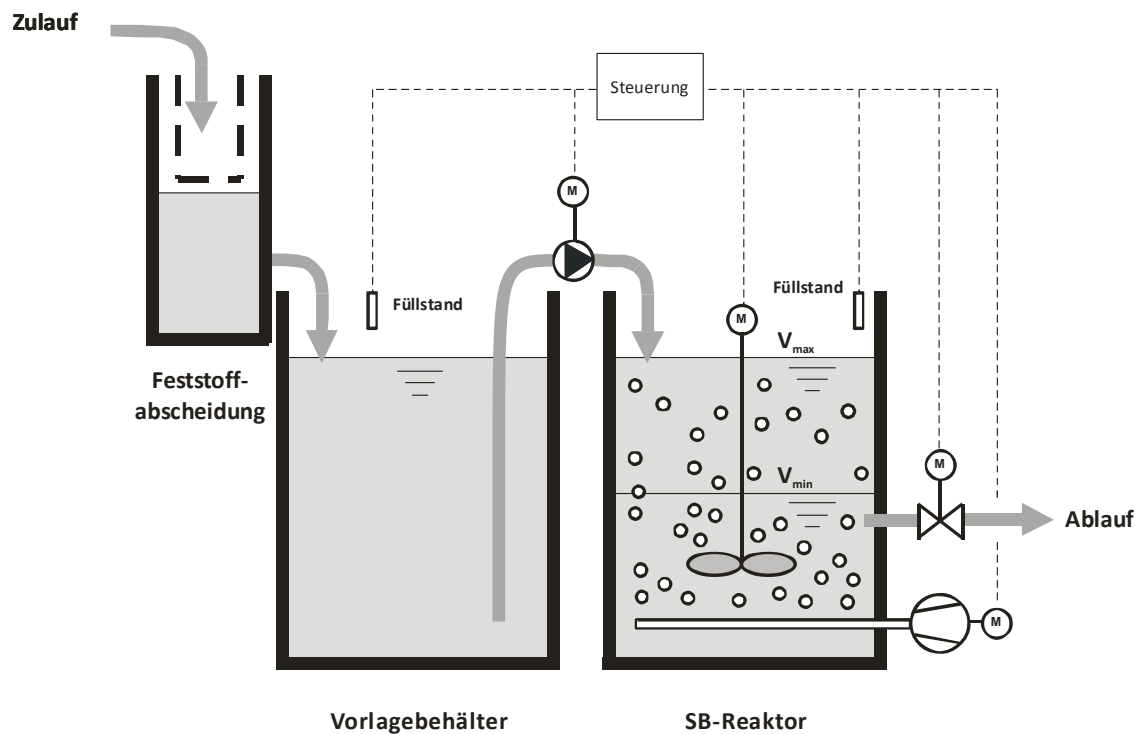


Abbildung 5.1 Versuchskonfiguration der halbtechnischen SBR-Versuchsanlage mit vorgeschalteter Feststoffseparation

Die Steuerung der Anlage erfolgte mittels Zeitschaltrelais, die mit den Füllstandmessungen des Vorlagebehälters und des SB-Reaktors gekoppelt waren. Die installierten Aggregate (Beschickungspumpe, Rührwerk, Belüftung etc.) wurden innerhalb vorgegebener Zeitintervalle angesteuert. Bei Erreichen des maximalen bzw. minimalen Füllstandes erfolgte eine Verriegelung der Aggregate, wodurch ein vollautomatischer Betrieb der SBR-Anlage sichergestellt werden konnte.

Untersuchungen mit Roh-Schwarzwasser und mechanisch gereinigtem Schwarzwasser mit und ohne Anpassung des pH-Wertes unter Betriebsbedingungen

Die Versuchsanlage wurde in dieser Untersuchungsphase über eine Laufzeit von 26 Monaten betrieben. Dabei wurden zwei Untersuchungsphasen unterschieden, in denen Roh-Schwarzwasser und Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung verwendet wurde. Im Einzelnen wurden die nachfolgend aufgelisteten Betriebszustände an der halbtechnischen SBR-Versuchsanlage untersucht:

- Phase I: Betrieb ohne Anpassung des pH-Wertes
 - Phase I.1: Roh-Schwarzwasser
 - Phase I.2: Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung
- Phase II: Betrieb mit Anpassung des pH-Wertes
 - Phase II.1: Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung

In der Phase I erfolgte der Betrieb der Versuchsanlage ohne Anpassung des pH-Wertes. Aufgrund der Charakteristik der Nitrifikation kam es in der Phase I.2, in der eine Feststoffabscheidung in den Versuchsablauf integriert wurde, zu einem Absinken der pH-Werte im SB-Reaktor. Nachdem sich über einen Zeitraum von ca. 200 d niedrige pH-Werte einstellten, wurde eine pH-Kontrolle eingeführt (Phase II). Mit dem Ziel die Nitrifikation zu stabilisieren, wurde die Neutralisation der Belebtschlammbiozönose mittels Natronlauge (NaOH) eingesetzt, welche zeitgesteuert in den SB-Reaktor dosiert wurde.

Der SB-Reaktor wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum mit einem Zyklus pro Tag betrieben. Der Zyklus bestand aus 0,5 Stunden Füllen und Mischen, 10,5 Stunden Mischen, 11,0 Stunden Belüften, 1,5 Stunden Sedimentation und 0,5 Stunden Dekantieren. Während dieser Untersuchungsphase wurde die Anlage mit einem Volumenaustauschverhältnis entsprechend der täglich anfallenden Schwarzwassermenge betrieben, wodurch das Austauschvolumen ΔV_R zwischen 0 L/d an Wochenenden und 206 L/d an Wochentagen schwankte. Das Mindestreaktorvolumen wurde konstant bei 707 L gehalten, sodass in dieser Untersuchungsphase ein maximales Füllvolumen von 913 L realisiert wurde, was einem Austauschverhältnis ΔV von maximal 23 % entspricht.

Zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit der Schlammbiozönosen wurden regelmäßig Proben vom Zu- und Ablauf, sowie vom Belebtschlamm genommen und auf deren Gehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor analysiert. Darüber hinaus wurden Schlammproben mikroskopisch untersucht. Details der Probennahme, -aufbereitung und der verwendeten Analyseverfahren können Kapitel 5.2.4 entnommen werden.

Vergleichende Untersuchungen des Einflusses des Schlammalters und der Schlammbelastung auf den heterotrophen und autotrophen Stoffwechsel

Mit Hilfe dieses Versuchsansatzes wurde der Einfluss des Schlammalters t_{TS} und der Schlammbelastung B_{TS} auf die Stoffwechselaktivität der Schwarzwasser-Belebtschlammbiozönose vergleichend untersucht. Hierzu wurde die SBR-Versuchsanlage über einen Versuchszeitraum von 12 Monaten mit einem konstanten Austauschverhältnis von $\Delta V_R = 78,5$ L/d gefahren. Somit wurde gewährleistet, dass auch an den Wochenenden, an denen kein Schwarzwasser am Versuchsstandort anfällt, ausreichend Substrat zur Beschickung des SB-Reaktors zur Verfügung stand und im Versuchsverlauf keine limitierenden Bedingungen bezogen auf das Bakterienwachstum eintraten.

Die Versuchsanlage wurde im Rahmen dieser Untersuchungsphase auf zwei Schlammbelastungen respektive zwei Schlammalter (Phase I: $t_{TS} = 35-40$ d; Phase II: $t_{TS} = 18-20$ d) eingestellt. Als Substrat wurde mechanisch gereinigtes Abwasser verwendet. Zur Stützung der Nitrifikation wurde zeitgesteuert NaOH in den SB-Reaktor dosiert, sodass sich Werte zwischen pH 7,0 und pH 8,0 einstellten.

Die Reaktionszeit (t_R) pro Zyklus, von Beginn der Füllung bis zur Beginn der Sedimentationsphase lag bei 360 Minuten, davon 60 Minuten anoxische Reaktionszeit t_D zu Beginn der reaktiven Phase. Für Sedimentation (t_{sed}) und Klarwasserabzug (t_{Ab}) wurde eine Dauer von 60 Minuten vorgehalten. Da jeweils ein Zyklus pro Tag betrieben wurde, ergab sich eine Stillstandszeit von 17 Stunden. Währenddessen wurde der Belebtschlamm in Abständen von vier Stunden jeweils 15 Minuten belüftet.

Damit sich der Belebtschlamm an die jeweilige neue Nährstoffsituation adaptieren konnte, wurde die Anlage vor Versuchsbeginn über einen Zeitraum von mindestens vier Wochen mit konstantem Schlammalter betrieben. Während der einzelnen Untersuchungsphasen wurden regelmäßig Proben vom Zu- und Ablauf sowie vom Belebtschlamm genommen und auf deren Gehalte an Feststoffe sowie Zehr- und Nährstoffe analysiert (vgl. Kapitel 5.2.4). Um Abhängigkeiten von den genannten Betriebsparametern erfassen zu können wurden ergänzend Laborversuche zur Bestimmung der Fraktionierung der organischen Schwarzwasserinhaltsstoffe, der kinetischen und stöchiometrischen Parameter und der Stoffwechselaktivität der gewachsenen Belebtschlammbiozönose durchgeführt. Eine genaue Beschreibung der durchgeführten biologischen Untersuchungen ist Kapitel 5.2.2 zu entnehmen.

5.2.1.2 Membran-Bio-Reaktor

Die MBR-Anlage wurde an zwei Standorten betrieben. Zunächst erfolgten Untersuchungen mit Schwarzwasser eines Wohnblocks (8 Appartements, 15 Einwohner) in Kaiserslautern (MBR-Wohngebäude). Anschließend wurde die Anlage zur Behandlung von Schwarzwasser eines Bürogebäudes in Oberhausen (MBR-Bürogebäude) eingesetzt.

Die Appartements des Wohnblocks waren mit Spültoiletten mit Wasserspartaste (9,0 L bzw. 6,0 L je Spülvorgang) zur Ableitung des Schwarzwassers ausgestattet. Urinale waren nicht installiert. Im untersuchten Bürogebäude wurde das Gelbwasser aus Urinalen (0,8 L je Spülvorgang) und Schwarzwasser aus Spültoiletten (6,0 L bzw. 3,0 L je Spülvorgang und 3,5 L bzw. 2,0 L je Spülvorgang) getrennt erfasst, aber zusammen abgeleitet. Für den Zeitraum der Untersuchungen betrug die Gebäudebelegung 58 Mitarbeiter, zuzüglich einer geschätzten Zahl von etwa 10-15 Teilzeitkräften, die in unregelmäßigen Abständen anwesend waren. Im ebenfalls angeschlossenen Saal des Bürogebäudes fanden darüber hinaus Vortragsveranstaltungen mit wechselnden Besucherzahlen statt.

Zur biologischen Behandlung des Schwarzwassers der beiden Versuchsstandorte wurde der in Abbildung 5.2 dargestellte MBR eingesetzt. Neben einer Feststoffabscheidung bestand die Anlage aus vier Behältern. Der erste diente als Misch- und Ausgleichsbehälter, in dem das mechanisch vorgereinigte Schwarzwasser zwischengespeichert wurde. Der zweite und dritte Behälter diente als Bioreaktor. Im vierten waren getauchte Hohlfasermodule aus Polyethersulfon (PES) installiert.

Am MBR-Wohnblock kamen zwei unterschiedliche Methoden zur Vorabscheidung von Feststoffen aus Schwarzwasser zum Einsatz. Zunächst wurde eine statische Feststoffabscheidung, entsprechend dem Versuchsaufbau am Betriebsgebäude der ZKA-KL eingesetzt (s.o.). Anschließend floß das so mechanisch vorgereinigte Schwarzwasser dem Misch- und Ausgleichsbehälter ($V = 500 \text{ L}$) zu. Die zurückgehaltenen Feststoffe wurden für Versuche zur sogenannten Vermikompostierung verwendet. Deren Durchführung und Ergebnisse sind nicht Gegenstand der vorliegenden Forschungsarbeit und werden an dieser Stelle nicht weiter beschrieben. Eine nähere Beschreibung der Versuche zur Vermikompostierung der aus dem Schwarzwasserstrom abgetrennten Feststoffe und deren Resultate kann u.a. Clemens et al. (2009) und Schmitt et al. (2009) entnommen werden. Im Laufe der Untersuchungen wurde auf ein kontinuierliches Verfahren zur Feststoffabtrennung mittels rotierender Siebtrommel umgestellt. Das verwendete Filtergewebe wies eine mittlere Porengröße von ca. $300 \mu\text{m}$ auf.

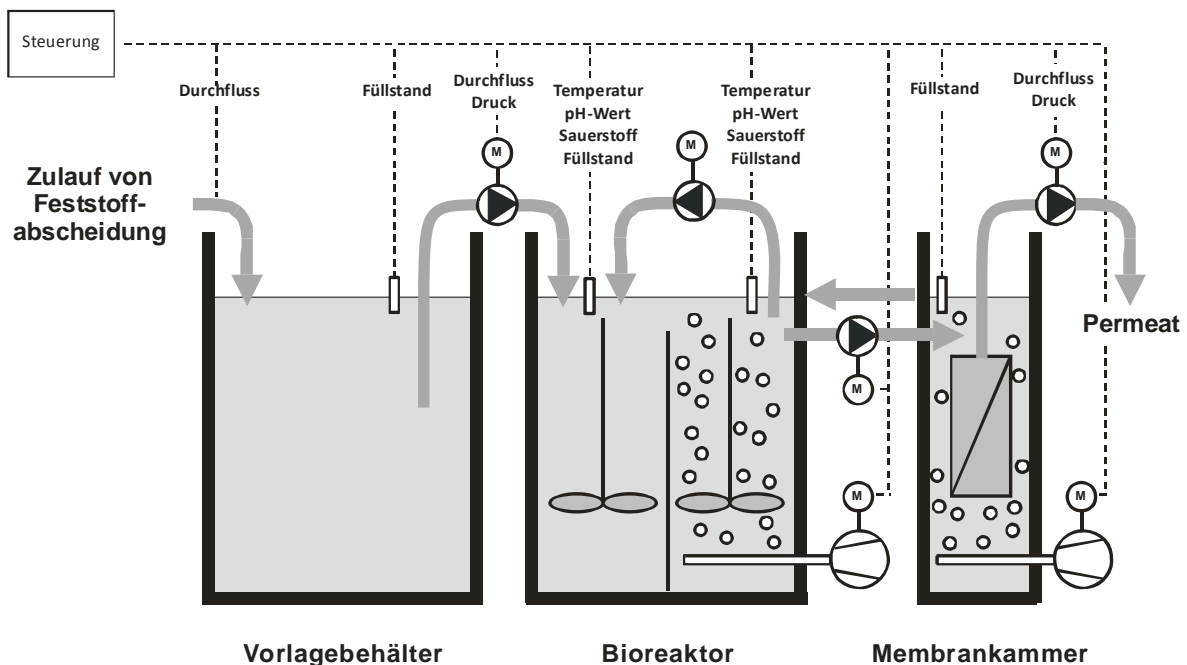


Abbildung 5.2: Aufbau der halbtechnischen MBR-Versuchsanlage

Der MBR wurde nach dem Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation ($V_D/V_{BB} = 0,5$) betrieben. Nitrifikations- und Denitrifikationsreaktor wurden von einem langsam laufenden Rührwerk durchmischt. Der Ablauf des Nitrifikationsbehälters wurde in die separat installierte Membrankammer gepumpt. Die Rückführung aus der Membrankammer erfolgte in den Nitrifikationsreaktor.

Die installierte Membranfläche betrug $9,8 \text{ m}^2$ bei einer flächenbezogenen Permeatleistung von $3,3 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Das Permeat wurde mittels einer Exzentrerschneckenpumpe abgezogen. Ein Abzugszyklus dauerte 10 min mit 9 min Filtration und 1 min Entspannung. Zur Deckschichtkontrolle der Membrane wurde eine grobblasige Belüftung verwendet, wohingegen die Sau-

erstoffversorgung im Nitrifikationsreaktor mittels feinblasiger Belüftung erfolgte. Einen Überblick über die Kenndaten des Membran-Bio-Reaktors gibt Tabelle 5.2.

Die Steuerung der Anlage erfolgte mittels speicherprogrammierbarer Steuerung (SPS). Hierzu war die Versuchsanlage mit einer entsprechenden online-Messtechnik, inklusive Messwerterfassung und Visualisierung ausgestattet.

Das dem MBR zufließende Schwarzwasser, die interne Rezirkulation sowie das Permeat wurden über mit Frequenzwandler geregelten Exzentrerschneckenpumpen gefördert. Zur Erfassung der Durchflüsse waren jeweils induktive Durchflussmessungen (IDM) in den Leitungen installiert. Die Einstellung der Zu- und Ablaufmengen erfolgte über Füllstandsonden im Vorlagebehälter und Bioreaktor. Der Sauerstoffgehalt im Nitrifikationsreaktor wurde kontinuierlich gemessen und über einen frequenzgesteuerten Verdichter auf einen Sollwert von 2,5 mg/L geregelt. Der Überschussschlamm wurde diskontinuierlich aus der Rezirkulationsleitung abgezogen und ausgelitert.

Tabelle 5.2: Kenndaten des Membran-Bio-Reaktors

Parameter	Einheit	Kenngröße	
Membran			
Typ	[-]	Hohlfaser	
Membranmaterial	[-]	PES	
Membranfläche	[m ²]	9,8	
Permeatleistung	L/(m ² ·h)	3,3	
Nennporenweite	[µm]	0,05	
Volumina			
Netto-Volumen gesamt	[L]	1.250	
Netto-Teilvolumina	Nitrifikation / Denitrifikation	[L]	500
	Membrankammer	[L]	250

Untersuchungen zur Erzielung einer bestmöglichen Ablaufqualität

Mit dem Ziel eine bestmögliche Ablaufqualität des biologisch gereinigten Schwarzwasser zu erreichen, wurde die MBR-Anlage über einen Zeitraum von 10 Monaten am Wohnblock in Kaiserslautern betrieben. Dabei wurden drei Betriebszustände untersucht.

In der ersten Phase wurde die Versuchsanlage ohne pH-Regelung betrieben. Zur Stabilisierung der Nitrifikation wurde in der zweiten Phase eine NaOH-Dosierung zur pH-Regelung intergriert.

Zur Erlangung einer vollständigen Stickstoffelimination wurde in der abschließenden Untersuchungsphase Essigsäure (CH_3COOH) als externe C-Quelle in den MBR dosiert.

Versuchsbegleitend wurden Zu- und Ablauf sowie der Belebtschlamm regelmäßig beprobt, Mikroskopische Untersuchungen des Belebtschlammes sowie Respirationmessungen zur Ermittlung der endogenen Atmungsaktivität des Belebtschlammes ($\text{OVR}_{\text{C,g}}$) durchgeführt. Letztere dienten der Bestimmung des Stabilisierungsgrads des belebten Schlammes.

Untersuchungen zum Vergleich der aeroben biologischen Behandlung von Schwarzwasser mit und ohne Recyclingbetrieb

Der Versuchsbetrieb der MBR-Anlage am Bürogebäude in Oberhausen dauerte neun Monate, davon drei Monate im Recyclingbetrieb, in welchem der Schwarzwasserkreislauf geschlossen wurde. Hierbei wurde das über die biologische Behandlung hinaus chemisch-physikalisch aufbereitete Schwarzwasser zur Toilettenspülung im angeschlossenen Bürogebäude verwendet. Das Verfahrenskonzept der eingesetzten Schwarzwasserrecyclinganlage wird in Kapitel 7.4 kurz erörtert. Daher wird an dieser Stelle auf die Darstellung weiterer Einzelheiten verzichtet.

Die Erforschung der Eliminationsmechanismen der im Schwarzwasser enthaltenen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen unter realen Betriebsbedingungen am Versuchsstandort Bürogebäude stellten einen Schwerpunkt dieser Untersuchungsphase dar. Ebenso erfolgte die Charakterisierung des anfallenden Schwarzwassers. Ein weiterer Hauptbestandteil lag in der Erforschung der Anreicherung nicht eliminerter bzw. abgebauter Schwarzwasserinhaltsstoffe und deren Auswirkungen auf den biologischen Reinigungsprozess.

5.2.2 Biologische Untersuchungen

5.2.2.1 Mikroskopische Untersuchungen

Schlammproben der SBR-Versuchsanlage sowie des MBR-Wohnblock wurden ergänzend mikroskopisch untersucht. Die Untersuchungen wurden nach dem Transport im Labor des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern (TU KL) durchgeführt. Die Belebtschlammproben wurden in maximal halb gefüllten Kunststoffflaschen (PE) gekühlt gelagert (4°C) und innerhalb von 4 h mikroskopiert.

Für die Mikroskopie wurde ein Olympus BH-2-Durchlichtmikroskop mit Phasenkontrasteinrichtung verwendet (Okulare Olympus WHK 10x/20 L, Objektive Olympus A 10 PL 0.25 160/0.17, D Plan 20 0.40 160/0.17, S Plan 40 PL 0.70 160/0.17, A 100 PL 1.30 oil 160/0.17). Die fotografische Dokumentation erfolgte mit einer Olympus OM-2 Spiegelreflexkamera mit Fototubus (Olympus OM System mit OM-Mount Photomicro-Adapter L, Okular NFK 2,5x LD 125) auf Kodak EPY 64T Kunstlicht-Diafilm.

Die mikroskopische Untersuchung zur Beurteilung der Flockenmorphologie erfolgte an Lebendpräparaten bei 100-facher Vergrößerung im Phasenkontrast. Zusätzlich wurden zur Identifizierung der fadenförmigen Mikroorganismen Trockenpräparate nach Gram- und Neisser-Färbung bei 100- bis 1.000-facher Vergrößerung im Hellfeld untersucht.

5.2.2.2 Respirationsmessungen

Zur Bestimmung der biologisch abbaubaren organischen Fraktionen im Schwarzwasser, zur Bewertung der Leistungsreserven der Mikroorganismen und zur Ermittlung kinetischer sowie stöchiometrischer Kenngrößen im belebten Schlamm wurden Respirationsmessungen durchgeführt. Hierbei erfolgt die Messung des Sauerstoffverbrauchs (Atmungsaktivität) durch Mikroorganismen infolge biochemischer Oxidation organischer und anorganischer Abwasserinhaltsstoffe im aeroben Standversuch. Durch Bezug auf die Zeit wird die Sauerstoffverbrauchsrate OVR in $\text{mg O}_2/(\text{L}\cdot\text{h})$, als eigentliche Messgröße bestimmt. Da im aeroben Standversuch Sauerstoff als einziger Elektronenakzeptor vorliegt, entspricht der gemessene Sauerstoffverbrauch dem aktuellen Stoffumsatz der heterotrophen bzw. autotrophen Organismen im Belebtschlamm (Mudrack und Kunst 2003; Spanjers et al. 1998).

Die verwendete Versuchsanordnung besteht aus einem luftdicht abgeschlossenen Reaktionsgefäß (Respirometer) aus Acrylglas, einem umgebenden, temperierten Wasserbad, einem Magnetrührer, einer Sauerstoff-, Temperatur- und pH-Sonde sowie einem Computer (Abbildung 5.3, links). In Abhängigkeit der zu untersuchenden Fragestellung wurden Respirometer mit verschiedenen Netto-Volumina eingesetzt.

Der zylindrische Respirometer ist mit einem Deckel verschlossen, welcher in Form einer Kegelspitze mit Entlüftungsloch ausgeführt ist. Zusätzlich ist der Deckel mit einem darüber befindlichen Auffangbehälter versehen, sodass die während der Belüftungsphase verdrängte Flüssigkeit aus der Messzelle entweichen und wieder in diese zurückfließen kann. Die Kegelform bewirkt eine rasche Entlüftung des Belebtschlamm-Abwasser-Gemischs nach Beendigung der Belüftung. Hierdurch bildet die Messzelle während der unbelüfteten Messphase einen abgeschlossenen, luftblasenfreien Raum, die eine störungsfreie Messung der Sauerstoffverbrauchsrate gewährleistet (Liebeskind 1999).

Die Belüftung erfolgt intermittierend über Belüftersteine mittels Luftsauerstoff, die Durchmischung kontinuierlich mittels Magnetbodenrührer. Der Sauerstoffgehalt wird mit einer Sauerstoffsonde gemessen und mittels einer Steuerungssoftware aufgezeichnet. Bei Erreichen des oberen (frei einstellbaren) Grenzwertes schaltet die Belüftung automatisch ab, bei Unterschreitung des unteren (frei einstellbaren) Grenzwertes wird sie wieder eingeschaltet. Hierdurch ergibt sich eine Sägezahnkurve der Sauerstoffkonzentration. Die Sauerstoffverbrauchsrate wird durch Auswertung des Verlaufs der Sauerstoffkonzentration in den belüftungsfreien Zeiten ermittelt (Abbildung 5.3, rechts).

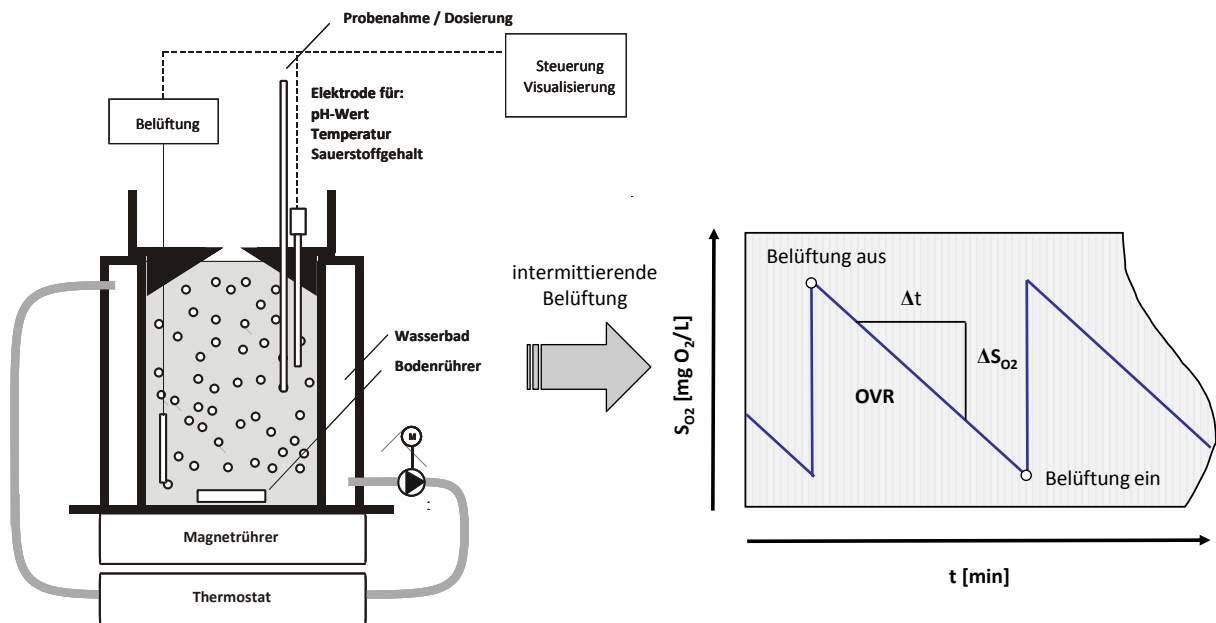


Abbildung 5.3: Versuchsaufbau des Respirometers (links) und Versuchsauswertung (rechts)

Die intermittierende Belüftung wurde, mit Ausnahme bei den Versuchen zur Bestimmung der Halbwertskonstanten (s.u.), auf Grenzwerte zwischen $4,0\ mg\ O_2/L$ und $7,0\ mg\ O_2/L$ eingestellt. In diesem Bereich konnte einerseits eine lineare Sauerstoffabnahme verzeichnet werden, was in umfangreichen Vorversuchen ermittelt wurde. Durch den hohen unteren Grenzwert konnte zudem eine Sauerstofflimitierung während des Versuches ausgeschlossen und die Wiederbelüftungsdauer kurz gehalten werden.

Der zu untersuchende Belebtschlamm wurde in allen Versuchen auf $20\ ^\circ C$ temperiert. Der pH-Wert wurde versuchsbegleitend kontrolliert und ggf. durch die Zugabe von Salzsäure (HCl) oder Natronlauge (NaOH) auf einen pH-Wert von $7,5 \pm 0,2$ eingestellt. Um zu gewährleisten, dass die an den Schlammflocken adsorbierten Substanzen vor Versuchsbeginn vollständig von der Biomasse veratmet wurden, wurde der belebte Schlamm im Vorfeld 10 bis 12 Stunden belüftet. Unmittelbar vor Versuchsbeginn wurde im ausgezehrten Schlamm der Gehalt an Nitrit-Stickstoff überprüft, um die Verfälschung der Messung infolge der Aktivität der Nitrit-Oxidierer ausschließen zu können. Bei NO_2-N -Konzentrationen $> 0,1\ mg/L$ wurde die Probe verworfen.

Versuche zur Bestimmung der Parameter des heterotrophen Wachstums und Fraktionierung der abbaubaren organischen Schwarzwasserinhaltsstoffe

Die Respirationmessungen zur Bestimmung der Zulauffractionen S_s und X_s , des heterotrophen Ertragskoeffizienten Y_H , der maximalen Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse $\mu_{H,max}$ und der maximalen Hydrolyserate k_h wurden in Anlehnung an die von Ekama et al. (1986) und Cech et al. (1984) vorgeschlagenen Verfahren durchgeführt.

Zur Hemmung der Ammonium-Oxidation wurde der Belebtschlamm mit Allythioharnstoff (ATH) in einer Konzentration von 20 mg/L versetzt (Nowak 1996). Nach einer Einwirkzeit des Nitrifikationshemmers von 10 bis 15 Minuten (Svardal 1997), wurde die Sauerstoffabnahme ohne Zufuhr von Substrat aufgezeichnet. Der sich in dieser Phase ergebende Gradient der Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Reaktionsgefäß entspricht der Kohlenstoffgrundatmung $OVR_{C,g}$, also dem Sauerstoffverbrauch, der aus dem Abbau von gespeicherten organischen Substanzen heterotropher Bakterien resultiert (endogene Atmung) und der Substrat-atmung der Protozoen, die sich i.d.R. von Bakterien ernähren (Reinnarth und Ruffer 1983). Eine messtechnische Unterscheidung beider Atmungsaktivitäten kann nicht erfolgen, weswegen im Rahmen der vorliegenden Arbeit die gemessene Grundatmung der endogenen Atmung der heterotrophen Bakterien gleichgestellt wird. Während der Messung der endogenen Atmung wurde eine Stickstoffatmosphäre im Respirometer angelegt, sodass ein Sauerstoffeintrag über die freie Belebtschlammoberfläche vermieden wurde.

Die maximale Kohlenstoffatmung $OVR_{C,max}$ wurde durch stoßweise Zugabe einer Substratmenge ermittelt, die nicht unmittelbar von der Biozönose veratmet werden kann. Da sie unabhängig von der Substratkonzentration ist, charakterisiert sie die maximale Umsatzrate $v_{H,max}$ der heterotrophen Mikroorganismen im belebten Schlamm und korreliert mit deren maximalen Wachstumsrate $\mu_{H,max}$. Als Substrat diente mechanisch gereinigtes Schwarzwasser. Um die Atmungsgeschwindigkeit nach Substratzugabe korrekt erfassen zu können, wurde das Schwarzwasser vor Zugabe kurz belüftet (Oles 1991). Die Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffzehrungsraten, Temperatur und pH-Wert wurden aufgezeichnet und grafisch gegen die Zeit aufgetragen. Mit Wiedererreichen der endogenen Atmung wurde der Versuch beendet.

Zur Ermittlung des heterotrophen Ertragskoeffizienten Y_H wurden in einigen Versuchsansätzen in regelmäßigen Abständen Proben aus dem aeroben Standversuch mittels Feststoffpipette entnommen (2 mL) und im Membranfiltrat (0,45 μm) der CSB bestimmt.

Versuche zur Bestimmung der Konzentration an heterotrophen und autotrophen Organismen in Schwarzwasser

Die Bestimmung der originär im Schwarzwasser enthaltenen aktiven Biomasse X_B erfolgte nach dem Vorschlag von Wentzel et al. (1995) bzw. Wentzel et al. (1999). Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Versuchen wird hierbei kein Belebtschlamm verwendet, sondern die Respiration ausschließlich im Substrat selbst gemessen.

Der Versuch beruht auf der Annahme, dass bei dem Vorhandensein von aktiver Biomasse im Substrat sich zu Versuchsbeginn exponentielles Wachstum einstellt. Hierdurch ergibt sich in der logarithmischen Darstellung der Versuchsergebnisse ein linearer Zusammenhang zwischen der Sauerstoffverbrauchsrate und der Netto-Wachstumsrate. Zur Unterscheidung der in der Zulaufprobe enthaltenen heterotrophen und autotrophen Biomasse wurden zwei parallele Ansätze gefahren. In einem Ansatz wurde ATH als Nitrikantenhemmer zugegeben. Der

parallele Ansatz wurde ohne ATH durchgeführt. Durch Vergleich der sich jeweils ergebenden Zehrungskurven können dann die Anteile an autotrophen und heterotrophen Organismen unterschieden werden (Wentzel et al. 1995; Wentzel et al. 1999).

Versuche zur Bestimmung der Parameter des autotrophen Stoffwechsels

Die Ermittlung der maximalen autotrophen Stoffwechselraten $v_{N,max}$, $v_{NH_4,max}$ und $v_{NO_2,max}$ und der autotrophen Ertragskoeffizienten Y_N , Y_{NH_4} und Y_{NO_2} erfolgte analog zu der oben beschriebenen Versuchsdurchführung mit Belebtschlamm als Impfmatrial, allerdings ohne ATH. Da die heterotrophe Biomasse nicht explizit gehemmt werden kann, wurden Ammonium-Chlorid (NH_4Cl) und Natrium-Nitrit ($NaNO_2$) als Substrate verwendet. Durch Dosierung einer Substratkonzentration im Überschuss stellt sich bei maximaler Wachstumsrate der Nitrifikanten die maximale Stickstoffatmung $OVR_{N,max}$, $OVR_{NH_4,max}$ bzw. $OVR_{NO_2,max}$ ein, die gekoppelt über den jeweiligen spezifischen Sauerstoffverbrauch i_N , i_{NH_4} bzw. i_{NO_2} proportional zur Stoffwechselrate v_N , v_{NH_4} bzw. v_{NO_2} der nitrifizierenden Biomasse ist (Cech et al. 1984; Chudoba 1985; Nowak 1996; Nowak 1997; Oles 1991; Svoldal 1997). Zur Bestimmung der autotrophen Ertragskoeffizienten Y_N , Y_{NH_4} und Y_{NO_2} wurden aus einigen Ansätzen versuchsbegleitend Proben entnommen und auf deren Gehalte an NH_4-N , NO_2-N und NO_3-N analysiert.

Zur Bestimmung der Halbwertskonstanten der Substrataufnahme der autotrophen Biomasse K_N , K_{NH_4} und K_{NO_2} wurden Respirationsmessungen mit unterschiedlichen initialen Konzentrationen an NH_4Cl und $NaNO_2$ durchgeführt und die auf die jeweils zugegebene Substratmenge entfallende Netto-Sauerstoffverbrauchsrate bestimmt. Es wurden pro Versuchsreihe jeweils sechs bis acht Einzelmessungen gefahren, wodurch die Abhängigkeit der Stoffwechselrate von der Substratkonzentration abgebildet wurde.

Versuche zur Bestimmung der Betriebsatmung

Als Betriebsatmung oder auch Substratatmung wird der Sauerstoffverbrauch bezeichnet, der für den Abbau der Kohlenstoff- bzw. Stickstoffverbindungen steht, der der mittleren Belastung der Anlage entspricht (Svoldal 1997). Die Betriebsatmung liefert somit einen Hinweis über die vorhandenen Leistungsreserven der Schlammbiozönose.

Die Betriebsatmung der heterotrophen Biomasse $OVR_{C,s}$ wird ermittelt, indem die Belebtschlammprobe im Respirometer der gleichen Raumbelastung wie die Versuchsanlage ausgesetzt wird und zusätzlich die autotrophe Biomasse mittels ATH gehemmt wird. Wird die Ermittlung der Betriebsatmung ohne Nitrifikationshemmer durchgeführt, kann aus der Differenz der resultierenden Gesamtatmung $OVR_{C+N,s}$ die Betriebsatmung der autotrophen Biomasse $OVR_{N,s}$ errechnet werden (Svoldal 1997; Teichgräber 1988).

Versuche zur Bestimmung der Halbwertskonstanten der Sauerstoffaufnahme

Zur Bestimmung der Halbwertskonstanten der Sauerstoffaufnahme der heterotrophen Biomasse K_{O_2} und autotrophen Biomasse $K_{O_2,N}$, K_{O_2,NH_4} und K_{O_2,NO_2} wurden Respirationsmessungen durchgeführt, die bis zu einer Sauerstoffkonzentration von nahezu 0 mg/L gefahren wurden. Die Messungen erfolgten mit Substrat im Überschuss (Schwarzwasser, NH_4Cl und $NaNO_2$), womit der sich einstellende Sauerstoffgehalt zum limitierenden Faktor des mikrobiellen Stoffwechsels wird. Der resultierende Kurvenverlauf der Netto-Respirationsraten wird über die zugehörigen Sauerstoffkonzentrationen aufgetragen und drückt dann die Abhängigkeit der Stoffwechselaktivität von Sauerstoffkonzentration aus (Kappler und Gujer 1992; Nowak 1996).

Stabilisierungsversuche zur Bestimmung der heterotrophen Absterberate

Zur Bestimmung der heterotrophen Absterberate b_H erfolgt die Aufzeichnung der endogenen Atmung $OVR_{C,g}$ im aeroben Standversuch über einen Zeitraum von 10 bis 20 Tagen (Ekama et al. 1986).

Dem Versuch liegt die Annahme zu Grunde, dass die organische Trockensubstanz eines lange belüfteten Belebtschlammes, dem kein Substrat zur Verfügung gestellt wird, nur noch aus der zu Versuchsbeginn vorhandenen und während der Versuches (infolge endogener Atmung) gebildeten, inerten organischen Fraktion besteht und die Netto-Absterberate $b_{H,Netto}$ anhand des Verlaufs der Atmungsrate über die Versuchszeit ermittelt werden kann (Oles 1991; Vanrolleghem et al. 2003). Da ein Teil der abgestorbenen Biomasse als Substrat für das Wachstum heterotropher Mikroorganismen verwendet wird, handelt es sich bei den experimentell ermittelten Werten um Netto-Werte, die um den Anteil der gebildeten Zerfallsprodukte korrigiert werden müssen (Liebeskind 1992).

Als Nitrifikationshemmer wurde ATH verwendet. Täglich wurde der TS-Gehalt sowie der Glühverlust im Standversuch ermittelt. Verdunstungsverluste wurden durch Zugabe von entsprechenden Mengen an destilliertem Wasser ausgeglichen (Ekama et al. 1986).

5.2.3 Physikalische Untersuchungen

Filtrationsversuche zur Bestimmung des S_i

Der gelöst inerte CSB (S_i) wurde nach dem Vorschlag von Roeleveld und Kruit (1998) mittels des mit dem Faktor 0,9 korrigierten membranfiltrierten CSB (Trenngrenze 0,1 μm) im Ablauf der Versuchsanlage bestimmt. Zur Analyse der gelösten Konzentration an CSB wurden die im Ablauf der Versuchsanlage genommen Proben zunächst über Faltenfilter (Porenweite 4-7 μm) filtriert und das Filtrat anschließend nochmals membranfiltriert (Porenweite 0,45 μm und 0,1 μm).

5.2.4 Probennahmen und Probenkonservierung

Zur chemisch-physikalischen Charakterisierung von Schwarzwasser wurden regelmäßig Probennahmen an den drei Versuchsanlagen von Roh-Schwarzwasser sowie von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser durchgeführt. Die Reinigungsleistung der Anlagen wurde durch zeitparallele Probennahmen des Ablaufs überwacht. Im Zulauf wurden zeitproportionale 24-h Mischproben aus den jeweiligen Vorlagebehältern genommen. Die Beprobung im Ablauf der Versuchsanlagen erfolgte mittels qualifizierter Stichproben.

Die an den Versuchsanlagen in Kaiserslautern entnommenen Proben wurden in Kunststoffflaschen (PE) gekühlt gelagert (4°C) und innerhalb von acht Stunden analysiert. Die Proben der Versuchsanlage in Oberhausen konnten nicht vor Ort analysiert werden. Es wurden daher im Vorfeld geeignete konservierende Maßnahmen untersucht, um die Vergleichbarkeit zu den anderen Versuchsstandorten zu gewährleisten. Hierzu wurden jeweils zwei Proben unmittelbar nach Entnahme mittels der nachfolgend aufgelisteten Verfahren vorbehandelt bzw. konserviert:

- Homogenisierung,
- Homogenisierung und Filtration,
- Homogenisierung und Stabilisierung,
- Homogenisierung und Verdünnung

und bis zur Analyse ein, zwei und vier Wochen tiefgefroren (-27 °C) gelagert.

Zur Homogenisierung wurde ein Ultraturrax verwendet. Die Filtration erfolgte mit Trichtern und eingelegten Faltenfiltern (Porenweite = 4-7 µm). Zur Stabilisierung der Proben wurde 4,5 molare Schwefelsäure (H₂SO₄) bzw. 1 molare Salzsäure (HCl) verwendet, sodass ein pH-Wert kleiner pH 2 mit einem Säurevorlagevolumen von maximal 2,0 mL eingestellt werden konnte. Bei einem Probenvolumen von minimal 500 mL konnte somit eine Verfälschung der Probe infolge Verdünnung minimiert werden. Die Versuchsreihe mit Homogenisierung und anschließender Verdünnung der Proben wurde mit destilliertem Wasser bei einer Verdünnung von 1:10 angesetzt.

Die in Abhängigkeit des betrachteten Parameters untersuchten Aufbereitungs- bzw. Konservierungsmethoden sind in Tabelle 5.3 dargestellt. Die ermittelten Analysewerte sind in Abbildung 5.4 beispielhaft für die Parameter C_{CSB}, C_{BSB}, C_N, C_P, X_{TS}, S_{KS4,3} und LF aufgetragen. Nicht einbezogen ist die systembedingte Schwankungsbreite der Analyseverfahren. Erfahrungsgemäß muss allerdings bei der Beurteilung der Ergebnisse eine Toleranz von ca. ± 10 % eingeräumt werden. Die Ergebnisse für Parameter C_{TOC}, S_{PO4}, S_{NH4}, S_{NO3}, C_{orgN}, GV sowie ergänzend für den pH-Wert sind dem Anhang A.2 zu entnehmen.

Bei den Kohlenstoffparametern zeigte sich bei allen untersuchten Konservierungsmethoden ein ähnliches Bild. Nach einer bzw. zwei Wochen Konservierung wurden, mit Ausnahme einer Probe, die durch Tiefgefrieren konserviert wurde, nur geringfügige Änderungen der Messwer-

te gegenüber der frisch analysierten Proben festgestellt. Diese lagen innerhalb des oben angegebenen Fehlerbereichs. Innerhalb dieser Toleranzbreite ist in den ersten zwei Wochen für die Parameter C_{CSB} , C_{TOC} und C_{BSB} ein stabiler Wert, unabhängig vom angewendeten Konservierungsverfahren erhältlich.

Tabelle 5.3: Matrix der mit den zu untersuchten Parametern durchgeführten Konservierungsversuche

Aufbereitung / Konservierung	Parameter										
	C_{CSB}	C_{BSB}	C_{TOC}	$C_N^{(1)}$	$S_{NH_4}^{(1)}$	$S_{NO_3}^{(1)}$	$C_{orgN}^{(2)}$	$C_P^{(1)}$	$S_{PO_4}^{(1)}$	$S_{KS_{4,3}}$	X_{TS}/GV
homogenisieren	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
homogenisieren u. filtrieren	$X^{(3)}$		$X^{(3)}$		X	X	X		X		
homogenisieren u. stabilisieren	X	X	X	X	X	X		X	X		
homogenisieren u. verdünnen	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
⁽¹⁾ Stabilisierung mittels H_2SO_4 ⁽²⁾ Stabilisierung mittels HCl ⁽³⁾ nur für die Analyse der filtrierten Probe											

Dagegen zeigten sich nach vier Wochen Lagerung teilweise signifikante Abweichungen von der Ausgangsprobe. Diese betragen zum Teil mehr als 20 %. Eine Konservierung von Proben zur Bestimmung der Kohlenstoffparameter über 2 Wochen hinaus schien daher nicht zweckmäßig. Die Proben, die in Oberhausen (MBR-Bürogebäude), zur Bestimmung der Parameter C_{CSB} , C_{BSB} und C_{TOC} bzw. deren filtrierten Anteile gewonnen wurden, wurden folglich vor Ort homogenisiert und direkt eingefroren ($-27^\circ C$). Die Lagerungsdauer wurde auf maximal 10 Tage festgelegt. Im Gegensatz hierzu werden in der Literatur (DIN 2003) Lagerzeiten beim Tiefgefrieren bezüglich der genannten Parameter von bis zu einem Monat angegeben.

Der Gesamtstickstoffgehalt ergab sich bei dem untersuchten Schwarzwasser aus NH_4-N und organisch gebundenen Stickstoff (N_{org}). NO_2-N und NO_3-N waren im Zulauf vernachlässigbar, waren aber zur Bewertung der Stickstoffelimination der Versuchsanlagen von Relevanz. NO_2-N wurde im Rahmen der Konservierungsversuche nicht betrachtet, da keine geeigneten Konservierungsmethoden bekannt sind (DIN 2003). Beim Gesamtstickstoff zeigte sich nach einer Woche Tiefgerieren eine Reduktion der Werte um 18 %. Nach vier Wochen hatte sich die Probe wieder nahezu auf den Ausgangswert eingestellt. Tiefgefrieren nach vorheriger Verdünnung zeigte tendenziell das gleiche Ergebnis. Allerdings liegt der Fehler am Ende der Konservierung nach wie vor bei 7 %. Wurden die Proben mit H_2SO_4 vor dem Tiefgefrieren stabilisiert, trat eine konstante Minderung des Ausgangswertes auf, die nach einer Woche Lagerung durchschnittlich 8 %, nach zwei Wochen 6 % und nach vier Wochen 7 % betrug.

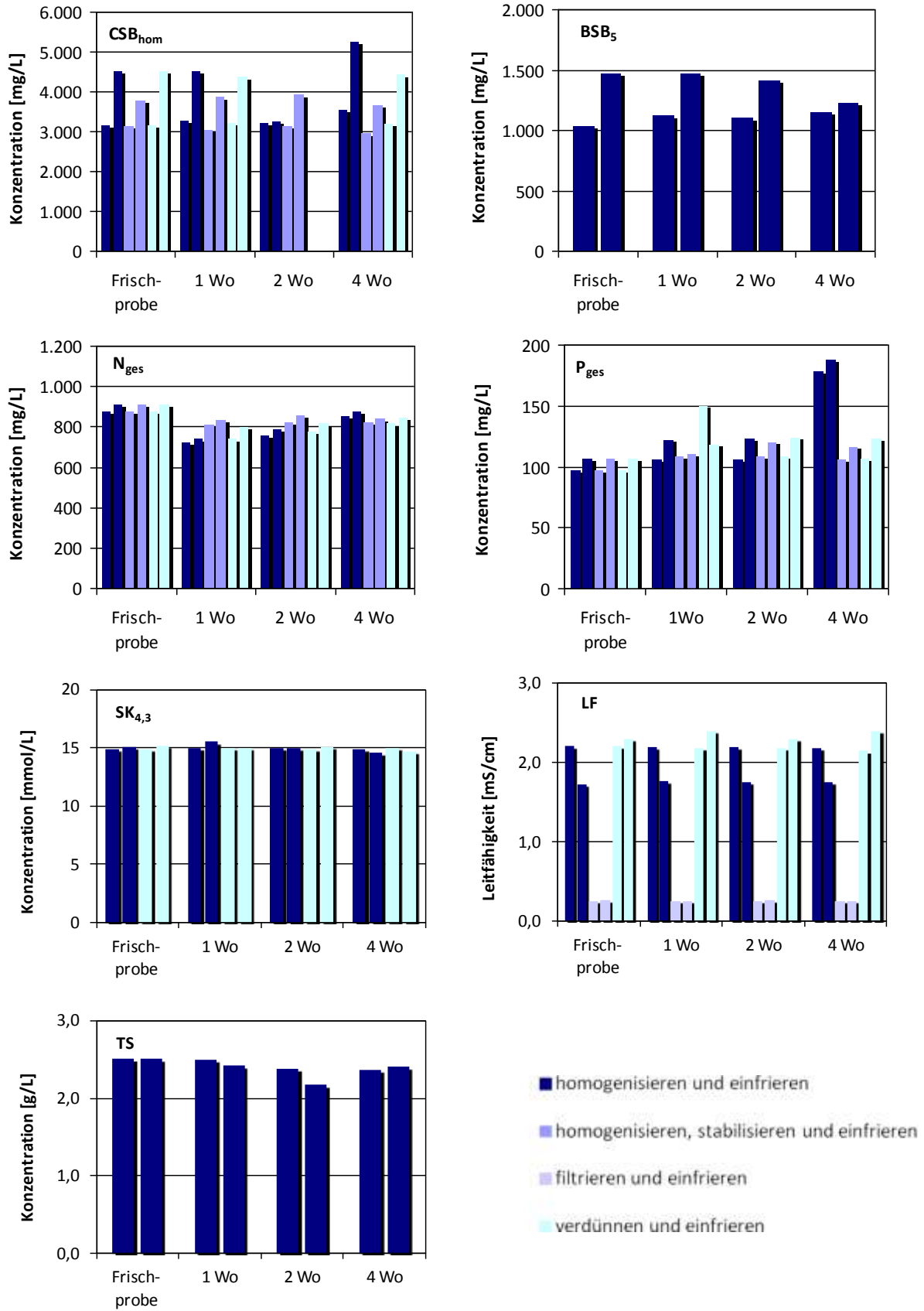


Abbildung 5.4 Einfluss der Konservierungsmethode und Lagerungszeit auf das Analyseergebnis

Für $\text{NH}_4\text{-N}$ wurden unabhängig von der untersuchten Aufbereitungs- bzw. Konservierungsmethode nur geringe Abweichungen von der Ausgangskonzentration mit fortschreitender Lagerungsdauer beobachtet. Bei Stabilisierung der Probe nach vorhergehender Homogenisierung wurde eine leicht ansteigende Tendenz erfasst. Die Abweichung von der Originalprobe beträgt maximal 3 %. Dagegen wurde bei den anderen Konservierungsmethoden mit fortschreitender Lagerungsdauer jeweils Minderbefunde gegenüber dem Ausgangswert beobachtet. Diese lagen zwischen 4 % bis 7 %, sodass die untersuchten Aufbereitungs- bzw. Konservierungsmethoden hinsichtlich $\text{NH}_4\text{-N}$ als gleichwertig angesehen werden können.

$\text{NO}_3\text{-N}$ zeigte bei Tiefgefrieren einen konstanten Anstieg der Messwerte auf Konzentrationen, die am Ende des Betrachtungszeitraums ca. 9 % über dem Ausgangswert lagen. Dagegen lieferten die Konservierungsversuche mit HCl sowie die Filtration der Probe keine zufriedenstellenden Ergebnisse.

Der organisch gebundene Stickstoff zeigte eine konstante Minderung des Ausgangswertes über den Betrachtungszeitraum. Bei Gefriertrocknung lag diese mit 3 % bis 7 % im Rahmen der Messgenauigkeit der verwendeten Analysemethoden. Dagegen betrug die Abweichungen bei vorheriger Stabilisierung bis zu 30 %.

Der Phosphor zeigte in den ersten beiden Wochen Gefrierkonservierung einen Anstieg um 12 % bzw. 13 %. Für die verdünnten Proben ergab sich mit Ausnahme der ersten Probe das gleiche Ergebnis. Dagegen konnte bei der mit H_2SO_4 stabilisierten Probe deutlich beständigere Ergebnisse erzielt werden. Zwar stieg der Wert über die Konservierungsdauer über den Ausgangswert an, nach vier Wochen Konservierung zeigte sich jedoch eine Erhöhung der Werte um lediglich 9 % gegenüber der frisch analysierten Probe.

Beim Ortho-Phosphat konnte bei der mit H_2SO_4 stabilisierten Probe keine wesentliche Abhängigkeit von der Konservierungsdauer festgestellt werden. Die Abweichung gegenüber der Originalprobe lag in der gesamten Betrachtungszeit im Bereich von 2 %. Ebenso konnten in den vor Ort filtrierten Proben die Ausgangswerte gut wieder gefunden werden. Die Analysen nach Auftauen ergaben Konzentrationen zwischen 4 % und 7 % unter dem Ausgangswert. Die Filtration vor Ort ist allerdings unpraktikabel. Daher wurden Proben zur Phosphor- bzw. Phosphatbestimmung in Probenflaschen, in denen H_2SO_4 vorgelegt wurde, eingefroren.

Bei der Säurekapazität, beim pH-Wert und der Leitfähigkeit konnte keine Abhängigkeit von der Probenaufbereitung bzw. Konservierungsdauer festgestellt werden. Die Untersuchungen zur Konservierung des TS-Gehaltes und Glühverlustes im Belebtschlamm ergaben Minderbefunde in einer Größenordnung um 10 %.

Die an der Pilotanlage gewonnenen Proben wurden entsprechend den Ergebnissen der Vorversuche vor Ort in Einzelproben aufgeteilt, aufbereitet, konserviert und tiefgefroren gelagert. Der Transport der Proben zur Laboranalyse erfolgte im tiefgefrorenen Zustand in vorklimatisierten Kühlboxen, sodass die Kühlkette nicht unterbrochen wurde.

5.2.5 Physikalische und physikalisch-chemische Analysen

Die Analysen der Abwasser- und Schlammproben aller Versuchsanlagen wurde nach dem Transport im Labor des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern durchgeführt.

Die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ sowie der CSB (homogenisiert und filtriert) wurden mittels Küvettentests photometrisch bestimmt. Die Bestimmung der Parameter P_{ges} , $\text{PO}_4\text{-P}$, BSB_5 , N_{org} , $\text{KS}_{4,3}$, N_{ges} , TOC, DOC, AFS und der GV der abfiltrierbaren Stoffe erfolgten gemäß DIN-Verfahren. Die Bestimmung des N_{ges} , des TOC und des DOC erfolgten dabei mittels Autoanalyser (Dimatec). Im Belebtschlamm wurden der Trockensubstanzgehalt und der Glühverlust ebenfalls nach DIN-Methoden bestimmt. Messungen der elektrischen Leitfähigkeit (LF), der Temperatur (T) und des pH-Wertes erfolgten mittels Handsonden in der Frischprobe.

Die angewendeten Konservierungsarten der an der Pilotanlage gewonnenen Proben sowie die allgemein angewendeten Analysemethoden können Tabelle 5.4 entnommen werden. Eine Übersicht über die an den jeweiligen Proben durchgeführten Analysen ist dem Anhang A.3 zu entnehmen.

Tabelle 5.4: Konservierungsart und Analysemethoden

Parameter	Einheit	Konservierung	Analysemethoden
CSB	[mg/L]	Tiefgefrieren	Küvettentest HL: LCK 014, 114, 314, 414
BSB_5	[mg/L]		DIN EN 1899-1
TOC	[mg/L]		DIN EN 1484 (Gerät: DIMATOC 2000)
N_{ges}	[mg/L]	Stabilisieren/Tiefgefr.	DIN EN 12260 (Gerät: DIMATOC 2000)
N_{org}	[mg/L]	Tiefgefrieren	DIN EN 25663
$\text{NH}_4\text{-N}$	[mg/L]	Stabilisieren/Tiefgefr.	Küvettentest HL: LCK 302-304
$\text{NO}_3\text{-N}$	[mg/L]	Tiefgefrieren	Küvettentest HL: LCK 339-340
$\text{NO}_2\text{-N}$	[mg/L]	-	Küvettentest HL: LCK 341
P_{ges}	[mg/L]	Stabilisieren/Tiefgefr.	DIN EN 1189
$\text{PO}_4\text{-P}$	[mg/L]		DIN EN 1189
AFS	[mg/L]	Tiefgefrieren	DIN 38408-2
TS	[mg/L]		DIN EN 12880
GV	[%]		DIN 38408-2
$\text{KS}_{4,3}$	[mmol/L]	Tiefgefrieren	DIN 38409 H7
LF	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Tiefgefrieren	Handsonde (Gerät: WTW, LF 330)
pH/T	[-]/[$^{\circ}\text{C}$]	Tiefgefrieren/-	Handsonde (Gerät: WTW, pH Meter 325i)
O_2	[mg/L]	-	Handsonde (Gerät: Hach Lange, HQ 10)

5.3 Versuchsauswertung

5.3.1 Statistische Kenngrößen

Für die Diskussion der Ergebnisse (Zulaufcharakteristik, Wirkungsgrade etc.) wird der Medianwert herangezogen. Der Medianwert beschreibt in einer der Größe nach geordneten Stichprobe von n Messwerten denjenigen Wert, der bei ungerader Anzahl der Daten genau in der Mitte der Stichprobe liegt. Bei gerader Anzahl der Daten beschreibt er das arithmetische Mittel der beiden mittleren Werte, wodurch 50 % der Werte unterhalb und 50 % der Werte oberhalb des Medianwertes liegen. Die Verwendung des Medianwertes und nicht des Mittelwertes hat den Vorteil, dass der Einfluss stark abweichender Werte reduziert wird, wodurch eine Lagestabilität gegenüber dem Mittelwert erreicht wird.

Weiterhin werden die ermittelten Minimal- und Maximalwerte zur Beschreibung der Bandbreite der Messwerte sowie Unterschreitungshäufigkeiten als 15 %- bzw. 85 %-Perzentil-Werte zur Güteüberwachung der Kennzahlen angegeben. Zur Beurteilung der Qualität der ermittelten Kennzahlen wird zusätzlich die Anzahl der zu Grunde liegenden Messwerte angegeben.

5.3.2 Ermittlung von Abbaugraden

Als Maß des biochemischen Abbaus der Abwasserinhaltsstoffe und zur Beurteilung der Stabilität des Anlagenbetriebes wurde der Abbau- bzw. Wirkungsgrad η verwendet.

Die Definition des Abbaugrades erfolgt nach folgender allgemeinen Formel:

$$\eta_{\text{Parameter}} = \frac{C_{\text{Parameter,ZB}} - C_{\text{Parameter,AB}}}{C_{\text{Parameter,ZB}}} \cdot 100 \quad (\text{Gleichung 5.1})$$

η : Abbaugrad des betrachteten Parameters [%]

C: Konzentration des betrachteten Parameters [mg/L]

Zur Bestimmung des Wirkungsgrades des Abbaus der organischen Verbindungen wurde der eliminierte CSB, BSB₅ bzw. TOC aus der Differenz der zulaufenden Konzentration zur ablaufenden Konzentration entsprechend der obigen Gleichung berechnet. Im Ablauf der SBR-Anlage wurde ergänzend die Konzentration der filtrierten Probe verwendet, da es sich bei dem partikulären Anteil i.d.R. um abgetriebene Schlammflocken handelte, die eher ein Hinweis auf die Funktionsfähigkeit der (einfachen) Dekantiereinrichtung lieferte als auf den Abbaugrad der Versuchsanlage. Darüber hinaus konnten so die Ergebnisse der SBR-Anlage mit den Ergebnissen der Membran-Bio-Reaktoren verglichen werden.

Der Wirkungsgrad der Nitrifikation wurde analog anhand des TKN im Zu- und Ablauf ermittelt:

$$\eta_N = \frac{\text{TKN}_{ZB} - \text{TKN}_{AB}}{\text{TKN}_{ZB}} = \frac{N_N}{\text{TKN}_{ZB}} \quad (\text{Gleichung 5.2})$$

η_N : Wirkungsgrad der Nitrifikation [%]

N_N : nitrifizierter Stickstoff [mg/L]

Der Wirkungsgrad der Denitrifikation definiert sich aus der Differenz des zu- und abfließenden Nitrat-Stickstoffs zuzüglich des nitrifizierten Stickstoffs:

$$\eta_D = \frac{\text{NO}_3 - N_{ZB} + N_N - \text{NO}_3 - N_{AB}}{N_N + \text{NO}_3 - N_{ZB}} = \frac{N_D}{N_N + \text{NO}_3 - N_{ZB}} \quad (\text{Gleichung 5.3})$$

η_D : Wirkungsgrad der Denitrifikation [%]

N_D : denitrifizierter Stickstoff [mg/L]

Der Wirkungsgrad des Abbaus der Phosphorverbindungen wurde analog Gleichung 5.1 aus der Differenz des Zu- und Ablaufes hinsichtlich des Parameters P_{ges} bzw. $\text{PO}_4\text{-P}$ berechnet.

5.3.3 Abwassertechnische Kenngrößen

Raumbelastung B_R

Die Raumbelastung B_R ist der Quotient aus der täglich dem Bioreaktor zufließenden Fracht und dem Rauminhalt des Bioreaktors. B_R beschreibt die Stoff bzw. Parameter bezogene Belastung des Bioreaktorvolumens. Sie berechnet sich für Durchlaufanlagen folgendermaßen (ATV 2000):

$$B_{R,\text{Parameter}} = \frac{B_{d,\text{Parameter}}}{V_{BB}} \quad (\text{Gleichung 5.4})$$

$B_{R,\text{Parameter}}$: Raumbelastung des betrachteten Parameters [kg / (m³·d)]

$B_{d,\text{Parameter}}$: tägliche Fracht des betrachteten Parameters [kg/d]

V_{BB} : Volumen des Bioreaktors [L]

Für SBR-Anlagen müssen Stillstandzeiten durch Multiplikation mit t_z/t_R berücksichtigt werden.

Schlammbelastung B_{TS}

Die Schlammbelastung B_{TS} drückt aus, welche Substratmenge eines Stoffes bzw. Parameters pro Tag einer bestimmten Menge an Biomasse im Reaktor zur Verfügung gestellt wird. Sie berechnet sich für Durchlaufanlagen entsprechend (ATV 2000) zu:

$$B_{TS,\text{Parameter}} = \frac{B_{d,\text{Parameter}}}{\text{TS}_{BB} \cdot V_{BB}} = \frac{B_{R,\text{Parameter}}}{\text{TS}_{BB}} \quad (\text{Gleichung 5.5})$$

$B_{TS,Parameter}$:	Schlammbelastung des betrachteten Parameters	[kg / (kg·d)]
TS_{BB} :	Trockensubstanzgehalt im Bioreaktor	[kg/m ³]
V_{BB} :	Volumen des Bioreaktors	[m ³]

Für SBR-Anlagen müssen Stillstandzeiten durch Multiplikation mit t_z/t_R berücksichtigt werden.

Überschussschlammproduktion $\dot{U}S_d$

Während des Anlagenbetriebes wurde 2- bis 3-mal wöchentlich der Trockensubstanzgehalt in den Belebungsbecken bestimmt. Bei Betrieb mit Überschussschlammmentnahme wurde zusätzlich die Menge und der Trockensubstanzgehalt des entnommenen Belebtschlammes dokumentiert. Die tägliche Überschussschlammproduktion wurde durch Auswertung der einzelnen Messpunkte wie folgt ermittelt:

$$\dot{U}S_d = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}(t_{i+1}) + V_{Entnahme} \cdot TS_{BB}(t_{i+1}) - V_{BB} \cdot TS_{BB}(t_i)}{\Delta t} \quad (\text{Gleichung 5.6})$$

$\dot{U}S_d$:	tägliche Überschussschlammproduktion	[kg/d]
$TS_{BB}(t_i)$:	Trockensubstanzgehalt im Bioreaktor zum Zeitpunkt t_i	[kg/m ³]
Δt :	Zeitdifferenz zwischen den beiden Ereignissen	[d]
$V_{Entnahme}$:	Entnommenes Volumen für Proben, Atmungsmessungen etc.	[L]

Schlammalter t_{TS}

Das Schlammalter t_{TS} entspricht der mittleren Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Bioreaktor. In der Abwassertechnik wird es definiert als das Verhältnis der vorhandenen Bakterienmasse zur täglich abgezogenen Überschussschlammmenge $\dot{U}S_d$ (ATV 2000):

$$t_{TS} = \frac{TS_{BB} \cdot V_{BB}}{\dot{U}S_d} = \frac{M_{TS,BB}}{\dot{U}S_d} \quad (\text{Gleichung 5.7})$$

t_{TS} :	Schlammalter	[d]
$M_{TS,BB}$:	Bakterienmasse im Bioreaktor	[kg]

Da in den hier betrachteten Anlagen i.d.R. kein kontinuierlicher Schlammabzug erfolgte, ergibt sich das Schlammalter aus Gleichung 5.6 und 5.7 wie folgt:

$$t_{TS} = \frac{M_{TS,BB}}{V_{BB} \cdot TS_{BB}(t_i) + V_{Entnahme} \cdot TS_{BB}(t_i) - V_{BB} \cdot TS_{BB}(t_{i-1})} \quad (\text{Gleichung 5.8})$$

t_{TS} :	Schlammalter	[d]
Δt :	Zeitdifferenz zwischen den beiden Ereignissen	[d]
$V_{Entnahme}$:	Entnommenes Volumen für Proben, Atmungsmessungen etc.	[L]

Für SBR-Anlagen müssen Stillstandzeiten durch Multiplikation mit t_z/t_R berücksichtigt werden.

Fluss V_p

Zur Beschreibung der hydraulischen Leistungsfähigkeit von Membranen dient der spezifische Permeatvolumenstrom der als Fluss V_p bezeichnet wird. Dieser ist der auf die Membranfläche A_M bezogene Stoffstrom. Bei stationären Verhältnissen errechnet sich der Fluss aus dem Permeatvolumenstrom Q_p bezogen auf die Membranfläche A_M . Bei instationären Zuständen wird der mittlere Fluss durch die Messung des Permeatvolumenstroms ΔV_p innerhalb eines Zeitintervalls Δt ermittelt (ATV-DVWK 2000):

$$V_p = \frac{Q_p}{A_M} = \frac{\Delta V_p}{\Delta t} \cdot \frac{1}{A_M} \quad (\text{Gleichung 5.9})$$

ΔV_p	Permeatvolumenstrom	$[\text{m}^3]$
Q_p :	Permeatvolumenstrom	$[\text{m}^3/\text{h}]$
V_p :	Fluss	$[\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})]$
A_M :	Membranfläche	$[\text{m}^2]$
Δt :	Zeitintervall	$[\text{h}]$

Permeabilität L_p

Die Permeabilität L_p bezeichnet die Durchlässigkeit einer Membran. Sie wird aus dem Quotienten des Flusses V_p und der transmembranen Druckdifferenz Δp_{TM} berechnet (ATV-DVWK 2000):

$$L_p = \frac{V_p}{\Delta p_{TM}} \quad (\text{Gleichung 5.10})$$

L_p :	Permeabilität	$[\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{bar})]$
V_p :	Fluss	$[\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})]$
Δp_{TM} :	transmembrane Druckdifferenz	$[\text{bar}]$

Die transmembrane Druckdifferenz bzw. der Transmembrandruck stellt dabei die treibende Kraft für den Trennprozess dar, die durch einen feedseitigen Überdruck oder einen permeatseitigen Unterdruck aufgebracht wird.

5.3.4 Kinetische und Stöchiometrische Kenngrößen

5.3.4.1 Kenngrößen des heterotrophen Stoffwechsels

Der Sauerstoffverbrauch wurde durch Integration der Sauerstoffverbrauchsrate errechnet. Die einzelnen Kenngrößen wurden dann wie folgt ermittelt:

Ertragskoeffizient des heterotrophen Wachstums Y_H

Für den Ertragskoeffizienten Y_H gilt (Oles 1991):

$$Y_H = 1 - \left[\int_i^{i+1} \text{OVR}_{C,\text{Netto}} dt \cdot (S_{\text{CSB},i} - S_{\text{CSB},i+1})^{-1} \right] \quad (\text{Gleichung 5.11})$$

Y_H :	heterotropher Ertragskoeffizient	[g CSB _{Biomasse} /g CSB _{abgebaut}]
$\text{OVR}_{C,\text{Netto}}$:	Netto-Respirationsrate der organischen Substanzen (abzgl. des Anteils der endogenen Atmung)	[mg O ₂ /(L·h)]
$S_{\text{CSB},i}$:	S_{CSB} -Konzentration zum Zeitpunkt i	[mg/L]

Leicht abbaubares und langsam abbaubares, organisches Substrat S_s und X_s

Für die abbaubaren organischen Stoffe S_s und X_s gilt (Kappeler und Gujer 1992; Oles 1991; Vanrolleghem et al. 2003):

$$S_s = \frac{1}{1 - Y_H} \int (\text{OVR}_{C,\text{max},1} - \text{OVR}_{C,\text{max},2}) dt \cdot \frac{V_{\text{Schl}} + V_{\text{Abw}}}{V_{\text{Abw}}} \quad (\text{Gleichung 5.12})$$

$$X_s = \frac{1}{1 - Y_H} \int (\text{OVR}_{C,\text{max},2} - \text{OVR}_{C,g}) dt \cdot \frac{V_{\text{Schl}} + V_{\text{Abw}}}{V_{\text{Abw}}} \quad (\text{Gleichung 5.13})$$

$\text{OVR}_{C,\text{max},1}$:	Atmungsrate der leicht abbaubaren Substanzen S_s (1. Plateau der Sauerstoffverbrauchskurve)	[mg O ₂ /(L·h)]
$\text{OVR}_{C,\text{max},2}$:	Atmungsrate der langsam abbaubaren Substanzen X_s (2. Plateau der Sauerstoffverbrauchskurve)	[mg O ₂ /(L·h)]
$\text{OVR}_{C,g}$:	endogene Atmungsrate der heterotrophen Bakterien	[mg O ₂ /(L·h)]
V_{Schl} :	Volumen des Belebtschlammes im Standversuch	[L]
V_{Abw} :	Volumen des zugegebenen Abwassers	[L]

Maximale heterotrophe Wachstumsrate $\mu_{H,\text{max}}$

Die Berechnung der maximalen Wachstumsrate $\mu_{H,\text{max}}$ erfolgt mit Gleichung 3.13, wobei $\mu_{H,\text{max}}$ durch die sich ergebende maximale Atmungsrate $\text{OVR}_{C,\text{max},1}$ ersetzt wird. Da bei maximaler Atmung weder die Sauerstoff- noch die Substratkonzentration limitierend für die Stoffwechsellaktivität sind, wird der MICHAELIS-MENTEN-Term zu eins. Durch Auflösung der Gleichung nach μ_{max} ergibt sich das maximale heterotrophe Wachstum wie folgt:

$$\mu_{H,\text{max}} = \frac{1}{1 - Y_H} \cdot \frac{\text{OVR}_{C,\text{max},1} \cdot 24}{X_{\text{BH},R}} \quad (\text{Gleichung 5.14})$$

$\mu_{H,\text{max}}$:	maximale heterotrophe Wachstumsrate	[d ⁻¹]
$X_{\text{BH},R}$:	aktive heterotrophe Biomassenkonzentration im Reaktor	[mg CSB/L]

Heterotrophe Absterberate b_H

Die Bestimmung der Absterberate b_H der heterotrophen Bakterien erfolgt grafisch, indem die im Stabilisierungsversuch gemessenen Sauerstoffverbrauchsdaten als natürlicher Logarithmus gegen die Zeit aufgetragen werden. Die Steigung der sich ergebenden Gerade ergibt die Netto-Absterberate $b_{H,Netto}$ (Liebeskind 1992).

Die Brutto-Absterberate der heterotrophen Bakterien errechnet sich wie folgt (Liebeskind 1992):

$$b_H = b_{H,Netto} \cdot \frac{1}{1 - Y_H \cdot (1 - f_p)} \quad \text{(Gleichung 5.15)}$$

$b_{H,Netto}$:	Netto-Absterberate	$[d^{-1}]$
b_H :	Brutto-Absterberate	$[d^{-1}]$
f_p :	Fraktion der abgestorbenen Biomasse, die inerte Partikel erzeugt	$[-]$

5.3.4.2 Kenngrößen des autotrophen Stoffwechsels

Ertragskoeffizient des autotrophen Wachstums Y_N

Für den Ertragskoeffizienten Y_N gilt (Oles 1991):

$$Y_N = 4,57 - \left[\int_i^{i+1} OVR_{N,netto} dt \cdot (S_{N,i} - S_{N,i+1})^{-1} \right] \quad \text{(Gleichung 5.16)}$$

Y_N :	heterotropher Ertragskoeffizient	$[g \text{ CSB}_{\text{Biomasse}}/g \text{ N}_{\text{abgebaut}}]$
$OVR_{N,netto}$:	Netto Respirationsrate im Nitrifikationsreaktor (abzgl. des Anteils der endogenen Atmung)	$[mg \text{ O}_2/(L \cdot h)]$
$S_{N,i}$:	$S_{NH_4^-}$ bzw. $S_{NO_2^-}$ -Konzentration zum Zeitpunkt i	$[mg/L]$

Umsatzraten

Für die Umsatzraten gilt:

$$v_N = \frac{OVR_{N,netto}}{i_N} \quad \text{(Gleichung 5.17)}$$

v_N :	Umsatzrate bzgl. N_{ges} , NH_4-N bzw. NO_2-N	$[g \text{ N}/(L \cdot h)]$
i_N :	spezifischer Sauerstoffbedarf der Nitrifikation, Nitritation bzw. Nitratation	$[g \text{ O}_2/g \text{ N}_{\text{abgebaut}}]$

6 Charakterisierung der untersuchten Schwarzwässer¹

Zur Charakterisierung der untersuchten Schwarzwässer werden in den folgenden Abschnitten zunächst die im Rahmen der Untersuchungen ermittelten Schwarzwassermengen dargestellt. Zusätzlich werden die erhobenen Stoffkonzentrationen ebenso wie die chemisch-physikalischen Parameter erörtert.

Ein weiterer Schwerpunkt dieses Kapitels stellt die Ableitung von Kennzahlen für einwohnerspezifische Werte dar. Neben den Wassermengen werden die „klassischen“ Abwasserparameter betrachtet, die zur Bemessung kommunaler Kläranlagen herangezogen werden und folglich einen guten Vergleich der Ergebnisse zu kommunalem Schmutzwasser erlauben. Es sind dies die Feststoffparameter AFS und die Schmutzparameter CSB und BSB₅. Außerdem werden die Nährstoffe Stickstoff (TKN) und Phosphor (P_{ges}) betrachtet. Die Berechnung der einwohnerspezifischen Werte erfolgt auf Basis der jeweils im Betrachtungszeitraum gemeldeten Einwohner (MBR-Wohngebäude) bzw. beschäftigten Mitarbeiter (SBR-Betriebsgebäude, MBR-Bürogebäude). Für den Standort Betriebsgebäude wurden 12 Mitarbeiter, für das Wohngebäude 15 Bewohner und für das Bürogebäude 58 Mitarbeiter angesetzt. Urlaubszeiten bzw. Abwesenheit wurden nicht berücksichtigt.

Abschließend erfolgt eine vergleichende Darstellung der an den drei Versuchsstandorten ermittelten Konzentrationen und einwohnerspezifischen Frachten.

6.1 Schwarzwassermengen

6.1.1 Schwarzwasseranfall

Am Betriebsgebäude der ZKA-KL fiel Abwasser ausschließlich an Werktagen (Mo-Fr) an. Am Bürogebäude in Oberhausen wurden auch vereinzelt Zuflüsse an Samstagen registriert, sonntags wurde auch hier kein Abwasserzufluss festgestellt. Daher wurden die Wochenenden aus der Betrachtung dieses Standortes ausgeklammert. Am Wohnblock in Kaiserslautern erfolgte die Auswertung über die gesamte Woche, also einschließlich der Samstage und Sonntage.

In Tabelle 6.1 sind die ermittelten statistischen Kennwerte des den 3 Versuchsanlagen im jeweiligen Betrachtungszeitraum täglich zugeflossenen Schwarzwasservolumenstroms sowie

¹ Teilaspekte dieses Abschnittes werden auch in Knerr et al. (2009) und Schmitt et al. (2009) beschrieben

die sich ergebenden einwohnerspezifischen Werte dargestellt. Die grafische Darstellung der Ergebnisse ist dem Anhang A.4 zu entnehmen.

Tabelle 6.1: Statistische Auswertung des täglich den Versuchsanalgen zugeflossenen Schwarzwasservolumenstroms als Summenwert in L/d bzw. als einwohnerspezifischer Wert in L/(E·d)

Parameter	SBR-Betriebsgeb. ⁽¹⁾		MBR-Wohngebäude ⁽²⁾		MBR-Bürogebäude ⁽¹⁾	
	[L/d]	[L/(E·d)]	[L/d]	[L/(E·d)]	[L/d]	[L/(E·d)]
Minimalwert	27,5	2,3	220	14,6	17,0	0,3
Maximalwert	206	17,2	1.051	70,0	1.498	25,8
Medianwert	92,2	7,7	523	34,8	452	7,8
15 %-Perzentile	62,8	5,2	403	26,8	258	3,0
85 %-Perzentile	125	10,2	642	42,8	814	14,0
Anzahl Messwerte	91		210		135	
⁽¹⁾ Betrachtung nur der Werktage						
⁽²⁾ Betrachtung der Gesamtwoche						

Der täglich dem MBR am Wohngebäude in Kaiserslautern im Untersuchungszeitraum zugeflossene Schwarzwasservolumenstrom schwankte im Bereich zwischen 220 L/d und 1.051 L/d. Im Median wurde ein Schwarzwasseranfall von 523 L/d bestimmt. Demzufolge errechnet sich ein einwohnerspezifischer Schwarzwasseranfall von 34,8 L/(E·d). Dagegen sind erwartungsgemäß die einwohnerspezifischen Werte an den beiden anderen Standorten deutlich niedriger, liegen jedoch mit 7,7 L/(E·d) und 7,8 L/(E·d) jeweils in der gleichen Größenordnung. Dies ist in erster Linie auf die Nutzung der beiden Gebäude, aber auch auf die installierte Sanitärtechnik zurückzuführen, da neben wassersparenden Toiletten zusätzlich Urinale mit Wasserspülung vorhanden waren.

6.1.2 Diskussion der Ergebnisse

Bei den im Rahmen des Forschungsprojektes ermittelten spezifischen Schwarzwassermengen ergibt sich für die häusliche Anwendung (MBR-Wohngebäude) eine gute Übereinstimmung mit den statistischen Erhebungen des Bundesverbands für Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW). Der ermittelte einwohnerspezifische Schwarzwasseranfall von 34,8 L/(E·d) des Wohnblocks liegt nur geringfügig über dem in BDEW (2008) veranschlagten Wert von 33,5 L/(E·d).

Darüber hinaus konnte für häusliches Schwarzwasser eine gute Übereinstimmung mit weiteren Literaturquellen, die deutsche Verhältnisse wiedergeben, festgestellt werden. Die ge-

fundenen Literaturstellen (Londong und Hartmann 2006; Londong et al. 2004) weisen einen Trinkwasserverbrauch zur Toilettenspülung bzw. einen Schwarzwasseranfall zwischen 35 L/(E·d) bis 40 L/(E·d) aus. Die im Rahmen des Versuchsbetriebes am Wohnblock für Schwarzwasser ermittelten einwohnerspezifischen Volumenströme spiegeln demzufolge durchschnittliche deutsche häusliche Kennwerte wider.

Die beiden anderen Versuchsstandorte repräsentieren die Nutzung Arbeitsplatz. Die hier ermittelten spezifischen Wassermengen sind nahezu identisch, weichen jedoch deutlich von Werten ab, die zur Bemessung des Toilettenabwasseranfalls in Bürogebäuden angenommen werden. Pisthol (2007) geht hier von einem Trinkwasserverbrauch von 12 L/(E·d) aus. Zusätzlich der Fäzes und Urinmenge (vgl. Kapitel 4.2.2) liegt dieser Ansatz somit deutlich über den real ermittelten Werten. Da bisher noch wenige Referenzdaten existieren, können die ermittelten spezifischen Mengen für den Anwendungsfall Arbeitsplatz weitere Anhaltspunkte liefern, müssen aber durch weitere Untersuchungen bestätigt und ggf. verifiziert werden.

6.2 Chemisch-physikalische Zusammensetzung

6.2.1 Konzentrationen

Eine Zusammenfassung der an den Versuchsanlagen für Roh-Schwarzwasser ermittelten Konzentrationen ist Tabelle 6.2 zu entnehmen. Neben den Summenparametern CSB, BSB₅, TOC und DOC sowie den Konzentrationen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sind auch die Feststoffparameter AFS und der GV sowie allgemeine chemisch-physikalische Parameter dargestellt. Ferner ist in Klammern hinter den Messwerten die Anzahl der zu Grunde liegenden Datensätze angegeben. Eine Zusammenstellung der in Roh-Schwarzwasser ermittelten Konzentrationsverhältnisse ist in Tabelle 6.3 zu finden. Die gesamte statistische Auswertung der Messreihen für Roh-Schwarzwasser ist dem Anhang A.5 zu entnehmen.

6.2.1.1 Roh-Schwarzwasser

Allgemeine chemisch-physikalische Parameter

Der pH-Wert im Zulauf der Versuchsanlagen lag im basischen Bereich zwischen pH 8,2 und pH 9,0. Roh-Schwarzwasser weist ein hohes Puffervermögen auf. Die Säurekapazität wurde zwischen 20,1 mmol/L bis 22,6 mmol/L bestimmt. Die elektrische Leitfähigkeit lag im Bereich von 2.010 µS/cm bis 3.090 µS/cm. Im Vergleich dazu geben Henze et al. (2002) die Leitfähigkeit in kommunalem Schmutzwasser zwischen 700 und 1.200 µS/cm an. Somit ist die Ionenkonzentration in Roh-Schwarzwasser um den Faktor 2,5 bis 4,4 höher als in kommunalem Schmutzwasser. Die Leitfähigkeit des Leitungswassers aus dem Trinkwassernetz der TU Kaiserslautern beträgt dagegen rd. 250 µS/cm.

Abfiltrierbare Stoffe, organische bzw. mineralische Bestandteile

Die AFS-Konzentrationen unterlagen erwartungsgemäß starken Schwankungen, sowohl innerhalb der Messreihen selbst, als auch in Abhängigkeit vom Versuchsstandort. Im Roh-Schwarzwasser des Betriebsgebäudes betrug die AFS-Konzentration im Median 817 mg/L. Am Wohnblock wurde mit 1.712 mg/L eine rd. 2-fach höhere Konzentration gemessen, wohingegen am Bürogebäude die geringste Konzentration von 136 mg/L ermittelt wurde.

Ein Großteil der Feststoffe im Roh-Schwarzwasser des Betriebsgebäudes und des Wohnblocks ist organischer Natur. Im Median lag der organische Feststoffanteil im Roh-Schwarzwasser dieser Versuchsanlagen bei 89 % bzw. 96 % entsprechend 727 mg oAFS/L bzw. 1.645 mg oAFS/L, wohingegen im Schwarzwasser des Bürogebäudes der mineralische Anteil Feststoffe mit 62 %, entsprechend 84,3 mg mAFS/L überwog.

Organische Verbindungen

Die im Roh-Schwarzwasser gemessene organische Belastung der drei Versuchsstandorte unterlag ebenso wie die der AFS starken Schwankungen. Am Betriebsgebäude wurde im Median eine CSB-Konzentration von 1.807 mg/L bestimmt. Am Wohnblock wurde dagegen eine mediane Konzentration von 2.925 mg/L ermittelt.

Diese Ergebnisse sind typisch für „kleine“ Einheiten, aber auch der Zusammensetzung von Roh-Schwarzwasser geschuldet, welches aus einer Mischung aus Fäkalien, Urin und Toilettenpapier besteht. Zusätzlich ist unterschiedliches Nutzerverhalten an den drei Standorten (Heim vs. Arbeitsplatz etc.) zu berücksichtigen, wodurch die deutlich erhöhten Zulaufkonzentrationen am Wohnblock erklärt werden können, obwohl hier von der größten Verdünnung des Schwarzwassers ausgegangen werden kann.

Es wird vermutet, dass die oben genannten Faktoren einen erheblichen Einfluss auf die anfallende Fäzesmenge haben. Diese Vermutung wird durch den optischen Eindruck der Abwasserzusammensetzung sowie die geringen AFS-Gehalte und den geringen organischen Anteil an Feststoffen im Schwarzwasser des Bürogebäudes bestätigt. Im Gegensatz zu den beiden anderen Standorten war hier die Zusammensetzung sehr einseitig. Das Schwarzwasser bestand hauptsächlich aus Urin und Spülwasser sowie untergeordnet aus Toilettenpapier. Fäzes waren nur in geringem Maße enthalten.

Es sei an dieser Stelle auf die geringe Anzahl der Roh-Schwarzwasser Proben, die der Auswertung am Bürogebäude zu Grunde liegen, hingewiesen. Eine repräsentative Probennahme im Zulaufschacht war nicht möglich, weswegen nur zwei Proben gewonnen und analysiert wurden. Auf eine weitere Betrachtung des Roh-Schwarzwassers des Bürogebäudes wird daher im Folgenden verzichtet.

Tabelle 6.2: Zusammenstellung der chemischen-physikalischen Zusammensetzung von Roh-Schwarzwasser der drei Versuchsstandorte als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl der Messwerte)

Parameter	Einheit	Betriebsgebäude ⁽¹⁾	Wohnblock ⁽¹⁾	Bürogebäude ⁽¹⁾
pH-Wert	[-]	8,7 (21)	9,0 (10)	8,2 (2)
T	[°C]	15,6 ⁽²⁾ (21)	n.b. ⁽³⁾	n.b. ⁽³⁾
S _{KS4,3}	[mmol/L]	20,1 (19)	20,3 (9)	22,6 (2)
LF	[µS/cm]	2.010 (18)	2.290 (9)	3.090 (2)
C _{CSB}	[mg/L]	1.807 (18)	2.925 (10)	2.146 (2)
S _{CSB}	[mg/L]	656 (18)	n.b.	1.873 (2)
C _{BSB}	[mg/L]	531 (19)	556 (10)	858 (2)
C _{TOC}	[mg/L]	843 (19)	1.098 (10)	588 (1)
S _{DOC}	[mg/L]	318 (18)	n.b.	515 (1)
C _{TKN}	[mg/L]	298 (19)	281 (10)	293 (2)
S _{NH4}	[mg/L]	204 (21)	201 (10)	247 (2)
S _{NO3}	[mg/L]	1,88 (20)	2,16 (10)	1,46 (2)
S _{NO2}	[mg/L]	0,20 (2)	n.b.	n.b.
C _P	[mg/L]	32,9 (21)	32,0 (10)	30,5 (2)
S _{PO4}	[mg/L]	21,8 (19)	23,2 (10)	20,4 (2)
X _{AFS}	[mg/L]	817 (17)	1.712 (6)	136 (2)
GV	[%]	89 (17)	96 (6)	38 (2)
⁽¹⁾ Betrachtung nur der Werktage ⁽²⁾ 24-h Mischprobe aus Vorlagebehälter ⁽³⁾ 24-h Mischprobe mittels Probenehmer bei gekühlter Lagerung n.b. = nicht bestimmt				

Kommunales Abwasser weist bei einer mittleren Verschmutzung ein C_{CSB}/C_{BSB}-Verhältnis von rd. 2,0-2,5 : 1 bei C_{CSB}-Gehalten von ca. 600 mg/L auf (Koppe und Stozek 1999). Mit einem C_{CSB}/C_{BSB}-Verhältnis von 3,1 : 1 am Betriebsgebäude bzw. 5,6 : 1 am Wohnblock ist Roh-Schwarzwasser folglich biologisch schlechter abbaubar als kommunales Schmutzwasser. Es ist anzunehmen, dass ein hoher inerter CSB-Anteil im Schwarzwasser enthalten ist. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse, dass bzgl. der Summenparameter C_{CSB} bzw. C_{BSB} für Roh-Schwarzwasser mit 2- bis 5-fach höheren Konzentrationen gegenüber kommunalem Abwasser gerechnet werden muss.

Tabelle 6.3: Zusammenstellung der ermittelten Verhältniswerte der Roh-Schwarzwasser Inhaltsstoffe des Betriebsgebäudes und des Wohnblocks als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl der Wertepaare)

Verhältniswert	Einheit	Betriebsgebäude	Wohnblock
C_{CSB} / S_{CSB}	[-]	2,38 (17)	4,61 (9)
C_{CSB} / C_{BSB}	[-]	3,08 (189)	5,56 (10)
C_{CSB} / TOC	[-]	2,2 (18)	2,48 (10)
C_{TKN} / S_{NH4}	[-]	1,37 (19)	1,35 (10)
C_{TKN} / C_{orgN}	[-]	3,74 (19)	3,85 (10)
C_P / S_{PO4}	[-]	1,49 (19)	1,45
X_{AFS} / C_{BSB}	[-]	1,75 (16)	3,18 (6)
$C_{BSB} : C_{TKN} : C_P$	[-]	100 : 62,3 : 5,9	100 : 54,1 : 6,7

Die gemessenen C_{TOC} -Gehalte im Zulauf der SBR-Versuchsanlage (Betriebsgebäude) und des MBRs am Wohnblock liegen mit 843 mg/L bzw. 1.098 mg/L in einer vergleichbaren Größenordnung. Mit einem C_{CSB}/C_{TOC} -Verhältnis von 2,2 : 1 bzw. 2,3 : 1 beträgt der Anteil des organisch gebundenen Kohlenstoff an den in Schwarzwasser enthaltenen organischen Verbindungen rd. 45 %. Kommunales Schmutzwasser dagegen weist ein C_{CSB}/C_{TOC} -Verhältnis von 3,1 : 1 auf (Koppe und Stozek 1999), was einem Anteil der organischen Kohlenstoffverbindungen am CSB von lediglich 30 % entspricht.

Die im Roh-Schwarzwasser enthaltenen organischen Verbindungen sind sowohl partikulärer als auch gelöster Natur. Die Auswertung der am Betriebsgebäude gewonnenen Daten zeigt, dass sowohl beim CSB (54 %) als auch beim TOC (58 %) mehr als die Hälfte der jeweiligen die Summenparameter verursachenden Abwasserinhaltsstoffe in partikulärer Form vorliegen.

Abbildung 6.1 zeigt die Abhängigkeiten der Parameter C_{CSB} , C_{BSB} und C_{TOC} für das Roh-Schwarzwasser des Betriebsgebäudes und des Wohnblocks. Die Grafiken zeigen, dass es für beide Standorte nicht gelingt die Abhängigkeit des BSB_5 vom CSB, durch die dargestellte Ausgleichsgerade mit ausreichender Genauigkeit darzustellen ($r = 0,76$ bzw. $r = 0,56$). Ebenso kann keine gute Korrelationen für C_{CSB} und C_{TOC} ($r = 0,72$ bzw. $0,53$) sowie für C_{BSB} und C_{TOC} ($r = 0,68$ bzw. $0,69$) für das Roh-Schwarzwasser des Betriebsgebäudes erzielt werden.

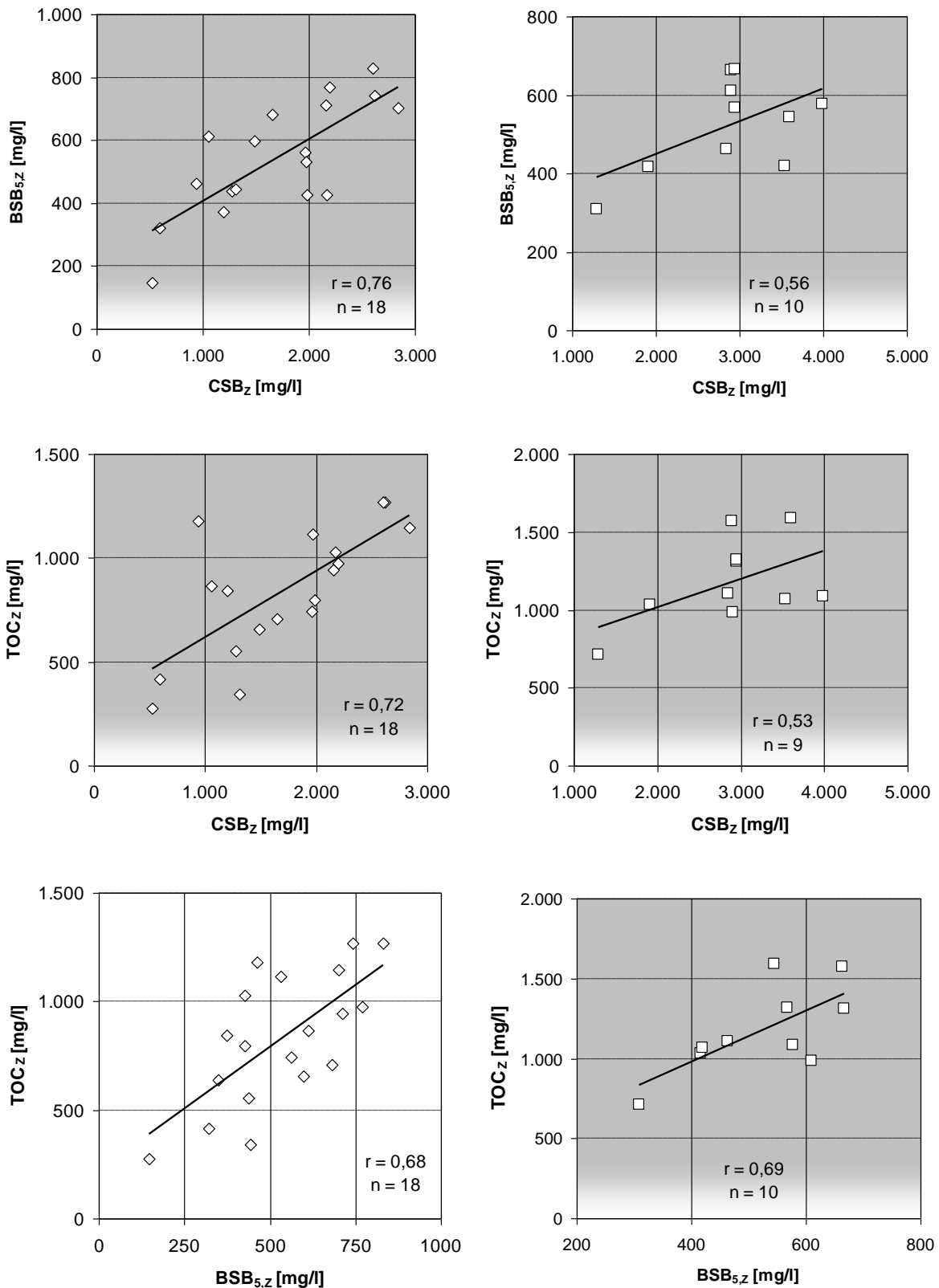


Abbildung 6.1: Korrelation zwischen C_{CSB} und C_{BSB} , C_{CSB} und C_{TOC} bzw. C_{BSB} und C_{TOC} für Roh-Schwarzwasser des Betriebsgebäudes (links) und des Wohnblocks (rechts) (n = Anzahl der Wertepaare, r = Korrelationskoeffizient)

Stickstoff- und Phosphorverbindungen

Stickstoff liegt im Schwarzwasser als organisch gebundener Stickstoff, als $\text{NH}_4\text{-N}$ und untergeordnet als $\text{NO}_3\text{-N}$ vor. $\text{NO}_2\text{-N}$ kann vernachlässigt werden. Haupteintragspfad für Stickstoff in Schwarzwasser stellt der Urin dar. Phosphor im Schwarzwasser stammt überwiegend aus dem Urin (DWA 2008; Wendler 2005).

Die untersuchten Roh-Schwarzwasserproben zeigen bei Betrachtung des Medianwertes nahezu identische C_{TKN} -Konzentrationen mit 298 mg/L (Betriebsgebäude) bzw. 281 mg/L (Wohngebäude) auf. Ebenso war der Anteil des $\text{NH}_4\text{-N}$ am TKN an beiden Versuchsstandorten ähnlich hoch. Mit 79 % (Betriebsgebäude) bzw. 85 % (Wohngebäude) liegt somit der größte Teil des Gesamt-Stickstoffs im Roh-Schwarzwasser als $\text{NH}_4\text{-N}$ vor. Die Hydrolyse des im Urin ausgeschiedenen Harnstoffes ist demnach weitgehend abgeschlossen. Die hohen pH-Werte (s.o.) sind ebenfalls ein Indiz hierfür.

Der Roh-Schwarzwasserzufluss weist Phosphor-Konzentration von 32,9 mg/L bzw. 32,0 mg/L auf. Phosphat lag überwiegend als $\text{PO}_4\text{-P}$ vor, was aus dem $C_{\text{P}}/S_{\text{PO}_4}$ -Verhältnis von 1,49 (Betriebsgebäude) bzw. 1,45 (Wohngebäude) ersichtlich wird.

Nährstoff-Verhältnisse

Aus den statistischen Auswertungen hinsichtlich der Zulaufkonzentrationen (Tabelle 6.3) zeigt sich, dass in Schwarzwasser Stickstoff und Phosphor in relativ großen Mengen vorhanden sind, sodass das Verhältnis von Kohlenstoff zu den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor stark zu Gunsten der Nährstoffe verschoben ist. Das ermittelte $C_{\text{BSB}}/C_{\text{TKN}}$ -Verhältnis am Betriebsgebäude betrug 1,6 : 1 bzw. 1,9 : 1 im Roh-Schwarzwasser des Wohnblocks. Dieser Sachverhalt ist für die biologische Reinigung des Schwarzwassers von besonderer Bedeutung. Einerseits für die Nitrifikation, die eine Absenkung des pH-Wertes bewirken kann. Andererseits aber auch für die Denitrifikation, da ggf. nicht ausreichend leicht abbaubarer Kohlenstoff zur vollständigen Reduktion des Nitrates zur Verfügung steht.

Das $C_{\text{BSB}}/C_{\text{P}}$ -Verhältnis wurde mit 17,1 : 1 bzw. 15,3 : 1 bestimmt. Dieser Wert liegt deutlich unter dem Optimum von 100 : 1 für den biologischen Abbau der organischen Substanzen (Mudrack und Kunst 2003). Im Vergleich zu kommunalem Abwasser, wo ein $C_{\text{BSB}}/C_{\text{P}}$ -Verhältnis von etwa 33 : 1 angenommen werden kann, liegt folglich im untersuchten Schwarzwasser etwa die doppelte Menge an Phosphor vor.

Darüber hinaus dokumentiert das resultierende $C_{\text{BSB}}:C_{\text{TKN}}:C_{\text{P}}$ -Verhältnis von 100 : 62,3 : 5,9 bzw. 100 : 51,4 : 6,7 die ausreichende Nährstoffversorgung der Mikroorganismen für den Aufbau der Biomasse. Den begrenzenden Faktor stellen die organischen Verbindungen dar, d.h. dass für eine vollständige Assimilation der Nährstoffe zu wenig organische Substanz im Roh-Schwarzwasser enthalten ist.

6.2.1.2 Mechanisch gereinigtes Schwarzwasser

Als Vorabscheidung wurden die in Kapitel 5.2.1 beschriebenen Aggregate (Filtersäcke bzw. Siebtrommel) eingesetzt, sodass Fäkalien und Toilettenpapier, aber auch sonstige Sanitärprodukte, Essensreste etc. zurückgehalten wurden. Am Wohnblock kamen beide Verfahren der Feststoffabscheidung zum Einsatz. Der Vergleich der beiden Versuchszeiträume zeigt allerdings keinen signifikanten Unterschied der Abwasserbelastung, da die mittlere Maschen- bzw. Porenweite der verwendeten Filter mit 50 – 500 µm bzw. 300 µm im Mittel in etwa in der gleichen Größenordnung lagen. Vielmehr sank die Belastung des Zuflusses kontinuierlich über den Betrachtungszeitraum, um am Ende der Untersuchungen wieder anzusteigen. Eine Unterscheidung der Belastung des Schwarzwassers des Wohnblocks in Abhängigkeit der eingesetzten Methoden zur Vorabscheidung erfolgte daher nicht.

Tabelle 6.4: Zusammenstellung der chemisch-physikalischen Zusammensetzung von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte)

Parameter	Einheit	Betriebsgebäude ⁽¹⁾	Wohnblock ⁽¹⁾	Bürogebäude ⁽¹⁾
pH-Wert	[-]	8,44 (85)	8,46 (52)	8,03 (25)
T	[°C]	19,3 (85)	n.b.	n.b.
S _{KS4,3}	[mmol/L]	19,1 (73)	20,9 (56)	18,3 (25)
LF	[µS/cm]	2.365 (44)	2.533 (54)	2.620 (25)
C _{CSB}	[mg/L]	820 (86)	709 (53)	681 (26)
S _{CSB}	[mg/L]	529 (85)	n.b.	553 (26)
C _{BSB}	[mg/L]	316 (69)	343 (52)	304 (26)
C _{TOC}	[mg/L]	344 (68)	305 (53)	235 (24)
S _{DOC}	[mg/L]	222 (68)	n.b.	171 (24)
C _{TKN}	[mg/L]	263 (71)	281 (56)	212 (26)
S _{NH4}	[mg/L]	193 (82)	230 (56)	185 (26)
S _{NO3}	[mg/L]	1,50 (33)	1,70 (56)	1,10 (26)
S _{NO2}	[mg/L]	n.n. (16)	n.b.	n.n. (20)
C _P	[mg/L]	28,0 (79)	28,8 (55)	22,5 (26)
S _{PO4}	[mg/L]	20,8 (73)	25,0 (55)	17,3 (26)
X _{AFS}	[mg/L]	211 (34)	36 (17)	47 (11)
GV	[%]	80 (36)	76 (17)	32 (9)
⁽¹⁾ Betrachtung nur der Werktage		n.b. = nicht bestimmt		n.n. = nicht nachweisbar

Die Zusammenstellung der ermittelten Analysewerte für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser ist Tabelle 6.4 zu entnehmen. Die Zusammenstellung der in mechanisch gereinigtem Schwarzwasser ermittelten Konzentrationsverhältnisse ist in Tabelle 6.5 zu finden. Die gesamten statistischen Auswertungen der Messreihen für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser sind im Anhang A.6 enthalten.

Beim Vergleich der Werte der Tabelle 6.4 und der Tabelle 6.5 mit den Schwarzwasserkonzentrationen des Rohzulaufs der Tabelle 6.2 sowie den Verhältniswerten des Roh-Schwarzwassers der Tabelle 6.3 zeigt sich, dass durch die Vorabscheidung die Konzentrationen an organischen Verbindungen und der Feststoffparameter im Allgemeinen sehr deutlich reduziert wurden. Dagegen wurden erwartungsgemäß die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in einem wesentlich geringeren Maß in der mechanischen Stufe zurückgehalten, was in einer deutliche Verschiebung des $C_{BSB} : C_{TKN} : C_P$ -Verhältnisses zu Gunsten von Stickstoff und Phosphor resultiert (Tabelle 6.5).

Die sich im Zufluss zur biologischen Behandlungsstufe jeweils ergebenden Konzentration und Verhältniswerte werden nachfolgend im Einzelnen diskutiert.

Allgemeine chemisch-physikalische Parameter

Das mechanisch gereinigte Schwarzwasser weist mit pH-Werten zwischen pH 8,0 und pH 8,5 prinzipiell geringere pH-Werte als das untersuchte Roh-Schwarzwasser auf, was auf eine Versäuerung in den Vorlagebehältern hindeuten kann. Die Säurekapazität liegt bei Betrachtung des Median in vergleichbarer Größenordnung zum Roh-Schwarzwasser. Mit Konzentrationen zwischen 18,3 mmol/L und 20,9 mmol/L wird allerdings eine deutlich größere Spannweite belegt.

Der Gehalt an gelösten Salzen zeigt einen geringfügigen Anstieg. Mit Werten zwischen 2.533 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 2.635 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lagen die gemessenen Konzentrationen rd. 10 % bis 20 % über den Werten von Roh-Schwarzwasser, was auf eine fortschreitende Ammonifikation in den Vorlagebehältern zurückgeführt werden kann.

Abfiltrierbare Stoffe, organische bzw. mineralische Bestandteile

Im mechanisch gereinigten Schwarzwasser wurden Feststoffgehalte zwischen 36 mg/L und 211 mg/L, bei Glühverlusten zwischen 32 % und 80 % nachgewiesen. Erwartungsgemäß fanden sich mechanisch gereinigten Schwarzwassers am Bürogebäude die geringsten Feststoffgehalte.

Organische Verbindungen

Im Zulauf der biologischen Behandlungsstufen konnten C_{CSB} -Konzentration (Medianwerte) zwischen 681 mg/L und 820 mg/L nachgewiesen werden. Die Konzentrationen des C_{BSB} lagen zwischen 304 mg/L und 343 mg/L, der C_{TOC} ergab Konzentrationen zwischen 235 mg/L und 344 mg/L. Die Minimalwerte wurden dabei jeweils am Bürogebäude gemessen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die im Parameter C_{CSB} erfassten organischen Verbindungen wesentlich stärker durch die mechanische Stufe zurückgehalten wurden als die im Summenparameter C_{BSB} erfassten biologisch abbaubaren organischen Verbindungen. Das hieraus am Betriebsgebäude im Zulauf zur biologischen Behandlungsstufe resultierende C_{CSB}/C_{BSB} -Verhältnis betrug 2,6 : 1. Am Wohnblock wurde ein C_{CSB}/C_{BSB} -Verhältnis von 2,3 : 1 ermittelt, am Bürogebäude ergab sich ein Wert von 2,1 : 1. Mechanisch vorgereinigtes Schwarzwasser liegt somit, bezogen auf das C_{CSB}/C_{BSB} -Verhältnis, in der Größenordnung von kommunalem Abwasser und kann als biologisch gut abbaubar eingestuft werden.

Bei den Untersuchungen des C_{TOC} im mechanisch gereinigten Schwarzwasser zeigt sich im Gegensatz zu Roh-Schwarzwasser eine gute Korrelation mit den Parametern C_{CSB} bzw. C_{BSB} . In Abbildung 6.2 ist dieser Sachverhalt dargestellt.

Es kann ein guter linearer Zusammenhang für beide Parameter bei den Untersuchungen am Betriebsgebäude sowie am Wohnblock festgestellt werden. Lediglich die Auswertung zum C_{BSB} und C_{TOC} am Bürogebäude zeigen einen mäßigen linearen Zusammenhang. Wegen seiner besseren Bestimmbarkeit scheint dennoch die Verwendung des C_{TOC} anstelle des C_{BSB} bzw. C_{CSB} als Ersatzparameter möglich.

In Abbildung 6.3 ist der Zusammenhang zwischen den C_{CSB} - und C_{BSB} -Zulaufkonzentration des mechanisch gereinigten Schwarzwasser der Untersuchungen abgebildet. Es lässt sich für alle drei Versuchsanlagen ein guter ($r = 0,77$ bzw $r = 0,86$) bis sehr guter ($r = 0,96$) linearer Zusammenhang festhalten.

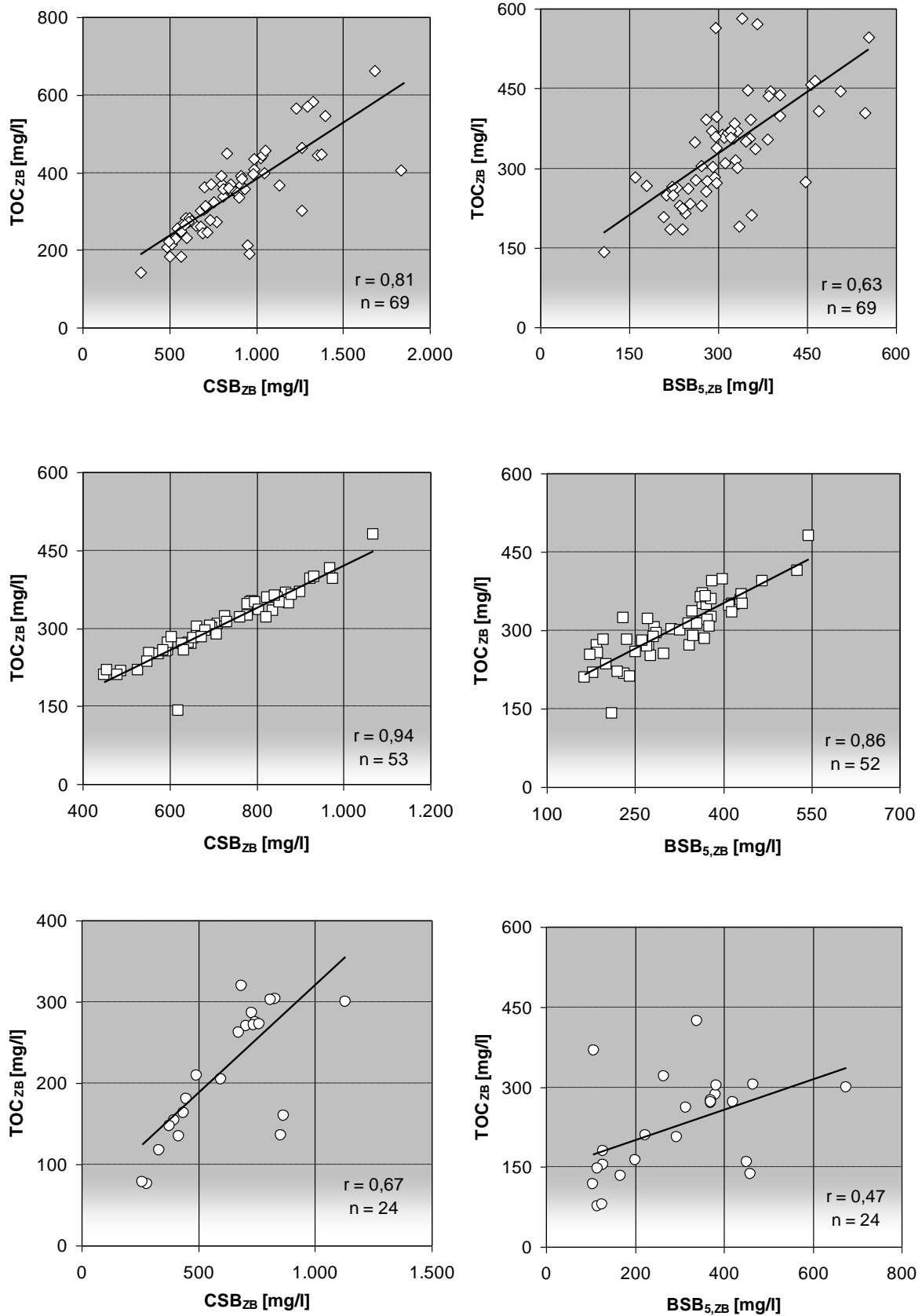


Abbildung 6.2: Korrelation zwischen C_{CSB} , C_{BSB} und C_{TOC} für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser der drei Versuchsanlagen, Oben: Betriebsgebäude, Mitte: Wohnblock, Unten: Bürogebäude

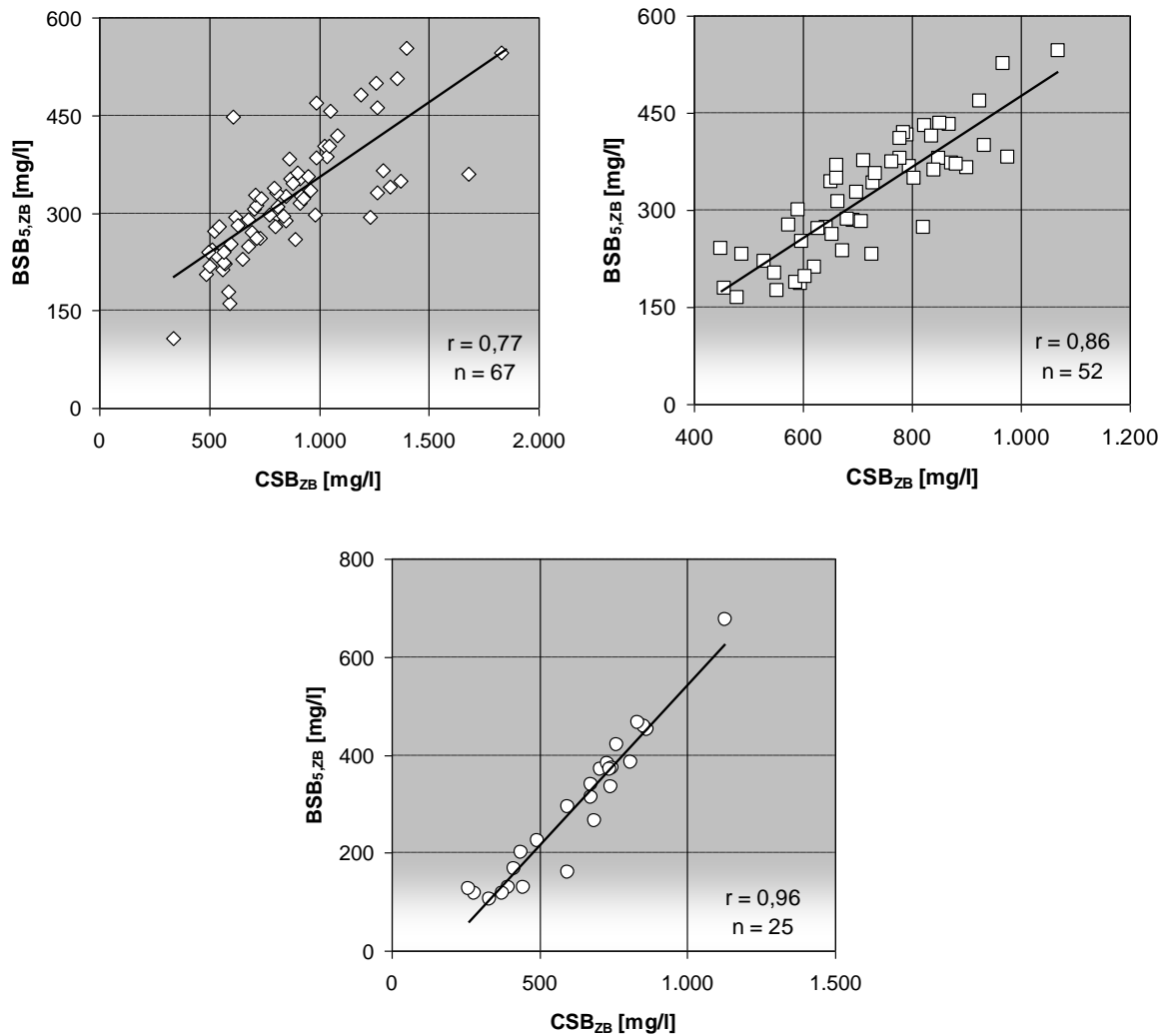


Abbildung 6.3: Korrelation zwischen C_{BSB} und C_{CSB} für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser, Oben links: Betriebsgebäude, Oben rechts: Wohnblock, Unten: Bürogebäude

Stickstoff- und Phosphorverbindungen

Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor, die im Roh-Schwarzwasser bereits größtenteils in gelöster Form vorlagen, wurden durch die Feststoffseparation nur in einem geringen Maß zurückgehalten. Durchschnittlich betrug der Rückhalt zwischen 2 % bis 12 % bezogen auf den C_{TKN} bzw. rd. 12,5 % bis 15 % bezogen auf den C_p . Demzufolge ergaben sich im Zulauf zur biologischen Behandlungsstufe Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentrationen die in einer vergleichbaren Größenordnung zum Roh-Schwarzwasser lagen.

Die hinsichtlich des TKNs gemessene Reduktion infolge mechanischer Vorreinigung ist im Wesentlichen auf den Rückhalt organisch gebundener Stickstoffverbindungen zurückzuführen. Darüber hinaus ist die fortschreitende Hydrolyse im Vorlagebehälter zu beachten, so dass die gemessenen S_{NH_4} -Konzentrationen im mechanisch gereinigten Schwarzwasser in einer ähnlichen Größenordnung wie im Roh-Schwarzwasser, im Fall der häuslichen Anwendung am Wohnblock sogar über den Konzentrationen des Roh-Schwarzwassers lagen. Dage-

gen erfolgt aufgrund der angesprochenen Randbedingungen eine Verschiebung der Fraktionen der Stickstoffverbindungen. Mit einem resultierenden $C_{TKN} : C_{orgN}$ -Verhältnis zwischen 4,7 - 7,7 liegen nur noch 13 % - 21 % der Stickstoffverbindungen als organisch gebundener Stickstoff vor und folglich bereits 79 % - 87 % des nichtoxidierten Stickstoffs als NH_4 -N.

Tabelle 6.5: Zusammenstellung der Verhältniswerte der in mechanisch gereinigtem Schwarzwasser enthaltenen Inhaltsstoffe der drei Versuchsanlagen als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl der Wertepaare)

Parameter	Einheit	Betriebsgebäude	Wohnblock	Bürogebäude
C_{CSB} / S_{CSB}	[-]	1,43 (85)	1,02 (9)	1,11 (25)
C_{CSB} / C_{BSB}	[-]	2,58 (68)	2,32 (52)	2,09 (26)
C_{CSB} / C_{TOC}	[-]	2,35 (68)	2,37 (53)	2,70 (24)
C_{TKN} / S_{NH_4}	[-]	1,27 (71)	1,19 (56)	1,15 (26)
C_{TKN} / C_{orgN}	[-]	4,69 (71)	6,25 (56)	7,69 (26)
C_P / S_{PO_4}	[-]	1,37 (73)	1,15 (55)	1,37 (26)
X_{AFS} / C_{BSB}	[-]	0,82 (31)		
$C_{BSB} : C_{TKN} : C_P$	[-]	100 : 83,8 : 8,8	100 : 87,2 : 9,3	100 : 80,2 : 10

Der Zufluss zur biologischen Behandlungsstufe wie Phosphor-Konzentration zwischen 22,5 mg/L bzw. 28,8 mg/L auf. Erwartungsgemäß hat sich das Verhältnis C_P/S_{PO_4} mit Werten von 1,15 (Wohnblock) bzw. 1,37 (Betriebs- und Bürogebäude) weiter zu Gunsten des gelösten ortho-Phosphates verschoben.

Nährstoff-Verhältnisse

Mit einem resultierenden C_{BSB}/C_{TKN} -Verhältnis von 1,2-1,4 : 1, hat sich das Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Stickstoff weiter zu Gunsten von Stickstoff verschoben. Gegenüber Roh-Schwarzwasser haben sich die Bedingungen für eine vollständige Stickstoffelimination damit weiter verschlechtert.

Das resultierende C_{BSB}/C_P -Verhältnis betrug minimal 11,2 : 1 am Wohnblock bis maximal 14,1 : 1 am Bürogebäude und hat sich somit gegenüber Roh-Schwarzwasser geringfügig zu Gunsten des Phosphors verschoben.

Das $C_{BSB} : C_{TKN} : C_P$ -Verhältnis von beispielsweise 100 : 87,2 : 9,3 am Wohnblock dokumentiert den enormen Überschuss an Stickstoff und Phosphor im untersuchten Schwarzwasser. Erwartungsgemäß wurden die höchsten Phosphoranteile im Schwarzwasser des Bürogebäudes gefunden.

Schwermetallgehalte

Neben den bisher diskutierten Parametern wurden einige Proben des mechanisch gereinigten Schwarzwassers des Wohnblocks auf weitere zur Bewertung der Schwarzwassercharakteristik bzw. -qualität relevante Größen bestimmt. Ein Vergleich der ermittelten Schwermetallkonzentrationen mit Mittelwerten der Schwermetallgehalte in Urin sind in Tabelle 6.6 dargestellt.

Tabelle 6.6: Medianwerte der Schwermetallgehalte im mechanisch gereinigten Schwarzwasser des Wohnblocks im Vergleich mit denen in Urin nach DWA (2008)

Parameter	Einheit	Wohnblock	Urin
Cd	[mg/L]	< 0,005 ⁽¹⁾	0,0007
Cr	[mg/L]	0,03	0,0071
Cu	[mg/L]	0,04	0,0714
Hg	[mg/L]	n.b.	0,0007
Ni	[mg/L]	< 0,01 ⁽¹⁾	0,007
Pb	[mg/L]	< 0,05 ⁽¹⁾	0,014
Zn	[mg/L]	0,29	0,214
⁽¹⁾ Nachweisgrenze			

Die untersuchten Schwermetalle an Cadmium (Cd), Blei (Pb) und Nickel (Ni) lagen im Median aller Proben (n = 3) unter den jeweiligen Nachweisgrenzen. Die Konzentrationen an Chrom (Cr), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) lagen bei 0,03 mg/L, 0,04 mg/L bzw. 0,29 mg/L. Eine hemmende Wirkung, insbesondere auf den Prozess der Nitrifikation, ist daher infolge der gemessenen Schwermetallgehalte nicht zu erwarten.

6.2.2 Einwohnerspezifische Frachten

Die in Abwasser gemessenen Konzentrationen resultieren aus der pro Zeiteinheit in das Wasser eingetragene Schmutzfracht und dem Volumenstrom an Wasser, mit welcher die Schmutzstoffe verdünnt werden. Eine abnehmende Wassermenge, respektive Verdünnung führt folglich bei gleichbleibender Schmutzfracht zu einer steigenden Konzentration. Bei der Interpretation von Konzentrationen ist daher immer die Verdünnungsrate zu beachten.

Für einen besseren, von der Verdünnungsrate (Spülwassermenge) unabhängigen Vergleich der untersuchten Schwarzwässer werden nachfolgend einwohnerspezifische Frachten für die Abwasserparameter BSB₅, CSB, TKN, P_{ges} sowie AFS im Zulauf der Versuchsanlagen sowie nach mechanischer Vorabscheidung dargestellt. Hierbei werden Box-Whisker-Plots verwen-

det, die neben dem Medianwert den Wertebereich als Minimal- und Maximalwert sowie die 15 % und 85 %-Unterschreitungshäufigkeit abbilden. Die zugehörigen tabellarischen Darstellungen sind dem Anhang A.7 und A.8 zu entnehmen.

6.2.2.1 Roh-Schwarzwasser

Die pro Person und Tag für die oben genannten Parameter an den drei Versuchsanlagen für Roh-Schwarzwasser ermittelten Frachten sind in Abbildung 6.4 dargestellt.

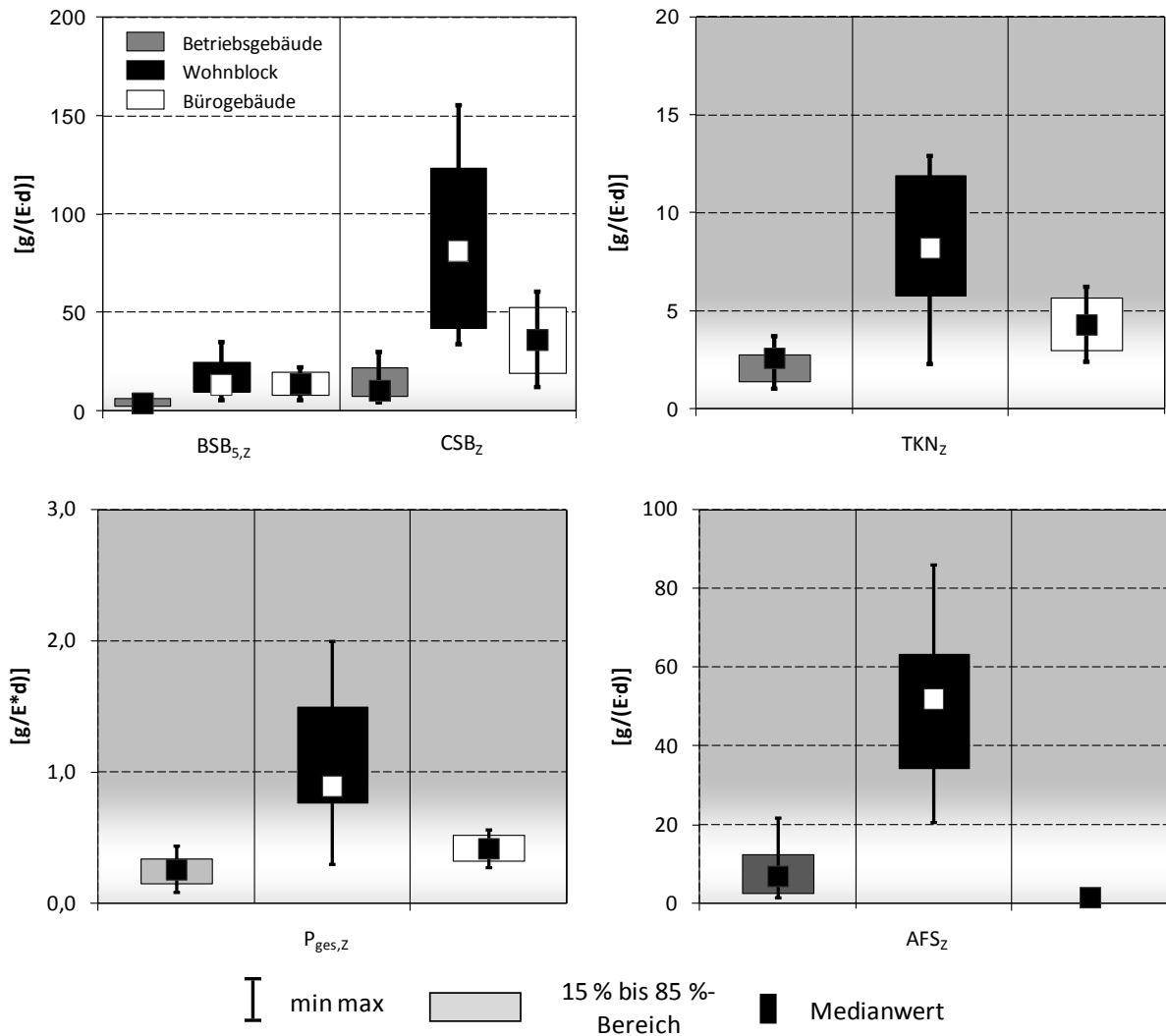


Abbildung 6.4: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für Roh-Schwarzwasser der Parameter CSB, BSB₅, TKN, P_{ges} und AFS

Es sei an dieser Stelle noch einmal auf die geringe Anzahl ($n = 2$) der Roh-Schwarzwasserproben hingewiesen, die am Bürogebäude in Oberhausen gewonnen wurden. Der Vollständigkeit wegen werden die ermittelten Frachten dennoch dargestellt. Den Berechnungen der einwohnerspezifischen Werte des Betriebsgebäudes liegen dagegen in Abhängigkeit des betrachteten Parameters zwischen 15 bis 19 Datenpaare zugrunde. Am

Wohnblock wurden 9 Roh-Schwarzwasserproben genommen, die in die Untersuchungen eingeflossen sind.

Deutlich zu erkennen sind die wesentlich höheren Frachten, die bei der häuslichen Anwendung am Wohnblock emittiert werden. Diese überschreiten die der beiden anderen Standorte um ein Vielfaches. Mit 13,3 g BSB₅/(E·d) ergeben sich hier rd. 3-fach höhere Frachten als am Betriebsgebäude, wo 4,0 g/(E·d) ermittelt werden. Hinsichtlich des CSB werden mit 82,1 g/(E·d) sogar rd. 6-fach höhere Frachten im häuslichen Schwarzwasser als im Schwarzwasser des Betriebsgebäudes dokumentiert. Bezüglich der Stickstoff-, Phosphor- und Feststoffgehalte werden rd. 2- bis 3-fach höhere Mengen aus der häuslichen Umgebung als am Arbeitsplatz über Schwarzwasser emittiert.

6.2.2.2 Mechanisch gereinigtes Schwarzwasser

Die pro Person und Tag für die oben genannten Parameter an den drei Versuchsanlagen ermittelten Frachten für Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung sind in Abbildung 6.5 dargestellt. Die den Datensätzen zugrunde liegende Probenanzahl kann dem Anhang A.8 entnommen werden.

Werden die Medianwerte berücksichtigt, zeigt sich im mechanisch gereinigten Schwarzwasser eine gute Übereinstimmung für die Parameter BSB₅, CSB und P_{ges} am Betriebs- sowie am Bürogebäude. Für den BSB₅ werden hier jeweils 2,3 g/(E·d) bzw. 2,4 g/(E·d) ermittelt. Die CSB-Fracht beträgt 6,6 g/(E·d) bzw. 5,8 g/(E·d). Für die häusliche Anwendung am Wohnblock werden erwartungsgemäß deutlich höhere Frachten bestimmt. Es ergeben sich 11,2 g/(E·d) bezogen auf den BSB₅ und 24,2 g/(E·d) bezogen auf den CSB.

Mit 1,0 g/(E·d) ist die täglich pro Person anfallende Phosphormenge am Wohnblock in Kaiserslautern rd. 5- bis 6-mal höher als die der beiden anderen Standorte, wo 0,22 g/(E·d) bzw. 0,17 g/(E·d) ermittelt werden.

Dagegen weichen bei Betrachtung der Medianwerte die ermittelten Kennzahlen für den TKN und der AFS des Bürogebäudes und des Betriebsgebäudes deutlich voneinander ab. Zu erwarten waren TKN-Frachten am Betriebs- und Bürogebäude in der gleichen Größenordnung; tendenziell eher höhere Frachten an dem Bürogebäude, da die Abwasserzusammensetzung hier urinhaltiger war. Ermittelt werden dagegen 2,0 g/(E·d) am Betriebsgebäude und um den Faktor 10 geringere Werte von 0,22 g/(E·d) TKN am Bürogebäude. Die Resultate bei den AFS scheinen die Vermutung zum Nutzerverhalten an den Standorten der Versuchsanlagen zu bestätigen. Der beobachtete Sachverhalt konnte allerdings nicht abschließend geklärt werden und bedarf einer weiteren Untersuchung.

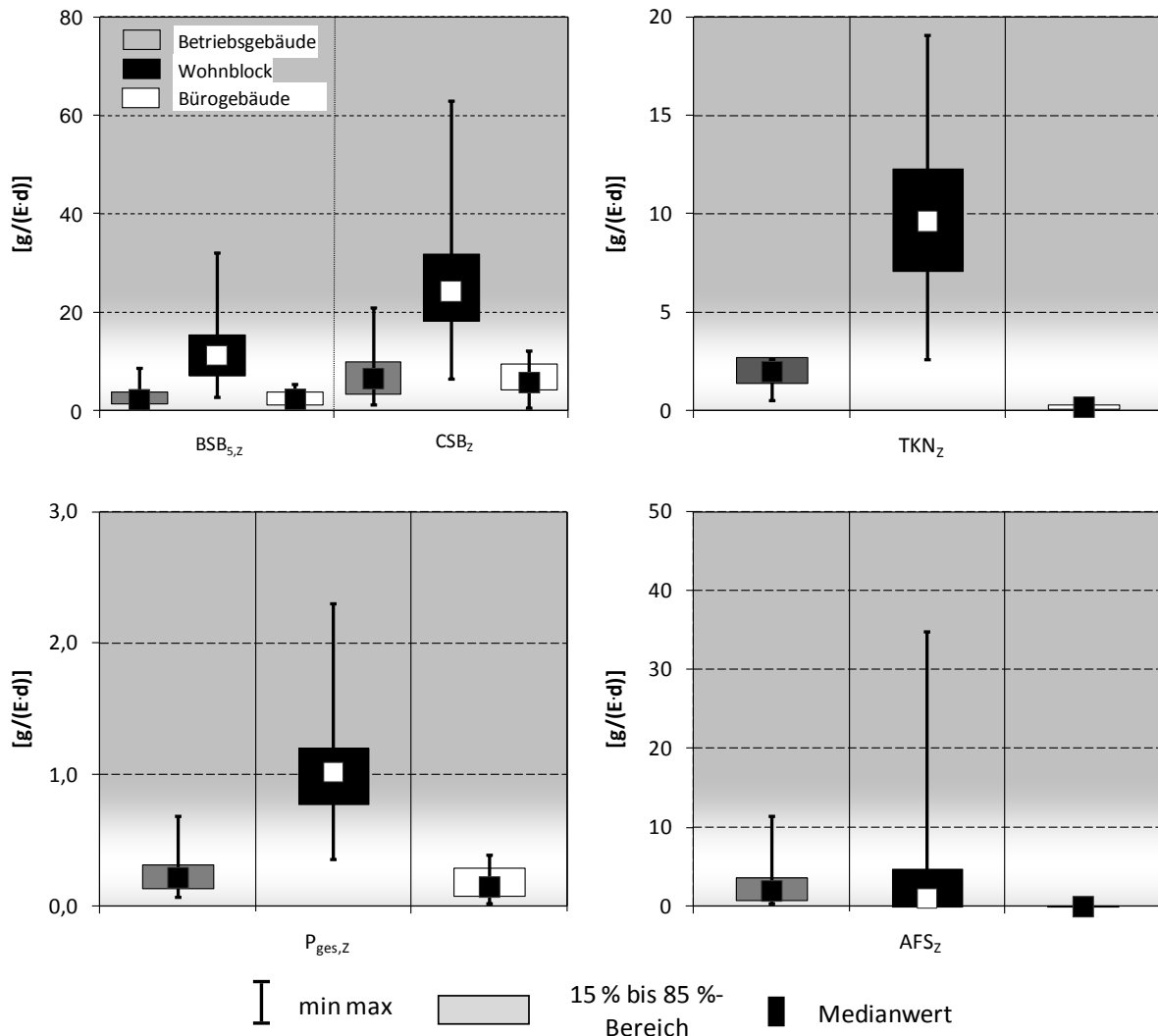


Abbildung 6.5: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser für die Parameter CSB, BSB₅, TKN, P_{ges} und AFS

6.2.3 Diskussion der Ergebnisse

6.2.3.1 Konzentrationen

Im Vergleich zu kommunalem Schmutzwasser weist Schwarzwasser relativ hohe Konzentrationen hinsichtlich der üblicherweise zur Charakterisierung von Abwasser verwendeten Parameter auf. Dies ist im Wesentlichen auf die fehlende Verdünnung durch Grau- und Fremdwasser zurückzuführen. Verglichen zu Schwarzwasser aus Vakuumsystemen werden dagegen erwartungsgemäß niedrigere Konzentrationen ermittelt. Wendland (2009) bestimmte beispielsweise in ihren Untersuchungen C_{CSB}-Konzentrationen in Roh-Schwarzwasser aus Vakuumtoiletten (0,7 L bis 1,0 L je Spülvorgang) von im Mittel 8.060 mg/L. Die Konzentrationen der Nährstoffparameter Stickstoff und Phosphor werden mit 1.495 mg/L bzw. 175 mg/L angegeben. Bezogen auf den C_{CSB} liegen folglich die von

Wendland (2009) bestimmten Konzentrationen um den Faktor 3 bis 5 über denen des Roh-Schwarzwassers der eigenen Erhebungen. Hinsichtlich der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor werden 5- bis 6-fach höhere Konzentrationen nachgewiesen.

Im mechanisch gereinigten Schwarzwasser werden infolge Siebung für die organischen Summenparameter C_{CSB} , C_{BSB} und C_{TOC} Konzentrationen gemessen, die in einer vergleichbaren Größenordnung zu kommunalem Abwasser liegen. Mit einem $C_{BSB} : C_{TKN} : C_P$ -Verhältnis von 100 : 85 : 9,0 im Mittel der drei Versuchsanlagen stellt Kohlenstoff im mechanisch gereinigten Schwarzwasser ebenso wie im Roh-Schwarzwasser ($C_{BSB} : C_{TKN} : C_P = 100 : 55 : 6,3$) aus mikrobiologischer Sicht den begrenzenden Faktor dar. D.h., dass für eine vollständige Elimination der im Schwarzwasser enthaltenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor über den Betriebs- und Baustoffwechsel von Bakterien zu wenig organische Substanzen im Schwarzwasser enthalten sind.

In Abbildung 6.6 sind die Zulaufkonzentration der Parameter C_{CSB} , C_{BSB} , C_{TKN} , C_P und X_{AFS} als Summenhäufigkeit sowohl für Roh-Schwarzwasser als auch für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser der drei Versuchsstandorte dargestellt.

Es zeigt sich, trotz der unterschiedlichen Herkunftsbereiche der Messdaten, eine überraschend gute Übereinstimmung bei den organischen Summenparametern. Lediglich die C_{CSB} -Gehalte im Roh-Schwarzwasser der häuslichen Anwendung weichen von denen des Betriebsgebäudes ab. Dies kann auf den höheren Anteil an Sanitärprodukten im häuslichen Roh-Schwarzwasser und die hierüber eingetragenen biologisch nicht abbaubaren Stoffe zurückgeführt werden.

Die Betrachtung der Feststoffanteile im Roh-Schwarzwasser bestätigt die obige Vermutung. Dagegen ergeben sich Widersprüche bei der Betrachtung der X_{AFS} -Gehalte im mechanisch gereinigten Schwarzwasser. Die geringsten Feststoffgehalte wurden erwartungsgemäß am Bürogebäude ermittelt. Die höchsten Feststoffgehalte ergaben sich hingegen am Betriebsgebäude. Ursächlich hierfür sind wahrscheinlich Faktoren, wie die Betriebsweise der mechanischen Vorreinigung sowie die Art der Abwasserableitung. So stellten Vinneras und Jönsson (2002) und Vinneras und Jönsson (2003) bei ihren Untersuchungen zur Feststoffseparation von Fäkalien fest, dass die Fallhöhe einen erheblichen Einfluss auf den Wirkungsgrad der Feststoffseparation hat. Infolge mechanischer Zerstörung bei Fallhöhen größer einem Meter, wurde ein verminderter Feststoffrückhalt durch die Filtration beobachtet. Eine Steigerung der Effektivität der Filtration wurde erreicht, indem die Abwasserzuleitung optimiert wurde (Vermeidung vertikaler Abwasserableitung, Reduktion der Fallhöhe, Austausch von 90° Bögen).

An der SBR-Anlage fällt das Schwarzwasser über eine Höhe von zwei Metern im freien Gefälle in den Filtersack. Durch den Filtersack selbst wird der oben beschriebene Effekt zusätzlich verstärkt, da sich bei zunehmender Filterbelegung die Maschen des Gewebes aufweiten und somit den Wirkungsgrad des Filtersackes herabsetzen.

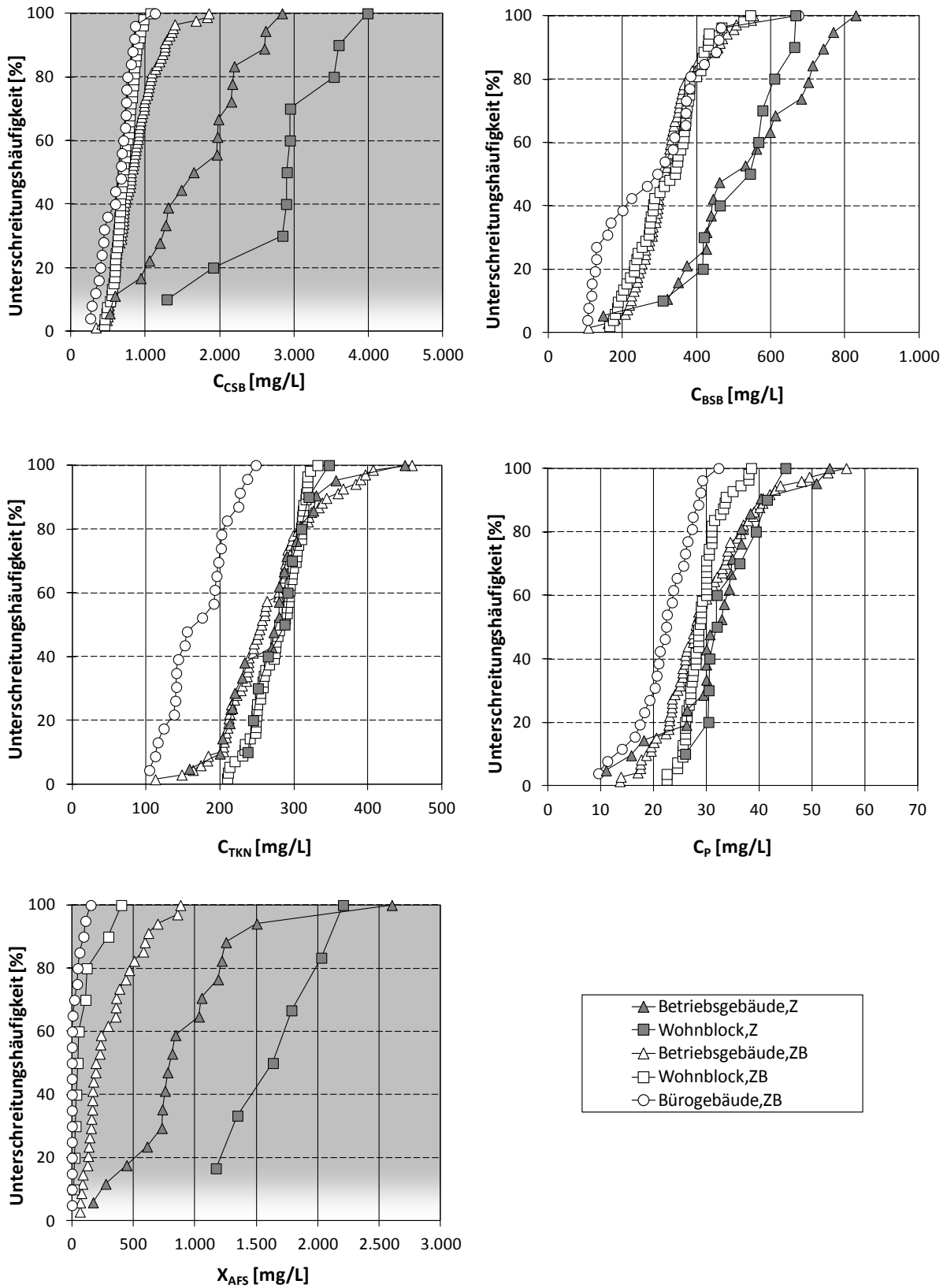


Abbildung 6.6: Summenhäufigkeit der Zulaufkonzentrationen (24-h-Mischproben) für Rohschwarzwasser (Index Z) und mechanisch gereinigtes Schwarzwasser (Index ZB)

Beim MBR-Wohnblock wurde das Schwarzwasser in Filterbodennähe eingeleitet. Zudem wurde der Filtersack wöchentlich gewechselt. Die Standzeit am Versuchsstand betrug bis zu acht Wochen, wodurch sich deutlich höhere Filterkuchen einstellten und den oben beschriebenen Effekt vermutlich verstärkten.

Die angesprochenen Untersuchungen von Vinneras und Jönsson (2003) und Untersuchungen von Lindner et al. (2003) weisen außerdem einen erhöhten Nährstoffaustrag aus dem Filtersystem bei zunehmender Kontaktzeit des Spülwassers mit dem Filterkuchen nach, womit ggf. die Differenzen der Messreihen hinsichtlich der Parameter C_{TKN} am Betriebsgebäude und am Wohnblock erklärt werden können.

Beim Vergleich von Roh-Schwarzwasser und mechanisch gereinigtem Schwarzwasser hinsichtlich ihrer C_{CSB}/C_{BSB} -Verhältniszahlen (Abbildung 6.7) wird deutlich, dass insbesondere im Roh-Schwarzwasser der Anteil der schwer abbaubaren im Vergleich zu den leicht abbaubaren organischen Verbindungen überproportional hoch ist, sodass bei der biologischen Reinigung von Schwarzwasser ggf. mit hohen Konzentrationen an inertem CSB (S_i) zu rechnen ist. Zugleich ergeben sich sowohl für Roh-Schwarzwasser als auch für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser immer C_{TKN}/C_{BSB} -Verhältniszahlen größer 0,5. Als Konsequenz besteht unabhängig von der Schwarzwasserquelle, der eingesetzten Spültechnik etc. eine Limitierung bzgl. der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen für die Denitrifikation.

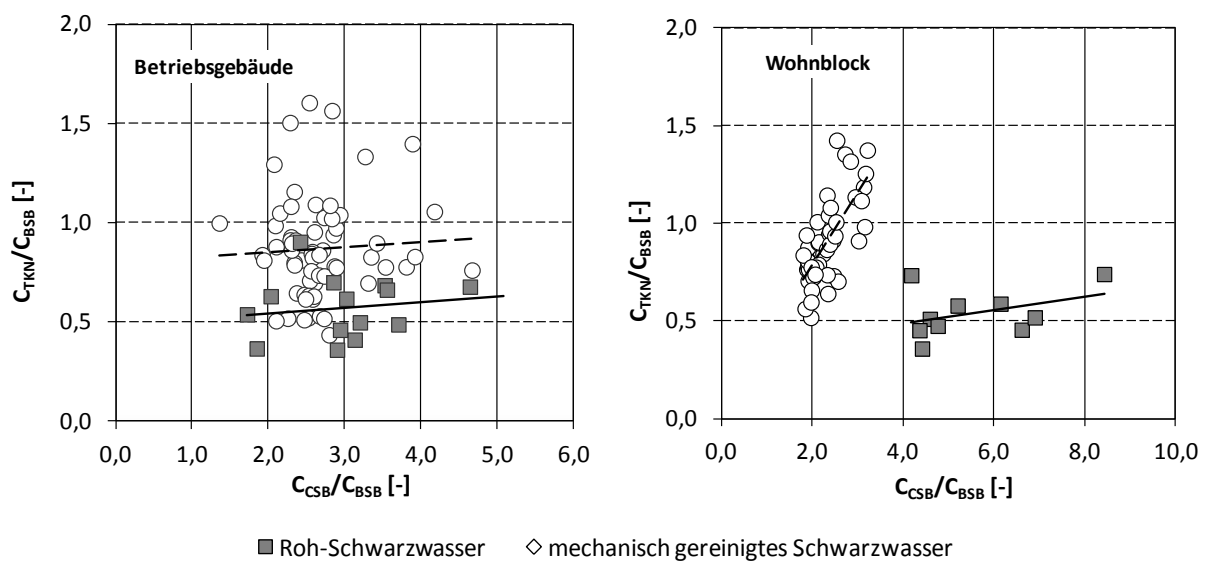


Abbildung 6.7: Zusammenhang zwischen den C_{TKN}/C_{BSB} - und den C_{CSB}/C_{BSB} -Verhältniszahlen im Roh-Schwarzwasser und mechanisch gereinigtem Schwarzwasser (links: Betriebsgebäude, rechts: Wohnblock)

In der häuslichen Anwendung ist darüber hinaus davon auszugehen, dass insbesondere nach mechanischer Feststoffabtrennung mit dem Anstieg der C_{CSB}/C_{BSB} -Werte auch das C_{TKN}/C_{BSB} -Verhältnis weiter zunimmt, sodass eine Denitrifikation u.U. überhaupt nicht möglich ist.

Bei der Gegenüberstellung der nachgewiesenen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte mit Daten der Literatur für Schwarzwasser ergeben sich teilweise erhebliche Differenzen, die aber aufgrund der dort häufig unzureichenden Dokumentation der zur Datengewinnung bzw. –erzeugung angewendeten Materialien und Methoden nicht näher beleuchtet werden können.

6.2.3.2 Frachten

Zu den aus Schwarzwasser emittierten Frachten, die deutsche Verhältnisse widerspiegeln, gibt es ebenso wie für Konzentrationen relativ wenige Untersuchungen. Zum Vergleich werden daher, neben den oben angesprochenen Erhebungen von Wendland (2009), Kennwerte verwendet, die von Henze und Ledin (2001) publiziert wurden. Zusätzlich wurden Frachten aus den Teilströmen Fäzes und Urin verschiedener deutscher Literaturquellen berechnet (DWA 2008; Otterpohl 2002) und die von Vinneras et al. (2006) an schwedischen Haushalten ermittelten Kennzahlen für die o.g. Teilströme zusammengestellt (Tabelle 6.7).

Es fällt auf, dass mit Ausnahme des BSB₅ die organischen Frachten der eigenen Untersuchungen über denen der Vergleichswerte liegen. Die ermittelten Nährstofffrachten ergeben dagegen i.d.R. geringere Gehalte. Auffällig ist zudem, dass die von Wendland (2009) erhobenen Werte ausnahmslos unter den restlichen Literaturangaben liegen. Lediglich der Vergleich der Stickstoff- und Phosphorfrachten zu den eigenen Ergebnissen zeigt eine gute Übereinstimmung.

Es wird vermutet, dass Abbauprozesse im Vakuumtank (Mineralisierungsprozesse der organischen Verbindungen) für die geringen Gehalte an organischen Verbindungen verantwortlich sind, da das von Wendland (2009) untersuchte Schwarzwasser bis zu zwei Tage vor der Probenahme in diesem lagerte. Diese Vermutung wird durch die Ergebnisse eigener Untersuchungen zur Lagerung von Schwarzwasser gestützt, die mit zunehmender Lagerungsdauer (24 h) eine Reduktion der organischen Substanzen von bis zu 30 % ergaben (Anhang A.9). Zudem kann davon ausgegangen werden, dass nicht 100 % des täglich von den Bewohnern produzierten Schwarzwasser in der betrachteten Siedlung anfielen (Wendland 2009).

Zwischen den hier ermittelten Frachten und den berechneten Kennzahlen der übrigen Publikationen zeigt sich ansonsten nur für die in DWA (2008) und Henze und Ledin (2001) vorgeschlagene CSB-Fracht eine gute Übereinstimmung. Die Abweichung von rd. 15 % zu der erst genannten Publikation stammt zum Teil daher, dass dort das Toilettenpapier vernachlässigt wurde. Gleiches gilt für die nach Otterpohl (2002) berechneten Werte. Dockhorn (2007) berechnete im Rahmen seiner Arbeit eine spezifische CSB-Belastung im Abwasser durch Toilettenpapier von 6,6 kg/(E·a) bzw. 18,1 g/(E·d). Die CSB-Fracht der eigenen Untersuchungen, ohne den oben genannten Toilettenpapieranteil, ergäbe folglich einen rechnerischen Wert von 62,1 g/(E·d). Zudem sind weitere über die Toilette entsorgte Haushaltsabfälle (Essens-

reste etc.) zu beachten, die in den eigenen Messungen enthalten sind, wodurch auch eine Annäherung an die theoretischen Werte von Otterpohl (2002) erreicht werden kann.

Tabelle 6.7: Vergleich der am Wohnblock ermittelten einwohnerspezifischen Frachten für Roh-Schwarzwasser zu verschiedenen Literaturwerten

Parameter	Einheit	Roh-Schwarzwasser	Wendland (2009) ⁽⁴⁾	DWA (2008) ^{(0), (1)}	Otterpohl (2002) ^{(0), (1), (2)}	Henze und Ledin (2001)	Vinneras et al. (2006) ⁽⁰⁾
CSB	[g/(E·d)]	80,2 (62,1) ⁽¹⁾	40,3	70,0	48,5	74,0	k. A.
Verhältnis zu Literaturwert	[-]	-	2,0	1,15 (0,89) ⁽¹⁾	1,65 (1,28) ⁽¹⁾	1,08	-
BSB ₅	[g/(E·d)]	13,3	k. A.	25,0 (36,5) ⁽⁵⁾	k. A.	24,7	k. A.
Verhältnis zu Literaturwert	[-]	-	-	0,53 (0,36) ⁽⁵⁾	-	0,54	-
TOC	[g/(E·d)]	31,9	12,1	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Verhältnis zu Literaturwert	[-]	-	2,7	-	-	-	-
TKN	[g/(E·d)]	8,2	7,4 ⁽³⁾	11,9 ⁽³⁾	12,1	12,0	12,6
Verhältnis zu Literaturwert	[-]	-	1,1	0,69	0,68	0,68	0,65
P _{ges}	[g/(E·d)]	0,89	0,88	1,50	1,86	1,90	1,51
Verhältnis zu Literaturwert	[-]	-	1,0	0,60	0,48	0,47	0,60
AFS	[g/(E·d)]	51,8	32,6	95,0	k. A.	k. A.	87,6
Verhältnis zu Literaturwert	[-]	-	1,6	0,55	-	-	0,59
oAFS	[g/(E·d)]	51,5	20,5	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Verhältnis zu Literaturwert	[-]	-	2,5	-	-	-	-
⁽⁰⁾ aus einwohnerspezifischen Werten von Fäzes und Urin berechnet ⁽¹⁾ Angaben ohne Toilettenpapier ⁽²⁾ Kennzahlen wurden aus medizinischen Tabellen berechnet ⁽³⁾ wird in Originalquelle als N _{ges} angegeben ⁽⁴⁾ wird in Originalquelle als Mittelwerte angegeben ⁽⁵⁾ bei Berücksichtigung einer einwohnerspezif. BSB ₇ -Fracht für Toilettenpapier von 11,5 g/(E·d) (Jönsson et al. 2005)							

Im Gegensatz zum CSB ist der Unterschied beim BSB₅ signifikant. Das Verhältnis der eigenen Werte zu denen der Literatur beträgt 0,53 bzw. 0,54. Zudem muss die oben angesprochene

Mehrbelastung durch Toilettenpapier beachtet werden. Jönsson et al. (2005) geben ein tägliche BSB₇-Fracht durch Toilettenpapier von 11,5 g/(E·d) an, wodurch theoretisch die Differenzen der eigenen Ergebnisse zu den Auswertungen der DWA (2008) weiter vergrößert werden.

Aber auch bei den anderen Kennzahlen können zum Teil erhebliche Abweichungen zu den Literaturwerten festgestellt werden. Für Stickstoff variiert das Verhältnis der eigenen Werte zu denen der Literatur in einem Bereich von 0,65 bis 0,69, für AFS von 0,55 bis 0,59. Für Phosphor wird eine größere Spannweite ermittelt, die aber mit Werten von 0,47 bis 0,60 in einer ähnlichen Größenordnung, wie für die beiden oben genannten Parameter liegt.

Es wird angenommen, dass dieser Sachverhalt im Wesentlichen auf die häusliche Herkunft des Schwarzwassers zurückzuführen ist. Bei der Interpretation der Daten ist zusätzlich zu beachten, dass sich im Allgemeinen in kleinen Betrachtungsräumen die Menschen über den Tag verteilt an verschiedenen Orten aufhalten (Wohnung, Arbeitsplatz, Sportstätte etc.). Folglich fällt nur ein Teil der täglich emittierten Fracht an der betrachteten Einheit an. Bezogen auf die vorliegenden Untersuchungen bedeutet dies, dass nur rd. 50 % bis 70 % der täglichen über die Toilette emittierten Frachten in der häuslichen Umgebung anfallen.

Wendland (2009) kommt zu einer ähnlichen Einschätzung. Die erzielte Übereinstimmung hinsichtlich der Stickstoff- und Phosphorfrachten mit den Untersuchungen von Wendland (2009) bestätigen diese These.

In Tabelle 6.8 sind die ermittelten einwohnerspezifischen Frachten des Schwarzwassers des Wohnblocks für Roh-Schwarzwasser (Spalte 3) sowie für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser (Spalte 4) den Kennzahlen des ATV-DVWK Arbeitsblattes A-131 (ATV 2000) gegenübergestellt (Spalte 8 und 9). Hier werden einwohnerspezifische Werte als 85 %-Perzentile für das gesamte häusliche Abwasser angegeben. Zusätzlich sind die einwohnerspezifischen Kenndaten des im betrachteten Wohnblock anfallenden Grauwassers angegeben (Spalte 5). Diese wurden Knerr et al. (2009a, b, c) entnommen und repräsentieren Kennzahlen für Grauwasser aus Bad, Handwaschbecken, Waschmaschinen und der Küche. Durch Summenbildung der Teilströme kann die gesamt aus dem Wohnblock emittierte Fracht errechnet (Spalte 8) und mit den Kennwerten für häusliches Abwasser verglichen werden.

Ferner wurde eine Erhöhung der ermittelten Frachten um pauschal 40 % vorgenommen (s.o.). Diese Werte sind in der zweiten Zeile des jeweils betrachteten Parameters angegeben. Zur Plausibilitätskontrolle wird in der dritten Zeile die Summe der ermittelten Frachten des Schwarzwassers aus dem häuslichen Umfeld (Wohnblock) und vom Arbeitsplatz (Betriebsgebäude) gebildet.

Aus dem Vergleich der Summe der aus den eigenen Messungen errechneten Werte mit den Kennzahlen des häuslichen Abwassers, zeigt sich eine gute Übereinstimmung sowohl für Roh-Abwasser kommunaler Herkunft als auch für kommunales Abwasser nach Vorklärung. Lediglich der BSB₅ bei Roh-Abwasser und der AFS-Gehalt des mechanisch gereinigten

Schwarzwassers und des Grauwassers weichen von den Kennzahlen, die in ATV (2000) angegeben werden ab. Letztere kann durch die verwendete Siebung, die eine Maschenweite von rd. 0,5 mm aufweist, erklärt werden. Demgegenüber repräsentieren die Werte des ATV-DVWK Arbeitsblattes A-131 (2000) Kennzahlen nach der Vorklärung. Die Werte für den BSB₅ erscheinen zu niedrig, wengleich auch bei der Verwendung der in Tabelle 6.7 angegebenen einwohnerspezifischen Frachten von Henze und Ledin (2001) eine Abweichung von rd. 20 % zu denen des ATV-DVWK Arbeitsblattes A-131 (ATV 2000) Werten zu verzeichnen ist.

Tabelle 6.8: Einwohnerspezifischen Frachten für Schwarz- und Grauwasser im Vergleich mit einwohnerspezifischen Frachten für kommunales Abwasser (SW: Schwarzwasser; GW: Grauwasser)

Parameter	Einheit	Schwarzwasser		Grauwasser Roh ⁽¹⁾	Summe		ATV (2000)	
		Roh	mechanisch gereinigt		Roh SW + Roh GW	mech. gerein. SW + Roh GW	Roh	nach Vorklärung
CSB	[g/(E·d)]	80,2 134 ⁽²⁾ 90,6 ⁽³⁾	24,2 40,3 ⁽²⁾ 30,8 ⁽³⁾	41,6	122 158 ⁽²⁾ 132 ⁽³⁾	65,8 81,9 ⁽²⁾ 72,4 ⁽³⁾	120	60-90
BSB ₅	[g/(E·d)]	13,3 22,1 ⁽²⁾ 17,3 ⁽³⁾	11,2 18,7 ⁽²⁾ 13,5 ⁽³⁾	22,5	35,8 44,6 ⁽²⁾ 39,8 ⁽³⁾	37,0 41,2 ⁽²⁾ 36,0 ⁽³⁾	60,0	40-45
TKN	[g/(E·d)]	8,2 13,7 ⁽²⁾ 10,8 ⁽³⁾	9,6 16,0 ⁽²⁾ 11,6 ⁽³⁾	1,0	9,2 14,7 ⁽²⁾ 11,8 ⁽³⁾	10,6 17,7 ⁽²⁾ 12,6 ⁽³⁾	11,0	10,0
P _{ges}	[g/(E·d)]	0,9 1,5 ⁽²⁾ 1,2 ⁽³⁾	1,0 1,7 ⁽²⁾ 1,2 ⁽³⁾	0,5	1,4 2,0 ⁽²⁾ 1,7 ⁽³⁾	1,5 2,2 ⁽²⁾ 1,7 ⁽³⁾	1,8	1,6
AFS	[g/(E·d)]	51,8 86,3 ⁽²⁾ 58,8 ⁽³⁾	2,9 4,8 ⁽²⁾ 4,9 ⁽³⁾	0,7	52,5 90,0 ⁽²⁾ 59,5 ⁽³⁾	3,6 5,5 ⁽²⁾ 5,6 ⁽³⁾	70,0	35-40
⁽¹⁾ nach Knerr et al. (2009a, b, c) ⁽²⁾ um 40 % erhöhte Werte ⁽³⁾ Summe aus Wohnblock und Betriebsgebäude								

Wird berücksichtigt, dass nicht das gesamte Schwarzwasser an der betrachteten Einheit anfällt, gibt es zum Teil deutliche Abweichungen bei der Gegenüberstellung der Gesamtströme. Die Summenwerte liegen mit Ausnahme der BSB₅-Frachten im Gesamtstrom des Roh-Abwassers sowie der AFS-Gehalte im Gesamtstrom nach Siebung über den ATV Werten. Bei Betrachtung der Summen der realen Messungen aus häuslicher Anwendung (Wohnblock) und Arbeitsplatz (Betriebsgebäude) ergeben sich dagegen gute Übereinstimmungen. Die in der Regel höheren Werte resultieren aus der Tatsache, dass die Messungen für die Kennwer-

te der Teilströme des häuslichen Abwassers direkt an der Quelle erfolgen. Daher wirken sich Faktoren, die einen Einfluss auf die Beschaffenheit der Abwasserteilströme haben können stärker aus als im Zulauf von Kläranlagen, wo über die Kanalstrecke gewisse Vergleichmäßigungen erfolgen können. Beeinflussende Faktoren können dabei zum Beispiel Abbau- oder Sedimentationsvorgänge im Kanalnetz sein.

7 Ergebnisse und Diskussion des Versuchsanlagenbetriebs unter Betriebsbedingungen¹

7.1 Untersuchungen zur biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser und Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung ohne Anpassung des pH-Wertes

Die Untersuchungen zum Vergleich der biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser und mechanisch gereinigtem Schwarzwasser wurden ohne Anpassung des pH-Wertes durchgeführt. In der ersten Phase wurde der SB-Reaktor ohne mechanische Vorabscheidung betrieben. Nachdem über einen Zeitraum von rd. sieben Monaten die biologische Behandlung von Roh-Schwarzwasser untersucht wurde, erfolgte in der zweiten Versuchsphase die Erforschung der biologischen Behandlung von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser. Hierzu wurde eine mechanische Feststoffabscheidung nach dem Prinzip der Filtration in den Versuchsaufbau integriert. Die Ergebnisse beider Untersuchungsphasen werden nachfolgend dargestellt.

7.1.1 Verlauf der Abwassertemperatur und des pH-Wertes

Abbildung 7.1 zeigt die Ganglinien der Abwassertemperatur und des pH-Wertes im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors zum Zeitpunkt der Probenahme über den Betrachtungszeitraum der ersten Untersuchungsphase. Die eingetragene Markierung kennzeichnet die Inbetriebnahme der mechanischen Reinigungsstufe.

Die Abwassertemperaturen weisen einen typischen jahreszeitlichen Verlauf auf. Zu keiner Zeit lag das Temperaturniveau im Ablauf unter 14 °C. Zwischen Mai und Oktober 2007 wurden dauerhaft Temperaturen über 20 °C bis maximal 25 °C gemessen. Im Vergleich zu kommunalem Abwasser, zeigt sich über den gesamten Betrachtungszeitraum ein erhöhtes Temperaturniveau. Zwischen Zu- und Ablauf unterscheiden sich die Temperaturen maximal um 2,0 °C, mit höheren Differenzen im Winter.

Während des Betriebs der Versuchsanlage mit Roh-Schwarzwasser streut der pH-Wert im Ablauf des SB-Reaktors in einem Bereich zwischen pH 4,8 und pH 7,1. Am Ende der Untersuchungsphase mit Roh-Schwarzwasser pendeln die Werte lediglich zwischen pH 6,1 und

¹ Teilaspekte dieses Abschnittes wurden u.a. in Schmitt et al. (2009) und Knerr et al. (2009c) beschrieben

pH 6,7, was durch die zu diesem Zeitpunkt weitgehend ablaufende Denitrifikation erklärt werden kann (s.u.).

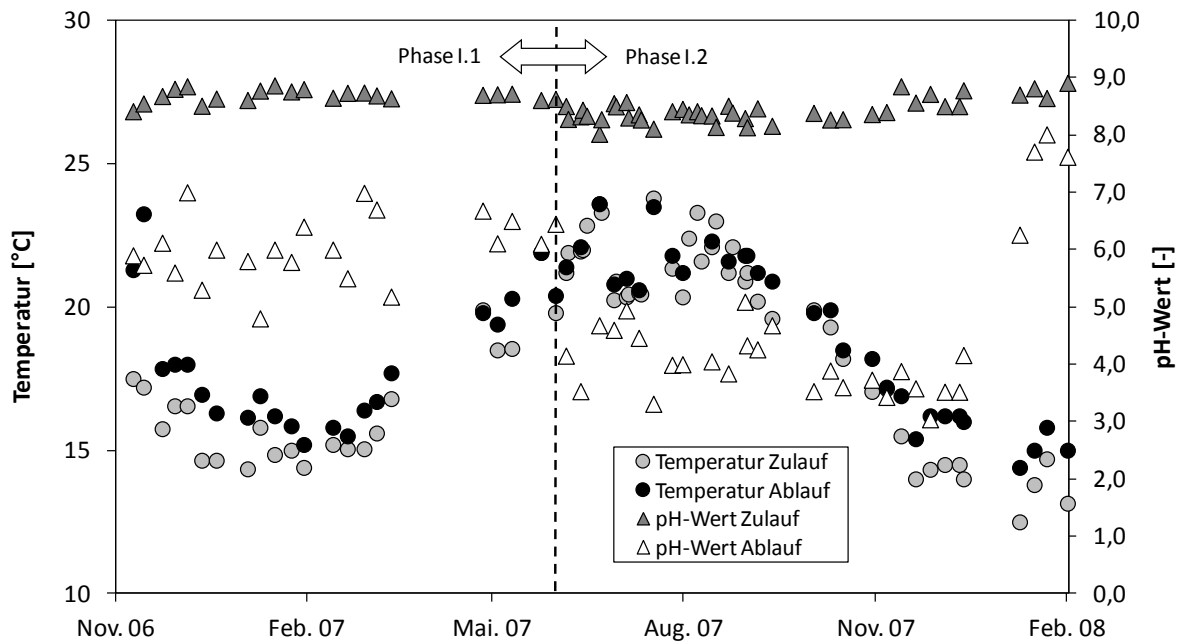


Abbildung 7.1: Verlauf der Temperatur und des pH-Wertes zum Zeitpunkt der Probenahme (Nov. 2006 - Feb. 2008)

Mit Inbetriebnahme der mechanischen Reinigungsstufe, fällt der pH-Wert schlagartig auf Werte zwischen pH 3,0 und pH 5,1 ab. Gegen Ende des Versuchsbetriebes ohne pH-Steuerung steigt der pH-Wert wieder auf Werte über pH 7,0 an. Die Ursachen hierfür werden in Kapitel 7.1.5 erläutert.

7.1.2 Entwicklung der Biomasse

Der SB-Reaktor wurde durch Animpfen mit Belebtschlamm der ZKA-KL (Schlammalter $t_{TS} > 12$ d) und mit Trinkwasser verdünntem Schwarzwasser in Betrieb genommen. Abbildung 7.2 zeigt den Verlauf des Trockensubstanzgehaltes und des Glühverlustes über den Betrachtungszeitraum.

Es ist zu erkennen, dass der Trockensubstanzgehalt des belebten Schlammes über den gesamten Untersuchungszeitraum erheblich schwankt. Unmittelbar nach Animpfung des SB-Reaktors setzt exponentielles Schlammwachstum ein, mit einer Netto-Wachstumsrate zwischen $0,020 \text{ d}^{-1}$ und $0,045 \text{ d}^{-1}$. Da der Versuchsanlage mit Ausnahme der Probennahmen kein Überschussschlamm entnommen wurde, konnte innerhalb der ersten acht Versuchswochen eine Zunahme der Trockensubstanz von anfänglich $0,7 \text{ g/L}$ auf eine Konzentration von $3,6 \text{ g/L}$ beobachtet werden, was einer Schlammproduktion von $36,6 \text{ g TS/d}$ bzw. $0,295 \text{ kg TS/kg BSB}_5$ entspricht.

Infolge Substratmangel wurden in der 50. bis 52. KW 2006 Absterbeprozesse und damit einhergehend ein Rückgang der Biomassekonzentration auf einen Wert von $TS_{R,min} = 3,0 \text{ g/L}$ festgestellt. In der 4. KW 2007 wurde ein Teil des Belebtschlammes zur Animpfung des MBRs (vgl. Kapitel 7.3) entnommen und der SB-Reaktor mit Trinkwasser aufgefüllt. Bis zum Ende der Versuchsphase mit Roh-Schwarzwasser erfolgte der Anlagenbetrieb ohne Überschussschlammmentnahme. Änderungen in der Betriebsführung wurden nicht vorgenommen. Die hohen Wachstumsraten der Anfahrphase konnten jedoch nicht bestätigt werden. Es stellt sich vielmehr ein linearer Anstieg des Trockensubstanzgehaltes ein, der mit einer Netto-Wachstumsrate von $\mu_{Netto} = 0,013 \text{ d}^{-1}$ rd. 30 % unter der minimal in der Anfahrphase ermittelten Wachstumsrate liegt.

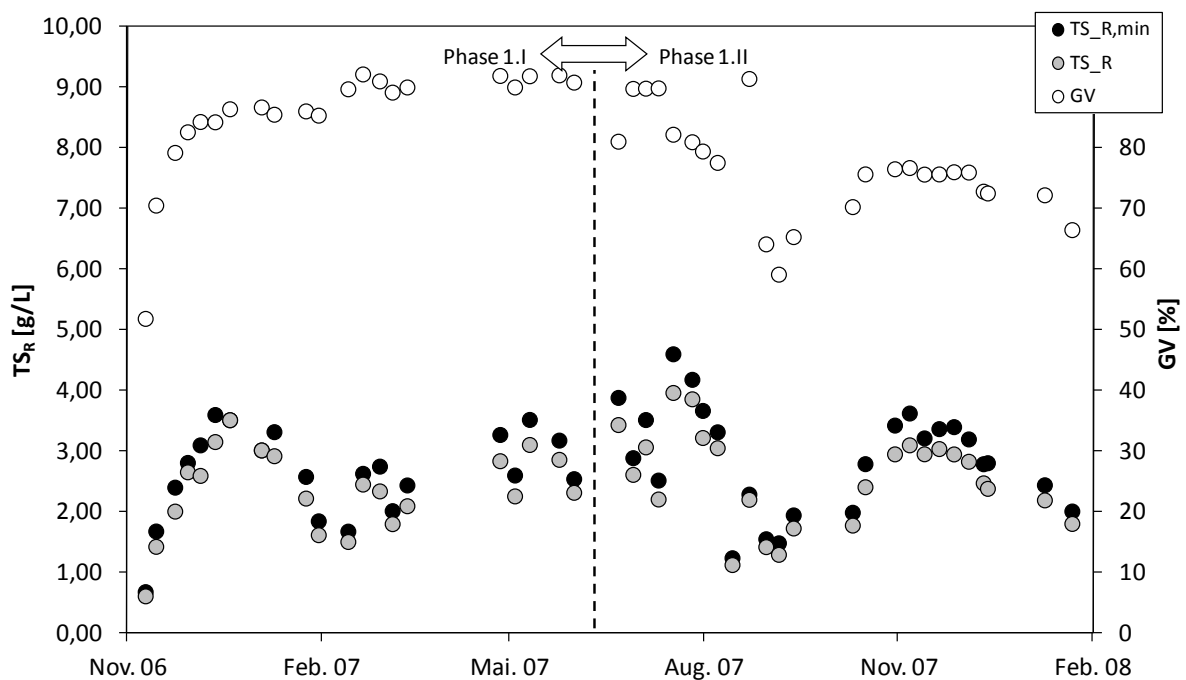


Abbildung 7.2: Verlauf des Trockensubstanzgehaltes und des Glühverlustes im SB-Reaktor über den Versuchszeitraum der Versuchsphase I

Dieser Sachverhalt lässt sich auf mehrere Ursachen zurückführen. Einerseits wurden Anfang Februar 2007 mit rd. $15 \text{ }^\circ\text{C}$ die niedrigsten Abwassertemperaturen im gesamten Betriebszeitraum der Praxisversuche mit Roh-Schwarzwasser ermittelt. Hinsichtlich der Temperatur herrschten demnach gegenüber der Anfahrphase für das Wachstum der Bakterien schlechtere Bedingungen. Zudem war ein Rückgang der Belastung zu verzeichnen (s.u.). Die Überlagerung dieser Effekte führte, trotz der im weiteren Versuchsverlauf wieder ansteigenden Abwassertemperaturen, zu dem geringeren, aber konstanten Wachstum der inzwischen an das Substrat Schwarzwasser adaptierten Biomasse.

Mit Inbetriebnahme der mechanischen Vorabscheidung wurde, ungeachtet der ungünstigen Milieubedingungen hinsichtlich des pH-Wertes, zunächst über einen Zeitraum von drei Monaten kontinuierliches Wachstum mit einer Netto-Wachstumsrate von $\mu_{Netto} = 0,016 \text{ d}^{-1}$ beo-

bachtet. Auch in dieser Phase wurde nach mehreren Wochen Versuchsbetrieb ohne Schlammabnahme ein Teil des Belebtschlammes verworfen. Die sich in der Folgezeit einstellenden Netto-Wachstumsraten lagen mit $\mu_{\text{Netto}} = 0,015 \text{ d}^{-1}$ in der gleichen Größenordnung wie zuvor.

Ab November 2007 führten Absterbe- und Zerfallsprozesse zu einem verstärkten Rückgang der Biomasse. Die Ursachen hierfür sind in der dauerhaften irreversiblen Schädigung der Mikroorganismen und der Belebtschlammflocken infolge der niedrigen pH-Werte zu sehen.

In Abbildung 7.2 fallen die zeitweise hohen Glühverluste auf. Durch Bestimmung des Glühverlustes wird, analog wie im Abwasser, der organische Anteil des belebten Schlammes quantifiziert. Zusätzlich wird er als Maß des Mineralisierungsgrades, also der chemisch-biologischen „Stabilisierung“ des Belebtschlammes herangezogen (BLW 2004).

Der Belebtschlamm kommunaler Kläranlagen weist in Abhängigkeit von der Betriebsweise der Belebungsstufe i.d.R. einen Glühverlust zwischen 45 %TS und 75 %TS auf (ATV 1997; Bever et al. 2002). Bei regelmäßigem Überschussschlammabzug stellt sich dabei ein Gleichgewichtswert ein, welcher mit steigendem Schlammalter sinkt. Bei Belebungsanlagen ohne regelmäßigen Überschussschlammabzug ist im Umkehrschluss mit einer Abnahme des Glühverlustes infolge zunehmender Mineralisierung der Biomasse über die Betriebszeit zu rechnen.

Zu Beginn des Versuchsbetriebes lag der Glühverlust des Belebtschlammes, bedingt durch die Animpfung mit Belebtschlamm der ZKA-KL, bei ca. 55 %TS. Dies charakterisiert einen teilweise stabilisierten Schlamm (BLW 2004). Wie Abbildung 7.2 entnommen werden kann, wurde im weiteren Betrieb der Versuchsanlage mit Roh-Schwarzwasser ein kontinuierlicher Anstieg des Glühverlustes auf Werte > 90 %TS festgestellt. Eine ähnliche Entwicklung ist auch bei Betrieb der Versuchsanlage mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser zu verzeichnen, wengleich sich der im Versuchsverlauf einstellende Gleichgewichtswert auf ein niedrigeres Niveau von etwa 75 %TS beläuft.

Das bedeutet, dass sich im Verlaufe des Versuchsbetriebes ohne Überschussschlammabzug organisches Material (z.B. Zellulose) im SB-Reaktor anreicherte, welches zu einer Reduktion des mineralischen Anteils im belebten Schlamm führte. Die Inbetriebnahme der mechanischen Reinigungsstufe führte folglich nicht zu einer Erhöhung des Mineralisierungsgrades des belebten Schlammes. Vielmehr kam es zu einer Reduktion organischen Materials im Zulauf zur biologischen Behandlungsstufe durch mechanischen Rückhalt, wodurch der sich zwischen Zu- und Ablauf einstellende Gleichgewichtswert reduziert wurde.

Zur Beurteilung der Sedimentationsfähigkeit des belebten Schlammes wurde der Schlammindex (ISV) berechnet. Hierzu wurden wöchentlich gemessene Schlammvolumina verwendet. Abbildung 7.3 zeigt den Verlauf des Schlammindex über den gesamten Versuchszeitraum der Untersuchungsphase I.

Zu erkennen ist, dass sich in den ersten Versuchswochen leicht erhöhte Schlammindeces zwischen 100 mL/g und 150 mL/g ergaben. Vereinzelt wurden Werte > 150 mL/g bestimmt. Mit fortschreitender Versuchsdauer pendelte sich der ISV auf Werte zwischen 90 mL/g und 110 mL/g ein und lag somit im üblichen Wertebereich für kommunale Belebungsanlagen. Am Ende der Untersuchungsphase mit Roh-Schwarzwasser ergaben sich sogar Schlammindeces zwischen 70 mL/g und 100 mL/g.

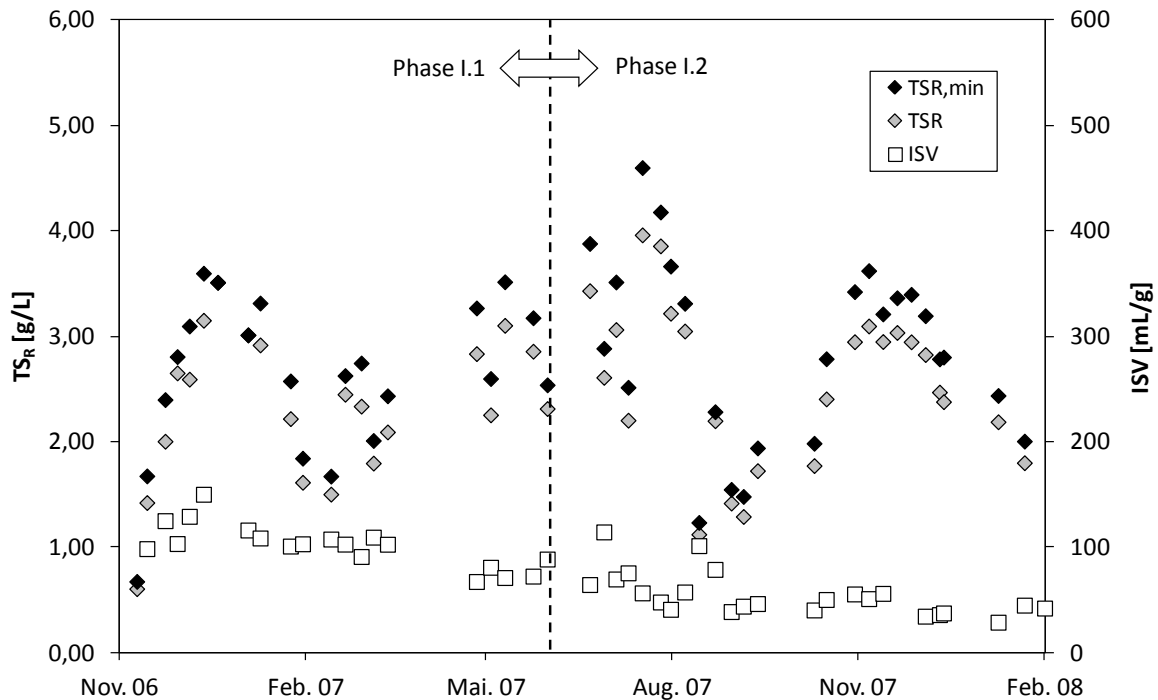


Abbildung 7.3: Verlauf des TS-Gehaltes und des ISV im SB-Reaktor über den Betrachtungszeitraum Nov. 2006 bis Feb. 2008

Die erhöhten Indices der Anfahrphase werden Adaptionprozessen zugeschrieben. Im weiteren Versuchsverlauf ist eine der Temperaturganglinie gegenläufiger Trend zu beobachten. Der Schlammindeces sinkt mit steigender Temperatur. Der gleiche Sachverhalt ist u.a. aus Schönherr (2009) und Kopp et al. (2006) erkennbar.

Mit Inbetriebnahme der mechanischen Reinigung setzt sich der der Temperatur gegenläufige Trend des ISV fort. Ab November 2007 verläuft die Ganglinie des Schlammindeces dann parallel zu der Ganglinie der Temperatur, was auf die oben beschriebenen Absterbe- und Zerfallsprozesse und nicht auf verbesserte Absetzeigenschaften zurückgeführt werden kann.

7.1.3 Raum- und Schlammbelastung

Die Betriebsstrategie sah es nicht vor die Anlage bei einer bestimmten Raum- bzw. Schlammbelastung zu betreiben. Vielmehr wurde sie entsprechend dem Schwarzwasseranfall und damit variierenden Belastungen betrieben. Da insbesondere aber die BSB₅-

Schlammbelastung im weiteren Verlauf der Ergebnisdiskussion immer wieder als Bezugsgröße herangezogen wird, erfolgt eine kurze Darstellung der sich in den verschiedenen Untersuchungsphasen ergebenden Belastungszustände, ohne diese jedoch näher zu diskutieren.

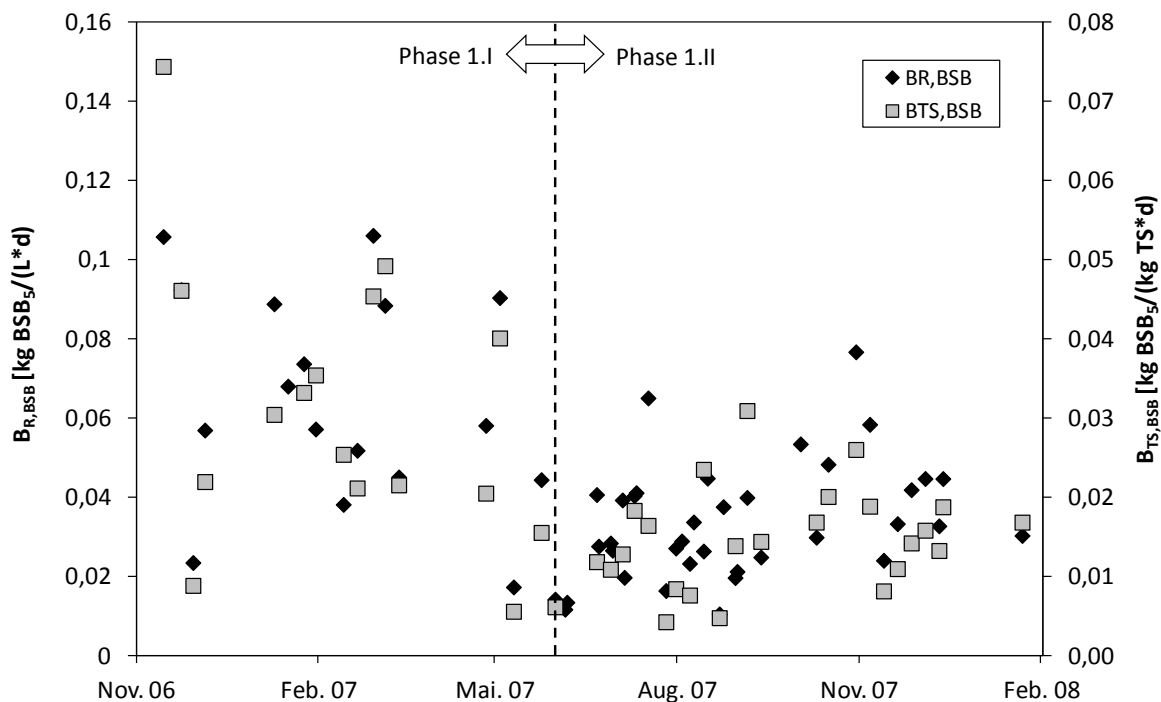


Abbildung 7.4: Verlauf der Raum- und Schlammbelastung im SB-Reaktor über den gesamten Betrachtungszeitraum

In der Untersuchungsphase mit Roh-Schwarzwasser ergaben sich starke Schwankungen sowohl hinsichtlich der BSB₅-Schlamm- als auch Raumbelastung (Abbildung 7.4). Erstere lag im Bereich zwischen 0,01 kg BSB₅/(kg TS·d) und 0,08 kg BSB₅/(kg TS·d), die meiste Zeit jedoch deutlich unter 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d).

In weiten Bereichen der Versuchsphase mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser lag i.d.R. eine BSB₅-Schlammbelastung unter 0,02 kg BSB₅/(kg TS·d) bzw. eine BSB₅-Raumbelastung kleiner 0,06 kg BSB₅/(L·d) vor. Starke Schwankungen ergaben sich ebenso wie in der Versuchsphase mit Roh-Schwarzwasser infolge variierender Schwarzwasseranfalls und variierender Trockensubstanzgehalten.

7.1.4 Elimination organischer Verbindungen

Während des gesamten Untersuchungszeitraums mit Roh-Schwarzwasser konnte eine gute Elimination der biologisch abbaubaren organischen Substanzen erzielt werden. Dabei hat sich im SB-Reaktor sehr schnell nach Inbetriebnahme eine Biozönose entwickelt, welche die im Summenparameter C_{BSB} erfassten Substanzen nahezu vollständig eliminierte (Abbildung 7.5). Bereits am ersten Messtag, der zwei Wochen nach Inbetriebnahme der Anlage durch-

geführt wurde, konnte eine Elimination des C_{BSB} von über 97 % beobachtet werden. Im weiteren Versuchsverlauf lagen, selbst bei starken Konzentrationsschwankungen mit C_{BSB} -Zulaufkonzentration von zum Teil über 800 mg/L, die C_{BSB} -Ablaufkonzentration in Median bei 10 mg/L, was einer Elimination von 98 % entspricht.

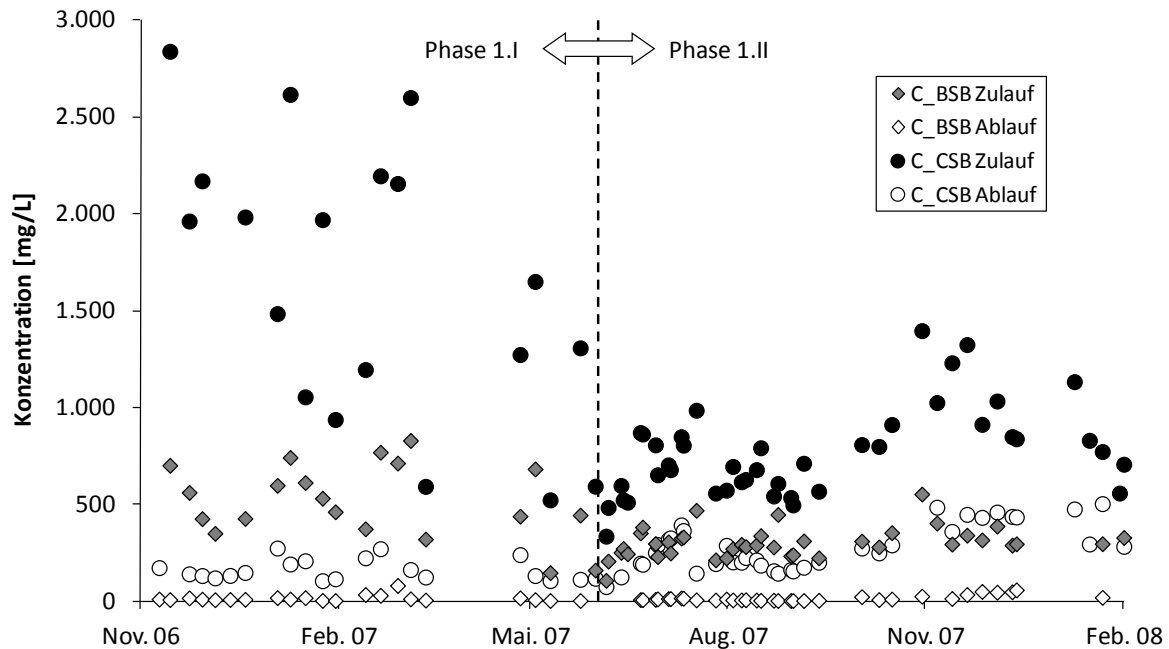


Abbildung 7.5: C_{CSB^-} und C_{BSB} -Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors im Betrachtungszeitraum Nov. 2006 - Feb. 2008

Dagegen waren die C_{CSB^-} und C_{TOC} -Konzentrationen im Ablauf der Versuchsanlage sehr hoch und betragen bei Betrachtung des Medianwertes 145 mg/L bzw. 66 mg/L, was einem Wirkungsgrad von 88 % bzw. 91 % gleichkommt. Die Eliminationsleistung unterlag dabei starken Schwankungen, sodass selbst nach rd. sieben Monaten Versuchsbetrieb kein eindeutiger Zeitraum mit konstantem Wirkungsgrad identifiziert werden konnte.

Ein möglicher Erklärungsansatz hierfür liefert die Temperaturabhängigkeit der Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen. Abbildung 7.6, in der die Verhältnisse zwischen Temperatur, pH-Wert und Trockensubstanzgehalt und der erreichten C_{CSB} -Konzentration im Ablauf der Versuchsanlage zum Zeitpunkt der Probenahme dargestellt sind, verdeutlicht diesen Zusammenhang. Die ausgefüllten Messpunkte kennzeichnen Wertepaare für Temperaturen $< 17\text{ }^\circ\text{C}$. Datensätze aus den ersten vier Versuchswochen wurden in der Betrachtung nicht berücksichtigt.

Die dargestellte Korrelation lässt für Temperaturen $> 17\text{ }^\circ\text{C}$ auf eine weitgehende Unabhängigkeit der CSB-Ablaufkonzentration von der vorherrschenden Temperatur, dem pH-Wert und dem TS-Gehalt schließen. Dagegen ergeben sich bei Temperaturen $< 17\text{ }^\circ\text{C}$ erhebliche Schwankungen bzgl. der C_{CSB} -Konzentration im Ablauf der Versuchsanlage. Das bedeutet, dass die aerobe Reaktionsphase bei Temperaturen $< 17\text{ }^\circ\text{C}$ offensichtlich nicht ausreichend

lang gewählt war, sodass unter den Randbedingungen keine weitergehende Elimination der im Summenparameter C_{CSB} erfassten organischen Verbindungen erfolgen konnte.

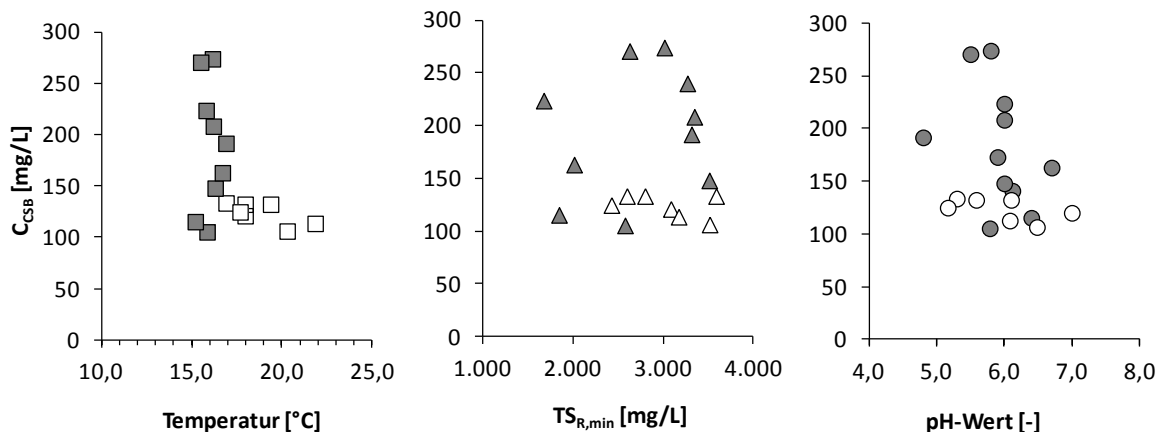


Abbildung 7.6: Korrelation zwischen Temperatur, pH-Wert und $TS_{R,min}$ und erreichbarer C_{CSB} -Konzentration im Ablauf im Betriebszeitraum des SB-Reaktors mit Roh-Schwarzwasser (Phase I.1)

Der CSB, wie auch der TOC, lag nach biologischer Reinigung, unabhängig von den oben erläuterten Zusammenhängen, über den gesamten Betrachtungszeitraum der Untersuchungsphase I.1 nahezu vollständig gelöst vor. Dies wird durch die Verhältniswerte der homogenisierten zur filtrierten Probe von $C_{CSB}/S_{CSB} = 0,99$ bzw. $C_{TOC}/S_{DOC} = 0,90$ dokumentiert. Verstärkte Schwebstoffbildung und damit einhergehend erhöhte Anteile an partikulärem CSB im Ablauf der Versuchsanlage infolge des Betriebs mit Roh-Schwarzwasser können folglich ausgeschlossen werden.

Die Veränderung der Abwasserzusammensetzung mit Inbetriebnahme der mechanischen Reinigung machte sich zunächst durch eine verminderte CSB- bzw. TOC-Elimination bemerkbar. Diese verschlechterte sich in den ersten vier Wochen des Versuchszeitraums mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser kontinuierlich. Die BSB_5 -Elimination dagegen blieb mit einem Wirkungsgrad von 98 % konstant hoch.

Ein Erklärungsansatz für dieses Verhalten ist, dass durch die Inbetriebnahme der mechanischen Reinigung und damit einhergehend die Außerbetriebnahme der Schneiradpumpe zur Homogenisierung der Vorlagebehälterinhaltes, die Hydrolyse partikulär organischer Kohlenstoffverbindungen im SB-Reaktor vermindert wurde und somit die Eliminationsleistung gesunken ist. Grundsätzlich sind aber auch die sich verändernden Randbedingungen der Abwasserzusammensetzung, damit einhergehende Veränderungen der Milieubedingungen und Adaptionsprozesse der Biozönose zu bedenken.

Im weiteren Versuchsverlauf wurde ein stetiger Anstieg der Ablaufkonzentration der organischen Verbindungen, insbesondere des C_{CSB} und des C_{TOC} festgestellt, dessen Ursachen im Rahmen der Bewertung der Stickstoffelimination (s.u.) näher erläutert werden. Die BSB_5 -Elimination blieb dagegen bis November 2007 konstant hoch. Einhergehend mit dem zu die-

sem Zeitpunkt einsetzenden Schlammabtrieb wurden in der Folgezeit ansteigende C_{BSB} -Konzentrationen im Ablauf registriert.

7.1.5 Stickstoffelimination

Im Gegensatz zu den biologisch abbaubaren organischen Verbindungen wurden erst nach einer rd. 4-monatigen Betriebsphase niedrige Stickstoff-Konzentrationen im Ablauf des SB-Reaktors erzielt (Abbildung 7.7). Da die Säurekapazität des Zulaufs (20,1 mmol/L) durch die Stoffwechsellätigkeit der Nitrifikanten nahezu vollständig aufgebraucht wurde, unterlag der pH-Wert im SB-Reaktor sehr starken Schwankungen. Dennoch wurde in den letzten drei bis vier Monaten der Untersuchungen mit Roh-Schwarzwasser eine weitgehend vollständige Nitrifikation (95 %) wie auch Denitrifikation (88 %) beobachtet. Infolge der ablaufenden Denitrifikation wurde die Alkalität des Belebtschlammes und damit der pH-Wert im SB-Reaktor angehoben, bei jedoch nach wie vor starken Schwankungen zwischen pH 6,1 bis pH 6,7.

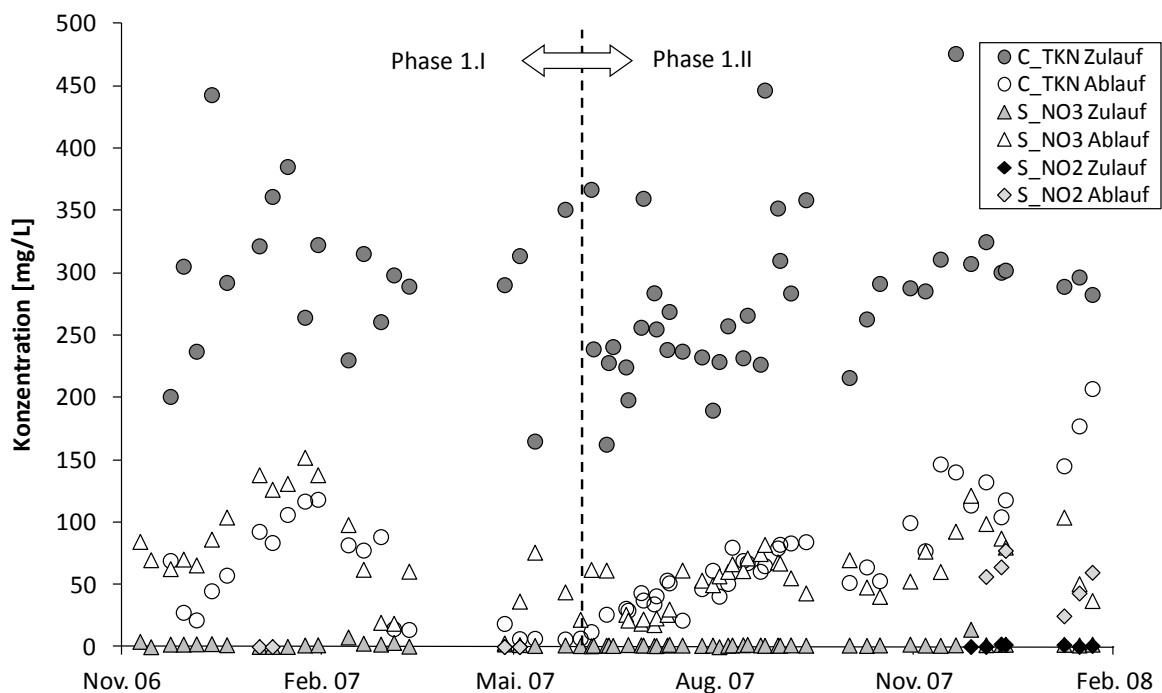


Abbildung 7.7: C_{TKN} -, $S_{\text{NO}_3^-}$ und $S_{\text{NO}_2^-}$ -Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors für den Betrachtungszeitraum Nov. 2006 - Feb. 2008

Die dargestellte Reaktion des Belebtschlammesystems weicht von der allgemein dokumentierten Lehrmeinung zur Störung der Nitrifikanten durch niedrige pH-Werte ab (Bever et al. 2002; Mudrack und Kunst 2003). Beobachtungen in Belebungsbecken mit geringer Säurekapazität zeigen jedoch, dass eine Adaption des Belebtschlammes an niedrigere pH-Werte stattfinden kann (Nowak 1996; Tarre et al. 2005; Teichgräber 1988). Novak (1996) äußert die Vermutung, dass sich Ammoniumoxidierer hinsichtlich des pH-Werts in einem gewissen Rahmen soweit auf die Umweltbedingungen einstellen können, sodass eine Erhöhung in den

vermeintlich optimalen Bereich keine wesentliche Verbesserung der Nitrifikationsleistung mit sich bringt. Die Untersuchungen von Teichgräber (1988) zeigen zudem, dass die entscheidende Störung der Nitrifikation bei pH-Werten zwischen pH 6,0 und pH 7,0 nicht vorrangig auf einer Hemmung der Bakterien beruht, sondern vielmehr auf einer Schädigung der Flockenstruktur. Als Folge ist mit einer erhöhten Schwebstoffkonzentration im Ablauf der Nachklärung zu rechnen. Dies kann zum Erliegen der Nitrifikation führen, falls das Schlammalter hierdurch unter das erforderliche Mindestschlammalter der Nitrifikanten fällt.

Der ISV lag mit Ausnahme der ersten vier Versuchswochen im Bereich von 100 mL/g und darunter. Feststoffabtrieb wurde im Rahmen der Untersuchungen mit Roh-Schwarzwasser nicht beobachtet. Eine schädigende Wirkung der teilweise niedrigen pH-Werte auf die Flockenstruktur und damit die auf die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes kann daher aus den Versuchsergebnissen nicht abgeleitet werden.

Erklärbar sind die hohen Nitrifikationsraten gegen Ende der Untersuchungsphase mit Roh-Schwarzwasser wiederum durch gesteigerte Umsatzraten infolge steigender Abwassertemperatur, in diesem Fall der nitrifizierenden Bakterien. Der Vergleich der Abwassertemperatur im Ablauf des SB-Reaktors mit der TKN-Ablauf-Konzentration der Abbildung 7.8 illustriert diesen Zusammenhang. Hiernach werden mit zunehmender Temperatur eine sinkende Ablaufkonzentration, respektive eine hohe Nitrifikationsrate ermittelt. Der pH-Wert scheint dabei, ebenso wie der TS-Gehalt, einen geringeren Einfluss zu besitzen. Zudem war die Dauer der aeroben Reaktionsphase über den gesamten Betrachtungszeitraum konstant gewählt, sodass bei niedrigen Temperaturen, respektive geringeren Nitrifikationsraten nicht zwingend ein vollständiger TKN-Abbau gewährleistet war.

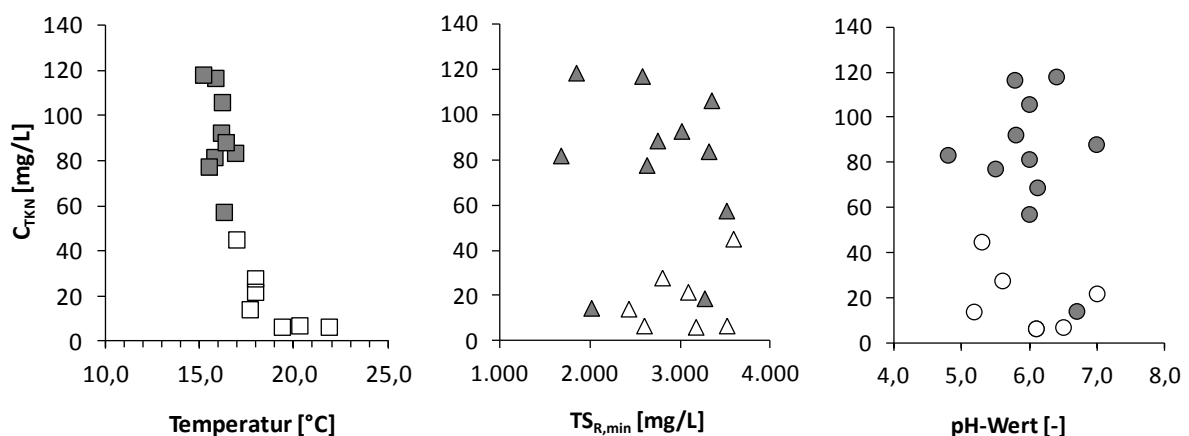


Abbildung 7.8: Korrelation der Abwassertemperatur und des pH-Wertes mit der C_{TKN} -Ablaufkonzentration bei der biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser

Ebenso ist die hohe Denitrifikationsleistung von 88 % am Ende der Untersuchungsphase mit Roh-Schwarzwasser bemerkenswert. Stöchiometrisch betrachtet sind für die Elimination von 1,0 kg Nitrat-Stickstoff 2,86 kg leicht abbaubare Kohlenstoff-Verbindungen erforderlich. Das

C_{BSB}/C_{TKN} -Verhältnis im Roh-Schwarzwasser betrug 1,6 : 1. D.h., dass eine Limitierung bzgl. der leicht abbaubaren Kohlenstoff-Verbindungen für die Denitrifikation besteht.

Zur Verdeutlichung dieses Sachverhaltes ist in Abbildung 7.9 der theoretisch denitrifizierbare NO_3-N sowie der tatsächlich denitrifizierte NO_3-N für den Betriebszeitraum mit Roh-Schwarzwasser aufgetragen. Hierzu wurde eine Stickstoffbilanz aufgestellt, wobei sowohl bei der Berechnung der tatsächlichen als auch maximalen Denitrifikationsleistung die erzielten Ablaufwerte der Parameter C_{orgN} , S_{NH4} und S_{NO3} angesetzt wurden. Für den Stickstoffeinbau in die Biomasse wurden entsprechend ATV (2000) mit 5,0 % des BSB_5 im Zulauf gerechnet. Der theoretisch denitrifizierbare NO_3-N wurde in Abhängigkeit des jeweils begrenzenden Faktors (Zufluss oder Austauschverhältnis) ermittelt.

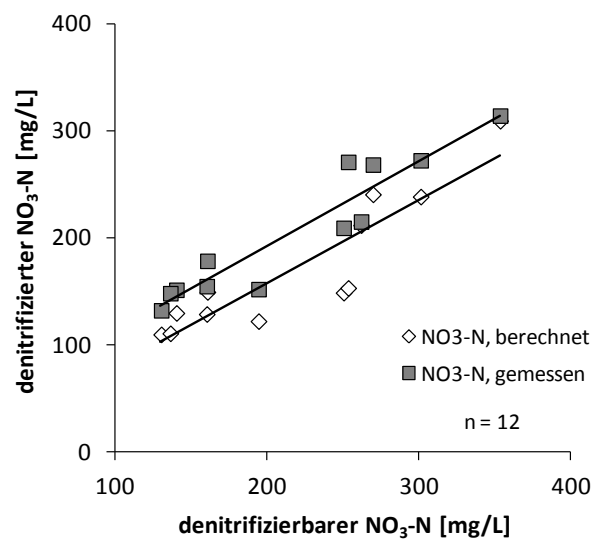


Abbildung 7.9: Vergleich des theoretischen und tatsächlich denitrifizierten NO_3-N für bei der biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser

Es zeigt sich, dass die tatsächliche Denitrifikationskapazität in allen Fällen höher war als die theoretisch erreichbare. Eine mögliche Ursache hierfür könnte ein höherer Stickstoffeinbau in die Biomasse sein. Da im Gegensatz zu den ersten Versuchswochen am Ende der Untersuchungsphase mit Roh-Schwarzwasser ein deutlicher Anstieg der pH-Werte festgestellt wurde, wird die erhöhte Nitrat-Reduktion auf eine verbesserte Hydrolyse der organischen Kohlenstoffverbindungen im SB-Reaktor infolge des erhöhten Temperaturniveaus zurückgeführt. Diese wurde durch die mechanische Zerkleinerung der Feststoffe im Vorlagebehälter durch die Schneiradpumpe sowie die langen Kontaktzeiten im biologischen Reaktor begünstigt, wodurch mehr leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen für die Denitrifikation zur Verfügung gestellt wurden. Zudem erklären die hohen Abwassertemperaturen die ungewöhnlich hohen Denitrifikationsraten der letzten Versuchswochen.

Mit Inbetriebnahme der mechanischen Reinigung wurden die Bedingungen für eine biologische Behandlung von Schwarzwasser nachhaltig verschlechtert. Ursächlich hierfür ist die Verschiebung des C_{BSB}/C_{TKN} -Verhältnisses im Schwarzwasser zu sehen, da im Verhältnis zum

Stickstoff der leicht abbaubare Kohlenstoff (BSB₅) stärker in der mechanischen Stufe zurückgehalten wurde (Anhang A.10). Die Folge war, dass die Denitrifikation erheblich eingeschränkt wurde und die Säurekapazität, die durch die Säureproduktion der Nitrifikation verbraucht wurde, nicht zurück gewonnen werden konnte. Hieraus resultiert der in Abbildung 7.1 ersichtliche Abfall des pH-Werts auf Werte < pH 5,0, wodurch die Nitrifikanten insgesamt gehemmt wurden. Da zusätzlich ab pH-Werten < 6,0 eine Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichtes Nitrit – salpetrige Säure (NO₂-N/HNO₂) in Richtung der HNO₂ erfolgt (vgl. Kapitel 3.2.3.1), wurden selektiv die *Nitrobacter* im Schwarzwasser Belebtschlamm gehemmt (Abeling 1994; Udert et al. 2003). Die Stickstoffoxidation kam auf der Nitrit-Stufe zum Erliegen und in der Folgezeit reicherte sich NO₂-N im SB-Reaktor an.

Die Störung des Zusammenwirkens der Ammonium- und der Nitritoxidation bewirkte in der Folgezeit eine weitgehende Inaktivierung der gesamten Nitrifikantenpopulation mit nahezu linear ansteigenden C_{TKN}-Ablaufkonzentrationen sowie zeitversetzt einer Hemmung der Kohlenstoffelimination und steigenden Ablaufkonzentration der organischen Verbindungen (s.o.).

Neben den offensichtlichen Reinigungsdefiziten hinsichtlich der Kohlenstoff- und Stickstoffparameter wurde zusätzlich eine Erhöhung der Trübung im Ablauf (gemessen als X_{AFS}) festgestellt. Mit Gehalten an X_{AFS} > 60 mg/L, kam die Nitrifikation und zeitversetzt durch die ungünstigen Milieubedingungen hinsichtlich des pH-Wertes auch die Kohlenstoffelimination nahezu vollständig zum Erliegen.

7.1.6 Phosphorelimination

Im Rahmen der Untersuchungen wurden keine gezielten Maßnahmen ergriffen den Phosphor auf chemisch-physikalischen Weg zu eliminieren. Da nahezu über den gesamten Betrachtungszeitraum gebundener Sauerstoff in Form von NO₃-N im System vorhanden war, waren die Voraussetzungen für eine Phosphorelimination auf biologischem Weg nicht gegeben. Eine erhöhte Phosphor-Elimination über eine Phosphat-Rücklösung in der anoxischen Reaktionsphase und anschließender vermehrter Aufnahme in der aeroben Reaktionsphase war daher auszuschließen. Wesentlicher Eliminationsweg sollte folglich der Phosphoreinbau in die Biomasse darstellen.

Der zum Zellaufbau der Biomasse benötigte Phosphor kann nach ATV (2000) mit 1,0 % des BSB₅ im Zulauf angesetzt werden. Bei der in der Versuchsphase mit Roh-Schwarzwasser ermittelten medianen BSB₅-Zulaufkonzentration errechnet sich der assimilierte Stickstoff zu 5,2 mg/L. Theoretisch war infolgedessen eine Reduktion des Phosphors beim Betrieb der Versuchsanlage mit Roh-Schwarzwasser mit einem Wirkungsgrad von ca. 12 % zu erwarten.

In den ersten Untersuchungswochen wurde ein deutlich höherer Wirkungsgrad hinsichtlich der Phosphorelimination bestimmt. Dieser betrug, bezogen auf C_p, im Median 28 %. Im wei-

teren Versuchsverlauf ergab sich im Median ein deutlich geringerer Wirkungsgrade, der mit 10 % in der zu erwartenden Größenordnung lag.

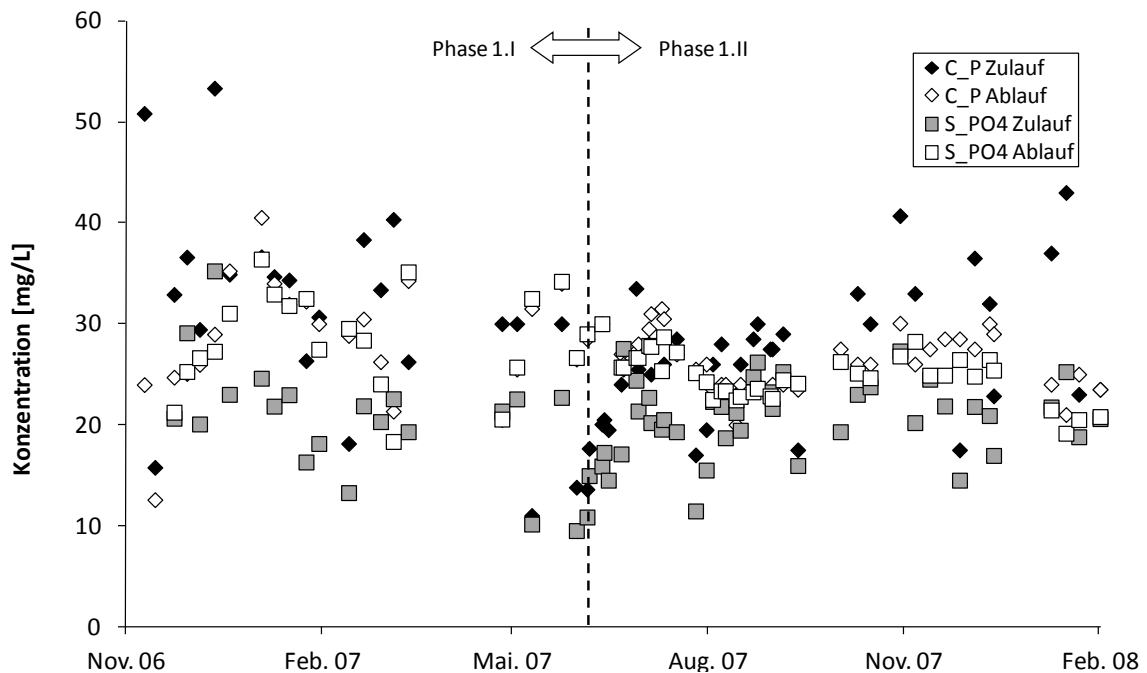


Abbildung 7.10: C_P und S_{PO4} Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors im Betrachtungszeitraum Nov. 2006 - Feb. 2008

Ursächlich für die anfänglich hohe Phosphorelimination scheinen Fällungsreaktionen im SB-Reaktor zu sein. Offensichtlich enthielt der Impfschlamm noch größere Mengen an Eisenverbindungen, welche den Phosphor in diesen Phasen gebunden hat.

7.1.7 Elimination von Salzen

Schwarzwasser beinhaltet neben enormen Frachten an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor eine Vielzahl anderer Nährsalze, welche der menschliche Körper hauptsächlich über Urin, aber auch über Fäzes ausscheidet. Ein Überblick über die im Urin enthaltenen Nährsalze ist u.a. in Udert et al. (2003) gegeben. Kalium, Natrium und Chlorid sind dabei, neben den oben genannten, die Wichtigsten (Carden et al. 2001).

Um die Elimination von gelösten Salzen, neben den im Rahmen der Untersuchungen beobachteten Nährstoffen Stickstoff und Phosphor zu beobachten, wurde die Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors bestimmt.

Im Roh-Schwarzwasser konnte die Leitfähigkeit zwischen 1,2 mS/cm und 2,7 mS/cm, bei einem Median-Wert von 2,0 mS/cm festgestellt werden. Nach biologischer Behandlung hatte sich die Leitfähigkeit im Schwarzwasser im Median auf 1,4 mS/cm reduziert, was einer Elimination von 29 % gleichkommt. Die Ionen-Konzentration in biologisch gereinigtem Roh-

Schwarzwasser ist somit nach wie vor etwa 40 % höher, als in normal belastetem kommunalem Abwasser. Hierfür gibt z.B. Henze et al. (2002) eine Leitfähigkeit von 1,0 mS/cm an.

7.1.8 Mikroskopisches Bild

Das mikroskopische Bild des Belebtschlamm zeigt nahezu über den gesamten Betriebszeitraum der Versuchsanlage mit Roh-Schwarzwasser eine Flockenmorphologie, die vergleichbar mit der einer kommunalen Belebungsanlage mit Bläh- und Schwimmschlammproblemen ist, wenn auch nicht so ausgeprägt. Die vereinzelt in diesem Betrachtungszeitraum auftretenden erhöhten Schlammindeces wurden durch fadenförmige Bakterien, v.a. *Microthrix parvicella* (Abbildung 7.12, links) und untergeordnet *Nostocoida limicola* (Abbildung 7.12, rechts) hervorgerufen. Da die Fäden die gesamte Flocke durchwachsen, zeigt das Bild des belebten Schlammes eine überwiegend unregelmäßig geformte, meist locker strukturierte Schlammflocke von mittlerer Größe (100 µm-150 µm), mit vielen Hohlräumen. Außerdem sind viele freie Bakterien und kleine Flockenreste (< 150 µm) erkennbar, die aufgrund ihres geringen Gewichts ein schlechtes Absetzverhalten besitzen (Kunst et al. 2000).

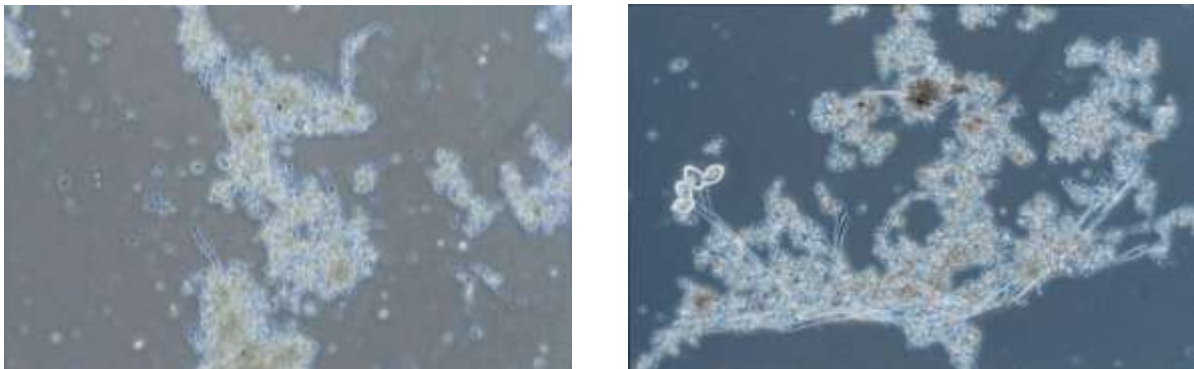


Abbildung 7.11: Flockenmorphologie des Belebtschlammes des SB-Reaktors aus der Versuchsphase I.1 bei 100-facher Vergrößerung

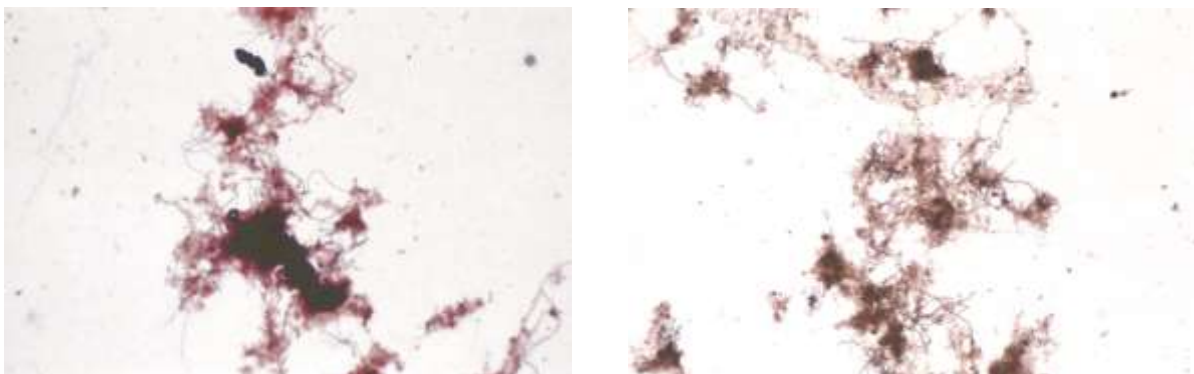


Abbildung 7.12: Identifizierung der fadenförmigen Organismen im Belebtschlamm des SB-Reaktors aus der Versuchsphase I.1 bei 200-facher Vergrößerung, links: Gramfärbung Übersicht, rechts: Neisserfärbung Übersicht

Bei den im Belebtschlamm der Untersuchungsphase mit Roh-Schwarzwasser identifizierten fadenförmigen Bakterien *Microthrix parvicella* und *Nostocoida limicola* handelt es sich um sogenannte Niedriglastbakterien, die bei Anlagen, die mit BSB₅-Schlammbelastungen von deutlich kleiner 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) betrieben werden, Wachstumsvorteile gegenüber den flockenbildenden Organismen besitzen (Kunst et al. 2000; Lemmer und Lind 2000). Die Wachstumsvorteile der Fadenförmigen liegen einerseits in der relativ großen größeren Oberfläche in Bezug auf das Volumen begründet. Andererseits rühren sie von einer hohen Substrataffinität her. D.h., dass fadenförmige Bakterien in der Lage sind, bei niedrigen Substratkonzentrationen relativ schnell viel Substrat aufzunehmen, womit den flockig wachsenden Bakterien nur noch ein eingeschränktes und ggf. schlechter verwertbares Substratangebot für Wachstum und Vermehrung verbleibt (Kunst et al. 2000).

Nach Untersuchungen von Slijkhuis (1983), zitiert in Kunst et al. (2000) benötigt *Microthrix parvicella* reduzierte Stickstoffverbindungen als Stickstoffquelle, wodurch das ammoniumhaltige Schwarzwasser für das Wachstum dieses Organismus als förderliches Selektionsgemisch eingestuft werden kann. Als weitere Selektionsfaktoren für *Microthrix parvicella* werden in der Literatur u.a. das Fehlen einer Phosphor-Fällung, niedrige Temperaturen sowie länger auftretende Sauerstoffdefizite genannt (Kunst et al. 2000; Lemmer und Lind 2000). Letzterer Aspekt kann im vorliegenden Fall ausgeschlossen werden, da die O₂-Konzentrationen während den belüfteten Phasen permanent über 2,0 mg/L bis 4,0 mg/L lagen. Gleiches gilt für die Temperatur, die nie unter 15 °C fiel. Die Gründe für das verstärkte Auftreten fädiger Organismen in der Schwarzwasserversuchsanlage sind somit in dem Zusammentreffen der verschiedenen Selektionsfaktoren fadenförmiger Bakterien, insbesondere niedriger BSB₅-Schlammbelastung sowie der hohen NH₄-N-Gehalte des Schwarzwassers zu sehen.

7.2 Untersuchungen zur biologischen Behandlung von Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung mit Anpassung des pH-Wertes

Wesentliche Einflussgröße auf die biologische Behandlung von Schwarzwasser mittels des Belebtschlammverfahrens stellt, wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt, der pH-Wert dar. Dieser wird maßgeblich durch den Prozessschritt der Stickstoffelimination beeinflusst (vgl. Kapitel 3.2). Bei der Inkorporation von Stickstoff in Biomasse wird je Mol eingebautem Stickstoff 1 Mol Säure (H⁺-Ionen) produziert. Bei der Nitrifikation entstehen pro Mol oxidiertem Ammoniumion zwei Mol Säure (H⁺-Ionen). Dagegen werden bei der Ammonifikation und der Denitrifikation je Mol gebildeten Ammoniumion bzw. reduziertem Nitration ein Mol Säure (H⁺-Ionen) verbraucht. Die vollständige Umsetzung organisch gebundenen Stickstoffs über Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff zu atmosphärischen Stickstoff bewirkt stöchiometrisch demnach eine ausgeglichene H⁺-Bilanz. Wegen des in der Praxis nicht vollständigen Abbaus des gesamten Stickstoffs führt der Prozess der Stickstoffelimination in

Summe allerdings zu einer Anreicherung von H^+ -Ionen im Belebtschlamm (Bever et al. 2002; Gujer 2007; Kapp 1983; Mudrack und Kunst 2003).

Zudem werden bei der Kohlenstoffelimination je g oxidiertes organischer Substanz etwa 2,0 g CO_2 freigesetzt (Grünebaum 1990; Kubin 2004). Infolge Ausstrippung des gasförmigen Kohlendioxids verbleibt aber nur ein bestimmter Anteil des gebildeten Kohlendioxids im Ablauf. Als ausschlaggebende Größe ist in diesem Zusammenhang die Temperatur anzusehen. Mit sinkender Temperatur nimmt die Löslichkeit von Kohlendioxid zu, die Stripprate dagegen nimmt ab. Der aerobe Abbau organischer Substanz kann so bei tiefen Temperaturen und/oder tiefen Belebungsbecken zu einer Anreicherung von Kohlenstoffdioxid im Abwasser beitragen (Grünebaum 1990; Kopp et al. 2006; Schönherr 2009).

Können die gebildeten Säuren bzw. das gebildete Kohlenstoffdioxid vom Wasser nicht abgepuffert werden, können diese den pH-Wert absenken. Das bedeutendste Puffersystem im aquatischen Milieu stellt das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht (KKG) mit seinen Bestandteilen Kohlenstoffdioxid (CO_2), Hydrogenkarbonat (HCO_3^-) und Karbonat (CO_3^{2-}) dar (Kopp et al. 2006; Schönherr 2009; Schönherr et al. 2007). Ein Maß für das Puffervermögen eines Wassers gegenüber einer Zugabe von Säure ist die Säurekapazität ($SK_{4,3}$). Diese ergibt sich für kommunales Abwasser hinreichend genau aus der Konzentration an Hydrogenkarbonationen (Grünebaum 1990; Kapp 1983) und gibt an, welche Menge an Säure (H^+ -Ionen) einem Wasser zugegeben werden muss, bis sich pH 4,3 einstellt:



In ATV (2000) wird eine Mindestsäurekapazität zur Aufrechterhaltung der biologischen Prozesse im Ablauf der biologischen Behandlungsstufe von 1,5 mmol/L empfohlen. Wecker und Weber (2007) fordern dagegen eine Restsäurekapazität von mindestens von 2,5 mmol/L.

Wie gezeigt, war die biologische Behandlung von Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung ohne flankierende Maßnahmen zum Ausgleich des entstehenden Säurekapazitätsdefizites nicht möglich. In der Versuchsphase II erfolgte daher die Stützung der Säurekapazität mit dem Ziel die Nitrifikation zu stabilisieren. Hierzu wurde das Verfahren der chemischen Neutralisation angewendet. Als Neutralisationsmittel wurde Natronlauge (NaOH) eingesetzt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungsphase werden nachfolgend zusammenfassend dargestellt.

7.2.1 Verlauf des pH-Wertes, der Säurekapazität und der Temperatur

Die Dosierung der Natronlauge erfolgte zeitgesteuert während der aeroben Reaktionsphase. Die Zugabemenge wurde über die Laufzeit und Hub der Dosierpumpe gesteuert. Dauer, Hub und Zeitpunkte der Dosierung wurden durch wöchentliche Aufzeichnung der sich in den Reaktions- und Stillstandphasen des SBR-Zyklus ergebenden Ganglinien kontrolliert und ggf.

angepasst. Der Versuchsbetrieb mit NaOH-Dosierung wurde über einen Zeitraum von rd. acht Monaten aufrechterhalten.

Infolge Neutralisation stellten sich pH-Werte im SB-Reaktor zwischen pH 6,6 und pH 7,2 ein. Im Median betrug der pH-Wert 7,0. Die hierdurch im Ablauf der Versuchsanlage verbliebene Säurekapazität lag bei Betrachtung des Medianwertes bei 1,21 mmol/L, wobei Schwankungen zwischen 0,90 mmol/L und 1,93 mmol/L verzeichnet wurden.

Zwar wurde in der Versuchsreihe angestrebt den pH-Wert möglichst konstant > pH 7,0 zu halten, dies war jedoch aufgrund verschiedener technischer Schwierigkeiten (z.B. defekte Dosierpumpe, verblockter Dosierschlauch) nicht immer möglich. Deswegen traten im Betrachtungszeitraum vereinzelt auch niedrigere pH-Werte auf (s.o.). Die erzielte Alkalinität des Wassers reichte dennoch in seiner Wirkung als pH-Puffer aus, um die Milieubedingungen für die am biologischen Abwasserreinigungsprozess beteiligten Bakterien hinsichtlich des pH-Wertes gegenüber dem Betrieb der Versuchsanlage ohne NaOH-Dosierung zu verbessern.

Die Abwassertemperaturen lagen in der gleichen Größenordnung wie in der ersten Versuchsphase. Minimal betrug diese 12,9 °C, maximal wurde eine Temperatur von 23,8 °C bestimmt.

7.2.2 Entwicklung der Biomasse

Bei Inbetriebnahme der NaOH-Dosierung war der Belebtschlamm bereits 3 Monate an das Substrat Schwarzwasser sowie an höhere pH-Werte adaptiert¹, dennoch wurde zunächst eine Stagnation des Biomassenwachstums beobachtet. Mit Schlammindizes zwischen 70 mL/g und 80 mL/g (Abbildung 7.13, links) ergaben sich in ersten Versuchswochen mit NaOH-Dosierung sehr gute Schlammabsetzeigenschaften, die im üblichen Bereich für SBR-Anlagen liegen. AFS waren im Ablauf über den gesamten Versuchszeitraum nicht nachweisbar. Schlammabtrieb kann daher als Ursache für die Stagnation des Schlammwachstums ausgeschlossen werden. Ursächlich scheint eher die niedrige Schlammbelastung der ersten Versuchswochen zu sein (Abbildung 7.13, rechts).

In Anlehnung an die vorangegangenen Untersuchungsphasen, wurde der Anlage über den gesamten Versuchszeitraum kein Überschussschlamm entnommen. Nach rd. vier Wochen setzte stetiges Wachstum, mit einer Netto-Wachstumsrate zwischen $\mu_{\text{Netto}} = 0,002 \text{ d}^{-1}$ und $\mu_{\text{Netto}} = 0,009 \text{ d}^{-1}$ ein. Folglich stieg der $\text{TS}_{\text{R,min}}$ -Gehalt im SB-Reaktor von 3,4 g/L auf 6,3 g/L an (Abbildung 7.13, links), was einer Netto-Schlammproduktion von 21,3 g TS/d bzw. 0,270 kg TS/kg BSB₅ entspricht.

¹ weitere Details hierzu s. Schmitt et al. (2009)

Auffallend sind die extrem hohen Schlammindizes in den letzten Versuchsmonaten, welche sprunghaft auf Werte um 180 mL/g ansteigen. Auch in dieser Phase waren die AFS-Gehalte im Ablauf vernachlässigbar. Zudem lag der CSB im Ablauf nahezu vollständig gelöst vor (Abbildung 7.15, links). Ein Biomassenverlust infolge der schlechten Schlammabsetzeigenschaften ist dennoch nicht gänzlich auszuschließen, da in dieser Untersuchungsphase das Messprogramm reduziert und somit ein potenzieller Schlammabtrieb optisch bzw. analytisch ggf. nicht erfasst wurde.

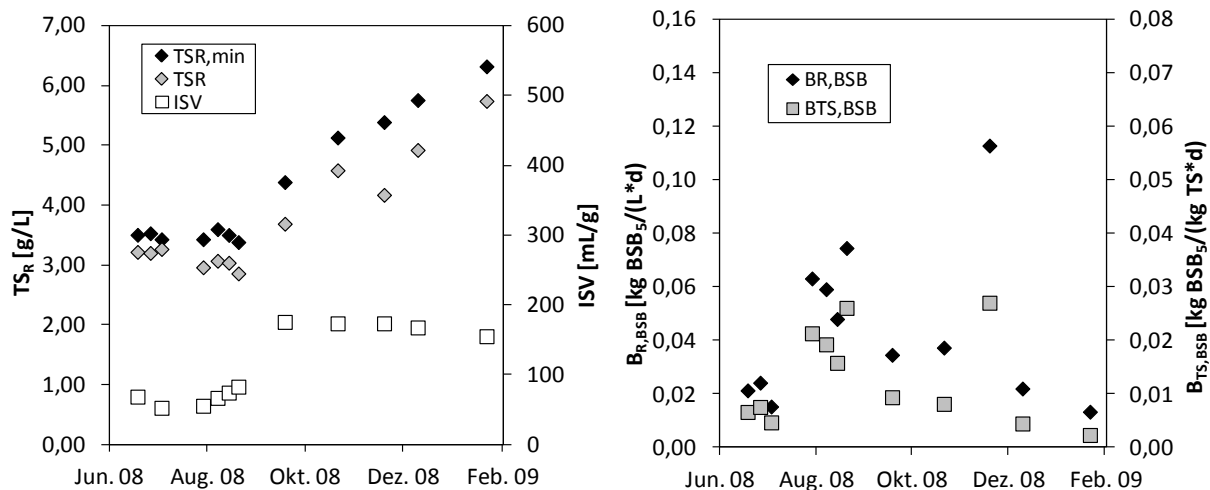


Abbildung 7.13: Verlauf des TS-Gehaltes und des ISV (links) sowie der BSB₅-Schlamm- und Raumbelastung (rechts) im SB-Reaktor über den Versuchsverlauf der Untersuchungsphase II

Wahrscheinlicher ist allerdings, dass eine fehlerhafte Bestimmung des Schlammindex in den letzten Versuchsmonaten für die hohen Indices verantwortlich ist. Der Schlammindex des Wasser-Belebtschlamm-Gemisches wurde nach DIN 38409, T 10 (DIN 1980) ermittelt. Bei der Ermittlung des Schlammvolumens können dabei aufgrund der gegenseitigen Behinderung der einzelnen Flocken bzw. des Einflusses der Gefäßwandung Störungen auftreten, wenn Schlammvolumina > 250 mL/L ermittelt werden. Bei höheren TS-Gehalten wird daher die Verdünnung des Belebtschlamm-Wasser-Gemischs empfohlen (DIN 1980). In den vorangegangenen Versuchsphasen wurde darauf geachtet, dass die resultierenden Schlammvolumina, falls erforderlich, durch Verdünnung < 200 mL/L gehalten wurden. Die Schlammvolumina im aktuell diskutierten Betrachtungszeitraum lagen sämtlich über 250 mL/L, sodass der Belebtschlamm unter Umständen schlechter kompaktiert wurde und sich so die hohen Schlammindizes erklären.

Andererseits zeigt das mikroskopische Bild des belebten Schlammes (Abbildung 7.14) auch in dieser Untersuchungsphase eine Flockenmorphologie, die der der Untersuchungsphase mit Roh-Schwarzwasser gleicht: überwiegend mittelgroße Einzelflocken, unregelmäßig geformt, meist locker strukturiert, z.T. auch kompakt; lange Fäden ragen aus den Flocken heraus; viele

freie Bakterien, viele Rotatorien, sessile Ciliaten, Zooflagellaten; meist viele fadenförmige Bakterien (v.a. *Microthrix parvicella*, Typ 0041/0675 und *Nostocoida limicola*).

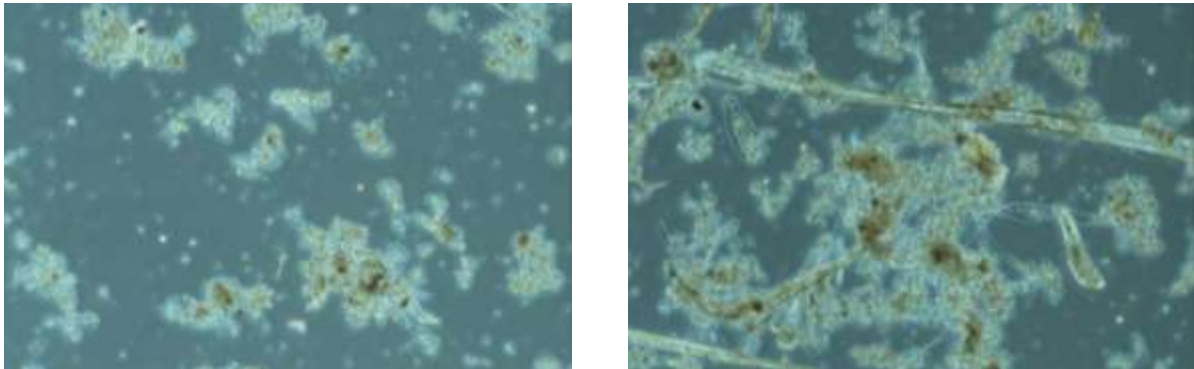


Abbildung 7.14: Flockenmorphologie des Belebtschlammes der SBR-Anlage aus der Untersuchungsphase II bei 100-facher Vergrößerung

Da fadenförmige Bakterien, wie auch in der ersten Untersuchungsphase vermehrt nach Beimpfung im Belebtschlamm erkannt wurden, wird davon ausgegangen, dass diese über den Impfschlamm in das System eingetragen wurden und sich infolge der vorgefundenen Selektionsbedingungen im Schwarzwasser-Belebtschlammssystem etablierten. Deren Häufigkeit ist insgesamt allerdings zu gering, als dass sie für die hohen Schlammindeces am Ende des Versuchsbetriebes verantwortlich sind.

Wie oben gezeigt, lagen die Abwassertemperaturen in einem hinsichtlich des Stoffwechsels günstigen Bereich. Gleiches gilt, abgesehen von einigen Ausnahmen, für den pH-Wert. Infolge des stetig über den Versuchszeitraum steigenden TS-Gehaltes, resultierte in weiten Phasen eine Schlammbelastung $< 0,010 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$. Die im Vergleich zu den vorangegangenen Phasen sehr geringen Netto-Wachstumsraten können somit weitestgehend auf den stetigen Substratmangel zurückgeführt werden.

7.2.3 Elimination organischer Verbindungen

In Abbildung 7.15 ist der Verlauf der CSB- und BSB₅-Konzentrationsprofile (links) sowie der TOC und DOC-Konzentrationsprofile (rechts) im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors während der Versuchsphase II dargestellt.

Es ist zu erkennen, dass die CSB-Konzentrationen im Ablauf der Versuchsanlage über den gesamten Betriebszeitraum mit NaOH-Dosierung niedriger als im Versuchszeitraum mit Roh-Schwarzwasser waren. Ebenso wird ersichtlich, dass die Kohlenstoffelimination deutlich stabiler ablief. Die Absolutwerte lagen zwischen minimal 45,0 mg/L und maximal 106 mg/L. Im Median betrug die C_{CSB} -Ablaufkonzentration 72,0 mg/L, was einem Wirkungsgrad von 92 % entspricht. Der TOC wurde im Median zu 89 % eliminiert bei einer Ablaufkonzentration von 33,0 mg/L. Der CSB wie auch der TOC lagen nach biologischer Behandlung nahezu

vollständig gelöst vor, was durch das Verhältnis der homogenisierten zur filtrierten Probe dokumentiert wird, welches 0,98 bzw. 0,86 beträgt.

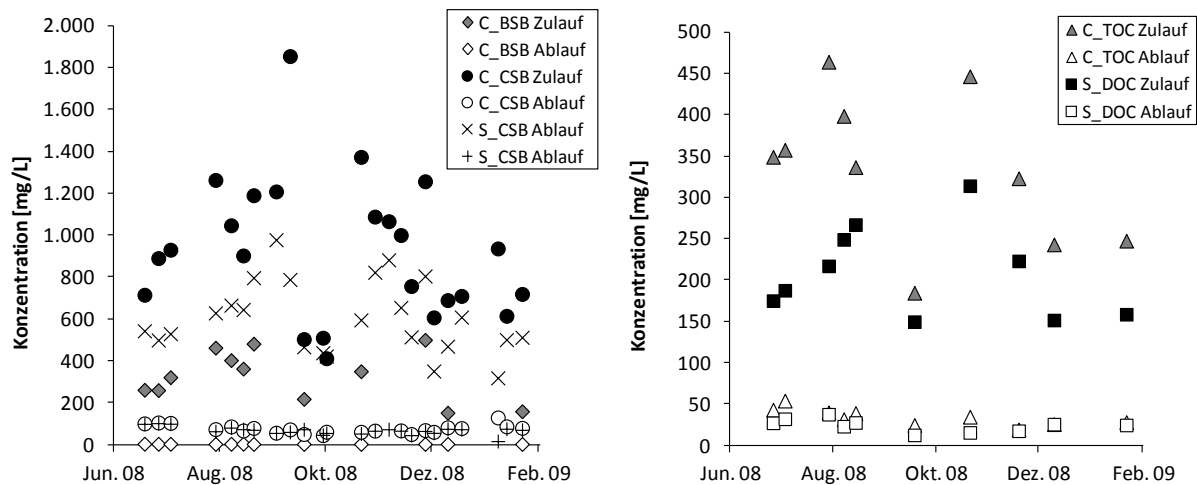


Abbildung 7.15: Verlauf C_{CSB^-} , S_{CSB^-} und C_{BSB^-} -Konzentrationsprofile (links) sowie C_{TOC^-} und S_{DOC^-} -Konzentrationsprofile (rechts) im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors während der Versuchsphase II

Die C_{BSB^-} -Ablaufkonzentration lag immer unterhalb der Bestimmungsgrenze (3,0 mg/L), bei einem Wirkungsgrad von > 99 %. Es kann daher von einer vollständigen Elimination der biologisch abbaubaren organischen Substanzen im untersuchten Schwarzwasser ausgegangen werden.

Eine Abhängigkeit der Reinigungsleistung von der Temperatur, vergleichbar zu der bei Roh-Schwarzwasser, war nicht feststellbar. Dies ist einerseits auf die reduzierten Zulauffrachten infolge mechanischer Feststoffabscheidung zurückzuführen. Andererseits auf die verbesserten Milieubedingungen hinsichtlich des pH-Wertes. Die Voreinstellung der aeroben Reaktionszeit reichte in dieser Untersuchungsphase folglich aus, um trotz der zu erwartenden geringeren Umsatzgeschwindigkeiten eine vollständige Oxidation der organischen Substanzen im Versuchsreaktor zu gewährleisten.

7.2.4 Stickstoff- und Phosphorelimination

Bedingt durch die 3-monatige Adaption des Belebtschlammes an das Substrat Schwarzwasser waren mit Inbetriebnahme der NaOH-Dosierung bereits ausreichend Nitrifikanten im System vorhanden, sodass innerhalb kurzer Zeit eine stabile Nitrifikation mit konstant niedrigen Ablaufkonzentrationen bei konstant hohen Eliminationsleistungen sichergestellt wurde. Die C_{TKN} -Konzentrationen im Ablauf der Versuchsanlage lagen dabei unabhängig von der Temperatur und dem Trockensubstanzgehalt im SB-Reaktor zwischen 8,1 mg/L und 16,6 mg/L. Im Median betrug die C_{TKN} -Konzentration 11,0 mg/L, was einem Wirkungsgrad von 95 % entspricht.

Der Großteil des Ablauf-TKN lag als organisch gebundener Stickstoff vor. Dagegen ist der Anteil an $\text{NH}_4\text{-N}$ mit 0,3 mg/L bzw. 2,7 % vernachlässigbar. Die S_{NO_2} -Konzentrationen lagen jeweils unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,1 mg/L). Eine Hemmung der biologischen Prozesse, insbesondere der Nitrifikation durch Nitrit kann für den Betrachtungszeitraum folglich ausgeschlossen werden.

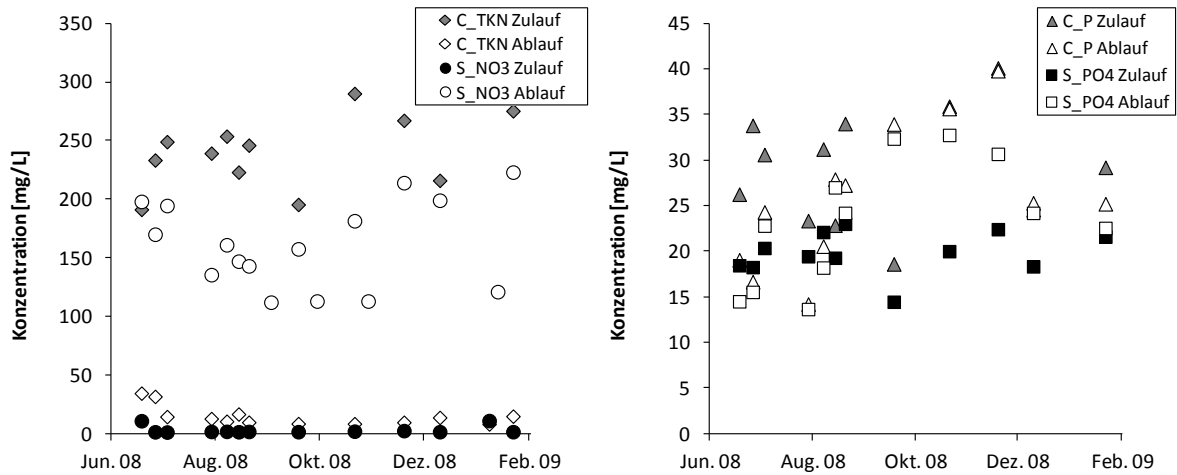


Abbildung 7.16: C_{TKN} - und $\text{S}_{\text{NO}_3^-}$ sowie C_P und S_{PO_4} -Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SB-Reaktors während der Versuchsphase II

Der hohe Nitrifikationsgrad in dieser Untersuchungsphase führte dazu, dass theoretisch nahezu 100 % der der Anlage zufließende Stickstoff durch Denitrifikation aus dem System hätte entfernt werden können (Abbildung 7.16). Die statistische Auswertung der Nitratkonzentrationen im Ablauf ergab dagegen erwartungsgemäß sehr hohe S_{NO_3} -Konzentrationen von im Median 159 mg/L. Dies entspricht einem Wirkungsgrad der Denitrifikation von lediglich 24 %.

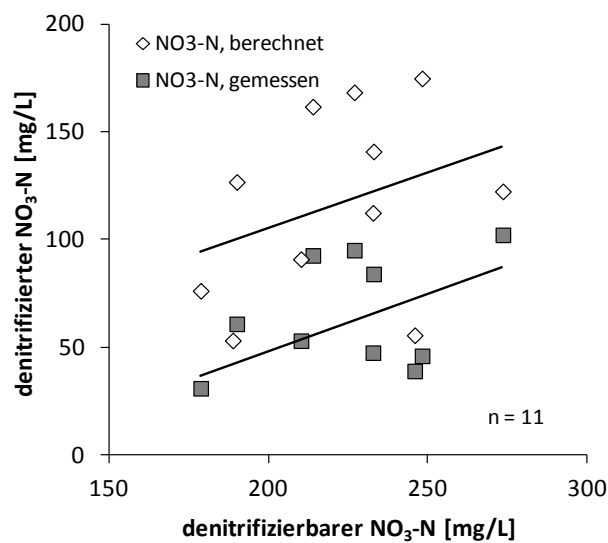


Abbildung 7.17: Vergleich des theoretischen und tatsächlich denitrifizierten $\text{NO}_3\text{-N}$ bei der biologischen Behandlung von Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung

Wie Abbildung 7.16 entnommen werden kann, unterlag die Denitrifikation dabei sehr großen Schwankungen. Vereinzelt wurden Wirkungsgrade unter 15 % ermittelt. An anderen Tagen dagegen gelang es über 30 % des nitrifizierten TKN zu reduzieren.

Im Gegensatz zum Betrieb mit Roh-Schwarzwasser konnten die theoretisch errechneten Denitrifikationsraten beim Betrieb der Versuchsanlage mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser nicht erreicht werden (Abbildung 7.17). Die im Praxisversuch gemessenen Denitrifikationsraten lagen ausnahmslos unter den berechneten. Ein Vergleich des Denitrifikationsvermögens der beiden Substrate bzw. Biozönosen ist aufgrund der unterschiedlichen Versuchsrandbedingungen (Betrieb mit und ohne Anpassung des pH-Wertes) allerdings nur schwer möglich. Dennoch scheinen die im mechanisch gereinigten Schwarzwasser verbleibenden organischen Substanzen in ihrer Zusammensetzung aus leicht und schwer abbaubaren Verbindungen zur Denitrifikation schlechter geeignet, als dies für kommunales Abwasser angenommen wird und als dies für Roh-Schwarzwasser gilt.

7.2.5 Elimination von Salzen

Auch in dieser Untersuchungsphase wurden erwartungsgemäß die gelösten Salze nur in einem geringfügigen Maß durch den biologischen Behandlungsprozess eliminiert. Bei einer Leitfähigkeit von 2,3 mS/cm im Zulauf zur biologischen Behandlungsstufe und von 2,1 mS/cm im Ablauf der biologischen Behandlungsstufe beträgt der Eliminationsgrad jedoch lediglich 7,0 %. Gegenüber dem Betrieb mit Roh-Schwarzwasser verbleibt somit rechnerisch nahezu die gesamte Ionen-Konzentration des Schwarzwasserzulaufs im biologisch gereinigten Schwarzwasser.

Die enormen Salzgehalte nach biologischer Behandlung von Schwarzwasser sind dabei grundlegend auf drei Faktoren zurückzuführen. Einerseits erfolgte wegen des ungünstigen Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnisses in Schwarzwasser keine vollständige Stickstoffelimination, weswegen die im Ablauf enthaltenen Nitrationen einen wesentlichsten Beitrag zum Salzgehalt im biologisch behandelten Schwarzwasser leisten. Zweitens wurden auch in dieser Untersuchungsphase keine Maßnahmen zur weitergehenden Phosphorelimination ergriffen. Drittens wurde der SB-Reaktor über den hier zugrunde gelegten Betrachtungszeitraum ohne Überschussschlammabzug betrieben, sodass auch keine Entnahme der Salze über den Wasseranteil bei der Überschussschlammmentnahme erfolgte.

7.3 Untersuchungen zur Erzielung einer bestmöglichen Ablaufqualität¹

Im Rahmen der Untersuchungen wurde die Aufbereitung von Schwarzwasser zu Betriebswasser, welches zur Toilettenspülung wiederverwendet werden kann, angestrebt. Da durch den Einsatz von Mikro- oder Ultrafiltrationsmembranen bereits im Ablauf der biologischen Behandlungsstufe eine, auch aus hygienischer Sicht, hohe Qualität des mechanisch-biologisch gereinigten Abwasserteilstroms erreicht wird und somit das Recycling von aufbereitetem Abwasser leichter ermöglicht werden kann, erfolgten die Untersuchungen zur Erzielung einer bestmöglichen Ablaufqualität nach biologischer Behandlung von Schwarzwasser mittels des in Kapitel 5 beschriebenen Membran-Bio-Reaktors, der über einen Versuchszeitraum von 10 Monaten mit Schwarzwasser aus dem Wohnblock betrieben wurde.

Die Inbetriebnahme des MBRs erfolgte mit adaptiertem Belebtschlamm der SBR-Versuchsanlage. In der nachfolgenden Einfahrphase wurden die Betriebseinstellungen solange variiert, bis stabile Verhältnisse und niedrige Ablaufwerte erreicht wurden. Dieser Einfahrbetrieb wird bei der nachfolgenden Diskussion der Reinigungsleistung nicht berücksichtigt und Ablaufganglinien, Wirkungsgrade etc. sind erst nach Beendigung des Einfahrbetriebes dargestellt. Die Entwicklung der Biomasse wird dagegen über den gesamten Betriebszeitraum diskutiert, da ansonsten kein Vergleich zu den Ergebnissen der beiden anderen Versuchsanlagen möglich ist.

7.3.1 Entwicklung der Biomasse

Infolge Animpfung mit Belebtschlamm ergab sich zu Beginn der Anfahrphase ein Trockensubstanzgehalt von 2,5 g/L. Unmittelbar nach Animpfung setzte Schlammwachstum ein. Infolge Schaumbildung kam es ab der 4. Versuchswoche zu verstärktem Schlammaustrag und zur Abnahme der TS-Konzentration im MBR. Ab der 6. Versuchswoche war wieder stetiges Wachstum mit einer Netto-Wachstumsrate von $\mu_{\text{Netto}} = 0,019 \text{ d}^{-1}$ zu beobachten. Bis Juli 2007 wurde der Anlage kein Belebtschlamm entnommen, sodass das rechnerische Schlammalter konstant $> 365 \text{ d}$ betrug und die Trockensubstanz auf eine Konzentration von 15,7 g/L anstieg (Abbildung 7.18).

Bei TS-Gehalten über 15 g/L wurde verstärkte Schaumbildung auf den Reaktoroberflächen beobachtet, was phasenweise Schlammaustrag nach sich zog. Dies ist auf die in dieser Phase vorherrschende Schlammbelastung zurückzuführen, die teilweise $< 0,010 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ betrug (vgl. Kapitel 7.3.2).

¹ Teilaspekte dieses Kapitels wurden auch in Knerr und Engelhart (2009) und Knerr et al. (2011) beschrieben

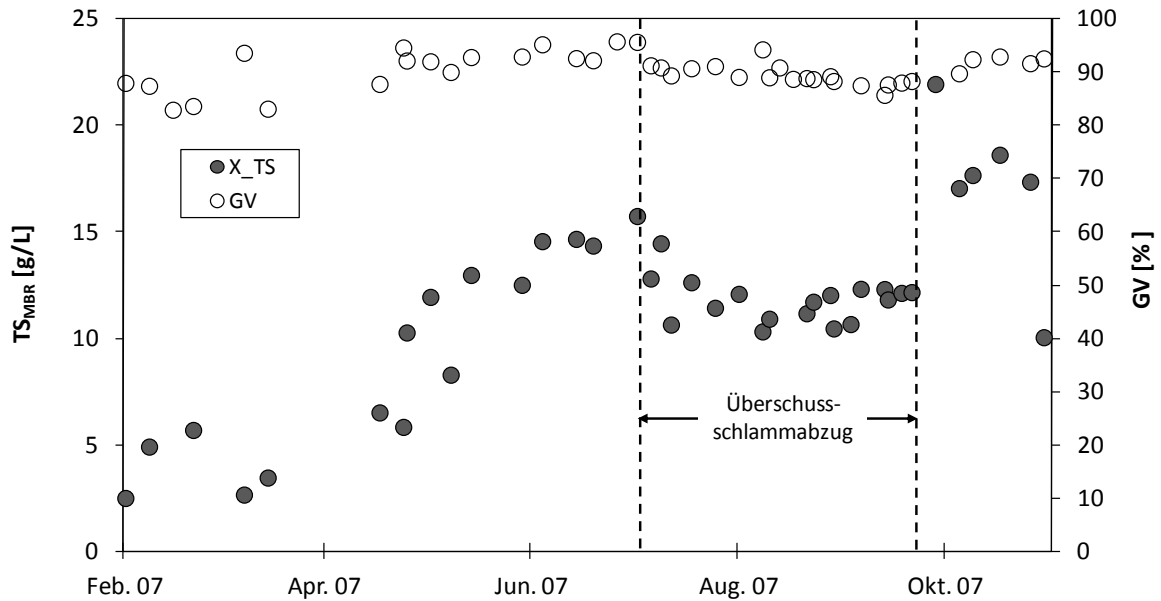


Abbildung 7.18: Verlauf des TS-Gehaltes und des GV des MBR-Wohnblock über den Versuchszeitraum

Von kommunalen Kläranlagen ist bekannt, dass diese bei Schlammbelastungen, die deutlich unter $0,050 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg TS} \cdot \text{d})$ liegen, zur Bildung von Schaumschichten neigen. Dieses Phänomen wird durch vermehrte Bildung von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) durch die Flockenbildenden Organismen hervorgerufen, die bei derart niedrigen Schlammbelastungen ungünstige Lebensbedingungen vorfinden und durch die vermehrte Bildung von EPS versuchen sich Wachstumsvorteile durch Aufspaltung von hochmolekularen Substanzen zu verschaffen (Kunst et al. 2000). Zudem weisen Untersuchungen von Hug (2006) auf ein grundsätzlich höheres Schaumbildungspotenzial bei MBR-Anlagen hin. Als primäre Ursache für die vermehrte Schaumbildung bei der Anwendung von Membran-Bio-Reaktoren wird von Baumgarten (2007) die erhöhte volumenspezifische Belüftungsrate, bedingt durch die kompaktere Bauweise der Reaktoren sowie die zur Deckschichtkontrolle erforderliche Belüftung getauchter Membranmodule genannt. Zusätzlich kann die intensive mechanische Beanspruchung, z.B. durch den Einsatz von Pumpen zu einer vermehrten Bildung von EPS und damit zur Schaumbildung führen (DWA 2005). Ungünstigen Einfluss hatten im vorliegenden Fall zudem die kleinen Reaktoroberflächen ($d = 500 \text{ mm}$), sodass bereits Schaumschichten geringer Höhe über die Reaktorwände traten.

Ab Juli 2007 wurde regelmäßig Überschussschlamm aus dem System abgezogen und der MBR in der Folgezeit auf TS-Gehalte zwischen $10,0 \text{ g/L}$ und $12,5 \text{ g/L}$ eingestellt. Hierdurch konnten die oben beschriebenen Schaumprobleme minimiert und das Schlammalter rechnerisch auf Werte von rd. 50 d gesenkt werden.

Das mikroskopische Bild des Belebtschlamm zeigt eine überwiegend unregelmäßig geformte, meist locker strukturierte mittelgroße bis große Schlammflocke (Abbildung 7.19, links). Zwar waren die Flocken durchweg größer als am Versuchsstand, der Einfluss der regelmäßi-

gen Pumpenvorgänge in der MBR-Anlage ist dennoch anhand der Aufnahme des mikroskopischen Bildes deutlich zu erkennen. Durch die intensive mechanische Beanspruchung des Schlammes (Scherung), wurde offensichtlich die Flockengröße begrenzt. Dadurch weist er eine offene Struktur mit vielen flüssigen Phasen auf. Darüber hinaus waren auch viele freie Bakterien sichtbar. Einzelflocken dagegen waren erst nach starker Verdünnung der Probe bzw. nur an den Randbereichen feststellbar.

Auffällig sind die vielen Öltröpfchen in den flüssigen Phasen zwischen den Flocken (Abbildung 7.19, rechts). Diese wurden über den gesamten Betrachtungszeitraum im Belebtschlamm des MBR, welcher häusliches Schwarzwasser behandelte, angetroffen. Dies deutet auf die Entsorgung von Essensresten über die Toilette hin. Fadenförmige Bakterien wurden im Gegensatz zum Belebtschlamm des Versuchsstandes nur selten identifiziert.

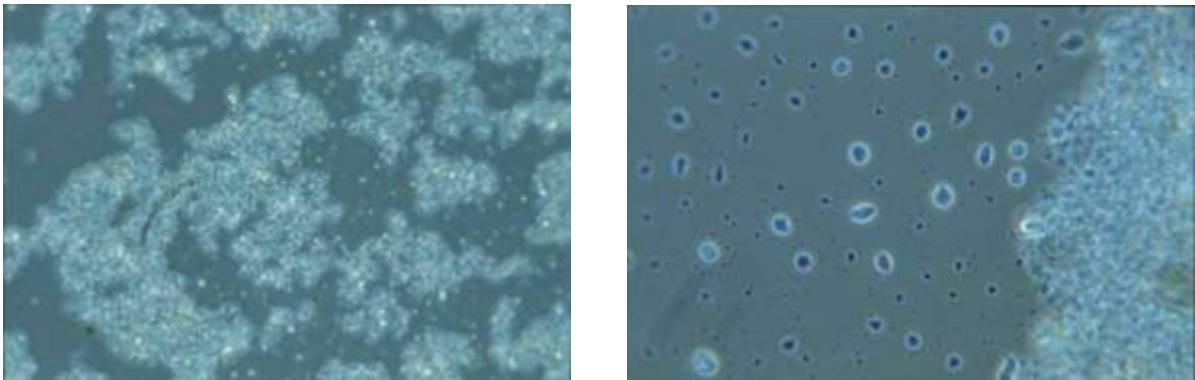


Abbildung 7.19: Flockenmorphologie des Belebtschlammes des MBR-Wohnblock bei 100-facher Vergrößerung (links), Öltröpfchen die zwischen den Flocken erkennbar sind (rechts)

Trotz der geringen BSB_5 -Schlammbelastung und dem daraus resultierenden hohen Schlammalter, wurden auch an der Technikumsanlage sehr hohe Glühverluste bestimmt. Diese lagen konstant über 80 %TS. Dabei wurde in der Einfahrphase und der damit verbundenen Steigerung des TS-Gehaltes ein geringfügiger Anstieg, mit Beginn der Überschussschlammmentnahme ein geringfügiger Rückgang des Glühverlustes beobachtet (Abbildung 7.18).

Als alternative Methode zur Bestimmung des Mineralisierungsgrades des Belebtschlammes wurden Respirationsmessungen zur Bestimmung der endogenen Atmung der heterotrophen Biomasse ($OVR_{C,g}$) in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Über den gesamten Betrachtungsbereich lagen die endogenen Atmungsraten im Bereich von $30,7 \text{ g O}_2/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ bis $46,1 \text{ g O}_2/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ bzw. $33,8 \text{ g O}_2/(\text{kg oTS}\cdot\text{d})$ bis $50,7 \text{ g O}_2/(\text{kg oTS}\cdot\text{d})$, was einen vollständig stabilisierten Schlamm charakterisiert (ATV-DVWK 2003; BLW 2004). Da, mit Ausnahme des Versuchszeitraum von Juli 2007 bis Oktober 2007 ($t_{TS} \geq 50 \text{ d}$) und der Probennahmen kein Schlamm aus dem System entnommen wurde, ergab sich für den ver-

bleibenden Betrachtungszeitraum rechnerisch ein sehr hohes Schlammalter ($t_{TS} > 365$ d). Infolgedessen ist der konstant hohe Glühverlust im MBR, auf die Akkumulation partikulär, inerten organischen Materials (z.B. Zellulose) und weniger auf die mangelnde aerobe Stabilisierung zurückzuführen (Knerr und Engelhart 2009) und bestätigt somit die zuvor geäußerte Vermutung.

7.3.2 Raum- und Schlammbelastung

Abbildung 7.20 zeigt die berechnete BSB₅-Raum- und Schlammbelastung für den Betrachtungszeitraum.

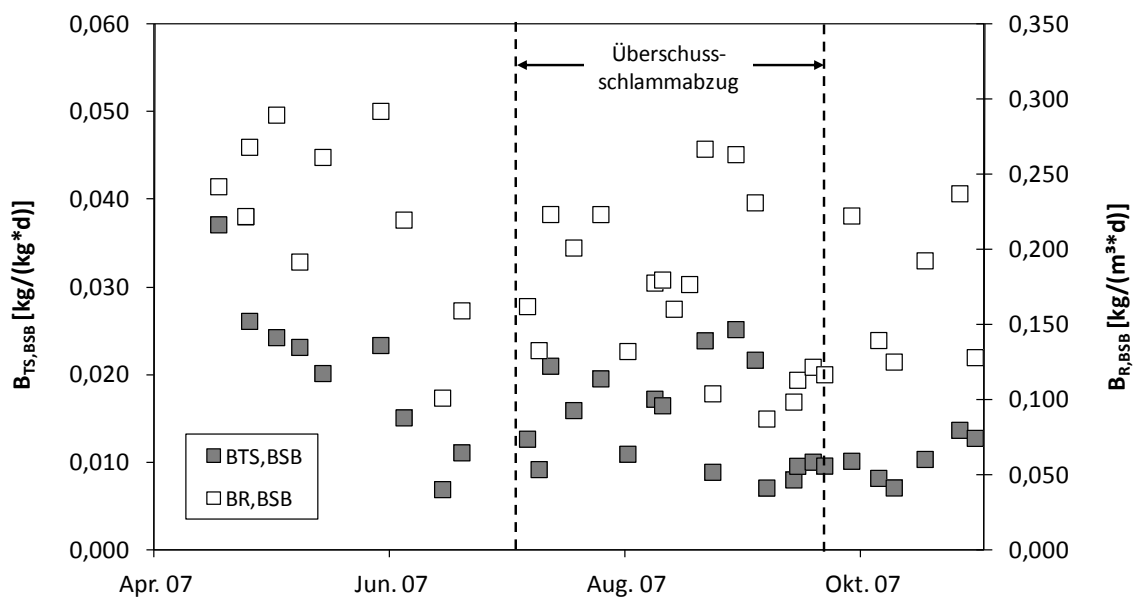


Abbildung 7.20: Verlauf der Raum- und Schlammbelastung im MBR des Wohnblocks

Die bis Juli 2007 konstant abnehmende Schlammbelastung lässt sich auf den stetig steigenden Trockensubstanzgehalt im MBR zurückführen (s.o.). Mit Inbetriebnahme der Überschussschlammabnahme wurde dieser auf einen Belastungsbereich zwischen 0,010 kg BSB₅/(kg TS·d) bis 0,030 kg BSB₅/(kg TS·d) eingestellt. Zeitweise ergaben sich aber auch Phasen mit extremer Schwachlast und einer Schlammbelastung < 0,010 kg BSB₅/(kg TS·d).

7.3.3 Elimination organischer Verbindungen

Der MBR wurde bis Mitte Juni 2007 ohne Anpassung des pH-Wertes betrieben, woraus sich, entsprechend den variierenden Zulaufbedingungen starke pH-Schwankungen zwischen pH 5,5 und pH 8,1, ergaben (Abbildung 7.21). Im Median lag der pH-Wert bei pH 6,3.

Die Inbetriebnahme der NaOH-Dosierung hatte bei ausschließlicher Betrachtung der organischen Verbindungen keine Auswirkungen auf die Reinigungsleistung. Ab Oktober wurde zusätzlich eine externe Kohlenstoffquelle in Form von Essigsäure (CH_3COOH) zur Erhöhung der Denitrifikationsleistung in den anoxischen Reaktor des MBRs dosiert. Die Dosierung erfolgte zeitgesteuert mit einer spezifischen Menge von 0,1 mL/L. Die Dosiermenge wurde bewusst so gering gewählt, sodass immer eine vollständige Elimination im MBR gewährleistet werden konnte. In der Folgezeit konnte eine Stabilisierung der C_{CSB^-} und C_{TOC^-} Konzentrationen im Permeat beobachtet werden. Eine Steigerung, respektive Verschlechterung der Eliminationsleistung (prozentualen als auch absolut) konnte allerdings nicht abgeleitet werden.

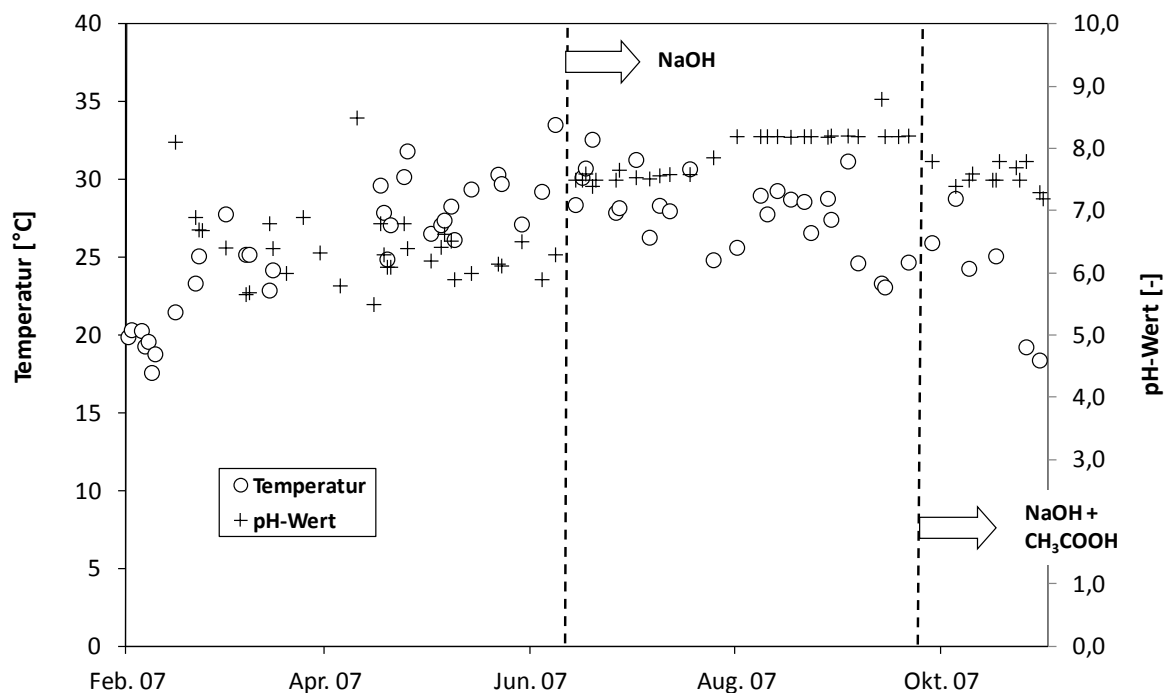


Abbildung 7.21: Verlauf der Temperatur und des pH-Wertes als Tagesmittelwerte der PLS-Aufzeichnungen im Permeat des MBR-Wohnblock (Feb. – Nov. 2007)

Durch die CH_3COOH -Dosierung erfolgte eine Aufstockung von 1,35 g CSB bis 1,62 g CSB je g $\text{NO}_3\text{-N}_{\text{red}}$. In der Literatur finden sich dagegen deutlich höhere spezifische Verbrauchswerte. Um eine vollständige Denitrifikation mit Essigsäure als externem Substrat zu erreichen geben Baumann und Krauth (1993) ein optimales CSB/ $\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnis von 3,8 g CSB/g $\text{NO}_3\text{-N}$ an. Mokhayeri et al. (2006) ermittelten 3,6 g CSB/g $\text{NO}_3\text{-N}$. In ATV (2000) wird sogar ein Wert von 5,0 g CSB/g $\text{NO}_3\text{-N}$ vorgegeben. Es kann daher gefolgert werden, dass die dosierte Essigsäure zu 100 % im biologischen System abgebaut wurde und die im Permeat verbliebene Organik dem Schwarzwasserzulauf zugeordnet werden kann. Die nachfolgende Diskussion der Ergebnisse der Elimination der organischen Verbindungen erfolgt daher über den gesamten Betrachtungszeitraum.

Variierende BSB_5 -Schlammbelastungen zeigten erwartungsgemäß bei den niedrigen Belastungen keine signifikanten Effekte auf die Reinigungsleistung. Die C_{CSB^-} bzw. C_{TOC^-}

Konzentrationen im Permeat waren meist sehr hoch und lagen im Median bei 123 mg/L bzw. 43,8 mg/L. Die C_{BSB} -Konzentrationen dagegen lagen beständig unterhalb der Bestimmungsgrenze (3,0 mg/L), sodass die prozentuale C_{BSB} -Eliminationsleistung mit > 99 %, im Vergleich zur prozentualen C_{CSB} - bzw. C_{TOC} -Elimination, die 82 % bzw. 86 % betrug, sehr hoch war (Abbildung 7.22).

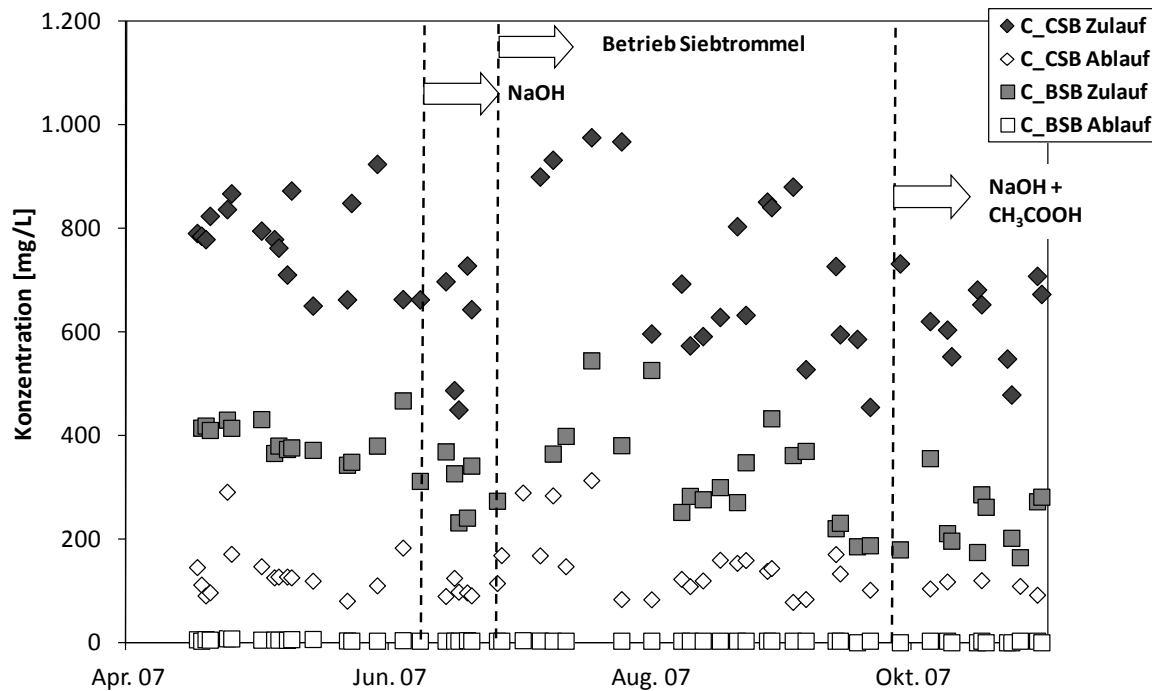


Abbildung 7.22: C_{CSB} - und C_{BSB} -Konzentrationsprofile im Zulauf und Permeat des MB-Reaktors am Wohnblock im Betrachtungszeitraum Apr. – Nov. 2007

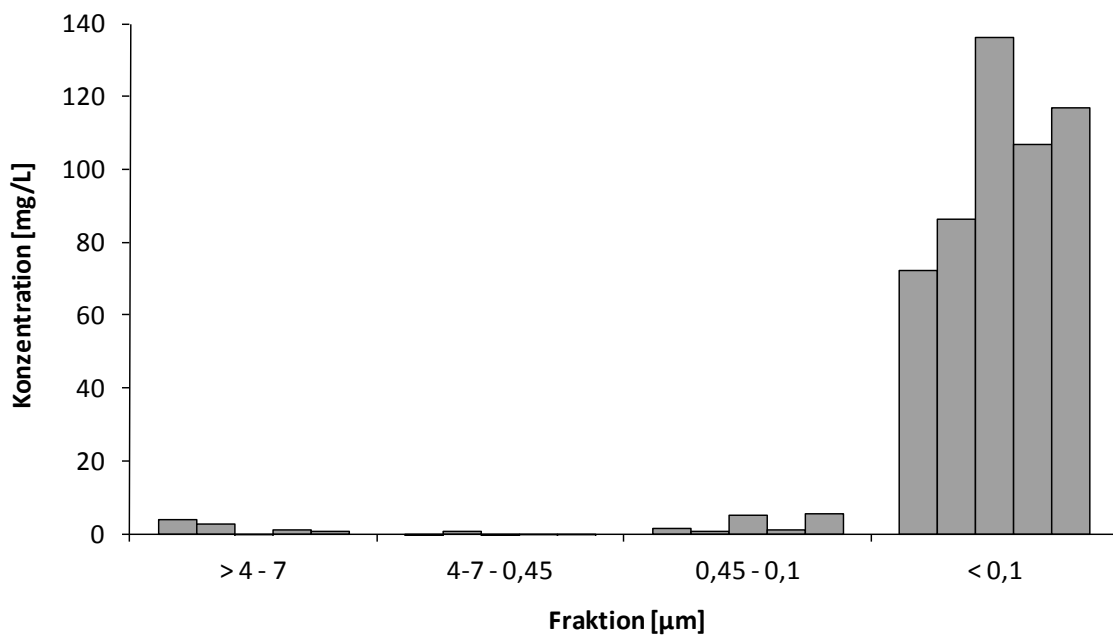


Abbildung 7.23: Ergebnisse von Filtrationsversuchen des Permeats des MBR-Wohnblock. Darstellung als Differenz-CSB des Filtrats zum vorhergehenden Filtrationsschritt (n = 5)

Aufgrund der konstant niedrigen C_{BSB} -Konzentrationen kann gefolgert werden, dass die biologisch abbaubaren organischen Verbindungen (nahezu) vollständig eliminiert wurden. Die hydraulische Verweilzeit im biologischen Reaktor betrug im Median 1,9 d. Der Permeat-CSB lag vollständig gelöst vor (Abbildung 7.23). Es handelt sich bei den gemessenen CSB-Konzentrationen im Permeat folglich um gelöst inerten CSB, der bereits zum Teil im Zulauf enthalten war und einer biologischen Behandlung im Rahmen der sich im biologischen Reaktor ergebenden Schlammalter und hydraulischen Verweilzeiten nicht zugänglich ist. Zudem konnte er als gelöste Substanz nicht durch Membrane entfernt werden.

7.3.4 Stickstoffelimination

Erwartungsgemäß konnte während des Versuchsbetriebs ohne externe Kohlenstoffzugabe keine effektive Stickstoffelimination über den biochemischen Prozess der Denitrifikation erreicht werden. Eine Sauerstoffverschleppung als Ursache für die geringe Denitrifikation kann ausgeschlossen werden. Trotz der kurzen Rohrleitungen, reichte die Aufenthaltszeit in diesen aus, um den Restsauerstoff aufzuzehren, was durch kontinuierliche Sauerstoffmessungen im anoxischen Reaktor belegt wird.

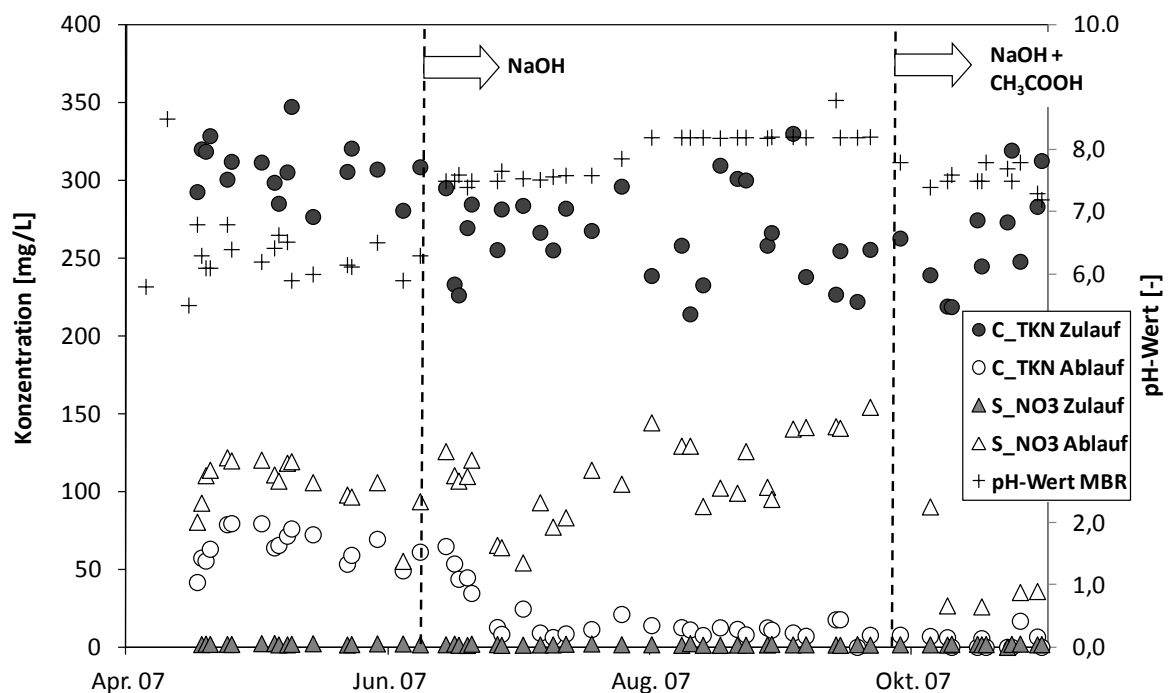


Abbildung 7.24: C_{TKN} und S_{NO_3} Konzentrationsprofile im Zulauf und Permeat des MB-Reaktors am Wohnblock im Betrachtungszeitraum Apr. – Nov. 2007

Ursächlich für die ineffektive Stickstoffelimination ist das BSB_5/TKN -Verhältnis von 1,2:1,0 des Schwarzwassers zu sehen (s.o.). Aufgrund des resultierenden pH-Wert-Abfalls im MBR auf Werte um pH 6 wurde, analog zu den Ergebnissen am SB-Reaktor, die Nitrifikanten durch HNO_2 gehemmt. Als Folge ergab sich in der Untersuchungsphase ohne NaOH-Dosierung eine

Stickstoffelimination von lediglich 42 %, mit Permeat-Konzentrationen von $C_{TKN} = 64,0$ mg/L (davon $S_{NH_4} = 56,7$ mg/L), $S_{NO_3} = 107$ mg/L und $S_{NO_2} = 0,07$ mg/L. Die dennoch erzielten niedrigen S_{NO_2} -Konzentrationen im Permeat des MBRs werden auf eine Reduktion des Nitrit-Stickstoffs (Denitrifikation) im anoxischen Reaktor zurückgeführt, welches durch die interne Rezirkulation ermöglicht wurde (Knerr et al. 2011).

Die im Vergleich zum SB-Reaktor erzielte stabilere Nitrifikation ohne pH-Anpassung kann auf die Betriebsweise der Anlage zurückgeführt werden. Durch die kontinuierliche Beschickung der Anlage mit Schwarzwasser fiel in der Folge der pH-Wert nicht so stark ab, wodurch insgesamt in der biologischen Behandlungsstufe günstigere Milieubedingungen hinsichtlich des pH-Wertes als in der SBR-Versuchsanlage herrschten.

Um die Nitrifikation nachhaltig zu verbessern, wurde im Rahmen des Versuchsbetriebes eine NaOH-Dosierung zur Regelung des pH-Wertes installiert und Mitte Juni 2007 in Betrieb genommen. Die Laugendosierung erfolgte mittels Zwei-Punkt-Regler in die Nitrifikationskammer, wodurch der pH-Wert im MBR zunächst auf pH 7,5 und später auf pH 8,2 angehoben wurde. Durch die verbesserten Randbedingungen erfolgte eine Steigerung der Nitrifikation auf einen Wirkungsgrad von 93 % (Juli 2007 - September 2007), sodass in der Folge im Permeat des MBRs C_{TKN} -Konzentrationen von 12,5 mg/L (davon $S_{NH_4} = 0,3$ mg/L) erzielt wurden. In Abbildung 7.24 ist deutlich zu erkennen, dass die maximale Nitrifikationsleistung erst nach fünf bis zehn Tagen einsetzte, was in der Generationszeit der Nitrifikanten begründet liegt. Die weitere Erhöhung des pH-Wertes zeigte dagegen keine Auswirkungen auf die Effektivität der Nitrifikation.

Der Wirkungsgrad der Stickstoffelimination betrug für den Betriebszeitraum mit NaOH-Dosierung 52 %. Dabei wurden nach wie vor S_{NO_3} -Konzentrationen im Permeat gemessen, die mit 110 mg/L in der gleichen Größenordnung lagen wie ohne NaOH-Dosierung. Die Steigerung der Stickstoffelimination ergibt sich dabei gänzlich aus der Reduktion der C_{TKN} -Zulaufkonzentrationen, die sich ab Juni 2007 einstellte.

Eine weitergehende Stickstoffelimination wurde schließlich durch die Integration der externen Kohlenstoffzugabe (CH_3COOH) gewährleistet. Diese wurde in den letzten vier Versuchswochen (ab Oktober 2007), mit einer spezifischen Dosiermenge von 0,1 mL/L betrieben (s.o.). Erwartungsgemäß stellten sich in der Folgezeit niedrige Stickstoffkonzentrationen ein, sodass die C_N -Ablaufwerte des MBRs auf 36,5 mg/L (davon $S_{NH_4} = 0,13$ mg/L, $S_{NO_3} = 31,0$ mg/L, $S_{NO_2} =$ n.n.) reduziert werden konnten und der Wirkungsgrad der Schwarzwasseraufbereitungsanlage hinsichtlich des Parameters C_N auf 82 % gesteigert wurde. Infolge der bewusst zu gering gewählten spezifischen Dosiermenge lief die Denitrifikation allerdings nach wie vor nicht vollständig ab.

7.3.5 Phosphorelimination

Da auch der MBR am Wohnblock ohne weitergehende Phosphorelimination betrieben wurde, sollte auch hier die Bioassimilation den wesentlichen Eliminationsmechanismus hinsichtlich des Phosphors darstellen. Aufgrund der Barrierewirkung der Membran konnten nur gelöste Phosphoranteile die Anlage mit dem Permeat verlassen ($C_P/S_{PO_4} = 1,0$), wodurch die im Ablauf gemessene C_P bzw. S_{PO_4} Konzentration mit 29,0 mg/L in der gleichen Größenordnung wie die Zulaufkonzentration mit 28,8 mg/L lag. Die Eliminationsrate lag folglich bei 0 %. Dieser Aspekt bedarf einer weiteren Untersuchung.

7.3.6 Elimination von Salzen

Im mechanisch gereinigten Schwarzwasser des Wohnblocks war im Median eine Leitfähigkeit in einer Konzentration von 2,5 mS/cm messbar. Während der Untersuchungsphase, in der ausschließlich NaOH zur Stützung der Nitrifikation dosiert wurde, hat sich die Konzentration im Median auf 1,6 mS/cm verringert, was einer Elimination von 36 % entspricht. Mit der Erhöhung des pH-Wertes im MBR von pH 7,5 auf pH 8,2 stieg gleichzeitig die Ionenkonzentration im Belebtschlamm an, weswegen tendenziell die Leitfähigkeit im Permeat zunahm. In den letzten vier Versuchswochen, in denen zusätzlich Essigsäure zur Steigerung der Denitrifikation dosiert wurde, sinkt der Salzgehalt im Permeat, was durch eine Leitfähigkeit im biologisch gereinigten Schwarzwasser 1,1 mS/cm dokumentiert wird. Dies entspricht einer Erhöhung der prozentualen Elimination auf 56 %, was auf die geringeren S_{NO_3} -Gehalte im Permeat erklärt werden.

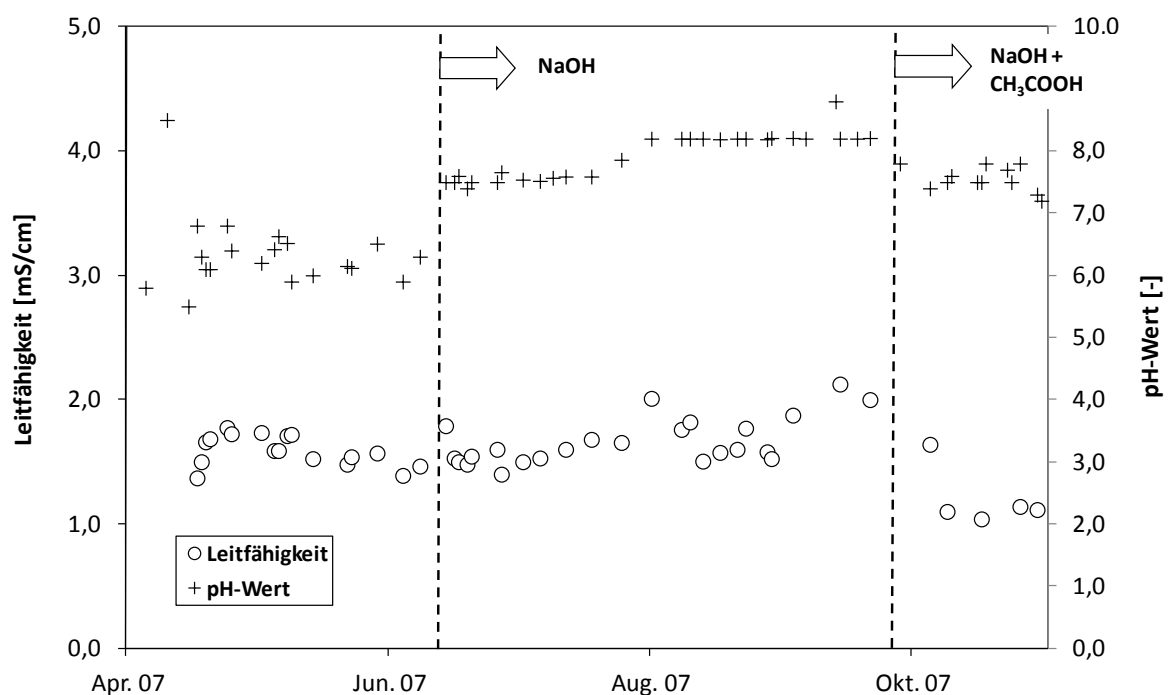


Abbildung 7.25: Leitfähigkeit und pH-Wert im Permeat des MB-Reaktors am Wohnblock im Betrachtungszeitraum Apr. – Nov. 2007

7.3.7 Membranperformance

Im Rahmen der Untersuchungen wurde der weitestgehende Verzicht auf chemische Membranreinigungen angestrebt. Die Membranfläche wurde daher sehr konservativ auf eine spezifische Permeateleistung von $3,2 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ dimensioniert. Diese geringe spezifische Permeateleistung liegt deutlich unterhalb von Literaturangaben, die für kommunales Abwasser Flüsse zwischen $8 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ und $30 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ angegeben werden (DWA 2005), war jedoch die Folge der technisch noch sinnvoll installierbaren kleinsten Membranfläche (Knerr und Engelhart 2009).

Im ersten Monat des Versuchsbetriebes mit Schwarzwasser wurde eine unzureichende Permeabilität mit Werten um $35 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{bar})$ bzw. stark gesteigener Filtrationsunterdruck ($\Delta t_{\text{PM}} < -400 \text{ mbar}$) registriert. Auch durch eine externe Reinigung der Membran konnte die Permeabilität nicht verbessert werden (Abbildung 7.26). Mitte Februar 2007 wurde daher ein identisches Austauschmodul installiert, sodass die Membran in dieser Untersuchungsphase über einen Zeitraum von 225 Tagen betrieben wurde.

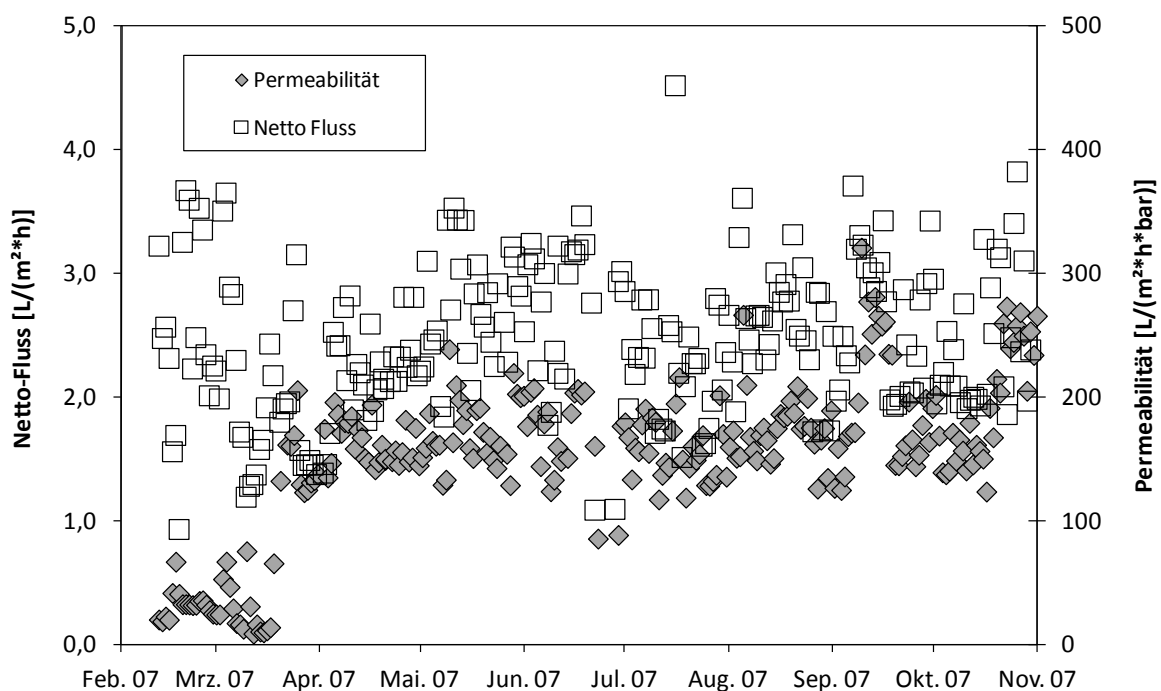


Abbildung 7.26: Netto-Fluss und Permeabilität des MBR-Wohnblock normiert auf 10°C , Darstellung als Tagesmittelwerte

Ähnliche Probleme, wie oben beschrieben, wurden in der Folgezeit nicht mehr beobachtet. Da äußerlich keine Schädigung der ausgetauschten Membran zu erkennen war, wird retrograd vermutet, dass diese unsachgemäß gelagert wurde und daher trocken fiel, was eine irreversible Schädigung der Membranbeschichtung verursachte.

Wesentlicher Einfluss auf den erreichbaren Permeatfluss hat die Viskosität des zu filtrierenden Mediums. Diese wiederum ist in hohem Maße temperaturabhängig. Mit sinkender

Temperatur wird die Viskosität des Mediums erhöht, respektive sinkt der Permeatfluss. Daher ist eine Normierung auf eine vorgegebene Temperatur für die Vergleichbarkeit von Ergebnissen erforderlich.

In der Fachliteratur Gajaard (1996), Huismann (1996) und Sourijaion (1970), zitiert Krampe (2001) und Günder (1999) werden verschiedene Ansätze zur Darstellung des Temperatureinfluss auf die Viskositätsänderung beschrieben. Krampe (2001) untersuchte im Rahmen seiner Arbeit auch den Einfluss der Temperatur auf den Permeatfluss. U.a. wurden die Ansätze zur Temperaturnormierung o.g. Autoren miteinander verglichen und Empfehlungen für deren Anwendung gegeben.

Die von Günder (1999) verwendete Formel zur Berechnung der Viskosität spiegelt demnach für Temperaturen größer 30 °C die dynamische Viskosität von Wasser nicht korrekt wider. Ebenso wird der von Sourijaion (1970) empirisch gefundene Ansatz von Krampe (2001) als ungeeignet eingestuft, da dieser für die Umkehrosmose bestimmt wurde und tendenziell zu hohe Werte lieferte. Die Normierungsformeln von Huismann (1999) und Gajaard (1996), die auf dem Widerstandmodell für die deckschichtkontrollierte Filtration beruhen, beschreiben dagegen nach Krampe (2001) die Viskositätsänderung bei unterschiedlichen Temperaturen korrekt, wobei sich marginale Differenzen zwischen beiden Ansätzen ergeben. Die Temperaturen des belebten Schlammes des MBR-Wohnblock lagen zwischen 18 °C und 35 °C, sodass die nachfolgenden Betrachtungen für nach Huismann (1996), zitiert in Krampe (2001) temperaturnormierte Permeatflüsse erfolgen.

Während des gesamten Untersuchungszeitraums wurden der Saugdruck, die Permeatmenge und die Temperatur vom Prozessleitsystem (PLS) aufgezeichnet. Die Pumpenleistung für die Permeatmenge wurde entsprechend dem Zufluss geregelt, sodass eine zunehmende Deckschichtbildung nicht nur durch den Anstieg des Flusses oder des Transmembrandruckes bestimmt werden kann. In dem nachfolgendem Diagramm wird daher neben dem Netto-Fluss auch die Permeabilität über den gesamten Betriebszeitraum dargestellt.

Aufgrund des geringen Schwarzwasseranfalls konnte der im Vorfeld der Untersuchungen angenommene Fluss nicht erreicht werden. Der erzielte Netto-Fluss betrug im Median 2,5 L/(m²·h). Vom Hersteller der Membran war ein maximal zulässiger Transmembrandruck von – 400 mbar vorgegeben. Beim Erreichen dieses Druckes sollte eine Membranreinigung erfolgen. Der Transmembrandruck lag im Median bei - 9,0 mbar, was zu einer Permeabilität von 268 L/(m²·h·bar) mit konstant guten Filtrationsleistungen führte.

Offensichtlich liegt der kritische Fluss der Membran, also der Gleichgewichtszustand, bei dem sich An- und Abtransport an der Membranoberfläche die Waage halten, über dem am MBR-Wohnblock betriebenen Fluss. Ebenso liegen Kennzahlen, die in der Fachliteratur für diese Kenngröße angegebenen werden, z.B. McAdam et al. (2005), LeClech et al. (2003), deutlich über dem im Rahmen der eigenen Untersuchungen ermittelten Fluss. Infolge dessen konnte problemlos über den gesamten Betriebszeitraum ein stabiler Membranfluss aufrecht

erhalten werden, welcher keine Reinigung der Membran über den Betrachtungszeitraum erforderlich machte. Eine Beeinflussung der Permeabilität durch Deckschichtenbildung konnte aufgrund des geringen Flusses nicht beobachtet werden. Eine Rückspülung der Membran bzw. eine chemische Reinigung war während des gesamten Betriebszeitraums nicht erforderlich. Ein Ausfällen gelöster Abwasserinhaltsstoffe auf der Membran (Scaling), im vorliegenden insbesondere Salze, wurde bei Inaugenscheinnahme der Membran nach Außerbetriebnahme nicht festgestellt.

7.4 Untersuchungen zur biologischen Behandlung von Schwarzwasser mit und ohne Recyclingbetrieb

In der abschließenden Untersuchungsphase wurde aufbereitetes Schwarzwasser zur Toilettenspülung wiederverwendet und somit der Schwarzwasserkreislauf vollständig geschlossen. Zusätzlich zur biologischen Behandlungsstufe wurden dabei weitere Verfahrensstufen zur weitergehenden chemisch-physikalischen Wasseraufbereitung sowie zur Desinfektion und Elimination von Spurenstoffen in den Aufbereitungsprozess integriert. Auf eine detaillierte Beschreibung des Versuchsablaufes sowie dessen Ergebnisse wird an dieser Stelle verzichtet. Es wird vielmehr auf Knerr et al. (2009c), Knerr et al. (2010) und Schmitt et al. (2009) verwiesen. Gegenstand dieses Kapitels soll die biologische Behandlung sowie die Problematik der Anreicherung von nicht abgebauten bzw. eliminierten Substanzen und dessen Auswirkung auf den biologischen Reinigungsprozess sein. Ein vereinfachtes Verfahrensfliessbild des Schwarzwasserkreislaufes ist in Abbildung 7.27 dargestellt.

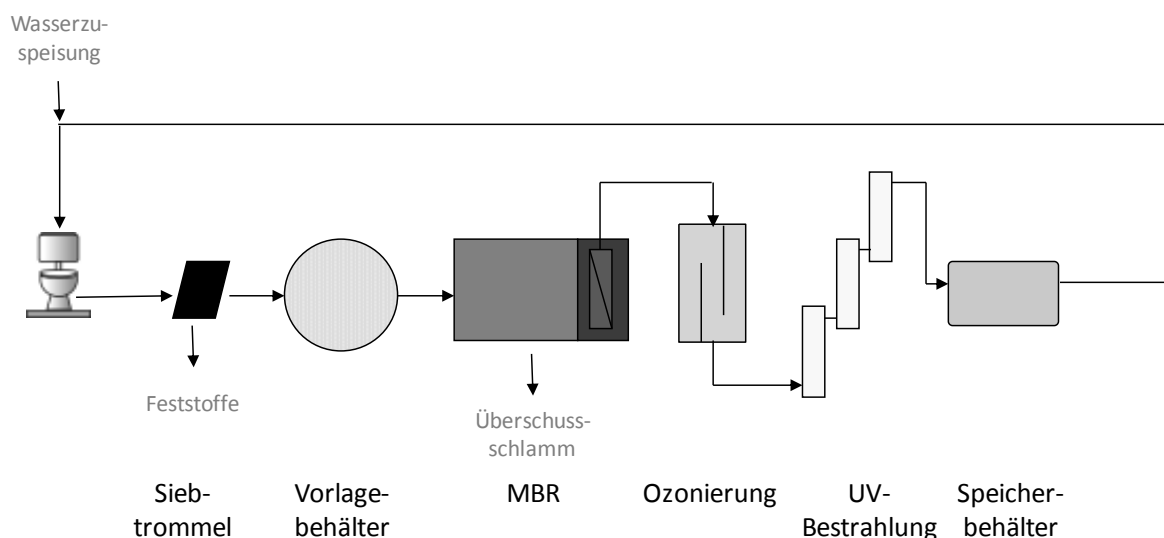


Abbildung 7.27: Vereinfachtes Verfahrensfliessbild des Schwarzwasserkreislaufes am Bürogebäude in Oberhausen (Knerr et al. 2010)

Der MBR wurde in der 24. KW 2008 in Betrieb genommen. Um eine Beeinträchtigung der Nitrifikation zu vermeiden, wurde von Beginn an der pH-Wert auf einen Zielwert von

pH $8,0 \pm 0,2$ geregelt. Wie auch in den vorangegangenen Versuchsphasen wurde hierzu Natronlauge (NaOH) eingesetzt. In der 30. KW 2008 wurden die Ozonierung und die UV-Anlage in Betrieb genommen. Das so aufbereitete Schwarzwasser wurde in die Kanalisation abgeleitet (nachfolgend Normalbetrieb), bis sich stabile Betriebsbedingungen einstellten.

Ab der 47. KW wurde der Schwarzwasserkreislauf geschlossen (nachfolgend Recyclingbetrieb). Dabei erfolgte die Rückspeisung des aufbereiteten Schwarzwassers in das angeschlossene Bürogebäude, wo das Wasser zur Spülung der Toiletten und Urinale verwendet wurde. Bis einschließlich der 50. KW 2008 wurde die Schwarzwasserrecyclinganlage mit einer nahezu 100 %-gen Recyclingquote betrieben. Zur Überbrückung der Weihnachtsferien, in denen Betriebsruhe herrschte, wurde der Anlagenbetrieb in der 51. KW 2008 auf rd. 250 L/d gedrosselt. Somit konnte diese Phase, in der kein Schwarzwasserzufluss bevorstand, bei gleichzeitig vollgefülltem Vorlagebehälter ohne negative Auswirkungen auf die Biomasse überbrückt werden. Infolge des gedrosselten Anlagendurchsatzes über die Weihnachtsferien konnte vermutlich in der letzten Arbeitswoche des Jahres 2008 nicht ausreichend aufbereitetes Schwarzwasser zur Versorgung der Toiletten und Urinale des Institutsgebäudes zur Verfügung gestellt werden. Als Folge wurde die erforderliche Spülwassermenge über einen Zeitraum von ca. 2-3 Tagen durch die automatische Trinkwassernachspeisung in den Bevorratungsbehälter sichergestellt, was zu einer Verdünnung des aufbereiteten Schwarzwassers führte.

7.4.1 Entwicklung der Biomasse

Der Belebtschlamm zum Animpfen des MBRs wurde dem SB-Reaktor der ZKA-KL entnommen. Mit der Erstbefüllung ergab sich eine TS-Konzentration von 2,8 g/L. Wegen der geringen Belastung zu Beginn der Untersuchungen und technischen Problemen bei der Inbetriebnahme, wurde in den ersten beiden Versuchswochen ein Rückgang des TS-Gehaltes beobachtet. Ab der dritten Versuchswoche war stetiges Wachstum der Biomasse mit einer durchschnittlichen Netto-Wachstumsrate von $\mu_{\text{Netto}} = 0,029 \text{ d}^{-1}$ zu verzeichnen. Der in Abbildung 7.28 erkennbare zwischenzeitliche Abfall des Trockensubstanzgehaltes Ende August, Anfang September 2008 ist auf einen Störfall zurückzuführen, auf den später näher eingegangen wird.

Die geringe Wachstumsrate in Kombination mit der Havarie der Anlage sorgten dafür, dass der angestrebte TS-Gehalt von $\text{TS} = 10 \text{ g/L}$ erst nach 3,5-monatigem Betrieb erreicht wurde. Die in der Folgezeit auf den Reaktoroberflächen phasenweise auftretende Schaumbildung hatte Schlammverluste zur Folge, sodass der Schlammzuwachs kompensiert wurde und sich im weiteren Verlauf auch ohne Überschussschlammabnahme im MBR ein TS-Gehalt zwischen 8,0 g/L und 10 g/L einstellte.

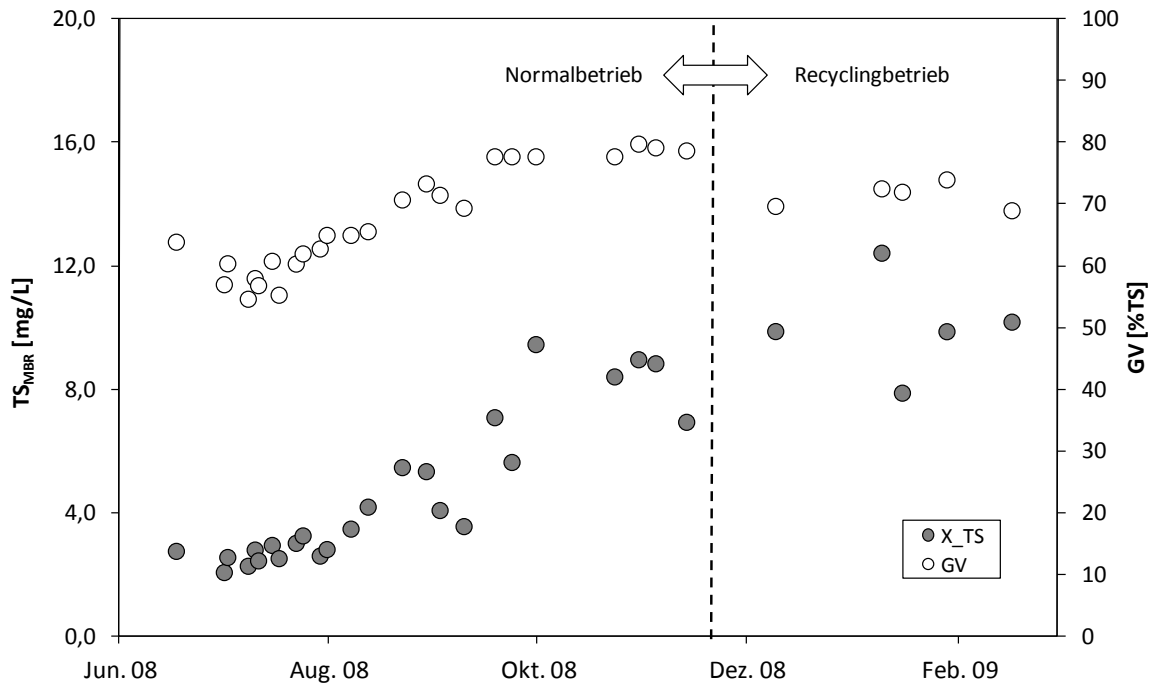


Abbildung 7.28: Biomassenentwicklung im MBR-Oberhausen über den Versuchszeitraum Juni 2008 bis März 2009

Ursächlich für die Schaumentwicklung ist wie bei den Untersuchungen am Wohnblock in Kaiserslautern die niedrige Belastung der Anlage zu sehen, die teilweise deutlich unter $0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ lag (Abbildung 7.30). Aber auch die bereits oben angesprochenen Faktoren, wie spezifische Belüftungsrate, kompakte Bauweise etc. spielen eine nicht zu vernachlässigende Rolle.

Bedingt durch die Animpfung mit Belebtschlamm der Versuchsanlage der ZKA-KL ergab sich mit Versuchsbeginn ein GV von 64 %TS. Im weiteren Verlauf wurde die Anlage ohne Entnahme von Überschussschlamm betrieben. Dabei konnte eine Zunahme des Glühverlustes bis auf Werte um ca. 80 %TS festgestellt werden. Der ab Oktober 2008 einsetzende Schlammverlust führte dazu, dass sich der Anteil der organischen Substanzen im Belebtschlamm des MBR am Bürogebäude auf ein niedrigeres Niveau einpendelte als im MBR am Wohnblock.

Mit Beginn des Recyclingbetriebes fällt der GV im Belebtschlamm des MBRs auf Werte von etwa 70 %TS ab. Obwohl auch in dieser Phase mit Ausnahme der Probenahmen kein Schlamm aus dem System entnommen wurde, war kein weiterer Anstieg der Biomassenkonzentration zu beobachten.

Versuchsbegleitend wurde die Grundatmung der heterotrophen Bakterien im Belebtschlamm ($\text{OVR}_{\text{C,g}}$) über den gesamten Betrachtungszeitraum ermittelt (Abbildung 7.29). Nicht berücksichtigt in der statistischen Auswertung der Daten ist die Messung Anfang September 2008 (s.u.).

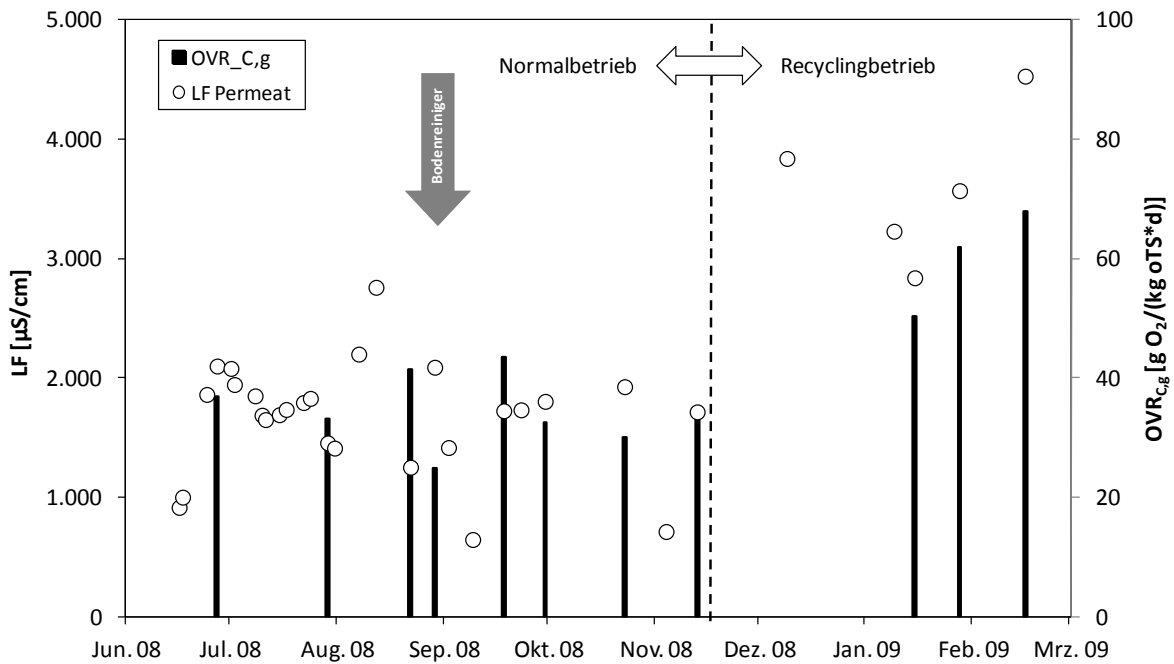


Abbildung 7.29: Verlauf der endogenen Atmung $OVR_{C,g}$ im MBR-Bürogebäude über den Versuchszeitraum Juni 2008 bis März 2009

Bei den in regelmäßigen Abständen durchgeführten Messungen ergaben sich auf den TS-Gehalt bezogene endogene Atmungsraten der heterotrophen Bakterien ($OVR_{C,g}$) von minimal $29,4 \text{ g O}_2/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ bzw. maximal $39,6 \text{ g O}_2/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$. Im Median aller in die Betrachtung einbezogenen Messungen ($n = 7$) ergab sich ein spezifischer Sauerstoffverbrauch $OVR_{C,g}$ von $35,0 \text{ g O}_2/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$. Bezogen auf den oTS ergaben sich spezifische Atmungsraten von minimal $30,4 \text{ g O}_2/(\text{kg oTS}\cdot\text{d})$ bis maximal $43,6 \text{ g O}_2/(\text{kg oTS}\cdot\text{d})$ und im Median $47,4 \text{ g O}_2/(\text{kg oTS}\cdot\text{d})$. Die Werte liegen in der gleichen Größenordnung zu den Messwerten am Wohnblock in Kaiserslautern und charakterisieren einen vollständig stabilisierten Belebtschlamm.

Während des Recyclingbetriebes wurden gegenüber dem Normalbetrieb höhere spezifische endogene Atmungsraten ermittelt, die nicht gänzlich anhand der Reduktion des Glühverlustes erklärt werden können. Zusätzlich zeigen die Messungen, die an den letzten drei Probenahmetagen im Februar und März 2009 durchgeführt wurden, mit Werten von $50,4 \text{ g O}_2/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ bzw. $72,0 \text{ g O}_2/(\text{kg oTS}\cdot\text{d})$ bis $47,7 \text{ g O}_2/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ bzw. $68,2 \text{ g O}_2/(\text{kg oTS}\cdot\text{d})$ eine parallel zum Salzgehalt ansteigende Tendenz.

7.4.2 Raum- und Schlammbelastung

In Abbildung 7.30 ist die BSB_5 -Schlamm- und Raumbelastung im MBR-Bürogebäude über den Betrachtungszeitraum dargestellt.

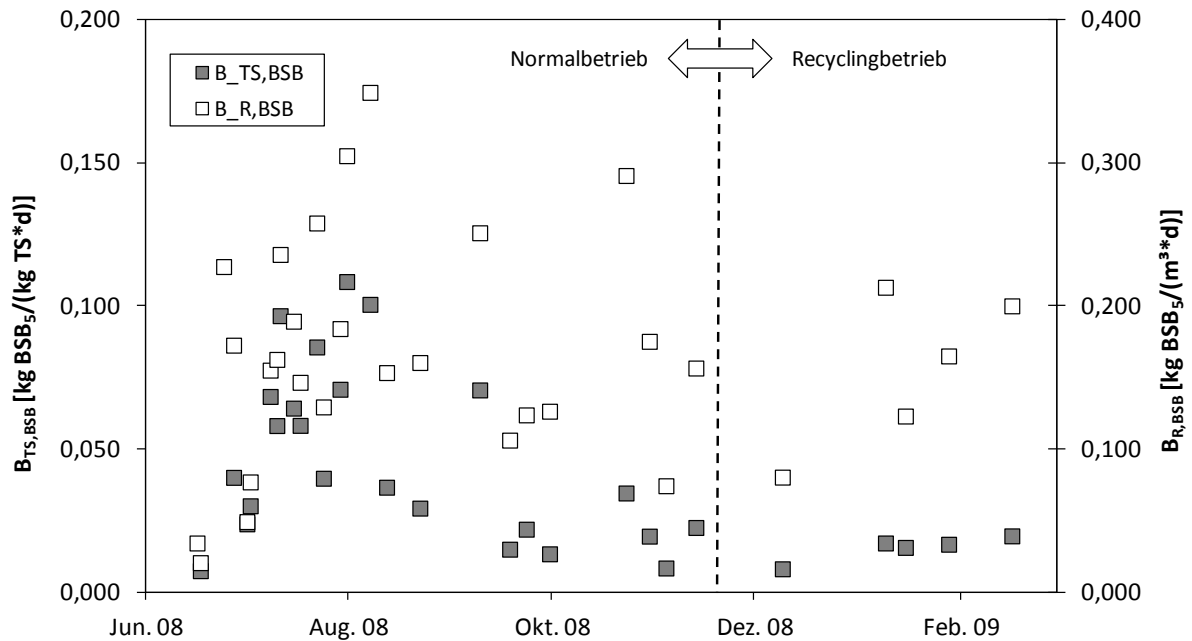


Abbildung 7.30: Verlauf der Raum- und Schlammbelastung im MBR-Bürogebäude über den Versuchszeitraum Juni 2008 bis März 2009

Die in den ersten sechs Versuchswochen ansteigende BSB₅-Schlamm- und Raumbelastung lässt sich auf die zunehmende Belegung des Gebäudes zurückführen. Die ab August 2008 konstant sinkende Schlammbelastung ist dagegen die Folge des im MBR steigenden TS-Gehaltes. Ab September/Oktober 2008 lag die Schlammbelastung, bedingt durch die nahezu konstanten TS-Gehalte zwischen 0,010 kg BSB₅/(kg TS-d) und 0,035 kg BSB₅/(kg TS-d).

Im Vergleich zur Untersuchungsphase am Wohnblock ergaben sich vergleichbare Belastungszustände sowohl hinsichtlich der täglich auf das Behandlungsvolumen bezogenen BSB₅-Fracht als auch der Biomasse im Reaktor zur Verfügung gestellten BSB₅-Fracht.

7.4.3 Elimination organischer Verbindungen

Grundsätzlich zeigte sich bei dem MBR-Bürogebäude in den ersten Versuchsmonaten (bis August 2008) eine sehr gute Elimination der biologisch abbaubaren organischen Verbindungen mit C_{BSB}-Konzentrationen im Permeat < 3,0 mg/L (= Nachweisgrenze) und C_{CSB}-Konzentrationen im Median 51,4 mg/L, was Wirkungsgraden von > 99 % bzw. 94 % entspricht.

In Abbildung 7.31 ist die Abwassertemperatur über die C_{CSB}- und C_{BSB}-Konzentration im Permeat der Versuchsanlage aufgetragen. Vergleicht man die Messreihen miteinander, ist im August 2008 der Zusammenhang hoher Abwassertemperaturen im MBR und erhöhten C_{CSB}-Konzentrationen im Ablauf erkennbar. Das Temperaturniveau, welches durch sehr heiße Witterung verursacht wurde, lag zwischen 30 °C bis 40 °C. Nachdem im MBR über mehrere

Tage Temperaturen über 30 °C herrschten, verschlechterte sich die Abbauleistung merklich, was u.a. auf einsetzende Denaturierung zurückgeführt werden kann und durch den Anstieg des C_{CSB} im Permeat auf Konzentrationen von 84 mg/L veranschaulicht wird.

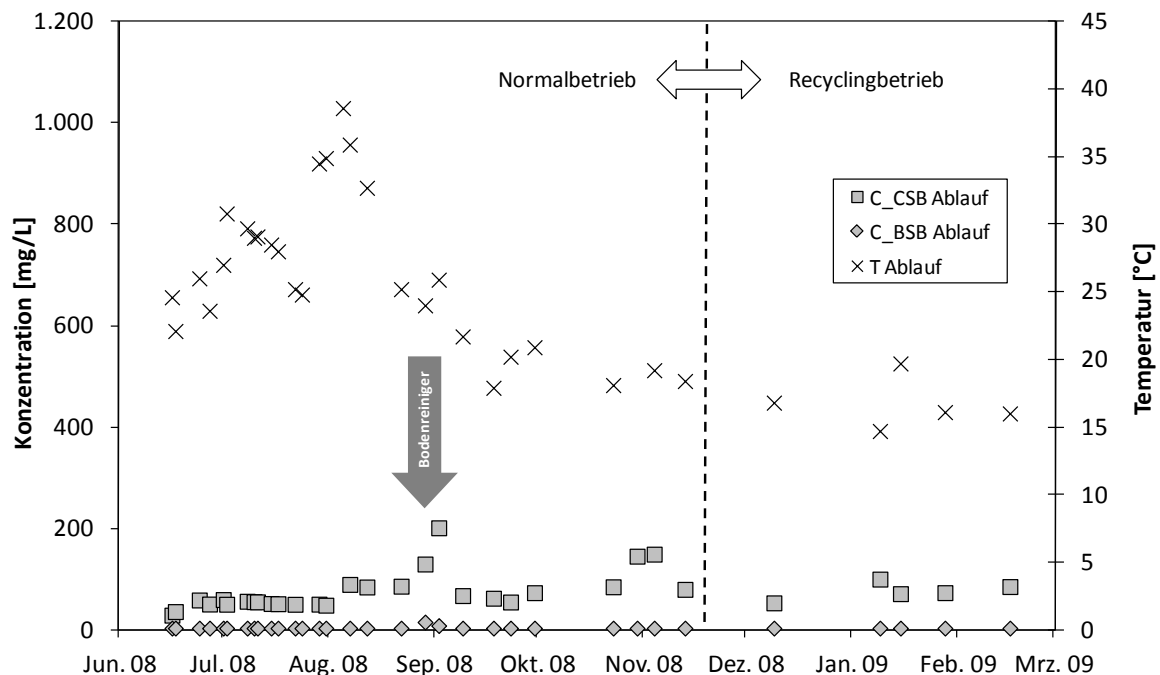


Abbildung 7.31: C_{CSB} - und C_{BSB} -Konzentrationsprofile im Permeat des MBR-Bürogebäude aufgetragen über die Temperatur (Juni 2008 bis November 2008)

Zusätzlich kam es Ende August 2008 zu einem Störfall, bei dem unverdünnter Grundreiniger für Bodenbeläge durch Reinigungspersonal direkt in den Toiletten des Bürogebäudes entsorgt wurde und so in den MBR gelangte. Der Reiniger mit Tensiden, Lösungsmitteln sowie Farb- und Duftstoffen beeinträchtigte die Funktion des biologischen Abbaus im Membran-Bio-Reaktor erheblich. Besonders wurde dies durch den weiteren Anstieg der C_{CSB} -Konzentrationen auf Werte von bis zu 200 mg/L sowie der C_{BSB} -Konzentrationen auf Werte von bis zu 20 mg/L deutlich. Die heterotrophen Bakterien erholten sich innerhalb von wenigen Tagen, sodass in der Folgezeit wieder C_{CSB} -Konzentrationen im Permeat nachgewiesen wurden, die in der gleichen Größenordnung wie vor dem Störfall lagen.

Bei Vernachlässigung der hohen Konzentrationen infolge Einleitung des Grundreinigers ergibt sich für den Betrachtungszeitraum bis zum Recyclingbetrieb (Mitte November 2008) im Median eine C_{CSB} -Konzentration im Permeat des MBRs von 62,0 mg/L, was einer Elimination von 93 % entspricht. Im Gegensatz zum untersuchten Schwarzwasser am Wohnblock lagen somit geringere Anteile an gelöst inertem CSB im Permeat vor. Dies ist auf das Nutzerverhalten im Bürogebäude zurückzuführen. Da die Defäkation in der Regel nicht während der Arbeitszeit, sondern im häuslichen Umfeld stattfindet, enthielt das untersuchte Schwarzwasser weniger Fäkalien und die biologisch schwerer abbaubaren bzw. inerten or-

ganischen Verbindungen konnten nicht in dem Maße im Permeat wiedergefunden werden wie im häuslichen Schwarzwasser.

Durch die weitgehende Elimination der organischen Substanzen der dem MBR nachgeschalteten Prozessstufen der Ozonierung und UV-Bestrahlung ($S_{CSB} = 16,0 \text{ mg/L}$, $C_{TOC} = 9,1 \text{ mg/L}$), lagen die C_{CSB} - bzw. C_{TOC} -Konzentrationen im Permeat des MBRs auch während des Recyclingbetriebes mit $73,0 \text{ mg/L}$ (davon $S_{CSB} = 72,3 \text{ mg/L}$) bzw. $C_{TOC} = 25,2 \text{ mg/L}$ (davon $S_{DOC} = 21,8 \text{ mg/L}$) in der gleichen Größenordnung wie zuvor. Eine Akkumulation refraktärer, organischer Verbindungen, wie in Boehler et al. (2007) beobachtet, konnte im Rahmen der eigenen Untersuchungen nicht festgestellt werden.

7.4.4 Stickstoffelimination

Bedingt durch die niedrige Belastung der ersten Untersuchungswochen und die Animpfung mit an Schwarzwasser adaptiertem Belebtschlamm, stellte sich, wie auch bei den organischen Verbindungen, recht schnell eine stabile Nitrifikation ein. Die C_{TKN} -Konzentration im Permeat betrug dabei, bei Betrachtung des Betriebszeitraums bis August 2008, im Median $6,8 \text{ mg/L}$ (davon $S_{NH_4} < 0,1 \text{ mg/L}$). Aufgrund des C_{BSB}/C_{TKN} -Verhältnisses im Zulauf des MBRs konnte auch bei Betrieb des MBR am Bürogebäude keine vollständige Stickstoffelimination erzielt werden. Mit C_N -Ablaufkonzentration von im Median $96,6 \text{ mg/L}$ wurde dennoch ein hoher Wirkungsgrad der Stickstoffelimination von 70 % erreicht.

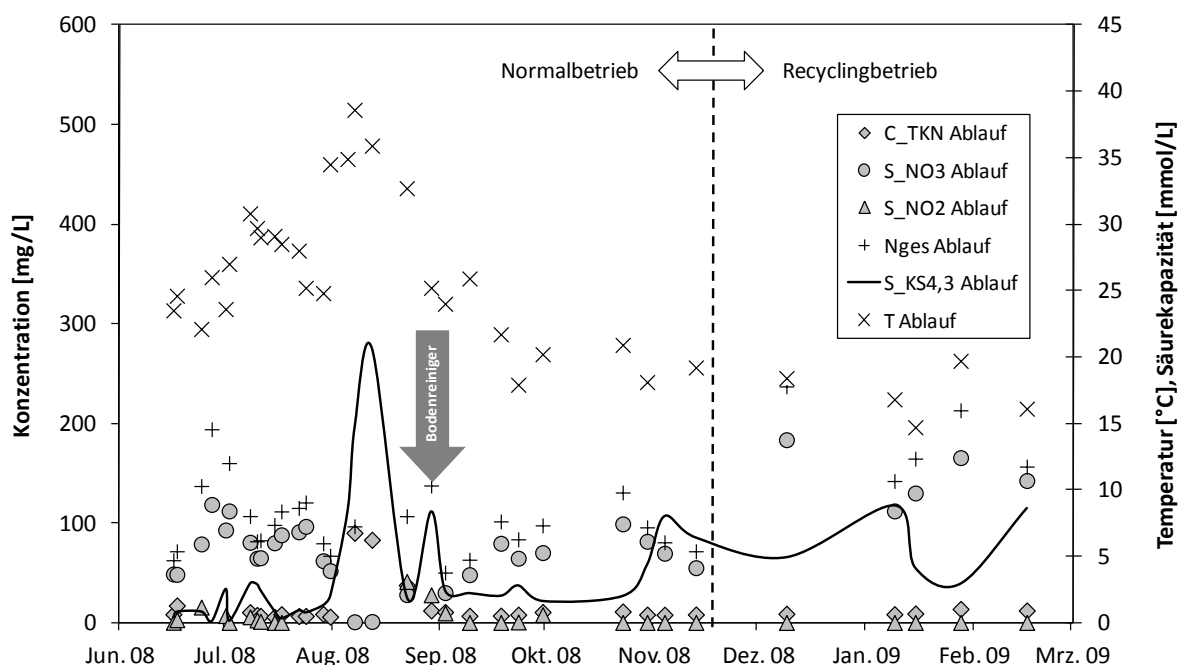


Abbildung 7.32: C_{TKN^-} , $S_{NO_3^-}$ und $S_{NO_2^-}$ -Konzentrationsprofile im Zulauf und Permeat (MBR-Bürogebäude) aufgetragen über die Temperatur und die Säurekapazität (Juni 2008 bis März 2009)

Die vergleichende Betrachtung der Stickstoffablaufwerte der Abbildung 7.32 mit der Temperatur und der Säurekapazität zeigt, dass es im August 2008, also dem Zeitraum der erhöhten Abwassertemperaturen, zu einer signifikanten Verschlechterung der Stickstoffelimination, insbesondere der Nitrifikation kam. Als Folge fortschreitender Hitzeschädigung der Nitrifikantenpopulation brach die Nitrifikation vollständig zusammen. Erkennbar ist dies durch den Anstieg der C_{TKN} -Konzentrationen sowie der Säurekapazität bei gleichzeitigem Rückgang der S_{NO_3} -Konzentrationen im Permeat des MBRs.

Durch die darauffolgende Einleitung des lösungsmittelhaltigen Bodenreinigers, wurde die sich regenerierende Nitrifikantenpopulation offenbar weniger geschädigt als die heterotrophen Bakterien, was durch die niedrigen C_{TKN} -Konzentrationen im Vergleich zu den hohen C_N -Konzentrationen belegt wird. Zusätzlich wurden durch den Bodenreiniger organische Verbindungen in das System eingetragen, die für kurze Zeit eine weitergehende Stickstoffelimination ermöglichten.

Bei Vernachlässigung der hohen Konzentrationen infolge der oben beschriebenen Zusammenhänge ergaben sich über den Betrachtungszeitraum des Normalbetriebes im Permeat des MBRs C_{TKN} -Konzentrationen von im Median 7,6 mg/L. S_{NH_4} lag dabei beständig in Konzentrationen $< 0,1$ mg/L vor. Mit C_N -Konzentrationen von im Median 96,5 mg/L (davon $S_{NO_3} = 79,5$ mg/L), betrug der Wirkungsgrad der Stickstoffelimination 39 %. Die Verfahrensstufen Ozonierung und UV-Bestrahlung hatten keinen signifikanten Einfluss auf die Stickstoffelimination, sodass im Ablauf der UV-Anlage C_N -Konzentrationen in der gleichen Größenordnung wie im Permeat des MBRs vorlagen.

Infolgedessen wurde, wie Abbildung 7.32 entnommen werden kann, bereits nach wenigen Wochen Recyclingbetrieb eine Nitrat-Anreicherung im System beobachtet. Nach ca. vier Wochen Recyclingbetrieb hat sich die S_{NO_3} -Konzentration im MBR von ca. 100 mg/L auf ca. 200 mg/L verdoppelt. Die Trinkwassernachspeisung Ende 2008 (s.o.), hatte bei der ersten Probenahme nach den Weihnachtsferien in der 2. KW 2009 zunächst eine Verdünnung und damit geringere S_{NO_3} -Konzentrationen im System zur Folge, bevor diese bis Versuchsende wieder linear auf Gehalte zwischen 140 mg/L und 170 mg/L anstiegen. Die Nitrifikation im MBR, ausgedrückt als TKN-Elimination, lief in den Wochen des Recyclingbetriebes nach wie vor vollständig ab. Mit C_{TKN} -Konzentrationen von im Median 8,9 g/L, was einem Wirkungsgrad von 95 % entspricht, lagen die gemessenen C_{TKN} -Konzentrationen im Permeat des MBRs zwar geringfügig über denen des Normalbetriebes, eine Beeinflussung bzw. Hemmung der Nitrifikation, z.B. infolge Nitratanreicherung kann indessen mit den in den Praxisuntersuchungen verwendeten Methoden nicht ausgemacht werden.

7.4.5 Phosphorelimination

Analog zum Versuchsbetrieb am Wohnblock lag im Permeat am Bürogebäude aufgrund der Barrierewirkung der Membran Phosphor ausschließlich gelöst in Form von ortho-Phosphat

vor. Im Gegensatz zu den Ergebnissen am Wohnblock wurde allerdings am Bürogebäude über den gesamten Betrachtungszeitraum der Wirkungsgrad der Phosphorelimination über den Biomasseneinbau mit 10 % ermittelt.

Weiterhin war ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der dem Bioreaktor zugeführten Phosphorfracht und dem Wirkungsgrad der Phosphorelimination festzustellen. Der Vergleich der C_{P-} bzw. S_{PO_4} -Konzentrationsprofile über die dem MBR zugeführte Phosphorfracht ist in Abbildung 7.33 dargestellt.

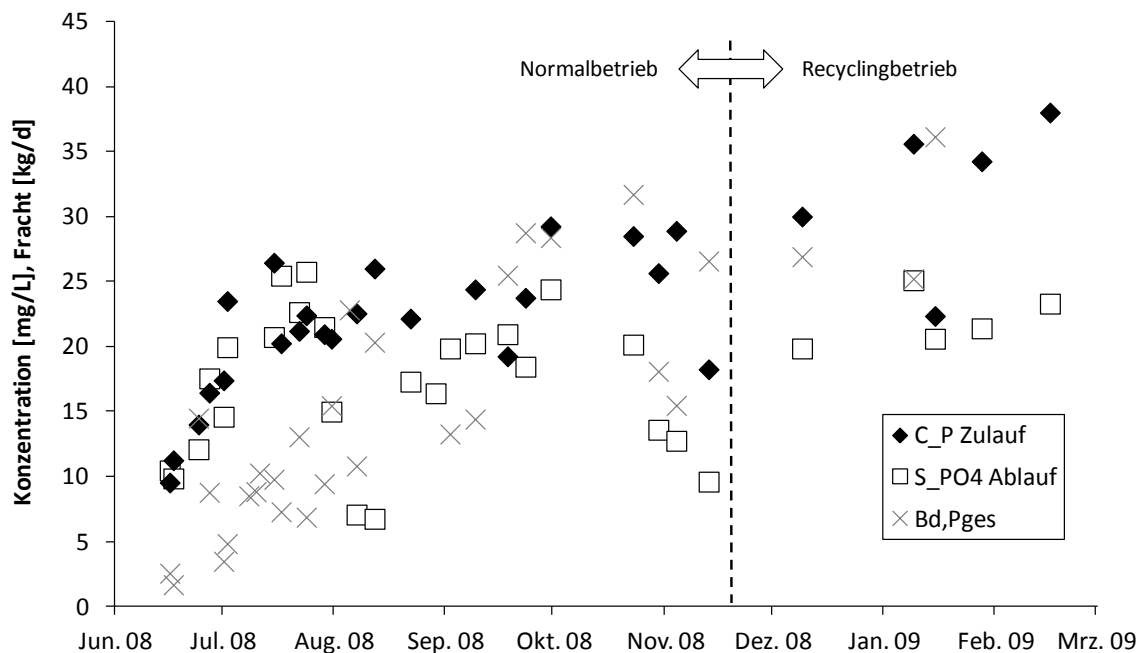


Abbildung 7.33: C_{P-} und S_{PO_4} -Konzentrationsprofile im Zulauf und Permeat des MBR-Bürogebäude aufgetragen über die Phosphorfracht (Betrachtungszeitraum: Juni 2008 bis November 2008)

Bis August 2008 (Bezug des Gebäudes) kann ein Anstieg der täglich der Anlage zugeführten Phosphorfracht beobachtet werden. Während dieses Betrachtungszeitraumes ist der Wirkungsgrad hinsichtlich der Phosphorelimination relativ gering ($< 5\%$). Es wurden vereinzelt sogar höhere S_{PO_4} -Ablaufkonzentrationen als C_P -Zulaufkonzentrationen gemessen, was ggf. auf Substratmangel und daraus resultierende Freisetzung von Zellphosphat zurückzuführen ist. Ab August ergaben sich im Vergleich zu den Zulaufkonzentrationen deutlich niedrigere Ablaufkonzentrationen mit deutlich höheren Wirkungsgraden. Im Median betrug der Wirkungsgrad der Phosphorelimination für diesen Zeitraum 13 %, was bezogen auf die BSB_5 -Fracht im Zulauf des MBR dem in die Biomasse inkorporierten Phosphor entspricht. Mit im Median $B_{d,Pges,ZB} = 21,6$ kg/d wurde am Bürogebäude ab August 2008 bis zur Inbetriebnahme des Recyclingbetriebes eine nahezu doppelt so hohe Phosphorfracht im Vergleich zum Wohnblock ermittelt.

Mit Beginn des Recyclingbetriebes zeigten die Phosphorkonzentrationen eine ähnlich ansteigende Tendenz wie die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen, wenn auch nicht so ausgeprägt.

7.4.6 Elimination von Salzen

Der Salzgehalt im mechanisch gereinigten Schwarzwasser des Bürogebäudes lag mit einer Leitfähigkeit von 2,6 mS/cm in der gleichen Größenordnung wie an den beiden anderen Versuchsanlagen. Im biologisch behandelten Schwarzwasser wurde eine Leitfähigkeit von 1,7 mS/cm ermittelt. Ausgenommen bei dieser Betrachtung sind die Tage mit erhöhten Temperaturen bzw. Lösungsmiteleinleitung. Somit lagen, wie am Wohnblock nach biologischer Behandlung noch 2/3 der über Urin und Fäzes in das System eingetragenen Salze im Permeat des MBRs vor.

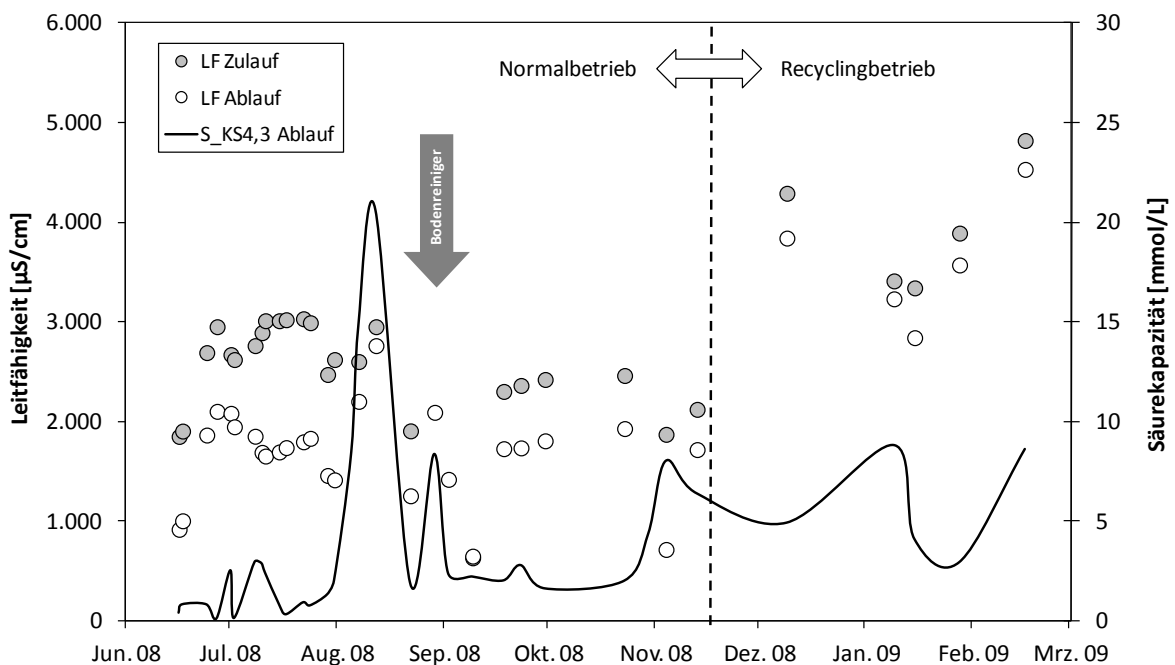


Abbildung 7.34: Verlauf der Leitfähigkeit im Zulauf und Permeat des MBR-Bürogebäude aufgetragen über die Säurekapazität im Permeat und den Betrachtungszeitraum

Analog zu Stickstoff und Phosphor ist folglich durch die Wiederverwendung von biologisch behandeltem Schwarzwasser mit einer Akkumulation von gelösten Salzen im Schwarzwasserkreislauf zu rechnen. Die sich über den Beobachtungszeitraum für den Parameter Leitfähigkeit im Zulauf und Permeat ergebenden Konzentrationsprofile sind in Abbildung 7.34 dargestellt.

Wie der Abbildung entnommen werden kann, wurde während des Recyclingbetriebs ein ähnliches Konzentrationsprofil wie für Stickstoff und Phosphor, mit linear ansteigenden Salzgehalten bei fortschreitender Versuchsdauer ermittelt. Da neben der unvollständigen Nährstoffelimination auch kein Überschussschlamm aus dem System entnommen wurde und

damit keine Entnahme der Salze auf diesem Weg erfolgte, betrug die Leitfähigkeit im Permeat des MBR am Ende der Untersuchungen 4,5 mS/cm, was umgerechnet nach Imhoff und Imhoff (2007) bis zu 4,5 g/L gelöster Salze entspricht und damit in der Größenordnung des Salzgehaltes von Meerwasser (5,0 g/L) liegt.

7.4.7 Membranperformance

Bei dem in Oberhausen verwendeten Membranmodul handelte es sich um das gleiche Modul, welches bereits am Wohnblock in Kaiserslautern eingesetzt wurde. Die Entwicklung des temperaturnormierten Netto-Flusses und der Permeabilität während des Betriebes der Versuchsanlage am Bürogebäude in Oberhausen ist in Abbildung 7.35 dargestellt.

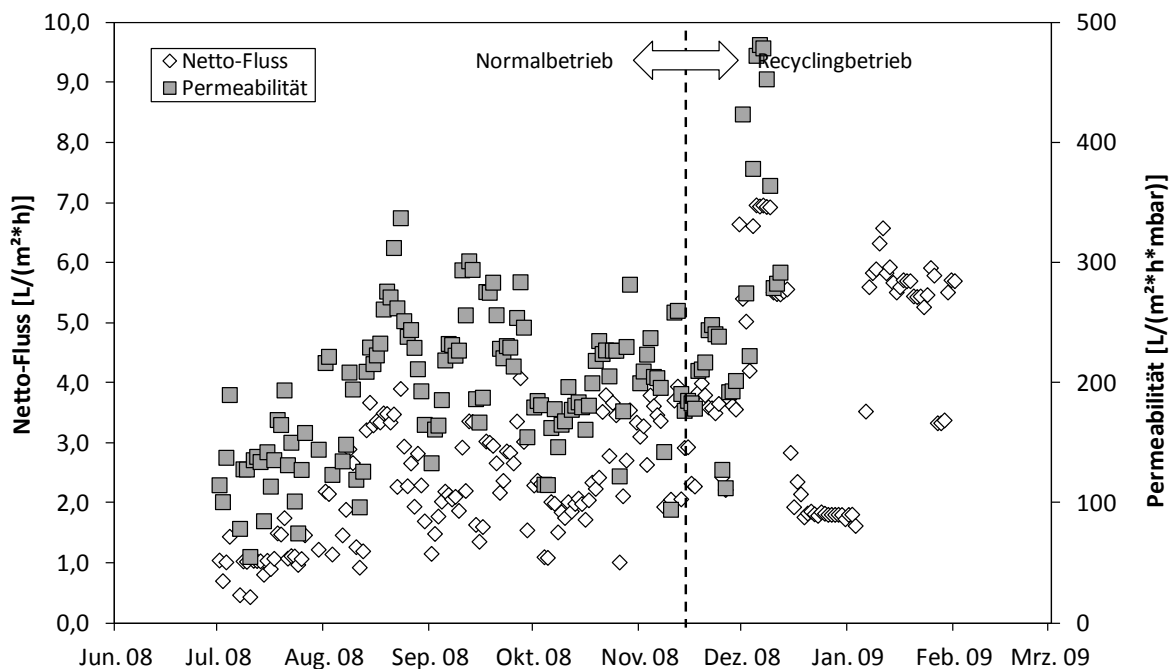


Abbildung 7.35: Netto-Flux und Permeabilität des MBR-Bürogebäude normiert auf 10°C als Tagesmittelwerte

Der bis August 2008 kontinuierlich zunehmende Permeatfluss kann analog zu den anderen Parametern auf die zunehmende Belegung des Gebäudes zurückgeführt werden. Ab August 2008 herrschten konstante Zuflussbedingungen und es stellte sich im Median ein Netto-Fluss von 2,7 L/(m²·h) ein, der jedoch infolge des stark schwankenden Schwarzwasseranfalls ebenso starken Schwankungen unterlag. Minimal ergab sich ein Netto-Fluss von 1,1 L/(m²·h). Maximal betrug der Netto-Fluss 4,1 L/(m²·h). Gegenüber der Technikumsanlage konnte somit der Permeatfluss gesteigert werden. Die der Bemessung zugrunde gelegte Permeatleistung von 3,2 L/(m²·h) wurde allerdings auch bei dieser Anwendung in der Regel unterschritten.

Generell zeigte sich, dass die Hohlfasermodule, die nach entsprechender Reinigung rd. acht Monate gelagert wurden, beim Einsatz an der Pilotanlage einer schleichenden Abnahme der

Permeabilität unterlagen. Die im August 2008 erzielte Permeabilität lag bei 250 L/(m²·h·bar). Im Dezember 2008 betrug die Permeabilität nur noch rd. 190 L/(m²·h·bar). Die Abnahme der Permeabilität ist einerseits auf eine zunehmende Deckschichtenbildung zurückzuführen. Aber auch Scaling von Abwasserinhaltsstoffen kann bei den vorliegenden hohen Gehalten an gelösten Salzen nicht ausgeschlossen werden. Im laufenden Betrieb der Pilotanlage wurden die angesprochenen Probleme nicht bewertet. Eine Inaugenscheinnahme der Membran nach Außerbetriebnahme erfolgte nicht.

7.5 Diskussion der Ergebnisse

7.5.1 Normalbetrieb

Entwicklung der Biomasse

Tabelle 7.1 fasst die in den Praxisversuchen unter realen Betriebsbedingungen ermittelten Netto-Wachstumsraten der in den einzelnen Versuchsanlagen gewachsenen Mischbiozöosen für ausgewählte Untersuchungsphasen sowie die jeweils vorherrschenden Randbedingungen zusammen.

Tabelle 7.1: Zusammenstellung der Netto-Wachstumsraten der drei Versuchsanlagen für ausgewählte Versuchszeiträume

Parameter	Einheit	Roh-Schwarzwasser	Mechanisch gereinigtes Schwarzwasser			Kommun. Abwasser
			SBR Phase I.1 ⁽¹⁾	SBR Phase II	MBR-Wohnblock ⁽¹⁾	
μ_{Netto}	[d ⁻¹]	0,020-0,045	0,003	0,019	0,029	0,9 / 4,0
T	[°C]	16-23	13-24	25-31	23-30	20
pH-Wert	[-]	4,8-7,1	6,6-7,2	5,7-8,5	7,5	-
B _{TS,BSB}	[kg BSB ₅ /(kg TS·d)]	0,009-0,074	< 0,010	0,015-0,038	0,010-0,035	0,5-0,8
⁽¹⁾ ohne pH-Anpassung						

Die ermittelten Netto-Wachstumsraten sind um den Faktor 200 kleiner als maximale Wachstumsraten, die in der Literatur für heterotrophe oder autotrophe Bakterien beschrieben werden. Bornemann et al. (1998) nennen beispielsweise einen Standardwert von $\mu_{\text{H,max}} = 4,0 \text{ d}^{-1}$ für heterotrophe Biomasse und von $\mu_{\text{A,max}} = 0,9 \text{ d}^{-1}$ für autotrophe Biomasse.

Das Nährstoffverhältnis der verwendeten Schwarzwässer ist in diesem Zusammenhang als nicht limitierend einzustufen. Die Abwassertemperaturen, die der Betrachtung der Wachstumsraten zu Grunde gelegt wurden, betragen zwischen 13 °C und 31 °C und liegen somit in einem Temperaturbereich, in dem irreversible Schädigungen der Bakterien ausgeschlossen werden können. Dagegen lag die BSB₅-Schlammbelastung in allen Versuchsanlagen teilweise deutlich unter 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d). Die Bakterien waren folglich ständigem Substratmangel ausgesetzt und verbrauchten primär das vorhandene Substrat für den Erhaltungsstoffwechsel und nicht für das Wachstum. Im Vergleich dazu werden Wachstumsraten, die in der Literatur angegeben werden, bei Substratüberschuss ermittelt. Die Schlammbelastung sollte dabei nach den Empfehlungen verschiedener Autoren (Ekama et al. 1986; Oles 1991) zwischen 0,5 g CSB/g oTS und 0,8 g CSB/g oTS liegen.

Zudem beeinflusst der pH-Wert, wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, die enzymkatalytischen Vorgänge der biologischen Abwasserreinigung. Henze et al. (2002) beschreiben diese, unabhängig von der Ernährungsweise der Bakterien anhand einer Normalverteilung. D.h., es existiert ein optimaler pH-Wert bei dem bei ansonsten nicht limitierenden Randbedingungen das Wachstum maximal abläuft.

Für heterotrophe Mikroorganismen liegt der optimale pH-Wert zwischen pH 6,5 und pH 8,5. Bei autotrophen Bakterien schwanken die Literaturwerte zwischen pH 7,5 und pH 9,0. Oberhalb bzw. unterhalb des jeweiligen pH-Optimums verläuft das Bakterienwachstum verlangsamt ab.

Die Darstellungen der vorangegangenen Kapitel zeigen, dass der pH-Wert, insbesondere am Versuchsstand selten über pH 7,5 bzw. pH 8,0 lag. Das bedeutet, dass dieser Faktor mitverantwortlich für die niedrigen Wachstumsraten sein kann, was in Kombination mit dem ständigen Substratmangel, den langen hydraulischen Verweilzeiten sowie den hohen Schlammaltern die niedrigen Wachstumsraten in den Praxisversuchen erklärt.

Die im Rahmen der Praxisversuche bestimmten Wachstumsraten bzw. spezifischen Schlammproduktionsraten sind alleine nicht aussagekräftig. Sie spiegeln die Ergebnisse der jeweiligen Versuchsrandbedingungen wider. Für genauere bzw. allgemeingültigere Aussagen über das Wachstum der heterotrophen und autotrophen Bakterien in einer Schwarzwasser-Belebtschlamm-Biozönose müssen die Praxisuntersuchungen um Laborversuche unter definierten Randbedingungen ergänzt werden.

Elimination organischer Verbindungen

Die Beschickung der SBR-Versuchsanlage mit Roh-Schwarzwasser zu Beginn der Untersuchungen führte zu hohen Zulaufkonzentrationen und -frachten, wodurch unter den vorherrschenden Versuchsrandbedingungen (festeingestellte Reaktionszeit, Betrieb ohne Anpassung des pH-Wertes etc.) die Belastungsgrenzen des Systems erreicht wurden. Die hinsichtlich des Parameters CSB (homogenisiert und filtriert) erzielte Reinigungsleistung wurde dabei

wesentlich vom Einfluss der Abwassertemperatur bestimmt. Die Folge war eine erhöhte, vor allem aber stark schwankende CSB-Konzentration im Ablauf der Versuchsanlage bei Abwassertemperaturen $< 17\text{ °C}$. Oberhalb einer Temperatur von 17 °C scheint die erreichbare CSB-Ablaufkonzentration unbeeinflusst von der Temperatur, trotz unterschiedlicher TS-Gehalte von $2,4\text{ g/L}$ bis $3,6\text{ g/L}$ und stark schwankender pH-Werte von pH 5,2 bis pH 7,0. Das bedeutet, dass die eingestellte aerobe Reaktionszeit von 11,0 h, ebenso wie die sich ergebende hydraulische Aufenthaltszeit von rd. 8 d, erst ab einer Abwassertemperatur von ca. 17 °C ausreichend dimensioniert war, um eine weitergehende CSB-Elimination zu gewährleisten.

Die BSB_5 -Elimination war dagegen unabhängig von den oben diskutierten Einflussfaktoren konstant hoch und betrug im Median 98 % (10 mg/L). Folglich waren, wenn auch nur in einem geringen Maß, noch biologisch abbaubare Substanzen im Ablauf des biologisch behandelten Roh-Schwarzwassers enthalten.

Für letztendlich gesicherte Erkenntnisse zur Elimination organischer Verbindungen aus Roh-Schwarzwasser, müssen weitere Untersuchungen erfolgen. So bieten sich neben der Untersuchung der pH-Abhängigkeit Untersuchungen der Temperaturabhängigkeit der Stoffwechsellätigkeit heterotropher Bakterien bei der biologischen Behandlung von Roh-Schwarzwasser an.

Beim Betrieb der SBR-Versuchsanlage mit mechanischer Feststoffabscheidung, aber ohne Anpassung des pH-Wertes konnte zu keiner Zeit eine stabile CSB-Elimination erzielt werden. Nachdem über einen Zeitraum von rd. acht Monaten niedrige pH-Werte von pH 3,0 bis pH 5,1 nachgewiesen wurden, kam die CSB-Elimination vollständig zum Erliegen.

Dagegen konnte beim Betrieb des MBR am Wohnblock in Kaiserslautern auch ohne Anpassung des pH-Wertes eine beständige CSB-Elimination über einen Zeitraum von rd. drei Monaten aufrecht erhalten werden. Ursächlich hierfür ist die kontinuierliche Betriebsweise der Versuchsanlage zu sehen. Im Vergleich zum diskontinuierlich beschickten SB-Reaktor wurden dem als Durchlaufanlage konzipierten MBR mit dem Schwarzwasser kontinuierlich Hydrogenkarbonationen zugeführt. In der Folge ergaben sich dort höhere pH-Werte, die im Median 2,1 pH-Einheiten über denen des SB-Reaktors lagen. Mit pH 6,3, lag dieser nur geringfügig unterhalb dem in der Literatur angegebenen optimalen pH-Bereich für den heterotrophen Stoffwechsel. Werden die hohen Abwassertemperaturen des Betrachtungszeitraums von im Median $28,3\text{ °C}$ in die Bewertung mit einbezogen, kann die vergleichbare Abbauleistung zur anschließenden Untersuchungsphase, in welcher der pH-Wert auf Sollwerte von pH 7,5 bzw. pH 8,2 geregelt wurde, erklärt werden. D.h. infolge des hohen Temperaturniveaus ergaben sich trotz der ungünstigen Milieubedingungen hinsichtlich des pH-Wertes hohe Stoffwechselraten, weswegen die Anhebung des pH-Wertes in den vermeidlich günstigeren Bereich keine Verbesserung Reinigungsleistung ergab. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass die Optimierung der Milieubedingungen zu einer Steigerung der Abbaugeschwindigkeit beitrug, was in weiteren Versuchen zu quantifizieren wäre.

In Abbildung 7.36 ist die Abhängigkeit des Wirkungsgrades η und der Umsatzrate r der Elimination der organischen Schwarzwasserinhaltsstoffe von der Schlammbelastung B_{TS} für Betrieb der drei Versuchsanlagen mit NaOH-Dosierung vergleichend dargestellt.

Wie ersichtlich, findet für alle drei Versuchsanlagen eine 97 %-ige bis > 99 %-ige BSB_5 -Elimination statt und zwar unabhängig von der Schwarzwasserherkunft und Belastung. Daraus resultiert der lineare Zusammenhang von BSB_5 -Schlammbelastung und BSB_5 -Umsatzrate. Die geringfügig größere Bandbreite der prozentualen Elimination der SBR-Anlage, ist auf die einfache Dekantiereinrichtung der Versuchsanlage zurückzuführen, da ggf. auch Feststoffe, die an der Reaktorwand anhafteten, mit dem Ablauf abtrieben und so im BSB_5 erfasst wurden. Aufgrund der Barrierewirkung der Membran konnten nur gelöste organische Verbindungen dem MBR mit dem Permeat verlassen, was die geringfügigen Unterschiede in der Neigung der Regressionsgeraden erklärt.

Dagegen können signifikante Unterschiede bei der Reinigungsleistung hinsichtlich des CSB in Abhängigkeit von der Schwarzwasserquelle abgeleitet werden. Im Schwarzwasser häuslicher Herkunft (MBR-Wohnblock) konnten maximal 88 % des zufließenden CSB eliminiert werden, minimal waren es 77 %. Bei Betrachtung des Medianwertes ergibt sich eine Konzentration von 123 mg/L, was einem Wirkungsgrad von 82 % entspricht. Mit dem Schwarzwasser des Betriebsgebäudes der ZKA-KL und des Bürogebäudes in Oberhausen, die den Einsatzbereich Arbeitsplatz kennzeichnen und geringere Fäzesanteile beinhalten, wurden deutlich höhere CSB-Eliminationsraten ermittelt. Diese lagen im Median bei 92 % bzw. 93 %, was sich in deutlich niedrigeren CSB-Konzentration von 72,0 mg/L bzw. 62,0 mg/L niederschlug.

Aufgrund der Versuchsrandbedingungen (Schlammalter, hydraulische Verweilzeit etc.) kann gefolgert werden kann, dass es sich bei den gemessenen CSB-Konzentrationen um gelöst inerten CSB handelt, zumindest aber um schwer abbaubare Fraktionen dessen. Korrigiert um den Anteil, der in der biologischen Behandlung gebildet wurde, stellen folglich die im Ablauf der Bioreaktoren gemessenen CSB-Konzentrationen die Grenze der löslichen organischen Substanzen dar, bis zu der Schwarzwasser bei maximalem Reinigungseffekt biologisch gereinigt werden kann.

Im Ablauf gut funktionierender kommunaler Kläranlagen ergeben sich CSB-Konzentrationen von durchschnittlich 40 mg/L (Koppe und Stozek 1999). Membran-Bio-Reaktoren, die zur Reinigung kommunalen Abwassers eingesetzt werden, erzielen CSB-Konzentration < 30 mg/L (DWA 2005; Melin et al. 2006). Die im Permeat des MBR-Wohnblock gemessenen CSB-Konzentrationen liegen demnach um den Faktor 3 bis 4 über den Erfahrungswerten kommunaler Kläranlagen. Gegenüber den Ergebnissen am SB-Reaktor und am Bürogebäude in Oberhausen, ergeben sich bei der häuslichen Anwendung rd. 2-fach höhere Konzentrationen.

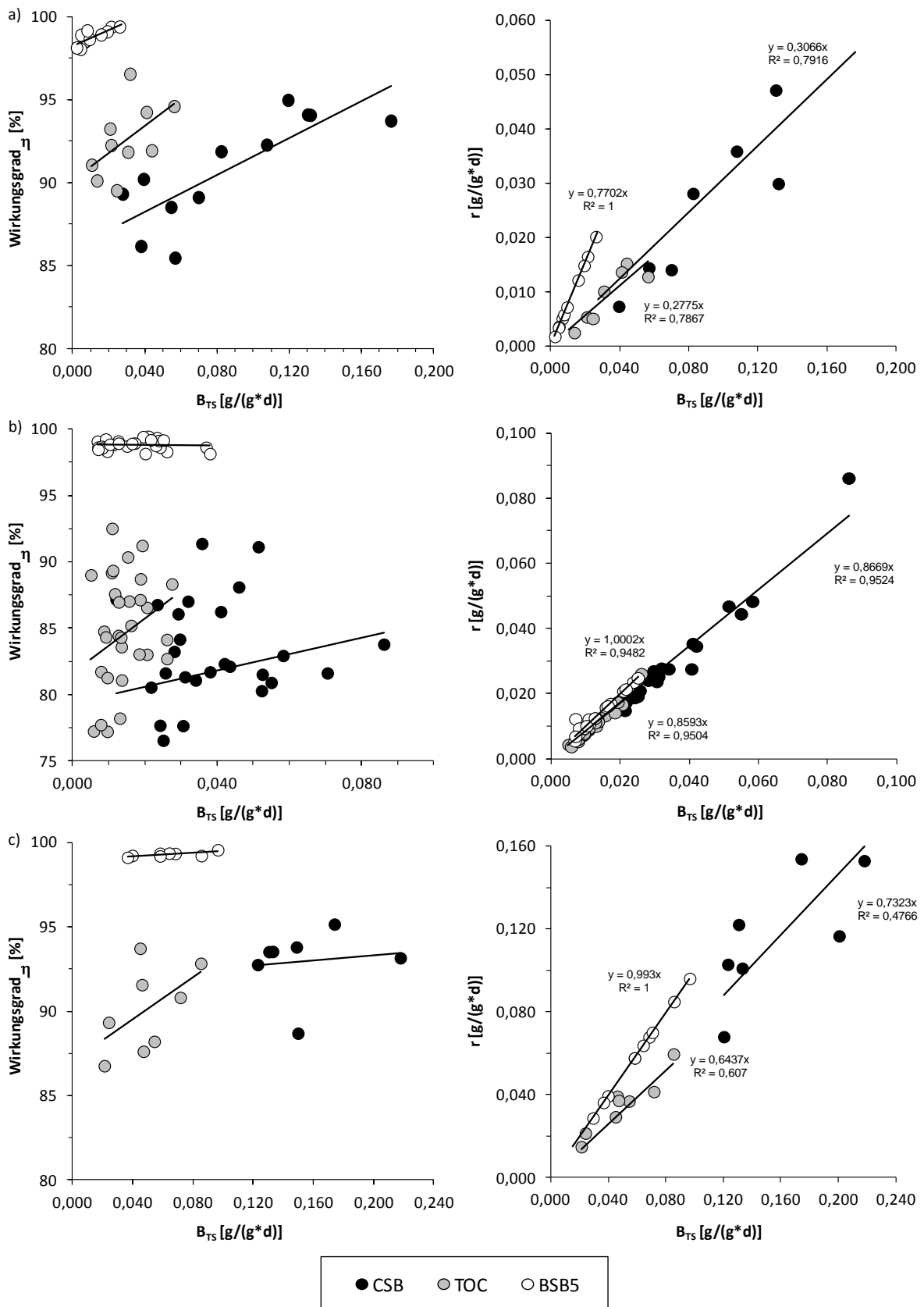


Abbildung 7.36: Korrelation der organischen Belastung mit Wirkungsgrad η und Umsatzrate r , a) SBR mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser, b) MBR-Wohnblock, c) MBR-Bürogebäude

Bei kommunalem Abwasser wird überschläglich davon ausgegangen, dass 10 % des über 0,1 µm membranfiltrierten Ablauf-CSB während des biologischen Behandlungsprozesses gebildet wird (Roeleveld und Kruit 2008). Durch Differenzbildung lässt sich somit der Anteil an gelöst inertem CSB im mechanisch gereinigten Schwarzwasser des SB-Reaktors zu 64 mg/L, im mechanisch gereinigten Schwarzwasser des Wohnblocks zu 111 mg/L und im mechanisch gereinigten Schwarzwasser des Bürogebäudes zu 56 mg/L abschätzen. Im Zulauf gut funktionierender kommunaler Kläranlagen ergeben sich nach dem Ansatz von Roeleveld und Kruit (2008) im Vergleich dazu Konzentrationen an gelöst inertem CSB in der Größenordnung von 36 mg/L oder weniger.

Parallel zu den Untersuchungen zur Charakterisierung und zur biologischen Behandlung von Schwarzwasser wurden ergänzende Untersuchungen zur Charakterisierung und biologischen Behandlung von Grauwasser an den drei Versuchsstandorten durchgeführt (Knerr et al. 2008a; Knerr et al. 2008b; Knerr et al. 2009a; Knerr et al. 2009b; Knerr et al. 2009c; Knerr und Engelhart 2009; Schmitt et al. 2009). Am Wohnblock in Kaiserslautern wurde hierzu ein baugleicher MBR zur Behandlung des anfallenden Grauwassers betrieben.

Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden im Median des Betrachtungszeitraums im Permeat des Grauwasser-MBR S_{CSB} -Konzentrationen von 42,7 mg/L gemessen. Die C_{BSB} -Konzentration betrug konstant < 3,0 mg/L, sodass auch hier gefolgert werden kann, dass es sich bei den gemessenen S_{CSB} -Konzentrationen um gelöst inertes CSB handelt (Knerr und Engelhart 2009). Der spezifische Grauwasseranfall im Wohnblock wurde im Median mit 1.179 L/d bzw. 78,6 L/(E·d) bestimmt (Knerr et al. 2008a; Knerr et al. 2008b). Der gelöst inerte CSB im Gesamtabwasser des untersuchten Wohnblocks kann folglich in Summe mit 60 mg/L abgeschätzt werden. Wird von einer 1,5- bis 2-fachen Verdünnung infolge Infiltration von Fremdwasser über die Kanalstrecke ausgegangen, errechnen sich theoretische Konzentrationen an gelöst inertem CSB in der Größenordnung von 30 mg/L bis 40 mg/L. Wird weiterhin berücksichtigt, dass nicht das gesamte Schwarz- und Grauwasser an der betrachteten Einheit anfällt (vgl. Kapitel 6.2.3) und Anteile aus Gewerbe und ggf. Industrie zu beachten sind, lässt sich folgern, dass die hohen CSB-Konzentrationen im biologisch behandelten Schwarzwasser nicht alleine auf die Verringerung der Verdünnung zurückzuführen sind, sondern ein hoher Anteil an gelöst inertem CSB bereits im Schwarzwasserzulauf enthalten ist. Es wird vermutet, dass es sich hierbei im Wesentlichen um schwer abbaubare natürliche Verbindungen, wie z.B. Huminstoffe handelt, die mehr oder weniger unverändert die biologische Behandlungsstufe passieren.

Im Rahmen weiterführender Untersuchungen sollte daher eine weitergehende Fraktionierung des CSB in Schwarzwasser erfolgen, um ergänzende Rückschlüsse über die Abbaumechanismen der organischen Verbindungen in Schwarzwasser zu erlangen, aber auch, um die im Rahmen des biologischen Behandlungsprozesses gebildeten inertes organischen Verbindungen näher zu quantifizieren, was mit den im Rahmen der Praxisversuche gewonnenen Ergebnissen nicht möglich ist.

Der Vergleich der an den drei Versuchsanlagen hinsichtlich der Elimination organischer Verbindungen gewonnenen Ergebnisse mit denen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b), die Schwarzwasser eines Studentenwohnheims mittels einer SB MBR-Anlage behandelte (vgl. Kapitel 2.2.3), zeigt keine gute Übereinstimmung.

Tabelle 7.2 gibt einen Überblick über die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Eliminationsleistung der Versuchsanlage von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) hinsichtlich der Parameter C_{CSB} und C_{BSB} .

Tabelle 7.2: Mittlere Zulaufkonzentrationen, Permeat-Konzentration (einschließlich Standardabweichung) und Wirkungsgrade der Untersuchungen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) hinsichtlich der Parameter C_{BSB} und C_{CSB}

Parameter	Einheit	Zulauf MBR	Permeat	Wirkungsgrad [%]
C_{BSB}	[mg/L]	406	$8,0 \pm 4,0$	98
C_{CSB}	[mg/L]	1.218	$42 \pm 8,8$	96

Die im Mittel von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) gemessene prozentuale C_{CSB} -Elimination liegt mit 96 % nur geringfügig über dem Wirkungsgrad der eigenen Untersuchungen am Betriebsgebäude der ZKA-KL und am Bürogebäude in Oberhausen. Der Vergleich der Absolutwerte ergibt dagegen einen rd. 40 % geringen C_{CSB} im Permeat der Versuchsanlage von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b). Auch wurde dort eine verhältnismäßig hohe C_{BSB} -Permeatkonzentration ermittelt. Diese betrug im Mittel $8,0 \pm 4,0$ mg /L, was einem Wirkungsgrad von 98 % entspricht. Demzufolge war im Permeat der Untersuchungen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) auch noch Fraktionen biologisch abbaubaren CSBs enthalten, die in den eigenen Untersuchungen, mit Ausnahme bei der Behandlung von Roh-Schwarzwasser, ausgeschlossen werden konnten.

Bei der Interpretation der dargelegten Ergebnisse von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) ist zu beachten, dass die Versuchsanlage lediglich über einen Zeitraum von 50 Tagen betrieben wurde. Die dargestellten Ergebnisse sind folglich mehr oder minder der Akklimatisationsphase zuzuordnen, in der die Biozönose wahrscheinlich noch nicht vollständig ausgebildet und angepasst war und folglich noch nicht das Maximum ihrer Kapazität erreicht hatte.

Stickstoff- und Phosphorelimination

Die Zusammensetzung von Schwarzwasser wirkt sich wie gezeigt im Prozess der biologischen Behandlung aus zweierlei Gründen limitierend auf die Stickstoffelimination aus.

Einerseits steht in Schwarzwasser nicht genügend abbaubares organisches Substrat zur Reduktion oxidierter Stickstoff-Verbindungen zur Verfügung. Der Vergleich der stöchiometrischen Koeffizienten des aeroben und anoxischen Abbaus organischer Substanz ergibt pro Mol denitrifiziertem $\text{NO}_3\text{-N}$ einen Sauerstoffgewinn von 1,25 Mol O_2 . Dem entspricht, ausgedrückt in CSB-Äquivalenten, eine für die vollständige Denitrifikation erforderliche Masse an organischem Substrat von 2,86 g CSB je g zu denitrifiziertem Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}_\text{D}$) (Bever et al. 2002; Mudrack und Kunst 2003). In der Literatur finden sich demgegenüber deutlich erhöhte CSB/ $\text{NO}_3\text{-N}_\text{D}$ -Werte, was nach Baumann und Krauth (1993) sowie Henze und Bundgaard (1992) auf den Substratbedarf für den Aufbau von Biomasse sowie den Teilabbau in belüfteten Bereichen zurückzuführen ist. In ATV (2000) wird beispielsweise für die Bemessung der Dosierung externer Kohlenstoffverbindungen zur Stützung der Denitrifikation eine Substrataufstockung von 5,0 g CSB je g $\text{NO}_3\text{-N}_\text{D}$, unabhängig von der verwendeten Substratquelle vorgegeben. Baumann und Krauth (1993) geben substratspezifische CSB/ $\text{NO}_3\text{-N}_\text{D}$ -Verhältnisse von 3,8 g CSB/g $\text{NO}_3\text{-N}_\text{D}$ für Methanol bzw. Essigsäure, sowie 4,2 g CSB/g $\text{NO}_3\text{-N}_\text{D}$ für Ethanol an. Die Ergebnisse von Mokhayeri et al. (2006) liefern für Essigsäure mit 3,6 g CSB/g $\text{NO}_3\text{-N}_\text{D}$ eine gute Übereinstimmung zu den älteren Untersuchungen, für Methanol werden mit 3,5 g CSB/g $\text{NO}_3\text{-N}_\text{D}$ allerdings deutlich geringere Mengen an organischem Substrat zur Erzielung einer vollständigen Denitrifikation ermittelt.

Narkis et al. (1979) untersuchten die Effektivität der Denitrifikation in Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration und der verwendeten Kohlenstoffquelle. Demnach ist ein $\text{BSB}_5/\text{NO}_x\text{-N}$ -Verhältnis von mindestens 2,3-2,4 : 1 erforderlich, um eine vollständige Denitrifikation zu gewährleisten. Ein $\text{BSB}_5/\text{NO}_x\text{-N}$ -Verhältnis kleiner 2,3 : 1 führt dagegen zu einem linearen Rückgang der Denitrifikationsleistung und damit der Stickstoffelimination. Ähnliche Werte werden von Henze und Bundgaard (1992) publiziert, die ein $\text{BSB}_5/\text{NO}_x\text{-N}$ -Verhältnis von 2,0-3,0 : 1 für eine vollständige Denitrifikation angeben.

Das gemessene $\text{C}_{\text{BSB}}/\text{C}_{\text{TKN}}$ -Verhältnis in Roh-Schwarzwasser betrug im Median 1,6-1,9 : 1. Da in der mechanischen Reinigungsstufe vergleichsweise weniger oxidierbare Stickstoffverbindungen als Kohlenstoffverbindungen entnommen werden, betrug das $\text{C}_{\text{BSB}}/\text{C}_{\text{TKN}}$ -Verhältnis in Schwarzwasser nach mechanischer Reinigung nur noch 1,2-1,4 : 1. Für kommunales Roh-Abwasser wird ein $\text{C}_{\text{BSB}}/\text{C}_{\text{TKN}}$ -Verhältnis von etwa 5,5 : 1, für kommunales Abwasser nach mechanischer Vorklärung ($t_A = 2,0$ h) von etwa 3,6 : 1 angenommen (ATV 2000). Dies bedeutet, dass in den untersuchten Schwarzwässern, im Vergleich zu kommunalem Abwasser, das Kohlenstoff- zu Stickstoffverhältnis stark zu Gunsten des Stickstoffs verschoben ist.

Eine vollständige Stickstoffelimination über den Verfahrensschritt der Denitrifikation ist demnach ohne Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle nicht möglich. Folglich kann nur ein Teil des infolge Nitrifikation gebildeten $\text{NO}_3\text{-N}$ zu N_2 reduziert wird. Hieraus resultiert ein Überschuss an oxidierten Stickstoff-Verbindungen im biologisch gereinigten Schwarzwasser.

Erwartungsgemäß wurden bei Roh-Schwarzwasser, aufgrund der höheren BSB₅-Gehalte, höhere Wirkungsgrade gegenüber mechanisch gereinigtem Schwarzwasser erzielt. Die für Roh-Schwarzwasser gemessenen S_{NO₃}-Ablaufkonzentrationen lagen dabei in einer vergleichbaren Größenordnung zu den theoretisch, nach ATV (2000) berechneten Werten.

Dies bedeutet, dass sich die Denitrifikation von Roh-Schwarzwasser überschlägig anhand der aus der kommunalen Abwasserreinigung bekannten Ansätze beschreiben lässt. Allerdings müssen weitere Untersuchungen erfolgen, um das Denitrifikationspotenzial von Roh-Schwarzwasser genauer zu erforschen.

Die Denitrifikationsraten von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser liegen dagegen deutlich unter den nach AVT (2000) berechneten Werten. D.h., dass mechanisch gereinigtes Schwarzwasser im Vergleich zu Roh-Schwarzwasser, vor allem aber im Vergleich zu kommunalem Abwasser eine relativ schlechte Kohlenstoffquelle für die Nitratatmung darstellt.

Verdeutlich wird dieser Zusammenhang, wenn die Menge an abbaubaren organischen Verbindungen (ausgedrückt als BSB₅) auf die Menge des tatsächlich in den Praxisversuchen reduzierten Nitrat-Stickstoff (NO₃-N_{red}) bezogen wird. Mit einer spezifischen Substratmenge von im Median 3,67 g BSB₅ je g reduziertem Nitrat-Stickstoff gelang es für Roh-Schwarzwasser im Median 70 % des nitrifizierten TKN zu reduzieren. Demgegenüber betrug das BSB₅/NO₃-N_{red}-Verhältnis für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser 5,03 g BSB₅/g NO₃-N_{red}. Demzufolge wurden bei der Denitrifikation in mechanisch gereinigtem Schwarzwasser rd. 37 % mehr leicht abbaubare organische Verbindungen zur Reduktion von einem Gramm Nitrat-Stickstoff benötigt, wobei lediglich ein Wirkungsgrad von nur 24 % erzielt wurde.

Andererseits ist der Vorgang der Nitrifikation, wie in Kapitel 3.2.3.1 beschrieben, mit einer Produktion von Säure verbunden. Durch die begrenzte Denitrifikation, die durch einen Verbrauch an Säure gekennzeichnet ist (Kapitel 3.2.3.2), kann bei der biologischen Behandlung von Schwarzwasser die Säurekapazität im Belebtschlamm nicht in dem Maße ausgeglichen werden, wie sie durch die Nitrifikation reduziert wird. Durch die hohen S_{NH₄}-Konzentrationen im Schwarzwasser erfolgt allerdings ein erheblicher Verbrauch an Säurekapazität, der trotz der hohen Pufferkapazität von Schwarzwasser von etwa 20 mmol/L, ein Absinken des pH-Wertes in der biologischen Behandlungsstufe nach sich zieht.

Der Schlüsselparameter für die biologische Behandlung von Schwarzwasser durch Nitrifikation und Denitrifikation stellt somit, wie auch bei kommunalem Abwasser, der pH-Wert dar. Zum Einen wirkt er sich auf die Struktur von Proteinen und Enzymen aus (Mudrack und Kunst 2003). Zum Anderen hat er entscheidenden Einfluss auf die Dissoziationsgleichgewichte NH₄-N/NH₃ und NO₂-N/HNO₂ und damit auf den Metabolismus der Ammonium- und Nitritoxidierer (Novak 1996; Udert et al 2003). Für den Gesamtprozess der Nitrifikation der Schwarzwasser-Belebtschlammbiozönose spielen darüber hinaus, wiederum analog zur biologischen Behandlung von kommunalem Abwasser, zahlreiche weitere Faktoren wie z.B. Temperatur und Sauerstoffkonzentration eine entscheidende Rolle.

Grundsätzlich scheint eine Nitrifikation bei der aeroben Behandlung von Roh-Schwarzwasser ohne Dosierung alkalischer Chemikalien möglich. So wurde am Ende der Untersuchungen mit Roh-Schwarzwasser ($T > 17\text{ °C}$) ein Großteil (95 %) des Zulauf-TKNs über $\text{NO}_2\text{-N}$ zu $\text{NO}_3\text{-N}$ oxidiert. Die in ATV (2000) empfohlene Restsäurekapazität von 1,5 mmol/L konnte allerdings nicht sicher eingehalten werden, weswegen der pH-Wert auf Werte zwischen pH 6,1 und pH 6,7 abfiel. Eine Hemmung, zumindest aber eine Verlangsamung des Gesamtprozesses der Nitrifikation, kann folglich auch für diesen Untersuchungszeitraum nicht ausgeschlossen, was die schlechte Reinigungsleistung, mit stetig steigenden Ablaufkonzentrationen hinsichtlich der Stickstoffparameter in den ersten Versuchsmonaten erklären würde.

Im Rahmen der Praxisuntersuchungen wurde nicht geklärt, inwiefern bei der Behandlung von Roh-Schwarzwasser eine Anpassung des pH-Wertes in einen für die Nitrifikation vermeintlich günstigeren Bereich eine Erhöhung bzw. Stabilisierung der Nitrifikation bewirkt. Dennoch sind auch bei der Behandlung von Roh-Schwarzwasser immer weitergehende Maßnahmen zur Stabilisierung des pH-Wertes zu empfehlen. Hinzu kommt, dass das System immer bestrebt sein wird andere verfügbare Quellen zur Pufferung der gebildeten Säuren bzw. des gebildeten Kohlendioxids zu nutzen, was zur Auflösung der Flockenstruktur und zusätzlich zur Betonkorrosion führen kann. Neben den zumindest temporär zu erwartenden Defiziten hinsichtlich der Reinigungsleistung kann somit auch der bauliche Zustand von Betonbauwerken beeinträchtigt werden (Kopp et al. 2006; Schönherr 2009; Teichgräber 1988).

Analog zur Kohlenstoffelimination war im SB-Reaktor ohne Dosierung alkalischer Chemikalien zu keiner Zeit eine stabile Nitrifikation mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser möglich. Mit dem MBR, der als Durchlaufanlage konzipiert war, wurde dagegen auch ohne Anpassung des pH-Wertes am Wohnblock in Kaiserslautern über einen Zeitraum von drei Monaten eine stabile Nitrifikation bei niedrigen pH-Werten von im Median pH 6,3 erzielt. Durch die teilweise niedrigen pH-Werte wurde die Nitritoxidation gehemmt. Durch die interne Rezirkulation und die damit verbundene Rückführung Nitrit haltigen Belebtschamms, wurde aber die Reduktion von Nitrit (Denitrifikation) im anoxischen Reaktor induziert, sodass sich dieses nicht im System anreichern konnte. Dennoch waren relativ hohe Gehalte an reduzierten Stickstoffverbindungen im Permeat des MBR messbar. Im Median betrug in diesem Zeitraum die S_{NH_4} -Konzentration im Permeat 56,7 mg/L, die C_{TKN} -Konzentration betrug 64,0 mg/L, was auf eine unvollständige Nitrifikation schließen lässt.

Durch Anpassung des pH-Wertes mittels NaOH auf zunächst pH 7,5 und später auf pH 8,2 konnte die Nitrifikation in der Belebtschlamm-Biozönose des MBRs am Wohnblock wesentlich gesteigert werden. Mit C_{TKN} -Ablaufkonzentrationen von im Median 12,4 mg/L wurde der Wirkungsgrad der Nitrifikation auf 93 % gesteigert. Mit $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen von 0,3 mg/L, lag nun im Permeat des MBRs der Großteil des TKNs als organisch gebundener Stickstoff vor, wohingegen der der Anlage zufließende $\text{NH}_4\text{-N}$ sowie der im Rahmen des Behandlungsprozesses ammonifizierte N_{org} durch die verbesserten Milieubedingungen nahezu vollständig ($> 99\%$) über $\text{NO}_2\text{-N}$ zu $\text{NO}_3\text{-N}$ oxidiert wurde.

Ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der Nitrifikation wurden an den beiden anderen Versuchsstandorten beim Betrieb der Anlagen mit Anpassung des pH-Wertes erzielt.

Grundsätzlich blieb in den Praxisversuchen die Frage ungeklärt, inwieweit sich die hohen Gehalte an reduzierten Stickstoffverbindungen in den untersuchten Schwarzwässern selbst negativ auf den Prozess der Nitrifikation auswirkten. Aus der industriellen Abwasserreinigung ist dieses Phänomen bekannt.

Der TKN liegt im Ablauf der Schwarzwasserversuchsanlagen vorwiegend als organisch gebundener Stickstoff vor. Mit C_N -Konzentrationen zwischen 7,5 mg/L und 12,1 mg/L erfährt der organisch gebundene Stickstoff bei der biochemischen Behandlung, im Gegensatz zum NH_4-N , keine vollständige Umwandlung. Gegenüber dem Ablauf kommunaler Kläranlagen, wo die Restkonzentrationen an organischem Stickstoff durchschnittlich 2,0 mg/L betragen (ATV 2000; Koppe und Stozek 1999), ergeben sich bei der biologischen Behandlung von Schwarzwasser folglich 4- bis 6-fach höhere Konzentrationen.

Die Elimination von Stickstoffverbindungen in Schwarzwasser durch Nitrifikation und Denitrifikation erfordert eine enge Abstimmung der beiden Prozessschritte aufeinander. Der Einsatz von externen Substraten zur Denitrifikation ist zwingend erforderlich. Eine Anpassung des pH-Wertes ist immer zu empfehlen. Zudem ist die Nitrifikation der hohen Stickstofffrachten sehr energieintensiv. Folglich ist die Wirtschaftlichkeit bei der biologischen Behandlung von Schwarzwasser zu hinterfragen.

Neben dem konventionellen Verfahren der Nitrifikation/Denitrifikation sollte daher in weiteren Untersuchungen alternative Verfahren der Stickstoffelimination, wie z.B. die verfahrenstechnische Umsetzung der Nitritat/Denitritation oder der Deammonifikation¹ zur biologischen Behandlung von Schwarzwasser erforscht werden. Wird beispielsweise die Deammonifikation eingesetzt, kann theoretisch 60 % des Sauerstoffbedarfs eingespart werden, da nur etwas mehr als die Hälfte des Ammoniums zu Nitrit oxidiert wird und dann mit dem so entstandenen Nitrit das Restammonium anaerob umgesetzt wird. Da der Prozess autotroph verläuft, kann auf jegliche Dosierung von Kohlenstoffverbindungen verzichtet werden (Beier et al. 2008). Theoretisch müssten die Rahmenbedingungen für eine Behandlung von Schwarzwasser daher günstig sein.

Da die Versuchsanlagen ohne eine weitergehende Phosphorelimination betrieben wurden, stellt die Bioassimilation im Rahmen der durchgeführten Praxisversuche den wesentlichen Phosphor-Eliminationsmechanismus dar. Wie aufgezeigt, wird Phosphor in den untersuchten Schwarzwasser-Belebtschlammsystemen nur zu einem kleineren Teil in die Biomasse gebunden (0 %–13 %).

¹ Unter Deammonifikation versteht man die Kombination aus einer vorangegangenen, partiellen Nitritation und einer anschließenden Oxidation des verbleibenden Ammoniums mit Nitrit als Elektronenakzeptor.

Tabelle 7.3 gibt einen Überblick über die ermittelten C_{TKN} - bzw. C_P -Ablaufkonzentrationen und Eliminationsleistungen über die Betriebszeiträume mit regulärem Anlagebetrieb.

Tabelle 7.3: Vergleich der Stickstoff- bzw. Phosphorelimination der Versuchsanlagen bei Anlagenbetrieb mit NaOH-Dosierung zur pH-Anpassung

Parameter	SB-Reaktor ⁽¹⁾		MBR-Wohnblock ⁽²⁾		MBR-Bürogebäude ⁽³⁾	
	Ablauf [mg/L]	Elimination [%]	Ablauf [mg/L]	Elimination [%]	Ablauf [mg/L]	Elimination [%]
TKN						
Min	8,2	92,5	6,3	77,0	5,6	92,8
Max	16,6	97,1	65,9	97,5	12,1	97,8
Median	8,4	95,3	12,5	95,2	7,8	95,8
P_{ges}						
Min	14,2	-22,1	24,5	-33,1	8,5	-30,6
Max	39,8	50,7	37,0	32,5	27,3	67,3
Median	25,3	19,9	29,0	0,0	20,0	12,6
PO₄-P						
Min	13,7	-63,8	25,5	-47,9	6,8	-65,3
Max	32,8	29,8	35,9	5,7	25,8	60,4
Median	23,5	-5,2	29,8	-16,1	17,9	1,1
⁽¹⁾ Betrachtungszeitraum: Juni 2008 bis Februar 2009 ⁽²⁾ Betrachtungszeitraum: Juni 2007 bis Oktober 2007 ⁽³⁾ Betrachtungszeitraum: Juni 2008 bis November 2008, ohne Ausreißer hinsichtlich TKN						

Der Vergleich der Ergebnisse der eigenen Untersuchungen mit denen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) zeigt auch bei der Betrachtung der Nährstoffelimination keine gute Übereinstimmung (Tabelle 7.4). So konnte im Rahmen der Untersuchungen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) keine vollständige Ammoniumoxidation erreicht werden. Im Mittel lag der S_{NH_4} -Gehalt im Permeat bei $11,0 \pm 3,8$ mg/L, was einer Elimination von 92 % gleichkommt. Dagegen wurde der Gesamtstickstoff gegenüber den eigenen Untersuchungen weitergehend entfernt. Im Mittel lag der C_N -Gehalt im Permeat bei $19,0 \pm 4,7$ mg/L. Dies entspricht einer Elimination von 89 % und damit deutlich über den eigenen Ergebnissen (Atasoy et al. 2007a, Atasoy et al. 2007b).

Tabelle 7.4: Mittlerer Zulaufkonzentrationen, Permeat-Konzentration einschließlich Standardabweichung und Wirkungsgrade der Untersuchungen von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b) hinsichtlich der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor

Parameter	Einheit	Zulauf MBR	Permeat	Wirkungsgrad [%]
C _N	[mg/L]	k. A.	19 ± 4,7	89
C _{TKN}	[mg/L]	188	k. A.	-
S _{NH4}	[mg/L]	155	11 ± 3,8	92
S _{NO3}	[mg/L]	0,0	8,0 ± 3,1 ⁽¹⁾	-

⁽¹⁾ Angabe als NO_x-N in (Atasoy et al. 2007a; Atasoy et al. 2007b)

Wesentlich verantwortlich hierfür scheint das günstigere Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff im mechanisch gereinigten Schwarzwasser von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b), welches ein C_{BSB}/C_{TKN}-Verhältnis von 2,0 aufweist. Folglich standen mehr leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen für die Denitrifikation zur Verfügung, wodurch der höhere Wirkungsgrad hinsichtlich der Stickstoffelimination, ebenso wie die Tatsache, dass die Anlage ohne pH-Anpassung betrieben wurde, erklärt werden kann. Noch mehr als bei der Kohlenstoffelimination ist allerdings die kurze Betriebsphase bei der Bewertung der genannten Ergebnisse in Betracht zu ziehen (s.o.).

Inwiefern das für die biologische Abwasserreinigung bessere Nährstoffverhältnis im Schwarzwasser durch die größere Spaltweite des verwendeten Rechens begünstigt wurde, lässt sich nur mutmaßen. Dennoch zeigen die Ergebnisse von Atasoy et al. (2007a) und Atasoy et al. (2007b), dass auch mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser eine weitgehend und „stabile“ Stickstoffelimination möglich ist.

Elimination von Salzen

In Schwarzwasser liegen, bei einer Leitfähigkeit zwischen 2,0 mS/cm und 3,0 mS/cm, Salzgehalte vor, die gegenüber Erfahrungswerten von kommunalem Abwasser deutlich erhöht sind. Henze et al. (2002) geben hier Werte von 0,7 mS/cm bis 1,2 mS/cm an. Im biologisch gereinigten Roh-Schwarzwasser liegt die Leitfähigkeit bei 1,4 mS/cm, im biologisch gereinigten Schwarzwasser nach vorheriger Feststoffabscheidung zwischen 1,6 mS/cm und 2,1 mS/cm. Somit verbleiben, unabhängig von der Vorbehandlung des Schwarzwassers, nach biologischer Behandlung etwa 2/3 der über Urin und Fäzes in das System eingetragenen Salze im Schwarzwasser. Im Vergleich dazu besitzt die wässrige Lösung von 1.000 mg/L Kochsalz (NaCl) bei einer Temperatur von 21 °C eine Leitfähigkeit von ca. 2,0 mS/cm, die von Kaliumchlorid (KCl) beträgt rd. 1,9 mS/cm.

Die hohen Salzgehalte im biologisch behandelten Schwarzwasser resultieren in erster Linie aus der unvollständigen Nährstoffelimination. Dagegen konnte der Salzgehalt im biologisch gereinigten Schwarzwasser beim Betrieb der MBR-Versuchsanlage am Standort des Wohnblocks in Kaiserslautern durch die Integration einer weitergehenden Denitrifikation in den biologischen Behandlungsprozess deutlich reduziert werden. Mit einer Leitfähigkeit von 1,1 mS/cm im Permeat des MBRs, betrug die prozentuale Eliminationsleistung 56 %.

Mit denen in der Literatur gefundenen Werten zur Hemmung des biologischen Behandlungsprozesses durch Salze lassen sich keine eindeutigen Aussagen in Bezug auf die eigenen Untersuchungen ableiten, da die eruierten Arbeiten durchweg bei höheren Salzkonzentrationen von 5,0 g/L bis 30 g/L durchgeführt wurden. Dennoch lassen sich Hinweise auf mögliche Hemmeffekte ableiten.

Im Rahmen der Untersuchungen von Cui et al. (2006) und Ye et al. (2009) wurde bei einer NaCl-Konzentration von 5,0 g/L bereits eine 50 %-ige Hemmung der Nitrifikation festgestellt. Die Nitrifikation wurde dagegen erst bei NaCl-Gehalten größer 8,0 g/L signifikant gehemmt. Als Folge wurden vermehrt *Nitrobacter* aus dem biologischen System ausgeschwemmt, weswegen sich Nitrit anreicherte. Zwar lagen die Salzgehalte der eigenen Untersuchungen deutlich unterhalb der genannten Literaturwerte, dennoch ist prinzipiell eine im Vergleich zu Belebtschlammanlagen, die mit kommunalem Abwasser betrieben werden, anders zusammengesetzte Nitrifikantenpopulation zu erwarten.

Der Einfluss der höheren Salzkonzentrationen auf die Biozönose, deren Zusammensetzung bzw. Reaktionsmechanismen, wurden dessen ungeachtet im Rahmen der Praxisversuche nicht näher betrachtet. Grundsätzlich scheint sich die Biologie an die höheren Salzgehalte adaptiert zu haben. Weitere Untersuchungen zur Quantifizierung des Einflusses des Salzgehaltes auf den biologischen Reinigungsprozess von Schwarzwasser sind dennoch unerlässlich.

Durch eine effiziente Denitrifikation kann die Problematik der Hemmung durch Salze entschärft werden. Zudem werden mit der Integration der Stickstoffelimination in den biologischen Prozess, die Voraussetzung zur Realisierung einer biologischen Phosphorelimination geschaffen, wodurch eine weitere Reduktion des Salzgehaltes auf diesem Wege möglich ist. Die Eliminationsmechanismen anderer im Schwarzwasser enthaltener Salze wurden nicht näher betrachtet.

Membranperformance

Der Schwerpunkt der durchgeführten Untersuchungen lag auf der Erforschung der biologischen Behandlung von Schwarzwasser unter Praxisbedingungen. Es erfolgte daher keine Optimierung hinsichtlich der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Membran. Die über den gesamten Betrachtungszeitraum zufriedenstellende Leistungsfähigkeit gab hierzu auch keinen Anlass. Es konnte problemlos über den gesamten Betriebszeitraum ein stabiler

Membranfluss aufrecht erhalten werden, der erst in der Pilotphase durch eine zunehmende Deckschichtbildung beeinflusst wurde.

Zur Verdeutlichung des oben angesprochenen Sachverhaltes dient Abbildung 7.37, in der der Transmembrandruck über den Fluss für die beiden Versuchsstandorte aufgetragen wurde.

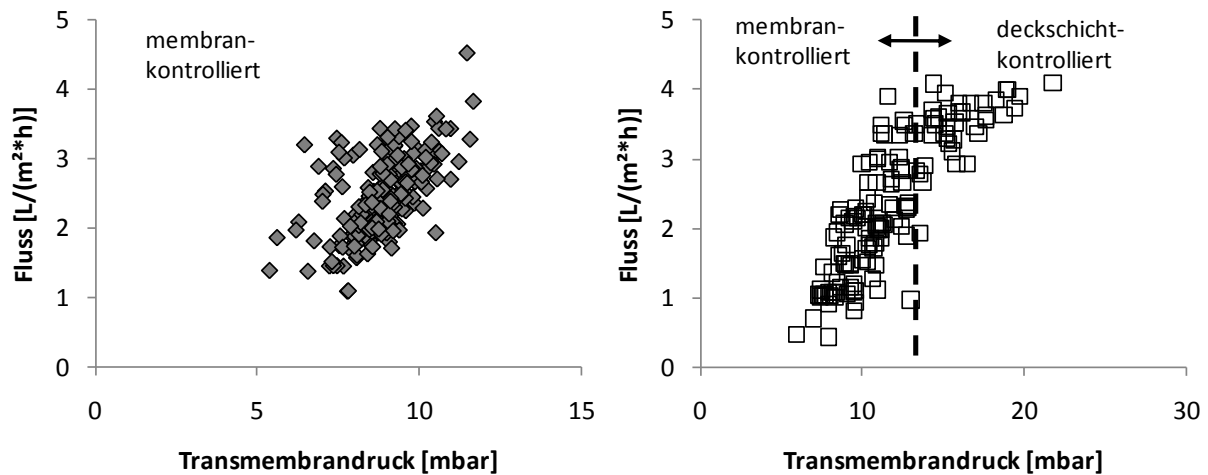


Abbildung 7.37: Darstellung des Transmembrandrucks über den Fluss, links: MBR-Wohnblock, rechts MBR-Bürogebäude

Es wird deutlich, dass über den gesamten Betriebszeitraum der Technikumsphase der Filtrationsprozess ausschließlich membran kontrolliert war, d.h., dass eine Steigerung des Transmembrandrucks jederzeit aus einer Steigerung des Flusses, also des hydraulischen Durchsatzes resultierte (Abbildung 7.37, links). Erst in der Pilotphase ist der Übergang in einen deckschichtkontrollierten Filtrationsprozess zu beobachten (Abbildung 7.37, rechts), in der eine Änderung von Fluss oder Transmembrandruck keinen direkten Einfluss auf die jeweils andere Messgröße mehr hat. Die Steigerung des Transmembrandruckes bei nahezu gleichbleibendem Fluss ist dabei auf eine zunehmende Deckschichtbildung zurückzuführen. Dagegen kann eine Kompaktierung der Membran bzw. das Verstopfen der Poren durch eindringende Biomasse infolge der geringen Transmembrandrücke als Ursache ausgeschlossen werden.

Die biologische Behandlung von Schwarzwasser mittels Membranen stellt ein neues Einsatzgebiet dieser Technologie dar. Es sollten daher Langzeitversuche zum Verhalten von Membranen angestrebt werden. Neben der Erforschung des Foulings und Scalings sollten auch effektive Reinigungsstrategien für die dezentrale Anwendung bei der Behandlung von Schwarzwasser im Fokus der Untersuchungen liegen.

7.5.2 Recyclingbetrieb

Wie Abbildung 7.34, S. 181 entnommen werden kann, wurde bereits nach wenigen Wochen Recyclingbetrieb eine deutliche Salzanreicherung im MBR beobachtet. Nach ca. vier Wochen hatte sich die Leitfähigkeit von ca. 2,0 mS/cm auf ca. 4,0 mS/cm verdoppelt. Diese enorme Aufsalzung ist im Wesentlichen auf die unvollständige Nährstoffelimination sowie die Tatsache zurückzuführen, dass die Anlage über den gesamten Betrachtungszeitraum ohne Überschussschlammabzug betrieben wurde, also keine Entnahme der gelösten Salze auf diesem Wege erfolgte.

Tabelle 7.5: Wasserqualitäten und Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen der Pilotanlage getrennt für Normalbetrieb und Recyclingbetrieb

Parameter		MBR		Ozonierung		UV-Bestrahlung	
		Normal-Betrieb	Recycling-Betrieb	Normal-Betrieb	Recycling-Betrieb	Normal-Betrieb	Recycling-Betrieb
C _{CSB}	[mg/L]	70,1 (22)	73,0 (5)	32,5 (13)	18,3 (5)	23,2 (4)	16,0 (5)
	[%] ⁽²⁾	88	78	94	95	96	96
C _{TOC}	[mg/L]	25,4 (18)	21,5 (5)	14,0 (10)	13,8 (5)	9,4 (4)	9,1 (5)
	[%] ⁽²⁾	88	81	95	91	96	94
C _{BSB}	[mg/L]	3,0 ⁽¹⁾ (22)	3,0 ⁽¹⁾ (5)	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	[%] ⁽²⁾	> 99	> 99	-	-	-	-
C _N	[mg/L]	96,5 (19)	165 (5)	97,0 (10)	187 (4)	92,3 (4)	190 (4)
	[%] ⁽²⁾	39	-	33	-	24	-
S _{NO3}	[mg/L]	63 (22)	143 (5)	69 (12)	142 (5)	73 (4)	143 (3)
	[%] ⁽²⁾	-	-	-	-	-	-
S _{NH4}	[mg/L]	0,06 (22)	0,07 (5)	0,20 (12)	0,20 (4)	0,18 (4)	0,17 (4)
	[%] ⁽²⁾	> 99,9	>99,9	99,8	99,8	99,8	99,9
C _P	[mg/L]	20,0 (22)	22,1 (5)	20,1 (13)	22,6 (4)	17,2 (3)	22,7 (5)
	[%] ⁽²⁾	13	24	18	25	32	25
S _{PO4}	[mg/L]	17,9 (22)	21,4 (5)	18,1 (12)	20,4 (5)	15,1 (4)	20,8 (5)
	[%] ⁽²⁾	1,1	6,0	3,3	1,0	7,7	5,0
⁽¹⁾ Bestimmungsgrenze ⁽²⁾ Wirkungsgrade beziehen sich auf den Zulauf Biologie Werte in Klammer: Anzahl der Messwerte							

Eine ähnliche Tendenz, wie für die Leitfähigkeit, ist folglich für die Parameter Stickstoff und Phosphor zu beobachten (Abbildung 7.32, S. 178 und Abbildung 7.33, S. 180). Einbußen bei der Reinigungsleistung der biologischen Behandlungsstufe konnten indessen im Zeitraum

mit Kreislaufführung nicht beobachtet werden. Die von Böhler et al. (2007) beobachtete Anreicherung refraktärer organischer Verbindungen wurde in den eigenen Untersuchungen nicht festgestellt. Hier wirkte die chemische Oxidation mittels Ozon effektiv entgegen.

Die Gegenüberstellung der an der Pilotanlage nach den einzelnen Verfahrensstufen erzielte Wasserqualität, deren Wirkungsgrade sowie der erreichte Gesamtwirkungsgrad, getrennt für die beiden Betrachtungszeiträume (Normalbetrieb - Recyclingbetrieb) zeigt Tabelle 7.5.

Einfluss erhöhter Salinität auf die Stoffwechselaktivität der heterotrophen Bakterien

Wie Tabelle 7.5 entnommen werden kann, liegen die Konzentration der in den Parametern C_{CSB} , C_{BSB} und C_{TOC} erfassten organischen Verbindungen im Permeat des MBR für beide Untersuchungszeiträume in einer gleichen Größenordnung. Die geringeren Wirkungsgrade hinsichtlich der Parameter CSB und TOC während des Recyclingbetriebes sind durch die geringeren Zulaufkonzentrationen in diesem Zeitraum erklärbar, die um den Faktor 2,0 unter denen des Normalbetriebs lagen.

Die Ergebnisse der in Kapitel 3.2.2 angeführten Untersuchungen zum Einfluss der Salinität auf den biologischen Reinigungsprozess zeigen, dass Salzkonzentrationen im Abwasser (als NaCl oder Cl^-) von bis zu 10 g/L die Aktivität der heterotrophen Bakterien im an höhere Salzgehalte adaptierten Belebtschlamm nicht oder nur geringfügig beeinflussen (Cui et al. 2006; Panswad und Anan 1999). Infolge der sechs monatigen Betriebsdauer des MBRs im Normalbetrieb mit Leitfähigkeiten im Permeat von im Median 1,7 mS/cm, was überschläglich einer Konzentration an gelösten Salzen von bis zu 1,7 g/L entspricht (Imhoff und Imhoff 2007), war die heterotrophe Biomasse an erhöhte Salzgehalte adaptiert. Auf Grundlage der durchgeführten Analysen, die zu keiner messbaren Erhöhung der absoluten C_{CSB} , C_{TOC} oder C_{BSB} -Konzentration im Permeat des MBRs während des drei monatigen Recyclingbetriebes führten, kann keine Beeinflussung des Abbaus der organischen Verbindungen anhand der steigenden Salzgehalte, die eine Leitfähigkeit von bis zu 4,5 mS/cm bewirkte, festgestellt werden.

Wie der Vergleich der Abbildung 7.28, S. 174 und der Abbildung 7.34, S. 181 verdeutlicht, hat der Beginn des Recyclingbetriebes allerdings eine Stagnation des Trockensubstanzgehaltes im MBR zur Folge. Dies bedeutet, dass sich die mit dem Recyclingbetrieb ansteigenden Salzgehalte negativ auf das Bakterienwachstum auswirkten. Dagegen zeigten die endogenen Atmungsraten der heterotrophen Biomasse im Verlauf des Recyclingbetriebes höhere spezifische Raten, vor allem aber eine steigende Tendenz auf, was auf eine erhöhte Stoffwechselaktivität mit dem steigenden Salzgehalt hindeutet.

Ein Erklärungsansatz für dieses Phänomen liefert die Physiologie von Bakterien. Steigt der Salzgehalt in dem die Bakterienzelle umgebenden Medium über den der Bakterienzelle an, besteht die Gefahr, dass infolge Osmose Zellwasser aus der Zelle heraus diffundiert. Als Fol-

ge schrumpft die Zelle und kann irreversibel geschädigt werden. D.h., Bakterien werden durch im umgebenden Medium steigende Salzgehalte einer Stresssituation (osmotischer Stress) ausgesetzt, auf die i.d.R. eine gezielte Schutzreaktion (Osmoregulation) erfolgen muss. Um ein übermäßiges Schrumpfen zu vermeiden, werden sogenannte kompatible Solute gebildet. Dabei handelt es sich um Verbindungen, die osmotisch aktiv sind (Fuchs und Schlegel 2006). Der höhere und steigende spezifische Sauerstoffverbrauch kann folglich auf den steigenden osmotischen Stress zurückgeführt werden, infolge dessen die heterotrophe Biomasse mehr Sauerstoff für den Erhaltungsstoffwechsel verbraucht (Panswad und Anan 1999). Parallel verlaufender Zerfall infolge Zellschrumpfung erklärt die dennoch gleich bleibende Biomassenkonzentration.

Insgesamt scheint sich die heterotrophe Biomasse durch die schrittweise Erhöhung der Salzkonzentration an die veränderten Randbedingungen adaptiert zu haben. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit erzielten Ergebnisse bestätigen somit die Resultate der genannten Studien über den Einfluss der Salinität auf den heterotrophen Stoffwechsel im Belebtschlammssystem. In Abhängigkeit des sich zwischen Zu- und Ablauf einstellenden Gleichgewichtes werden sich bei längerem Betrieb mit Kreislaufführung allerdings deutlich höhere Salzgehalte im biologischen Reaktor ergeben. So registrierten Boehler et al. (2007) einen Anstieg der Leitfähigkeit innerhalb von fünf Monaten auf Werte von bis zu 9,0 mS/cm. Der Vergleich mit in der Literatur aufgeführten Studien zeigt, dass im Belebtschlammssystem ab Salzgehalten > 10 g/L (als NaCl) mit einer Beeinflussung des Abbaus organischer Verbindungen zu rechnen ist, die in einer Abnahme der Umsatzrate, der absoluten Ablaufwerte und in der Zunahme der suspendierten Stoffe im Ablauf resultieren kann (Cui et al. 2006; Panswad und Anan 1999).

Es bedarf daher einer weitergehenden Untersuchung des Einflusses erhöhter Salzgehalte auf den heterotrophen Stoffwechsel im Schwarzwasserkreislauf. Untersuchungen zu diesem Aspekt sind bisher nicht erfolgt oder wurden nicht publiziert.

Einfluss erhöhter Salinität auf den autotrophen Stoffwechsel

Mit S_{NH_4} -Konzentration im Permeat von 0,06 mg/L (Normalbetrieb) bzw. 0,07 mg/L (Recyclingbetrieb) ergaben sich jeweils Wirkungsgrade > 99,9 %, die auf keine Beeinträchtigung der Nitrifikation während des Recyclingbetriebes schließen lassen. Allerdings akkumulierte Nitrat-Stickstoff im System.

Während die hemmende Wirkung von Nitrat auf den Stoffwechsel von Bakterien in der Literatur als vernachlässigbar eingestuft wird (Udert et al. 2003), findet sich eine Vielzahl von Studien (Yu et al. 2002; Cui et al. 2006; Ye et al. 2009), die den hemmenden Einfluss von Salzen auf die Nitrifikation beschreiben (vgl. Kapitel 3.2.3.1). Übereinstimmend wird hierbei von einer weitaus größeren inhibierenden Wirkung erhöhter Salzgehalte auf die Nitritoxidierer gegenüber den Ammoniumoxidierer berichtet. Zudem wird letzteren eine höhere Adaptions-

fähigkeit zugesprochen. Gleichzeitig findet eine Reduktion der Biozösenvielfalt sowie ein Rückgang der Umsatzraten statt. Untersuchungen z.B. von Cui et al. (2006) oder Ye et al. (2009) zeigen dabei bereits ab NaCl-Gehalten von 5,0 g/L eine deutliche Hemmung der Nitrifizierer auf, die sich negativ auf die Umsatzraten auswirkt.

Dafür, dass sich im Rahmen des zeitlich begrenzten Recyclingbetriebes der eigenen Untersuchungen keinen messbaren Einbußen bei der Nitrifikation ergaben, sind zwei Erklärungsansätze denkbar:

- Die Abwassertemperaturen von 15 °C bis 20 °C kompensierten den Hemmeffekt der ansteigenden Salzgehalte während des Recyclingbetriebes. Zusätzlich begünstigt wurde die Nitrifikation durch den hohen Biomassengehalt von ca. 10 g/L. Ebenso war die Biomasse an erhöhte Salzgehalte adaptiert, wodurch die Nitrifikation vollständig ablief.
- Es wurde eine Reduktion sich anreichernden Nitrit-Stickstoffs (Denitrifikation) im anoxischen Reaktor induziert, wodurch eine mögliche Hemmung der Nitrifikation kompensiert wurde.

Inwiefern sich die zunehmenden Salzgehalte auf den biologischen Prozess der Nitrifikation auswirken, konnte im Rahmen des Betriebszeitraums der Pilotanlage nicht abschließend bewertet werden. Der Vergleich mit anderen Untersuchungen lässt allerdings den Schluss zu, dass durch die erhöhten Salzgehalte im Wasserkreislauf mit Beeinträchtigungen zu rechnen ist. So beobachteten Boehler et al. (2007) mit fortschreitender Versuchsdauer eine zunehmende Hemmung des Nitrifikationsprozesses, insbesondere der Nitrifikation. Am Ende der Untersuchungen wurden nur noch 20 % des $\text{NH}_4\text{-N}$ zu $\text{NO}_3\text{-N}$ oxidiert. Die verbleibenden 80 % wurden lediglich zu $\text{NO}_2\text{-N}$ oxidiert (Boehler et al. 2007). Die Leitfähigkeit betrug zu diesem Zeitpunkt wie bereits erwähnt rd. 9,0 mS/cm.

Ebenso können in den Untersuchungen von Lindner (2008) drei Phasen mit einer Anreicherung von $\text{NO}_2\text{-N}$ im MBR erkannt werden. Allerdings fehlen Angaben zum korrespondierenden Salzgehalt respektive zur Leitfähigkeit.

Werden die von Antholz et al. (2010) publizierten maximalen spezifischen Atmungsraten für die Nitrifikation (etwa $28 \text{ mg O}_2/(\text{g TS}\cdot\text{h})$)¹ bzw. für die Nitrifikation (etwa $8,3 \text{ mg O}_2/(\text{g TS}\cdot\text{h})$)¹ mittels des stöchiometrisch erforderlichen Sauerstoffverbrauchs für die Ammoniumoxidation von $3,22 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4\text{-N}$ und für die Nitrifikation von $1,11 \text{ g O}_2/\text{g NO}_2\text{-N}$ in spezifische Umsatzraten umgerechnet, ergibt sich mit $8,7 \text{ mg NH}_4\text{-N}/(\text{g TS}\cdot\text{h})$ für die Nitrifikation eine höhere Umsatzrate gegenüber der Nitrifikation, wo sich eine Stoffwechselrate von $7,4 \text{ mg NO}_2\text{-N}/(\text{g TS}\cdot\text{h})$ ergibt.

¹ Werte aus Diagrammen in Antholz et al. (2010) abgelesen

Die Ursachen für die am Schwarzwasserkreislauf an der Versuchsanlage an der TUHH (Lindner 2008; Antholz et al. 2009; Antholz et al. 2010) und in Zermatt (Böhler et al. 2007) beobachteten Einbußen bei der Nitratation können anhand der zur Verfügung stehenden Publikationen nicht eindeutig einer erhöhten Salinität zugeordnet werden. Es liegt dennoch die Vermutung nahe, dass diese mit verantwortlich für den beobachteten Effekt waren.

Zudem ist zu erwarten, dass, auch wenn sich die Biozönose an höhere Salzgehalte adaptiert, die steigenden Salzgehalte im Schwarzwasserkreislauf zu Ausfällungen in der Anlage (z.B. auf den Membranen) führen. Es bedarf daher einer weitergehenden Untersuchung dieser Aspekte. Dies betrifft sowohl die Kinetik des autotrophen Stoffwechsels bei der biologischen Behandlung von Schwarzwasser ebenso wie das Langzeitverhalten von Membranen.

Es bedarf daher einer weitergehenden Untersuchung des Einflusses erhöhter Salzgehalte auf den autotrophen Stoffwechsel im Schwarzwasserkreislauf. Untersuchungen zu diesem Aspekt sind bisher nicht erfolgt oder wurden nicht publiziert.

Es liegt an der Komplexität des Schwarzwasser-Belebtschlamm-Gemisches, der Vielzahl der darin ablaufenden Prozesse und deren Einflussfaktoren, dass unter realen Betriebsbedingungen der Einfluss einzelner Faktoren auf die Reinigungsleistung, vor allem auf die Dynamik der biochemischen Prozesse nur unzureichend zu ermitteln sind. Zudem waren die Versuchsrandbedingungen in den Praxisuntersuchungen häufig zu uneinheitlich, sodass eine Zuordnung einzelner Effekte zu bestimmten Einflussfaktoren schwierig war.

Für detaillierte Betrachtungen einzelner Zusammenhänge wurden daher ergänzende Untersuchungen zur weitergehenden Charakterisierung von Schwarzwasser und dessen biologischer Behandlung durchgeführt. Das Hauptaugenmerk wurde dabei auf die Ermittlung kinetischer und stöchiometrischer Kenngrößen des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels gelegt.

8 Vergleichende Untersuchungen zum Einfluss verschiedener Belastungszustände auf den aeroben Stoffwechsel heterotropher und autotropher Bakterien

Die vergleichenden Untersuchungen zum Einfluss verschiedener Belastungszustände auf den aeroben Reinigungsprozess von Schwarzwasser wurden an der SBR-Versuchsanlage durchgeführt. Die Versuchsanlage und Versuchsdurchführung ist in Kapitel 5 beschrieben. Als Substrat wurde mechanisch gereinigtes Schwarzwasser, welches im Betriebsgebäude der ZKA-KL anfällt, verwendet. Parallel zu den Messungen der Reinigungsleistung der Versuchsanlage wurden aerobe Standversuche zur Ermittlung der Stoffwechselaktivität der Bakterien, zur Ermittlung kinetischer und stöchiometrischer Parameter und zur Fraktionierung der organischen Schwarzwasserbestandteile durchgeführt.

Bei den in den nachfolgenden Diagrammen und Tabellen dargestellten Konzentrationen sind nur Werte nach Erreichen des Gleichgewichtszustandes der jeweiligen Versuchsphasen berücksichtigt. Diese umfassen i.d.R. die letzten 8 bis 12 Versuchswochen der beiden Untersuchungsphasen. Zur Darstellung der sich ergebenden Tendenzen wurden in die grafischen Auswertungen zusätzlich Regressionsgeraden für den jeweiligen Untersuchungszeitraum aufgenommen. Diese dienen der Veranschaulichung und sollen keinen funktionalen Zusammenhang zwischen den Messwerte wiedergeben.

8.1 Elimination organischer Verbindungen

8.1.1 Reinigungsleistung

Zunächst soll der Einfluss folgender Randbedingungen auf den Prozess der Kohlenstoffelimination näher betrachtet werden:

- Temperatur
- Zulaufkonzentration
- Schlammalter
- Schlammbelastung
- Leitfähigkeit

Während sich die Zulaufkonzentration aus der Abwasserzusammensetzung im Versuchsverlauf ergab und ebenso wie die Abwassertemperatur und Leitfähigkeit nicht beeinflusst werden konnte, ergab sich die Schlammbelastung in Abhängigkeit vom eingestellten Schlammalter. Die in den jeweiligen Versuchsphasen eingestellten Betriebsbedingungen sind in Tabelle 8.1 zusammengefasst.

Tabelle 8.1: Betriebskennwerte der SBR-Versuchsanlage bei den vergleichenden Untersuchungen verschiedener Belastungszustände

Untersuchungsphase	t_{TS} [d]	$TS_{R,min}$ [g/L]	$t_z / t_R / t_{aerob}$ [h]	$B_{TS,BSB}$ [g BSB ₅ /(g TS·d)]	$B_{R,BSB}$ [g BSB ₅ /(L·d)]
I	35-40	3,0-3,5	24 / 7,0 / 6,0	0,039	0,135
II	18-20	2,5-3,0		0,058	

Der Eliminationsgrad wurde durch Bezug der homogenisierten Zulaufprobe zur filtrierten Ablaufprobe (Trenngrenze: 0,45 µm) ermittelt. Diese Vorgehensweise wurde deshalb gewählt, da es sich bei den partikulären Anteilen im Ablauf der Versuchsanlage im Allgemeinen um abgetriebene Schlammflocken handelte, die durch die einfache Dekantiereinrichtung (fehlendes Schwimmschlammschild, Klarabzug an der Wasseroberfläche etc.) nicht zurückgehalten werden. Der Vergleich der homogenisierten Proben liefert damit eher einen Hinweis auf die Funktionsfähigkeit des Klarwasserabzugs als auf den Abbaugrad. Da der BSB₅ nicht filtriert analysiert wurde, erfolgt hier die Angabe der Konzentrationen in der homogenisierten Probe.

8.1.1.1 Einfluss der Temperatur

Die Stoffwechselaktivität der Bakterien unterliegt dem Einfluss der Temperatur. Im Allgemeinen steigt diese mit steigender Temperatur an. Die in der Literatur angegebenen Temperaturkoeffizienten charakterisieren einen Anstieg der Stoffwechsellätigkeit von 3 % bis 7 % je 1 °C Temperaturerhöhung (vgl. Kapitel 3.2). Wenn im betrachteten System die neben der Temperatur den Stoffumsatz beeinflussenden Faktoren, wie Sauerstoffgehalt, Substratangebot etc. nicht limitierend wirken, ist folglich mit steigender Temperatur mit einer Abnahme der Ablaufkonzentrationen zu rechnen.

Um den Einfluss der Temperatur auf den biologischen Reinigungsprozess von Schwarzwasser zu ermitteln, wurde die zum Zeitpunkt der Probenahme im SB-Reaktor vorherrschende Temperatur über die Ablaufkonzentration getrennt für beide Betrachtungszeiträume aufgetragen (Abbildung 8.1).

Wie der Abbildung entnommen werden kann, ist für die untersuchten Summenparameter tendenziell ein Rückgang der Ablaufkonzentrationen mit steigender Temperatur zu beobachten. Dies kann auf die gesteigerte Stoffwechsellätigkeit der Mikroorganismen zurückgeführt werden (Dockhorn 1999; Klopp 1992). Ein einheitlicher Zusammenhang bzw. nennenswerter Einfluss zwischen Temperatur, Ablaufkonzentration und Schlammalter kann indessen nicht abgeleitet werden. Dieser Sachverhalt wird u.a. von Niehoff (1986) beschrieben, der mit zunehmendem Schlammalter einen abnehmenden Temperatureinfluss auf den CSB-Abbau nachweist, der ab einem Schlammalter von 20 d nicht mehr feststellbar war.

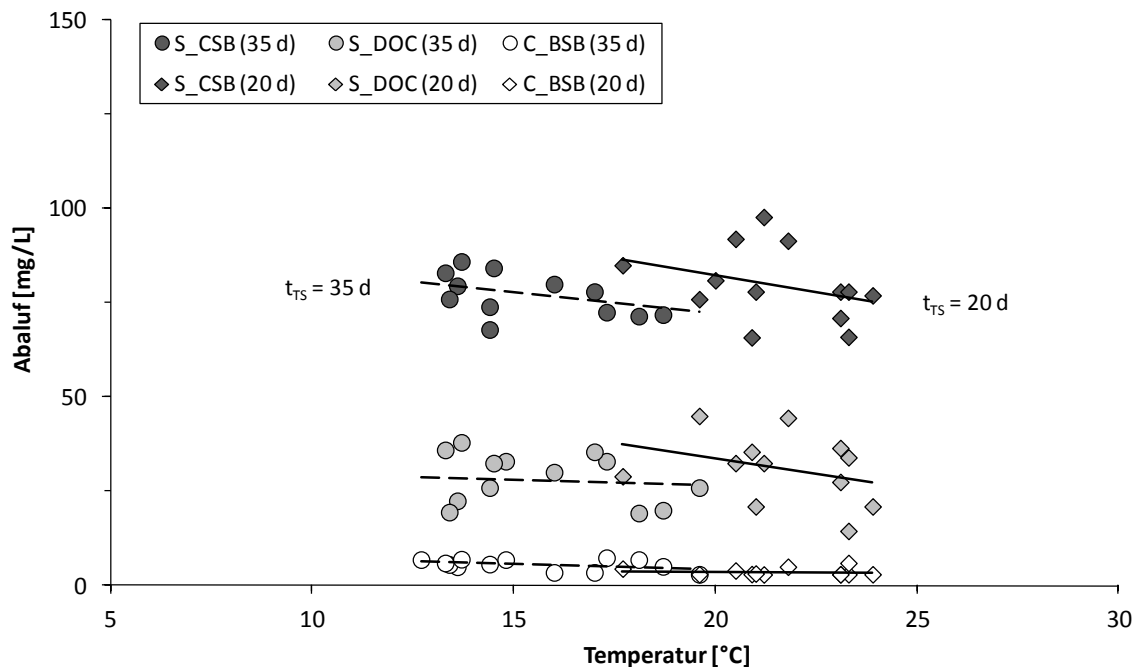


Abbildung 8.1: S_{CSB^-} , S_{DOC^-} und C_{BSB^-} -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Temperatur zum Zeitpunkt der Probenahme

Insgesamt fällt die größere Streuung der Messwerte bei dem geringeren Schlammalter auf. Trotz des höheren Temperaturniveaus ergaben sich gegenüber der Untersuchungsphase mit dem höheren Schlammalter tendenziell höhere S_{CSB^-} und S_{DOC^-} -Ablaufkonzentrationen. Eine mögliche Erklärung dieses Effektes stellt die Bildung refraktärer Substanzen dar. Werden bei Stoffwechselfvorgängen refraktäre Substanzen gebildet, führt die Steigerung der Stoffwechselaktivität gleichzeitig zu einer Erhöhung dieser Substanzen im gereinigten Abwasser. Ist zudem ein Großteil an langsam bzw. schwer abbaubaren Substanzen im Abwasser enthalten oder die Biozönose ist nicht in der Lage die schwer abbaubaren Substanzen zu verwerten, kann der bei hohen Temperaturen gebildete inerte CSB den bei niedrigen Temperaturen gemessenen überschreiten (Gerhardy 2000).

8.1.1.2 Einfluss der Zulaufkonzentration

Abwasser beinhaltet immer Anteile an organischen Verbindungen, die der biologischen Behandlung nicht zugänglich sind. Als Grenzkonzentration wird in der Modellvorstellung des ASM 1 der gelöst inerte CSB (S_i) definiert, welcher die biologische Behandlungsstufe unverändert durchläuft. Verschiedene Autoren setzten dabei den im Ablauf biologischer Behandlungsstufen enthaltenen S_i mit dem im Zulauf gleich (Henze et al. 1987; Kappeler und Gujer 1992; Oles 1991). Henze (1992) geht zudem wird von einer nahezu konstanten Abwasserzusammensetzung hinsichtlich der CSB-Fractionen aus. Demnach sollte ein Zusammenhang zwischen der CSB-Konzentration im Zulauf und der CSB-Konzentration im Ablauf bestehen (Dockhorn 1999).

Werden die Zulaufkonzentrationen der homogenisierten Probe über die S_{CSB} -, S_{DOC} - und C_{BSB} -Ablaufkonzentrationen aufgetragen (Abbildung 8.2), können tendenziell steigende Ablaufkonzentrationen festgestellt werden. Die differenzierte Betrachtung der Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit vom Schlammalter (respektive Schlammbelastung) zeigt, dass die S_{CSB} und S_{DOC} -Gehalte im Ablauf direkt vom Schlammalter abhängig sind.

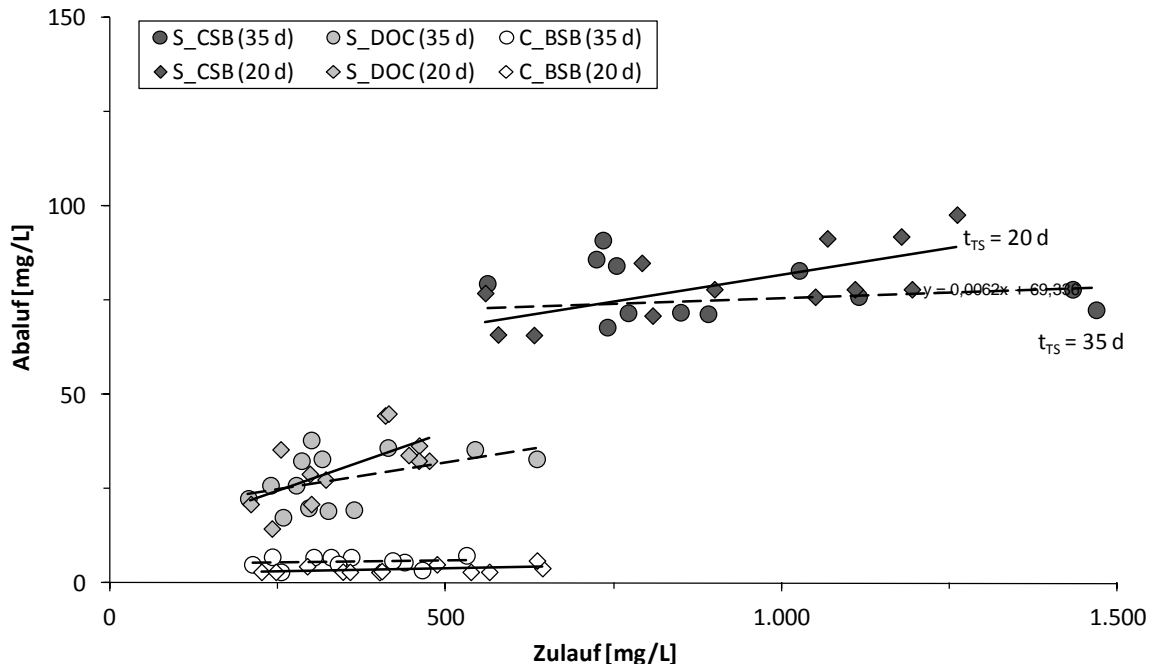


Abbildung 8.2: S_{CSB} -, S_{DOC} - und C_{BSB} -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration der homogenisierten Probe

Die Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungen von Dockhorn (1999), der bei der Behandlung von kommunalem Abwasser einen Anstieg der S_{CSB} -Konzentration im Ablauf einer SBR-Versuchsanlage bei steigender Zulaufkonzentration und sinkendem Schlammalter ermittelte.

Der beobachtete Einfluss kann auf der Ursache beruhen, dass bei dem kürzeren Schlammalter Mikroorganismen in der Schlammbiozönose fehlen, die zur Elimination der schwerer abbaubaren Substanzen befähigt sind (Dockhorn 1999). Ggf. spielt aber auch die Bildung refraktärer organischer Substanzen unter den Betriebsbedingungen der zweiten Untersuchungsphase, in der insgesamt ein höheres Temperaturniveau vorherrschte, eine wichtige Rolle (s.o.).

Dagegen erfolgte der BSB_5 -Abbau in beiden Untersuchungsphasen so weitgehend, dass kein Zusammenhang zwischen Zu- und Ablauf erkennbar ist.

8.1.1.3 Einfluss der Schlammbelastung

In Abbildung 8.3 und Abbildung 8.4 ist der Einfluss der Schlammbelastung auf die Ablaufkonzentration der Parameter S_{CSB} , S_{DOC} und C_{BSB} dargestellt.

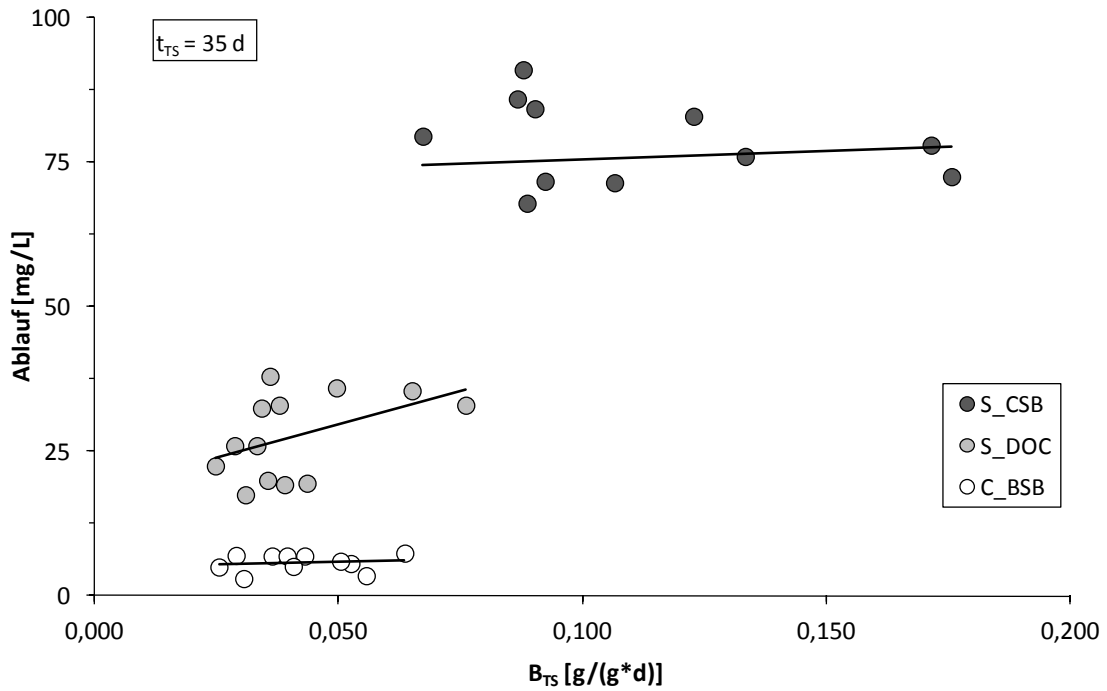


Abbildung 8.3: S_{CSB} , S_{DOC} und C_{BSB} -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Schlammbelastung bei einem Schlammalter von 35 d

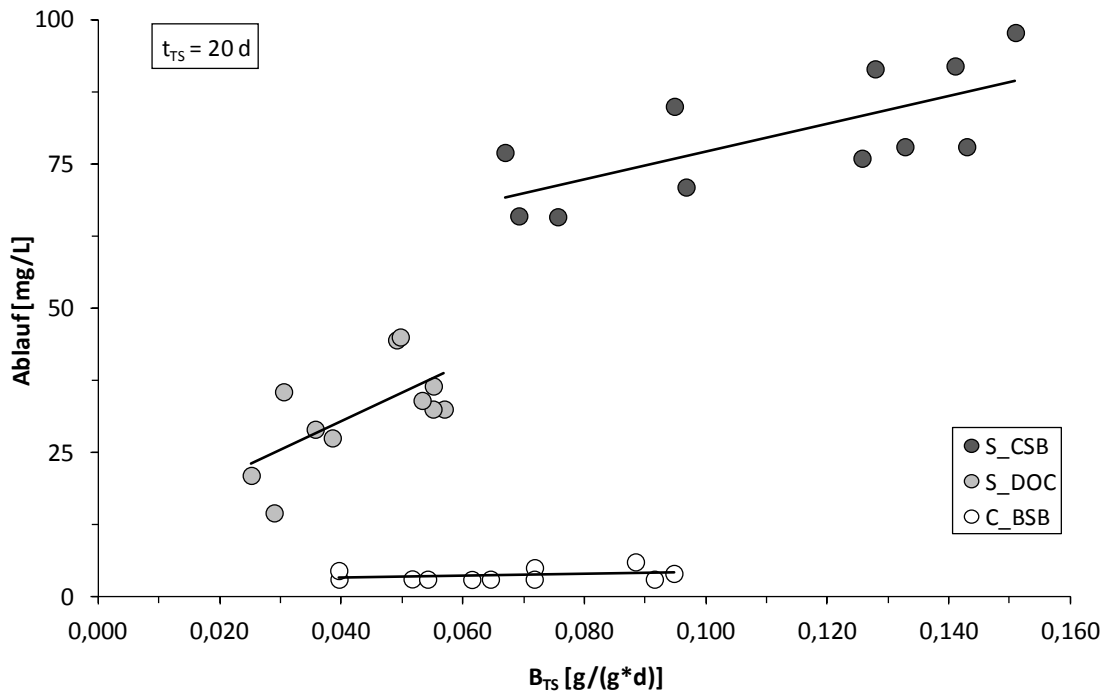


Abbildung 8.4: S_{CSB} , S_{DOC} und C_{BSB} -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Schlammbelastung bei einem Schlammalter von 20 d

Die grafischen Darstellungen verdeutlichen, dass die Bandbreite der gemessenen S_{CSB} -Ablaufkonzentrationen für beide untersuchten Schlammalter in etwa gleich war. Allerdings ist beim „jüngeren“ Schlamm mit steigender Schlammbelastung ein deutlicher Anstieg der S_{CSB} -Konzentrationen im Ablauf der Versuchsanlage erkennbar. Bei dem Schlammalter von 35 d waren die S_{CSB} -Ablaufkonzentrationen dagegen weitgehend unabhängig von der Schlammbelastung, was durch die nahezu horizontale Ausgleichsgerade dokumentiert wird.

Die Untersuchungen von Dockhorn (1999) weisen mit einem Anstieg des Gehaltes an S_{CSB} im Ablauf der SBR-Versuchsanlage bei zunehmender Schlammbelastung gleiche Tendenzen auf. Gerhardy (2000) wies in ihren Untersuchungen nach, dass Schlammbelastungen, an die die Biozönose nicht adaptiert war, zu veränderten Rest-CSB Gehalten führten. Geringere ebenso wie höhere Schlammbelastungen führten dabei zu erhöhten Ablaufkonzentrationen, wobei die Auswirkung einer Erhöhung der Schlammbelastung weitaus ausgeprägter waren (Gerhardy 2000).

Zur weiteren Untersuchung des Einflusses der Schlammbelastung auf die Elimination organischer Schwarzwasserinhaltsstoffe wurden zusätzlich die Sauerstoffverbrauchsraten getrennt für die beiden Schlammalter ausgewertet und mit der CSB-Schlammbelastung (F/M-Verhältnis) in den jeweiligen Standversuchen korreliert (Abbildung 8.5). Um die Ergebnisse miteinander vergleichen zu können, erfolgt der Bezug der Sauerstoffverbrauchsraten auf den Gehalt an organischer Trockensubstanz (oTS).

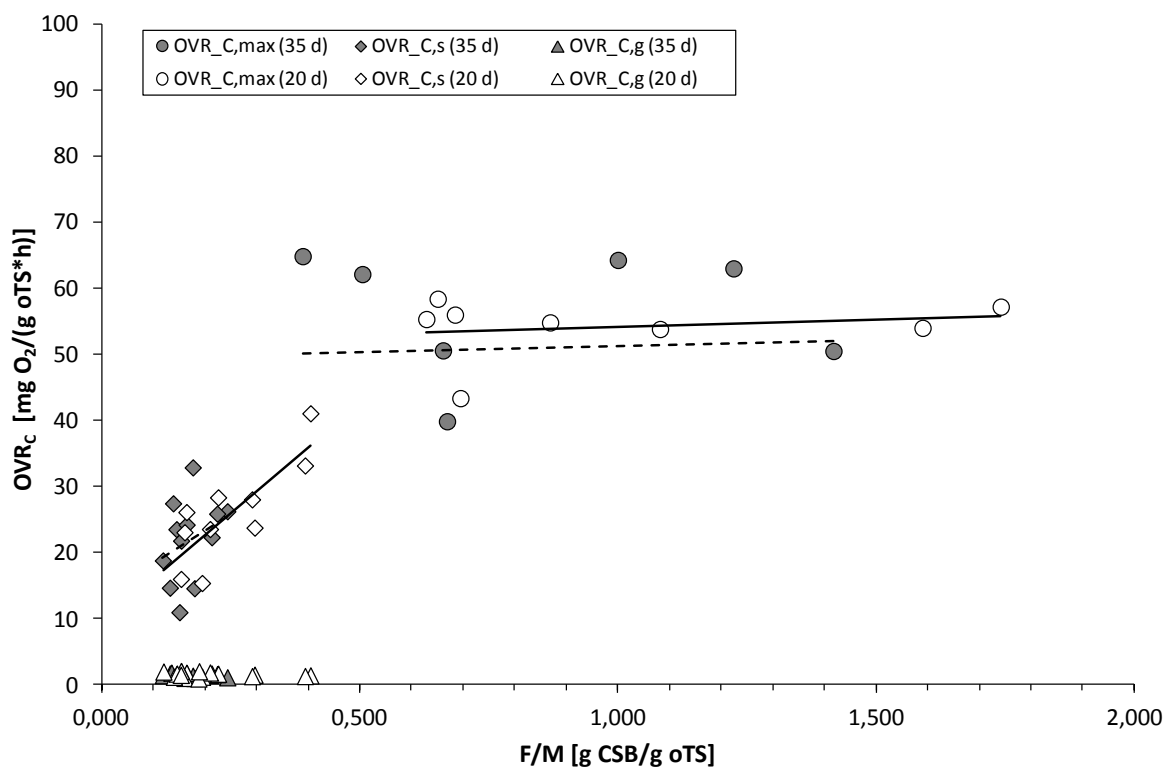


Abbildung 8.5: Abhängigkeit der Stoffwechselaktivität der heterotrophen Biomasse von der CSB-Schlammbelastung (hier F/M-Verhältnis) und vom Schlammalter

Wie anhand Abbildung 8.5 erkennbar ist, war mit steigender Schlammbelastung eine Zunahme der Atmungsaktivität der heterotrophen Bakterien unter Betriebsbedingungen ($OVR_{C,s}$) festzustellen. Die Steigung der Regressionsgeraden ist für beide Belastungszustände annähernd gleich, was eine relative Unabhängigkeit der Stoffwechselaktivität vom Schlammalter bzw. der Schlammbelastung dokumentiert. Die höheren Temperaturen der Untersuchungsphase II ($t_{TS} = 20$ d) scheinen dabei keinen Einfluss auf die Stoffwechselaktivität der heterotrophen Bakterien zu haben.

Die Maximalatmung ($OVR_{C,max}$) ist gegenüber der Betriebsatmung bis zu sechs Mal höher. Die maximal erreichbare Stoffwechseltätigkeit des „jüngeren“ Schlammes ist allerdings nur geringfügig höher als die des „älteren“ Schlammes. Eine zunehmende Belastung führt unabhängig vom Schlammalter zu keiner bedeutsamen Steigerung der Atmungsaktivität und damit des Stoffumsatzes der heterotrophen Mikroorganismen. Dies bedeutet, dass die Organismen, unabhängig vom Schlammalter das erhöhte Nahrungsangebot, welches ihnen unter Maximallast angeboten wird, gleich ausnutzen können. Demzufolge besitzen die Mikroorganismen beider Schlämme die gleiche Fähigkeit Belastungsstöße durch Steigerung ihrer Leistungsfähigkeit abzufangen.

8.1.1.4 Einfluss der Leitfähigkeit

Um den Einfluss des Salzgehaltes auf die Reinigungsleistung zu untersuchen, wurde die Leitfähigkeit der Zulaufprobe über die S_{CSB} -, S_{DOC} - und C_{BSB} -Ablaufkonzentrationen aufgetragen (Abbildung 8.6).

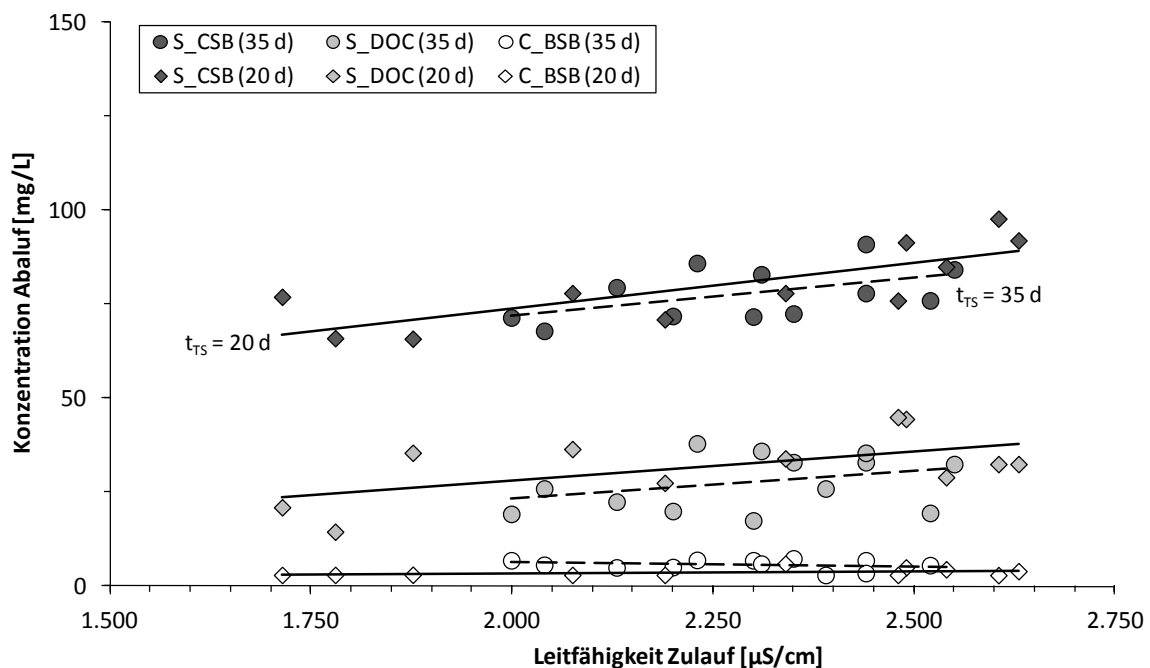


Abbildung 8.6: Abhängigkeit der Ablaufqualität von der Leitfähigkeit des Zulaufs

Wie ersichtlich sind mit zunehmender Ausgangskonzentration an Ionen tendenziell höhere S_{CSB} - und S_{DOC} -Ablaufkonzentrationen zu konstatieren. Die gewachsene Biozönose war an höhere Ionen-Konzentration von im Median LF = 2.310 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($t_{\text{TS}} = 35$ d) bzw. 2.410 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($t_{\text{TS}} = 20$ d) adaptiert. Die enorm schwankenden Salzgehalte, insbesondere der Versuchsphase II, wirkten sich dennoch negativ auf die erreichbare Ablaufkonzentrationen aus. Überschlägig ergeben sich rd. ein Drittel höhere Ablaufkonzentrationen S_{CSB} -Konzentration beim Vergleich der niedrigsten und höchsten Salzgehalte.

Die Ergebnisse korrespondieren mit Erfahrungswerten aus der Literatur (Cui et al. 2006; Panswad und Anan 1999), wenngleich die Salzgehalte im untersuchten Schwarzwasser deutlich unter denen liegen, die die genannten Forschergruppen untersuchten.

Es lässt sich damit eine geringfügige Abhängigkeit vom Schlammalter ableiten.

8.1.2 CSB-Fraktionierung

Bevor auf die Ergebnisse der CSB-Fraktionierung von mechanisch gereinigtem Schwarzwasser eingegangen wird, soll zunächst die Interpretation der experimentell gewonnenen Daten anhand repräsentativer Kurvenverläufe erläutert werden.

8.1.2.1 Experimentelle Bestimmung der CSB-Fractionen S_s und X_s

Abbildung 8.7 zeigt die Messergebnisse einer Respirationsmessung, die bei einem Schlammalter von $t_{\text{TS}} = 35$ d durchgeführt wurde. Das Verhältnis von zugeführtem Substrat zu organischer Trockensubstanz lag im abgebildeten Ansatz bei $F/M = 1,030$ g CSB/ g oTS. Der dargestellte Kurvenverlauf ergab sich in der Mehrzahl der Messungen und kann als charakteristisch angesehen werden.

Der Verlauf der Atmungsraten zeigt nach Substratzugabe über einen Zeitraum von nahezu zwei Stunde ein konstantes Atmungsniveau. Anschließend fällt die Atmungsgeschwindigkeit schlagartig auf ein niedrigeres Plateau ab. Nach einer Versuchsdauer von etwa sechs Stunden stellen sich Respirationsraten ein, die sich im weiteren Verlauf linear der endogenen Atmung nähern und diese rd. 20 Stunden nach Substratzugabe wieder erreicht.

Es zeigt sich, bei den in den Versuchsansätzen jeweils gewählten F/M -Verhältnissen, eine sehr gute Übereinstimmung mit der Modellvorstellung von Dold et al. (1980) bzw. Henze et al. (1987). Es konnten zwei Bereiche der Atmungsaktivität mit konstanten Atmungsraten (Reaktion 0. Ordnung) identifiziert werden. Das erste Plateau kennzeichnet den maximalen Stoffumsatz der im Überschuss vorhandenen leicht abbaubaren organischen Substanzen (S_s). Der scharfe Abfall der Atmungsrate ist gleichbedeutend mit der vollständigen Elimination von S_s im untersuchten Schwarzwasser. Die anschließende tieferliegende Atmungsrate repräsentiert den maximalen Sauerstoffverbrauch von langsam abbaubarem Substrat (X_s), in

der die Hydrolyse die Stoffwechselgeschwindigkeit bestimmt. Der lineare Rückgang der Atmungsgeschwindigkeit bis zur endogenen Atmung (Reaktion 1. Ordnung) kennzeichnet den Zeitraum, der unter den Versuchsrandbedingungen zur vollständigen Elimination der abbaubaren organischen Substanzen erforderlich ist.

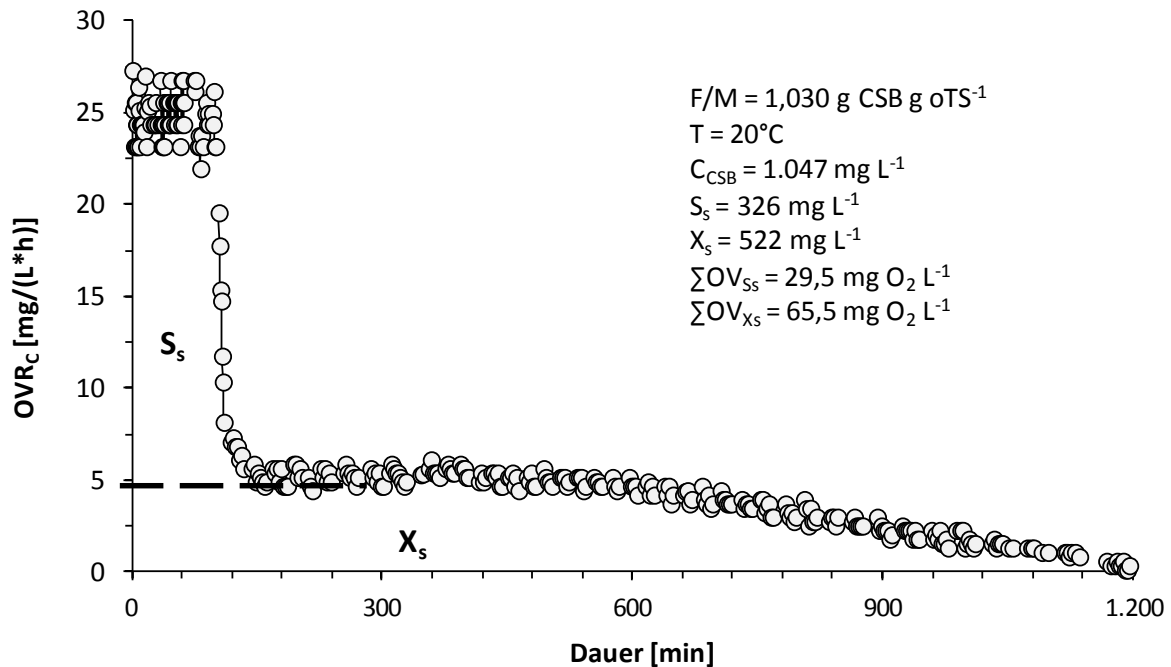


Abbildung 8.7: Messergebnisse eines aeroben Standversuches zur Bestimmung der abbaubaren CSB-Fractionen in Schwarzwasser bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d und einem F/M-Verhältnis von 1,030 g CSB/g oTS

Die in Abbildung 8.7 als S_s gekennzeichnete Fläche repräsentiert den Sauerstoffverbrauch infolge des Abbaus der leicht abbaubaren organischen Substanzen. Die mit X_s gekennzeichnete Fläche stellt den Sauerstoffverbrauch, der mit der Veratmung der langsam abbaubaren Substanzen gekoppelt ist dar. Der Endwert für die S_s -Atmung wurde aus der Geraden des zweiten Plateaus entwickelt, indem diese verlängert wurde.

8.1.2.2 Experimentelle Bestimmung der Fraktion der aktiven Biomassen X_B

Die Betriebsweise der Versuchsanlage nach dem SBR-Verfahren mit Vorlagebehälter legt die Vermutung nahe, dass im letzteren, trotz der sehr kurzen Fließzeiten des Schwarzwassers (ca. eine Minute) Mikroorganismen wachsen können. Zur Überprüfung dieser Hypothese wurde der in Kapitel 5.2.2.2 beschriebene aerobe Standversuch durchgeführt.

Abbildung 8.8 zeigt links ein typisches Beispiel des Atmungsverlaufes zweier paralleler Ansätze, die ausschließlich mit Schwarzwasser gefahren wurden. Um zu prüfen, ob autotrophe Biomasse im Schwarzwasser enthalten ist, wurde dem einen Ansatz ATH zugegeben. In Abbildung 8.8 (rechts) ist die grafische Auswertung der Versuchsergebnisse des Ansatzes mit ATH dargestellt.

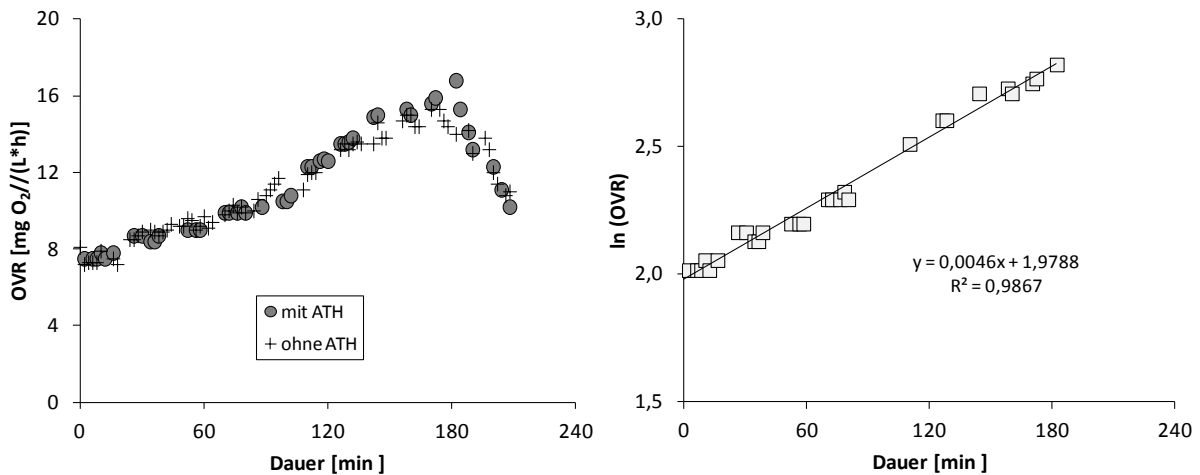


Abbildung 8.8: Messergebnisse zweier paralleler aerober Standversuche zur Bestimmung der aktiven Biomasse X_{BH} im mechanisch gereinigten Schwarzwasser (links), Linearisierung der exponentiellen Phase des Ansatzes mit ATH (rechts)

Die Atmungsraten beider Ansätze zeigen über lange Phasen einen nahezu identischen Kurvenverlauf. Erst nach einer Versuchsdauer von etwa drei Stunden weichen die Atmungsraten geringfügig voneinander ab. Gegen Ende des Versuchs stimmen die Kurvenverläufe wieder überein. Dies lässt den Schluss zu, dass keine autotrophen Organismen im mechanisch gereinigten Schwarzwasser enthalten waren, d.h. die Konzentration $X_{BA} = 0$ mg/L beträgt.

Es lassen sich zwei Phasen mit unterschiedlicher Steigung des Kurvenverlaufs erkennen (Abbildung 8.8, links). In der ersten Phase steigt die Sauerstoffzehrungsrate nahezu exponentiell an. Diese Phase erstreckt sich über einen Zeitraum von etwa drei Stunden und lässt sich durch erhöhtes Wachstum der heterotrophen Organismen erklären, die das zur Verfügung stehende leicht abbaubare organische Substrat verstoffwechseln. Danach kommt es zu einem steilen Abfall der Atmungsrates, der die vollständige Elimination der leicht abbaubaren organischen Substanzen kennzeichnet. Infolgedessen wird das Wachstum der Heterotrophen limitiert und die Sauerstoffzehrung geht rapide zurück.

Der Verlauf der Atmungsrates beschreibt über einen Zeitraum von nahezu drei Stunden die charakteristische Wachstumskurve einer statischen Kultur in der exponentiellen Wachstumsphase (vgl. Kapitel 3.1.2). In der logarithmischen Darstellung der Abbildung 8.8 (rechts), ergibt sich daraus ein linearer Zusammenhang zwischen der Sauerstoffzehrung und der Wachstumsrate der heterotrophen Mikroorganismen, deren Steigung der Teilungsrates μ der heterotrophen Bakterien entspricht. Diese wird zur Berechnung der Ausgangskonzentration an heterotrophen Bakterien herangezogen. Ein Gleichgewichtszustand mit gleichbleibender Populationsdichte wird aufgrund des vorher limitierten Substratangebotes nicht erreicht.

8.1.2.3 Ergebnisse der CSB-Fraktionierung

In Tabelle 8.2 ist die statistische Auswertung der experimentell ermittelten CSB-Fractionen in Prozent vom Ausgangs-CSB sowie absolut in mg/L, getrennt für die beiden untersuchten Schlammalter angegeben.

Tabelle 8.2: Statistische Auswertung der experimentell ermittelten CSB-Fractionen in mechanisch gereinigtem Schwarzwasser in Abhängigkeit vom Schlammalter des Belebtschlammes

	Einheit	S_i		S_s		X_s		X_{BH} -
		$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$	$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$	$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$	
Minimalwert	[%]	4,4	5,5	19,3	18,0	33,2	22,9	1,8
	[mg/L]	43,2	59,3	107	141	256	129	23,5
Maximalwert	[%]	12,7	12,4	35,1	35,6	69,9	45,4	5,8
	[mg/L]	79,2	88,0	253	291	529	372	57,7
Medianwert	[%]	8,1	7,7	26,6	29,7	50,9	32,9	2,3
	[mg/L]	68,4	69,8	198	182	415	192	20,8
15 %- Perzentile	[%]	5,9	6,4	21,7	23,0	42,9	26,1	1,8
	[mg/L]	60,0	62,9	152	161	229	156	17,7
85 %- Perzentile	[%]	10,8	9,8	32,2	34,5	60,7	39,2	4,5
	[mg/L]	78,3	80,9	236	232	525	283	42,3
Anzahl	[-]	5		5		5		5

Der Anteil der CSB verursachenden heterotrophen Biomasse in Schwarzwasser beträgt im Median 1,8 % am Gesamt CSB. Der Erfahrungswert für kommunales Abwasser von 15 % (Bornemann et al. 1998) wird deutlich unterschritten. Anhand der ermittelten Spannweite, die von 1,8 % bis 5,8 % reicht, ist zu erkennen, dass erhebliche Schwankungen auftreten können. Es ergeben sich folglich CSB-Gehalte aus der aktiven Biomasse im Schwarzwasser der Versuchsanlage, die bei der Fraktionierung nicht vernachlässigt werden können.

Unabhängig vom Schlammalter wurden im mechanisch gereinigten Schwarzwasser vergleichbare Gehalte an gelöst inertem CSB (S_i) von im Median 8,1 % ($t_{TS} = 35 \text{ d}$) bzw. 7,7 % ($t_{TS} = 20 \text{ d}$) ermittelt. Die Schwankungsbreite der gemessenen S_i -Gehalte liegt für beide Schlammalter in der gleichen Größenordnung. Minimal wurden jeweils S_i -Gehalte von rd. 5 % am Gesamt-CSB bestimmt. Maximal ergaben sich jeweils etwa 13 %.

Bei dem Schlammalter von 35 d ist der Großteil der organischen Verbindungen (rd. 78 %) den abbaubaren Fraktionen ($S_s + X_s$) zuzuordnen. Die Fraktion der nicht abbaubaren Fest-

stoffe X_i beträgt rechnerisch rd. 12 %, sodass in Summe etwa 20 % der organischen Substanzen als biologisch nicht abbaubar ($S_i + X_i$) einzustufen sind.

Bei einem S_5 -Anteil von etwa 30 %, entfallen bei dem Schlammalter von 20 d nur noch rd. 33 % der organischen Substanzen auf die langsam abbaubare CSB-Fraktion X_5 . Rechnerisch verdoppelt sich damit die Fraktion der nicht abbaubaren Feststoffe X_i und nimmt etwa 27 % am Gesamt-CSB ein.

Bei Betrachtung der Extrem- bzw. Perzentilwerte fällt die geringe Bandbreite der erhobenen Daten auf. Dieser Sachverhalt deutet auf relativ stabile Fraktionierungsverhältnisse hin. Es kann folglich von einer typischen Verteilung der CSB-Fraktionen des untersuchten Schwarzwassers ausgegangen werden.

Es zeigt sich ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Schlammalter und dem Gehalt an langsam abbaubarem organischen Substanzen (X_5). Bei dem Schlammalter von 35 d wurde, bezogen auf den Medianwert aller Messungen, ein um den Faktor 1,5 höherer X_5 -Anteil als bei dem Schlammalter von 20 d ermittelt. Mit steigendem Schlammalter kann folglich ein größerer Anteil der organischen Schwarzwasserinhaltsstoffe biochemisch durch Bakterien verwertet werden. Als Konsequenz nimmt die biologische Abbaubarkeit von Schwarzwasser mit höherem Schlammalter des belebten Schlammes zu.

Der Anteil der schnell abbaubaren CSB-Fraktion S_5 in Schwarzwasser ist dagegen unabhängig vom untersuchten Schlammalter des belebten Schlammes und weist Gehalte in einer vergleichbaren Größenordnung von im Median rd. 27 % bzw. 30 % vom Ausgang-CSB auf. Analog zum S_i zeigen die experimentell bestimmten S_5 -Gehalte für beide Schlammalter eine nahezu gleiche Bandbreite der Messwerte auf, die bezogen auf den Gesamt-CSB zwischen 18 % und 36 % liegt.

8.1.3 Kinetische und stöchiometrische Kenngrößen des heterotrophen Stoffwechsels

8.1.3.1 Absterberate und Fraktion der aktiven Biomasse im Belebtschlamm

Mittels Langzeit-Stabilisierungsversuchen wurde die Netto-Absterberate $b_{H,Netto}$ der heterotrophen Biomasse ermittelt (Kapitel 5.2.2.2). Je untersuchtem Schlammalter wurden zwei Versuche durchgeführt. Abbildung 8.9 zeigt den Verlauf der Atmungsraten über die Versuchszeit für jeweils einen Versuch pro Schlammalter. Die Ergebnisse der Versuche sind in Tabelle 8.3 zusammengefasst.

Aus der grafischen Aufbereitung der Messergebnisse ist erkennbar, dass beide Ansätze qualitativ den gleichen Verlauf der Atmungsraten über die Versuchsdauer zeigen, die in der logarithmischen Darstellung der Abbildung 8.9 eine Gerade ergeben. Da der Versuch bei dem

Schlammalter von 20 d mit einer höheren Ausgangskonzentration an Belebtschlamm angesetzt wurde, ergeben sich höhere Atmungsraten.

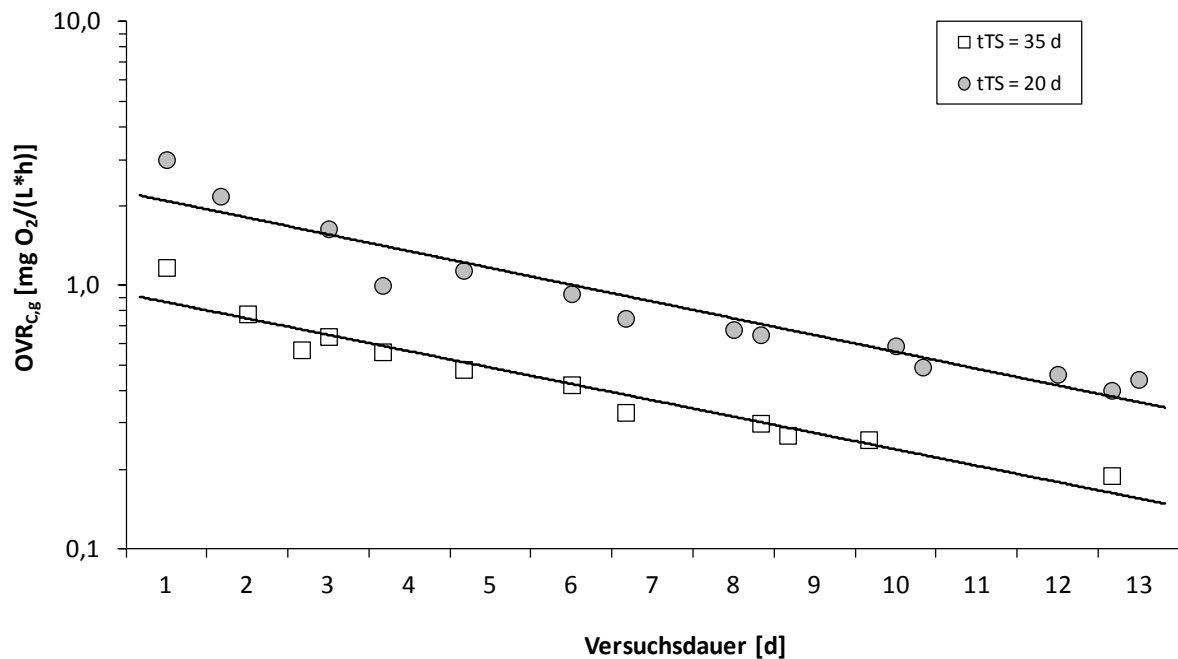


Abbildung 8.9: Ergebnisse zweier Stabilisierungsversuche zur Bestimmung der Absterberate $b_{H,Netto}$ bei einer Versuchstemperatur von 20 °C

Wie erläutert, findet beim Bakterienzerfall ein Umwandlungskreislauf statt, indem abgestorbene Biomasse als Substrat zur Neubildung dergleichen dient. Dabei wird ein Teil der abgestorbenen Biomasse in neue Biomasse überführt. D.h., dass die im Versuch ermittelte Netto-Absterberate um den Anteil der neu gebildeten Biomasse korrigiert werden muss.

Tabelle 8.3: Absterberaten b_H und Fraktion der aktiven Biomasse im Belebtschlamm $X_{BH,R}$ in Abhängigkeit vom Schlammalter bei 20 °C (n = 2)

Parameter		Einheit	Schlammalter	
			$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$
$X_{BH,R}$	Median	[% oTS]	41,5	43,5
	Min-Max		39,9 - 43,1	36,6 - 50,4
$b_{H,20}$	Median	[d ⁻¹]	0,460	0,401
	Min-Max		0,449 - 0,470	0,389 - 0,413

Zudem ist der Anteil der abgestorbenen Biomasse, die von den Mikroorganismen nicht als Substrat verwendet werden kann (X_p) zu berücksichtigen. Bornemann et al. (1998) und Henze et al. (1987) gehen davon aus, dass etwa 90 % bis 93 % der abgestorbenen Biomasse als

Substrat für die Neubildung heterotropher Mikroorganismen dient, umgekehrt also 7 % bis 10 % der abgestorbenen Biomasse partikulär, inerte Zerfallsprodukte bilden. Als Standardwert setzen die Autoren 8 % an. Sollfrank (1988) ermittelte im Rahmen seiner Arbeit einen Anteil der Biomasse, die nach dem Absterben als partikuläre, inerte Masse übrig bleibt von 20 %. Londong und Wachtl (1995) berechneten im Rahmen ihrer Parameterstudie einen Wert von 10,3 %.

Mit einem Korrekturwert von $f_p = 0,08$ (Bornemann et al. 1998; Henze et al. 1987) und dem experimentell bestimmten heterotrophen Ertragskoeffizienten von $Y_{H,20} = 0,730 \text{ g CSB}_{\text{Biomasse}}$ je $\text{g CSB}_{\text{abgebaut}}$ (s.u.), liefern die Messergebnisse für das Schlammalter von 20 d im Median eine Absterberate von $b_{H,20} = 0,401 \text{ d}^{-1}$. Der ermittelte Wert entspricht dem von Bornemann et al. (1998) angegebenen Standardwert für $b_{H,20}$. Ebenso ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung mit den experimentell bestimmten Werten von Londong und Wachtl (1995) sowie Kappeler und Gujer (1992), wo Absterberaten von $b_H = 0,39 \text{ d}^{-1}$ bzw. $b_H = 0,40 \text{ d}^{-1}$ angeführt werden. Gegenüber den Werten von Marais und Ekama (1976), Sollfrank (1988) sowie Sollfrank und Gujer (1991), liegen die im Rahmen dieser Arbeit bestimmten Werte für $b_{H,20}$ etwa doppelt so hoch (vgl. Tabelle 3.3).

Die Variation von f_p zwischen 0,07 und 0,20 und dessen Einfluss auf $b_{H,20}$ ist in Abbildung 8.10 dargestellt.

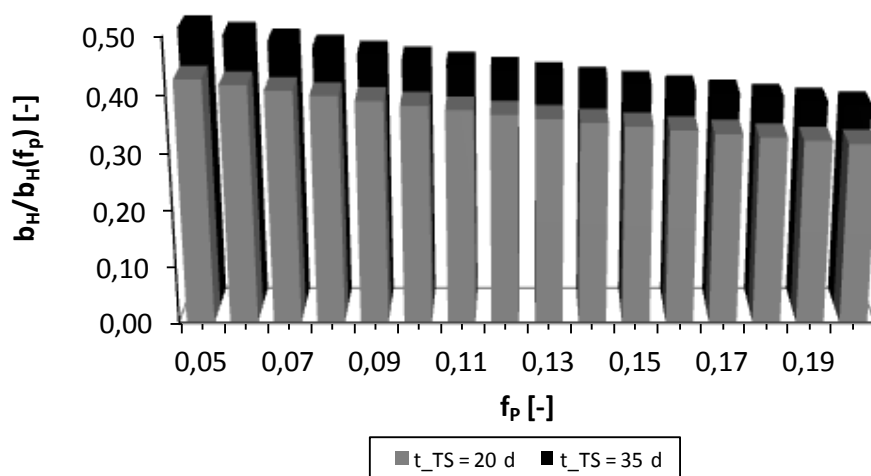


Abbildung 8.10: Einfluss des Anteils der inerten Zerfallsprodukte f_p auf die Absterberate $b_{H,20}$ (rechnerisch)

Je größer f_p gewählt wird, umso kleiner wird der Anteil der abgestorbenen Biomasse, die von der aktiven Biomasse als Substrat verwendet werden kann. Als Folge sinkt die Absterberate (vgl. Gleichung 5.15, S. 94). Wird beispielsweise f_p nach Sollfrank (1988) mit 0,2 angesetzt, ergibt sich für das Schlammalter von 20 Tagen im Median beider Versuche eine Absterberate von nur noch $b_{H,20} = 0,317 \text{ d}^{-1}$. Dies kommt einer Reduktion von etwa 20 % gegenüber dem Ansatz mit dem Standardwert von 0,08 gleich.

Bei dem Schlammalter von 35 d werden höhere Absterberaten bestimmt, die bei einem Ansatz von $f_p = 0,08$ mit $b_{H,20} = 0,460 \text{ d}^{-1}$ im Median etwa 15 % über dem des „jüngeren“ Schlammes liegt. Zwischen Absterberate und Schlammalter besteht demnach eine positive Korrelation, was durch zunehmenden Substratmangel mit steigendem Schlammalter erklärt werden kann.

Die Ergebnisse stehen im Widerspruch zu der von Marais und Ekama (1976) publizierten Hypothese, die eine Unabhängigkeit der Absterberate vom Schlammalter postulierten. Ebenso ergibt sich ein Widerspruch zu den Untersuchungen von Liebeskind (1999), die mit steigendem Schlammalter geringere Absterberaten feststellte. Kappeler und Gujer (1992) gehen dagegen bei ihren Untersuchungen von einem Anstieg der Absterberate mit steigendem Schlammalter aus.

Zusammen mit den Messungen der Absterberate wurde der Anteil der aktiven Biomasse im Belebtschlamm $X_{BH,R}$ ermittelt. Die Fraktion der aktiven Biomasse im untersuchten Schwarzwasser-Belebtschlamm lag für das Schlammalter von $t_{TS} = 35 \text{ d}$ bei 39,9 % und 43,1 %. Bei dem niedrigeren Schlammalter ergaben sich $X_{BH,R}$ -Gehalte von 36,6 % bzw. 50,4 %. Im Median kann somit aus den Langzeit-Stabilisierungsversuchen ein Anteil der aktiven Biomasse im Belebtschlamm von 41,5 % oTS ($t_{TS} = 35 \text{ d}$) bzw. 43,5 % oTS ($t_{TS} = 20 \text{ d}$) abgeleitet werden.

Die Werte der eigenen Arbeit liegen in der Größenordnung, die Nelson und Lawrence (1980) für Belebtschlamm mit einem Schlammalter von $t_{TS} > 10 \text{ d}$ angeben. Oles (1991) ermittelte dagegen einen deutlich geringeren Anteil der aktiven Belebtschlammfraktion, die zwischen 30 % oTS und 34 % oTS bei einem Schlammalter von 18 d bis 25 d lag. Liebeskind (1999) berechnet im Rahmen ihrer Arbeit für ein Schlammalter von 24 d einen Anteil an aktiver Biomasse im Belebtschlamm zwischen 50 % oTS und 60 % oTS. Insgesamt liegen folglich die Werte der eigenen Untersuchungen im Bereich der zitierten Literatur.

Eine Abhängigkeit des Gehaltes der aktiven Biomassenkonzentration vom Schlammalter, wie sie experimentell von Nelson und Lawrence (1980) und anhand von Simulationsrechnung durch Liebeskind (1999) festgestellt wurde, kann aus den eigenen Ergebnissen nicht zwingend abgeleitet werden. Die erstgenannten Autoren ermittelten einen exponentiellen Rückgang von $X_{BH,R}$ mit steigendem Schlammalter, welche sich bereits bei Schlammaltern größer 5 d asymptotisch einem Minimum näherte. Die Bilanzierung der CSB-, TS- und oTS-Gehalte der Modellierung der Belebtschlammfraktionen von Liebeskind (1999) zeigt dagegen einen eher linearen Rückgang von $X_{BH,R}$. Schlammalter größer 24 d wurden von Liebeskind (1999) nicht betrachtet, sodass keine Tendenz für höhere Schlammalter abgeleitet werden kann. Die Schlammalter der eigenen Untersuchungen waren offensichtlich so hoch, sodass diese keine signifikante Änderung in der Größe der aktiven Biomassenkonzentration hervorriefen.

8.1.3.2 Wachstums-, Hydrolyserate und Ertragskoeffizient

Die maximale Wachstums- und Hydrolyserate sowie der heterotrophe Ertragskoeffizient wurden anhand der Messergebnisse der Respirationsmessungen, wie sie beispielhaft in Abbildung 8.7 dargestellt ist, mittels der in Kapitel 5.3.4.1 dargelegten Berechnungsmethoden bestimmt. Hierzu wurden die gleichen Messungen, die auch zur Bestimmung der Fraktionen des S_s und X_s verwendet wurden, ausgewertet.

In Tabelle 8.4 sind die experimentell ermittelten Parameter $\mu_{H,max}$, k_h und Y_H für die Versuchstemperatur von 20 °C wiedergegeben. Es handelt sich um die Median-, Minimal- und Maximalwerte aller in die Auswertung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter einbezogenen Messungen ($n = 5$). Zusätzlich sind die hieraus berechneten spezifischen Umsatzraten $v_{H,max}$ bzw. v_h angegeben.

Tabelle 8.4: Ergebnisse der experimentell ermittelten kinetischen und stöchiometrischen Parameter $\mu_{H,max}$, $v_{H,max}$, k_h und Y_H des heterotrophen Stoffwechsels in mechanisch gereinigtem Schwarzwasser in Abhängigkeit vom Schlammalter bei 20 °C

Parameter		Einheit	Schlammalter	
			$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$
$\mu_{H,max,20}$	Median	$[d^{-1}]$	5,03	4,58
	Min-Max		4,23 - 6,63	3,07 – 5,40
$k_{h,20}$	Median	$[d^{-1}]$	1,67	1,44
	Min-Max		1,43 – 2,26	1,13 – 1,88
$v_{H,max,20}$	Median	$[mg \text{ CSB}/(g \text{ oTS}\cdot h)]$	325	293
	Min-Max		277 - 416	201 - 326
$v_{h,20}$	Median	$[mg \text{ CSB}/(g \text{ oTS}\cdot h)]$	108	92,3
	Min-Max		93,6 – 142	74,1 - 114
$Y_{H,CSB,20}$	Median	$[g \text{ CSB}_{Biomasse}/g \text{ CSB}_{abgebaut}]$	0,74	0,73
	Min-Max		0,73 – 0,76	0,71 – 0,77
$Y_{H,oTS,20}$	Median	$[g \text{ oTS}/g \text{ CSB}_{abgebaut}]$	0,65	0,65
	Min-Max		0,64 – 0,66	0,64 – 0,69

Aus dem Sauerstoffverbrauch und der Abnahme der S_{CSB} -Konzentrationen während der aeroben Standversuche ergibt sich ein Ertrag der heterotrophen Mikroorganismen von $Y_{H,CSB,20} = 0,74 \text{ g CSB}_{Biomasse} \text{ je g CSB}_{abgebaut}$ ($t_{TS} = 35 \text{ d}$) bzw. $Y_{H,TS,20} = 0,73 \text{ g CSB}_{Biomasse} \text{ je g CSB}_{abgebaut}$ ($t_{TS} = 20 \text{ d}$). Mit einem Zell-CSB von $1,142 \text{ g CSB}_{Biomasse} \text{ je g oTS}$ ($t_{TS} = 35 \text{ d}$) bzw. $1,121 \text{ g CSB}_{Biomasse} \text{ je g oTS}$ ($t_{TS} = 20 \text{ d}$) ergeben sich bezogen auf die synthetisierte Biomasse Ertragskoeffizienten von $Y_{H,TS,20} = 0,645 \text{ g oTS}_{Biomasse} \text{ je g CSB}_{abgebaut}$ ($t_{TS} = 35 \text{ d}$) bzw.

$Y_{H,TS,20} = 0,651$ g TS_{Biomasse} je g CSB_{abgebaut} ($t_{TS} = 20$ d). Daraus errechnet sich aus den Plateauwerten der Maximalatmung und den Schlammalter abhängigen Werten der Absterberate (s.o.) eine maximale Wachstumsrate von $\mu_{H,max,20} = 5,03$ d⁻¹ ($t_{TS} = 35$ d) bzw. $\mu_{H,max,20} = 4,58$ d⁻¹ ($t_{TS} = 20$ d), was einer maximalen spezifischen Umsatzrate von $v_{H,max,20} = 325$ mg $CSB/(g \text{ oTS}\cdot h)$ ($t_{TS} = 35$ d) bzw. 293 mg $CSB/(g \text{ oTS}\cdot h)$ ($t_{TS} = 20$ d) gleichkommt.

Aus den Plateauwerten der Hydrolyse der langsam abbaubaren CSB-Fraktion lassen sich für die beiden untersuchten Schlammalter Hydrolysekonstanten von $k_{h,20} = 1,67$ d⁻¹ ($t_{TS} = 35$ d) bzw. $k_{h,20} = 1,44$ d⁻¹ ($t_{TS} = 20$ d) ableiten. Umgerechnet ergeben sich spezifische Hydrolyseraten von $v_{h,20} = 108$ mg $CSB/(g \text{ oTS}\cdot h)$ ($t_{TS} = 35$ d) bzw. $v_{h,20} = 92,3$ mg $CSB/(g \text{ oTS}\cdot h)$ ($t_{TS} = 20$ d).

Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass im Schwarzwasser bei dem höheren Schlammalter tendenziell höhere Wachstums- und Hydrolyseraten erzielt werden können. Dies steht in Einklang mit den in Kappeler und Gujer (1992) publizierten Resultaten. Die beobachtete Abhängigkeit der eigenen Untersuchungen ist jedoch im Vergleich zu den Ergebnissen von Kappeler und Gujer (1992) nicht sehr ausgeprägt.

Der auf den synthetisierten CSB bezogene Ertragskoeffizient ist unabhängig vom Schlammalter. Dies korrespondiert mit den Ergebnissen von Marais und Ekama (1976), die einen vom Schlammalter unabhängigen Ertragskoeffizienten feststellten. Im Gegensatz dazu bestimmte Liebeskind (1999) mit steigendem Schlammalter einen steigenden Ertragskoeffizienten.

8.1.3.3 Halbwertskonstanten

Halbwertskonstante für Sauerstoff K_{O_2}

Die Ermittlung der Halbwertskonstanten für Sauerstoff K_{O_2} erfolgte anhand von Respirationsmessungen zur Kohlenstoffatmung mit Substrat im Überschuss, indem die Messung bis zu einem Sauerstoffgehalt von nahezu 0 mg/L durchgeführt wurde (Kappeler und Gujer 1992). Um die Parameter der MONOD-Gleichung zu ermitteln wurden Linearisierungsverfahren angewendet.

Für beide Schlammalter wurden jeweils fünf Messungen durchgeführt. Bei der Auswertung zeigte sich, dass Sauerstoff-Konzentrationen kleiner 0,1 mg/L nicht in die linearisierte Form der MONOD-Kurve einzupassen waren. Ursächlich hierfür ist die Genauigkeit der Sauerstoffsonde zu sehen, weswegen Sauerstoffgehalte kleiner 0,1 mg/L bei der Auswertung vernachlässigt wurden.

Abbildung 8.11 (rechts) zeigt ein typisches Ergebnis mit der Einpassung der errechneten MONOD-Kurve in die Messwerte. Exemplarisch ist für diesen Fall das Linearisierungsverfahren von EADIE-HOSTFEE (Abbildung 8.11, links) dargestellt.

Es zeigt sich in allen Fällen eine gute Einpassung der experimentell ermittelten Sauerstoffverbrauchsrate mit der MONOD-Funktion. Die Anwendung unterschiedlicher Linearisierungsverfahren liefert gleiche Ergebnisse. Ein Bestimmungsmaß von durchweg größer 0,95 deuten einen guten statistischen Zusammenhang an.

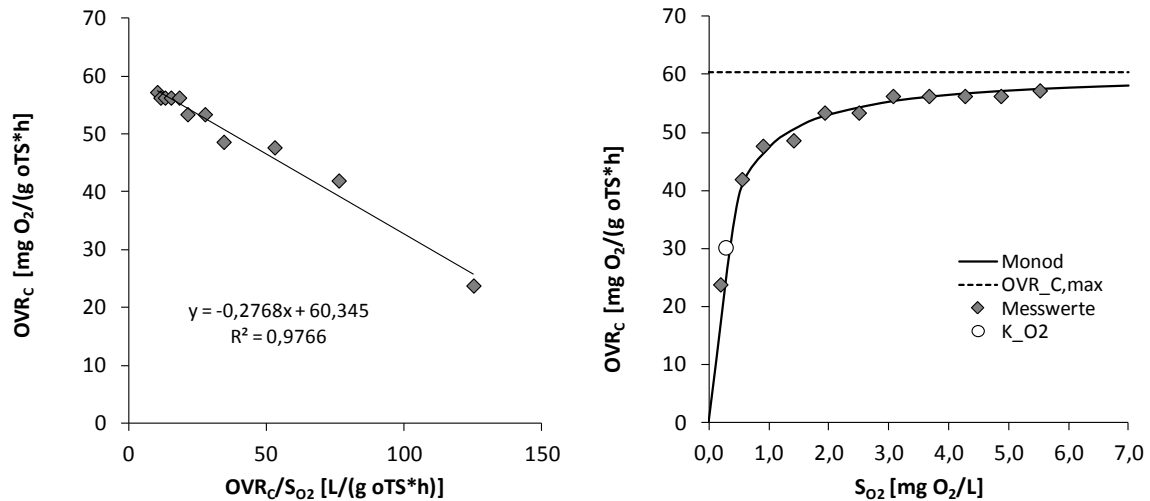


Abbildung 8.11: Bestimmung der Halbwertskonstante für Sauerstoff K_{O2} bei einem Schlammalter von t_{TS} = 35 d und einer Versuchstemperatur von 20 °C

Die ermittelten Halbwertskonstanten K_{O2} liegen unabhängig vom Schlammalter zwischen 0,14 mg O₂/L und 0,51 mg O₂/L. Im Median beträgt K_{O2} = 0,36 mg O₂/L. Die Literaturangaben für belebten Schlamm kommunaler Kläranlagen liegen im Vergleich dazu zwischen 0,1 mg O₂/L und 0,5 mg O₂/L (Bornemann et al. 1998; Henze et al. 2002; Henze et al. 1987; Kappeler und Gujer 1992), also in einem vergleichbaren Bereich. Unlimitiertes Wachstum respektive Stoffwechselaktivität ist ab Sauerstoffkonzentration größer 3,0 mg O₂/L bis 4,0 mg O₂/L zu erwarten. Bei S_{O2}-Gehalte von etwa 1,0 mg O₂/L werden etwa 80 % der maximalen Umsatzrate erreicht. Eine Erhöhung des Sauerstoffgehaltes auf 3,0 mg O₂/L bewirkt eine Erhöhung um etwa 10 %.

Halbwertskonstante K_{CSB} für das heterotrophe Wachstum

Verwendung der Maximalatmung zur Bestimmung der Halbwertskonstante K_{CSB}

Bei der Kohlenstoffatmung wird unter Zugabe eines Nitrifikationshemmers (hier ATH) die Abnahme des Sauerstoffgehaltes durch heterotrophe Mikroorganismen gemessen, der auf die jeweils zugegebene Substratmenge entfällt. Die Messungen erfolgten im luftdicht verschlossenen Respirometer. Infolgedessen gilt nach Henze et al. (1987):

$$-\frac{dS_{O_2}}{dt} = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \cdot \mu_{H,max} \cdot \left(\frac{C_{CSB}}{K_{CSB} + C_{CSB}} \right) \cdot \left(\frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \right) \cdot X_{BH,R} \quad (\text{Gleichung 8.1})$$

Die Atmungsmessungen wurden generell bei Sauerstoffkonzentration zwischen 4,0 mg O₂/L und 7,0 mg O₂/L durchgeführt. Die Sauerstoffkonzentration im aeroben Standversuch war somit minimal 10-fach höher, als die Halbwertskonstante für Sauerstoff (s.o.), womit sichergestellt wurde, dass im Versuchsansatz die Sauerstoff-Konzentration nicht limitierend für den heterotrophen Stoffwechsel ist. D.h. der MONOD-Term für Sauerstoff der Gleichung 8.1 wird zu eins und der Sauerstoffverbrauch wird konstant, wodurch gilt:

$$OVR_c = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \cdot \mu_{H,max} \cdot \left(\frac{C_{CSB}}{K_{CSB} + C_{CSB}} \right) \cdot X_{BH,R} \quad (\text{Gleichung 8.2})$$

Wird die Maximalatmung bestimmt, erfolgt die Zugabe von Substrat im Überschuss, womit die Substratkonzentration ebenso nicht limitierend für die Kohlenstoffatmung ist. D.h., dass $C_{CSB} \gg K_{CSB}$ ist, infolgedessen sich Maximalatmung im Respirometer einstellt und der MONOD-Term für das Substrat wird zu eins. Hieraus folgt:

$$OVR_{C,max} = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \cdot \mu_{H,max} \cdot X_{BH,R} \quad (\text{Gleichung 8.3})$$

Im Rahmen der Versuche wurde sichergestellt, dass der Zellertag Y_H , die maximale Wachstumsrate $\mu_{H,max}$ und damit die Konzentration an heterotropher Biomasse $X_{BH,R}$ während des Zeitraum der Maximalatmung konstant bleibt (s.u.). D.h., dass auch $X_{BH,R}$ zu eins wird. Durch Einsetzen der Gleichung 8.3 in Gleichung 8.2 ergibt sich schließlich:

$$OVR_c = OVR_{C,max} \cdot \left(\frac{C_{CSB}}{K_{CSB} + C_{CSB}} \right) \quad (\text{Gleichung 8.4})$$

Auch bei ansonsten gleichen Versuchsrandbedingungen (TS-Gehalt, Substratvolumen etc.), werden sich mit realem Abwasser immer unterschiedliche Substratkonzentrationen im aeroben Standversuch ergeben. Die Maximalatmung wird somit bei unterschiedlichen Konzentrationen gemessen, wodurch K_{CSB} mittels linearer Regression bestimmt werden kann (Cech et al. 1984; Nowak 1996).

Zur Ermittlung des Halbwertskoeffizienten des heterotrophen Wachstums K_{CSB} wurden die Ergebnisse der Atmungsmessungen mit Substrat im Überschuss in linearisierter Form über die sich im Standversuch jeweils ergebenden CSB-Konzentration aufgetragen. Mit einer aus-

reichenden Anzahl an Messwerten kann so die Halbwertskonstante K_{CSB} mittels Gleichung 8.4 bestimmt werden.

Ergebnisse

Beide Linearisierungsverfahren lieferten zufriedenstellende Ergebnisse. Die Linearisierung der Messwerte nach dem Verfahren von LINEWEAVER–BURK der Untersuchungsphase II ($t_{TS} = 20$ d) zeigt Abbildung 8.12 (links). Die Einpassung der Messwerte in die MONOD-Kurve ist in Abbildung 8.12 (rechts) abgebildet.

Zu erkennen ist in der linearisierten Form der MONOD-Kurve die Häufung der Messwerte aus den höheren Konzentrationen in der Nähe des Ursprungs. Dennoch können die gesuchten Parameter $OVR_{C,max}$ und K_{CSB} mit genügender Genauigkeit ($R^2 = 0,911$) bestimmt werden.

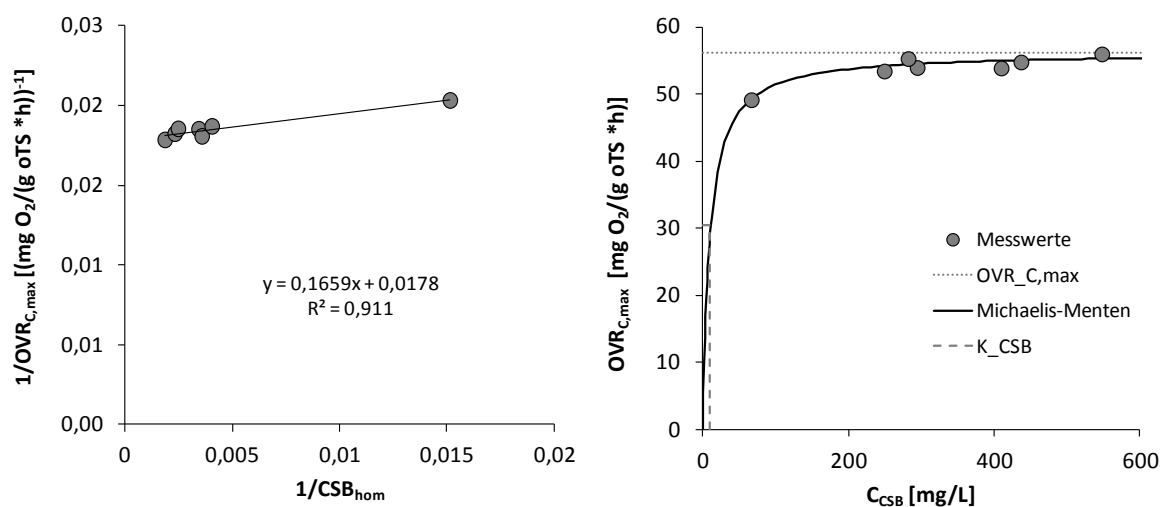


Abbildung 8.12: Bestimmung der Halbwertskonstanten K_{CSB} bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d und einer Versuchstemperatur von 20 °C

Die Parameterabschätzung ergibt mit $K_{CSB} = 11,2$ mg/L ($t_{TS} = 35$ d) und $K_{CSB} = 10,3$ mg/L ($t_{TS} = 20$ d), Halbsättigungskonzentrationen, die im Bereich der für kommunalen Belebtschlamm in Bornemann et al. (1998), Ekama et al. (1986), Henze (1992), Henze et al. (2002) oder Kappeler und Gujer (1992) publizierten Werte liegen (2,5 mg/L bis 30 mg/L). Liebeskind (1999) fügt jedoch an, dass K_{CSB} -Werte $> 5,0$ mg/L für kommunales Abwasser sehr hoch sind.

8.1.4 Diskussion der Ergebnisse

8.1.4.1 Einfluss von Schlammalter, Schlammbelastung, Zulaufkonzentration und Temperatur auf die Reinigungsleistung

In Tabelle 7.2 sind die in den Abbildung 8.1 bis Abbildung 8.4 verglichenen Ablaufkonzentrationen für die Parameter S_{CSB} und S_{DOC} zusammenfassend ausgewertet. Auf die Angabe des BSB_5 wurde verzichtet, da dieser i.d.R. unterhalb der Bestimmungsgrenze (3,0 mg/L) lag.

Tabelle 8.5: Zusammenfassende Darstellung der erzielten Ablaufqualität bzgl. der Parameter S_{CSB} und S_{DOC} in Abhängigkeit vom Schlammalter (Anzahl der Messwerte: n = 12)

	Einheit	$S_{CSB,AB}$		$S_{DOC,AB}$	
		$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$	$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$
Minimalwert	[mg/L]	68,0	65,9	17,5	14,5
Maximalwert	[mg/L]	91,1	97,8	33,0	36,5
Medianwert	[mg/L]	72,6	77,0	24,3	27,5
15 %-Perzentil	[mg/L]	69,2	66,0	19,3	20,4
85 %-Perzentil	[mg/L]	82,6	80,0	32,8	35,6

Aus den vergleichenden Untersuchungen lassen sich folgende wesentlichen Ergebnisse hinsichtlich des Einflusses auf die Elimination organischer Verbindungen in Schwarzwasser formulieren:

- Der Ablauf der im Parameter S_{CSB} zusammengefassten gelösten organischen Substanzen war bei dem Schlammalter von 35 d weitgehend unbeeinflusst von der Schlammbelastung und der Zulaufkonzentration. Dagegen war bei dem Schlammalter von 20 d tendenziell eine Zunahme des S_{CSB} -Gehaltes im Ablauf der Versuchsanlage mit steigender Zulaufkonzentration bzw. Schlammbelastung festzustellen. Absolut betrachtet wurden bei dem Schlammalter von 35 d geringfügig niedrigere S_{CSB} -Ablaufkonzentrationen als bei dem Schlammalter von 20 d ermittelt.
- Bei der Betrachtung des DOC konnte für beide Schlammalter eine Zunahme der Ablaufkonzentration mit steigender Zulaufkonzentration und steigender Schlammbelastung konstatiert werden. Tendenziell ergaben sich bei dem „älteren“ Schlamm niedrigere Ablaufwerte gegenüber dem „jüngeren“ Schlamm.
- Mit steigender Temperatur konnte eine Abnahme der im Filtrat gemessenen Konzentrationen im Ablauf der Versuchsanlage verzeichnet werden. Von der Tendenz her zeigt sich kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Schlammaltern.

- Die maximale Atmungsaktivität war für beide Schlammalter annähernd gleich. Die Enzymsynthese-Kapazität und damit die Fähigkeit Belastungsstöße auffangen zu können war demzufolge vom jeweils untersuchten Schlammalter nahezu unabhängig.
- Der Einfluss des Salzgehaltes (gemessen als Leitfähigkeit) war nur gering vom Schlammalter abhängig. Mit zunehmender Leitfähigkeit im Schwarzwasser war eine zunehmende Ablaufkonzentration hinsichtlich der Parameter S_{CSB} und S_{DOC} zu erkennen. Dies lässt vermuten, dass ein Zusammenhang zwischen der Elimination organischer Schwarzwasserinhaltsstoffe und den untersuchten Schlammaltern besteht.

Die hinsichtlich der Abhängigkeit der Elimination organischer Schwarzwasserinhaltsstoffe aufgezeigten Tendenzen deuten einen vollständigeren Abbau der im S_{CSB} und S_{DOC} erfassten organischen Verbindungen bei dem Schlammalter von 35 d an. Dies dürfte im Wesentlichen darin begründet sein, dass sich bei dem höheren Schlammalter Mikroorganismen in der Biozönose etablieren konnten, welche in der Lage waren auch die schwerer abbaubaren organischen Substanzen weitergehend zu eliminieren.

Die durch die Untersuchungen ermittelten Tendenzen bestätigen grundlegend die in der Literatur angeführten Zusammenhänge (Dockhorn 1999; Gerhardy 2000; Klopp 1992; Niehoff 1986). Es kann daher gefolgert werden, dass sich der heterotrophe Stoffwechsel in der untersuchten Schwarzwasser-Belebtschlamm-Biozönose hinsichtlich der untersuchten Einflussfaktoren nicht grundlegend vom dem in kommunalem Belebtschlamm unterscheidet. Die eruierten Zusammenhänge lassen allerdings keine Aussage über die biologische Abbaubarkeit der in Schwarzwasser enthaltenen organischen Verbindungen sowie die Dynamik des Prozesses zu.

8.1.4.2 CSB-Fraktionierung

In Tabelle 2.1, S. 29 sind die Angaben über die Anteile des S_i , S_s , X_s , X_i und X_{BH} am Gesamt-CSB für verschiedene Abwässer verschiedener Literaturquellen zusammengestellt. In Abbildung 8.13 ist die sich im Median der eigenen Untersuchungen ergebende prozentuale Verteilung der experimentell im mechanisch gereinigten Schwarzwasser ermittelten CSB-Fraktionen S_s , X_s , S_i und X_{BH} sowie der daraus errechneten Fraktion der partikulär, inerten Fraktion X_i grafisch aufbereitet. Zum Vergleich sind die in Bornemann et al. (1998) für vorgeklärtes kommunales Abwasser angebenen CSB-Fraktionen abgebildet.

Die Ergebnisse, die im Rahmen der weitergehenden Untersuchungen zur Fraktionierung der organischen Substanzen in Schwarzwasser gewonnen wurden werden nachfolgend diskutiert. Dabei sollen insbesondere mögliche Einflussfaktoren auf die experimentell ermittelten CSB-Fraktionen erörtert werden. Abschließend erfolgt eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse.

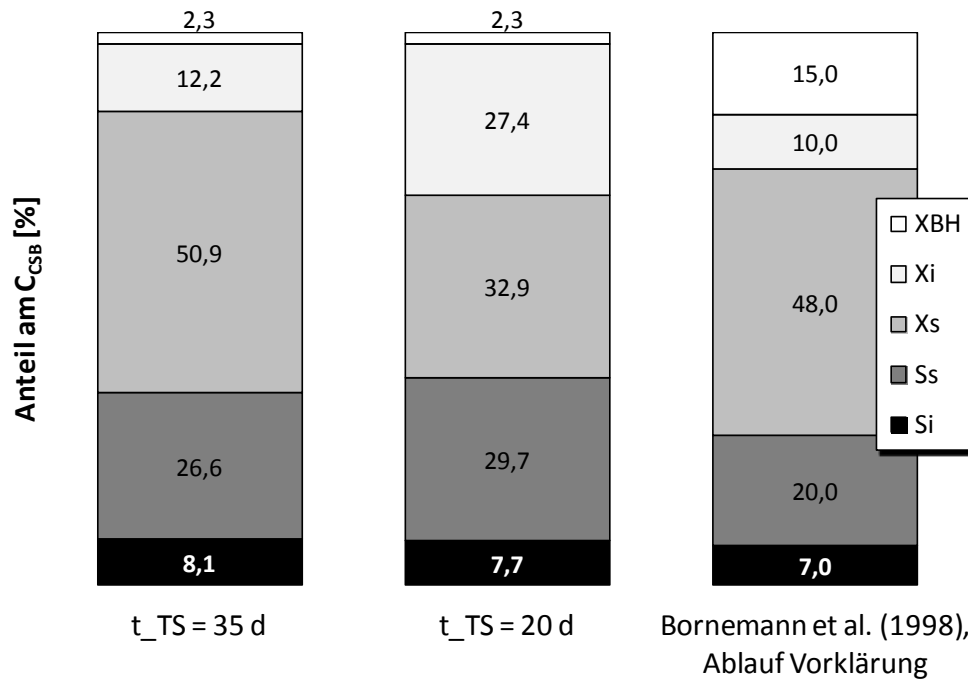


Abbildung 8.13: Fraktionen des Gesamt-CSB des mechanisch gereinigten Schwarzwassers als Medianwerte aller Messungen im Vergleich zu Bornemann et al. (1999)

Einfluss der Probenvorbereitung auf den Gehalt an leicht abbaubaren Substanzen

Die Respirationmessungen wurden im Labor des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern durchgeführt. Probenbergung, Transport und Aufbereitung der Schwarzwasserproben nahmen etwa 10 - 20 Minuten in Anspruch. Insofern war der Frage nachzugehen, welchen Einfluss diese Zeitspanne auf die Versuchsergebnisse, insbesondere auf die Bestimmung des S_s hat.

Abbildung 8.14 zeigt die Ergebnisse einer Respirationmessung einer Schwarzwasserprobe, die unmittelbar nach Probenahme vor Ort durchgeführt wurde. Dargestellt sind die sich ergebenden Summenlinien des Sauerstoff- sowie des S_s -Verbrauchs (berechnet mit $Y_H = 0,67$ g $CSB_{Biomasse}/g$ $CSB_{abgebaut}$) über die Versuchszeit der ungekühlten Probe (links) und der bei $4,0 \pm 0,5$ °C im Wasserbad gekühlten Probe (rechts). Die Abwassertemperatur betrug zum Zeitpunkt der Probenahme $17,8$ °C, die Raumtemperatur betrug $20,1$ °C.

Im ungekühlten Zustand zeigt die Schwarzwasserprobe über die Versuchsdauer eine linear ansteigende Zehrungsrate, die in der Darstellung der Summenlinie ebenfalls in einem linear ansteigenden Sauerstoffverbrauch resultiert. Die Summenlinie der gekühlten Probe zeigt zu Versuchsbeginn den gleichen Verlauf. Mit sinkender Temperatur flacht die Steigung ab, da der Stoffwechsel allmählich verlangsamt wird. Während den ersten 20 Minuten werden, unabhängig von der Probenkonservierung, etwa 5 mg/L an S_s durch die Stoffwechselaktivität der in der Abwasserprobe vorhandenen heterotrophen Mikroorganismen verbraucht und sind damit nicht mehr nachweisbar. Nach 60 Minuten waren es etwa 12 mg/L, wohingegen in der ungekühlten Probe bereits etwa 16 mg/L an S_s verloren gingen.

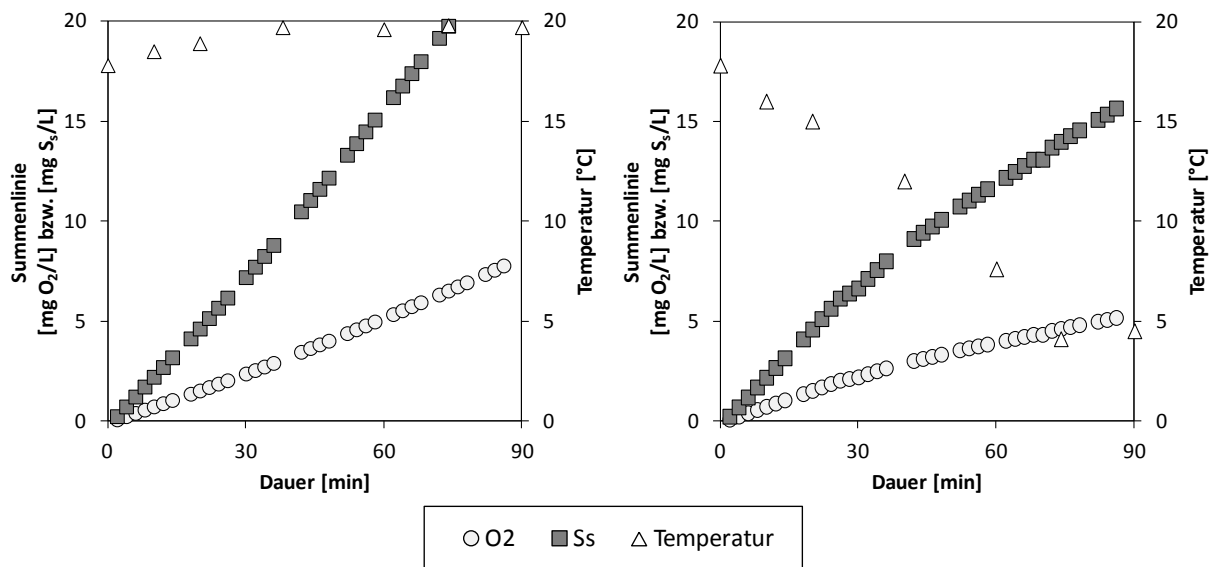


Abbildung 8.14: Einfluss der Probenvorbereitung auf den Gehalt an abbaubaren organischen Substanzen S_5 ; ungekühlte Probe (links), bei $4,0 \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ gekühlte Probe (rechts)

Die Ergebnisse zeigen, dass eine Probenahme mit anschließendem Transport der Probe selbst bei direkter Analyse der Probe nicht ohne Verlust an S_5 erfolgen kann. Der Transport und die Lagerung der Probe bei Abwasser- bzw. Raumtemperatur führt bereits nach einer Stunde Lagerungsdauer zu Minderbefunden, die in der Größenordnung von 10 % bezüglich des gesamt in der Schwarzwasserprobe vorliegenden S_5 -Gehaltes zu erwarten sind.

Im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit wurden die gewonnenen Proben innerhalb von 30 Minuten verarbeitet. Der Transport erfolgte in vorklimatisierten Kühlboxen ($4,0 \text{ }^\circ\text{C}$). Die Minderbefunde lagen in der Größenordnung zwischen 2 % bis 3 % am Gesamt- S_5 und wurden daher bei der Auswertung vernachlässigt.

Einfluss des Schlammalters auf die Bildung gelöst inerter Substanzen

Mit den ermittelten S_I -Gehalten ergeben sich im mechanisch gereinigten Schwarzwasser in den eigenen Untersuchungen prozentual rd. 10 % bis 15 % höhere Anteile an gelöst inertem CSB gegenüber kommunalem Abwasser, welches mit vergleichbaren Verfahren vorbehandelt wurde. So geben Bornemann et al. (1998) für vorgeklärtes kommunales Abwasser S_I -Gehalte von 7,0 % an und Henze (1992) nennt einen S_I -Gehalt von 5,0 %.

Der Anteil des durch die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen im Rahmen der biologischen Behandlung gebildeten gelöst inerten CSB ($S_{I,geb}$) wurde in der eigenen Arbeit entsprechend dem Vorschlag von Roeleveld und Kruit (1998) durch Korrektur des über $0,1 \mu\text{m}$ membranfiltrierten Ablauf-CSB um den Faktor 0,9 abgeschätzt. Andere Autoren räumen der Bildung von Abfallprodukten des Zellstoffwechsels (z.B. Huminstoffe), die von den Mikroorganismen nicht mehr umgesetzt werden können und im Ablauf wiederzufinden sind, einen wesentlich höheren Stellenwert ein. Sie sehen darin sogar einen Großteil der im Ablauf vor-

handenen gelöst inerten Bestandteile (Chudoba 1985; Germirli et al. 1991; Henze 1992; Klopp 1992). Einige Autoren setzen dagegen die CSB-Konzentration der membranfiltrierten (Trenngrenze 0,45 μm) Ablaufprobe des im Zulauf vorhandenen S_i gleich, womit der Einfluss von $S_{i,\text{geb}}$ gänzlich vernachlässigt wird.

Der pauschale Ansatz von $S_{i,\text{geb}}$ führt in den eigenen Untersuchungen zu weitgehend identischen und damit vom Schlammalter unabhängigen S_i -gehalten. Als Größen, die im Rahmen des biologischen Behandlungsprozesses einen Einfluss auf die Bildung gelöst inerer Substanzen haben, werden in der Literatur neben der Temperatur (Gerhardy 2000; Sollfrank et al. 1992) vor allem die Schlammbelastung und damit das Schlammalter (Dockhorn 1999; Rittmann et al. 1987; Gerhardy 2000) genannt. So stellten Rittmann et al. (1987) eine zunehmende Bildung refraktärer Substanzen bei geringer Schlammbelastung fest. Gemäß Klopp (1992) ist etwa ein Drittel des im Ablauf von Kläranlagen vorhandenen CSB auf die Bildung gelöst inerer Substanzen infolge mikrobieller Stoffwechselprozesse zurückzuführen. Chudoba et al. (1968), zitiert in Gerhardy (2000) ermitteln eine Zunahme an gelöst inerten CSB beim aeroben Abbau von Aminosäuren und Phenolen in Versuchsanlagen bei Schlammbelastungen kleiner 0,3 kg BSB₅/(kg TS·d). Die Autoren führen dieses Phänomen auf eine vermehrte Zellhydrolyse der unterbelasteten Mikroorganismen zurück, die nach Chudoba (1985) bis zu 20 mg/g zersetzter Biomasse ausmachen kann.

Zur Plausibilitätskontrolle des gewählten Ansatzes wurde im Rahmen einer Studienarbeit (Eller 2010) in jeweils einer Probe je Schlammalter der S_i -Anteil im mechanisch gereinigten Schwarzwasser nach dem Ansatz von Gernerli et al. (1991) (vgl. Kapitel 2.3.2) bestimmt. Im Gegensatz zum Vorschlag von Gernerli et al. (1991) wurde Ethanol (EtOH) als Kontrollsubstanz verwendet, an welches der Belebtschlamm unter Betriebsbedingungen über einen Zeitraum von 10 Tage adaptiert wurde. Beide Versuche wurden bei einer Abwassertemperatur von 20 °C durchgeführt. Der pH-Wert wurde versuchsbegleitend kontrolliert und ggf. auf einen pH-Wert von $7,5 \pm 0,2$ eingestellt¹.

Mit S_i -gehalten von 5,9 % ($t_{TS} = 35$ d) und 8,5 % ($t_{TS} = 20$ d) ergab sich für das höhere Schlammalter ein geringerer Anteil an gelöst inerter CSB, also ein umgekehrter Zusammenhang, als sich dies anhand der in der Literatur beschriebenen Abhängigkeiten vermuten ließ. Insgesamt lagen die S_i -gehalte aber in der gleichen Größenordnung, wie sie auch mit dem gewählten pauschalen Ansatz von Roeleveld und Kruit (1998) ermittelt wurden. Die in den Versuchen von Eller (2010) eingesetzten Belebtschlämme wurden bei einer annähernd gleichen Abwassertemperatur aus der Versuchsanlage entnommen. Eine erhöhte Bildung gelöst inerer Substanzen infolge gesteigerter Stoffwechsellätigkeit bei höheren oder niedrigeren Temperaturen (Sollfrank et al. 1992; Gerhardy 2000) oder einer Änderung der Artenzusammensetzung der Biozönose durch unterschiedliche Temperaturniveaus, an die der Belebtschlamm adaptiert war (Fuchs und Schlegel 2006), kann folglich ausgeschlossen werden.

¹ die Versuchsergebnisse von Eller (2010) sind in Anhang A.11 dargestellt

Wenngleich nur eine Messung pro Schlammalter durchgeführt wurde und damit statistisch keine abgesicherte Aussage aus den Ergebnissen abgeleitet werden kann, wurden die Ergebnisse dahingehend gewertet, dass:

- der pauschale Ansatz zur Bestimmung des S_i bezogen auf die eigenen Versuchsrandbedingungen anwendbar ist,
- aus den eigenen Versuchsergebnissen für die beiden untersuchten Schlammalter kein signifikanter Einfluss auf die Bildung an gelöst inerten CSB in Schwarzwasser abgeleitet werden kann.

Einfluss der Schwarzwasserquelle auf den Anteil der gelöst inerten Substanzen

Wie in Kapitel 7 gezeigt wurde, besteht ein Zusammenhang zwischen der Schwarzwasserherkunft und dem erreichbaren CSB-Gehalt im Ablauf der biologischen Behandlungsstufe. Am Betriebsgebäude wurden bei Betrieb der Anlage mit NaOH-Dosierung im Median eine C_{CSB} -Konzentration von 72,0 mg/L ermittelt ($S_{CSB}/C_{CSB} = 0,98$). Die im Permeat des MBR-Wohnblock gemessenen C_{CSB} -Konzentrationen lagen dagegen bei 123 mg/L ($S_{CSB}/C_{CSB} > 0,99$), also um den Faktor 1,7 höher. Folglich ist im Schwarzwasser häuslicher Herkunft mit deutlich höheren Gehalten an gelöst inerten organischen Substanzen zu rechnen, als dies im untersuchten Schwarzwasser des Betriebsgebäudes der Fall war.

Einfluss der Versuchsdauer auf den Gehalt an abbaubaren CSB-Fraktionen

Durchschnittlich benötigten die Respirationsmessungen sechs bis vierundzwanzig Stunden. Das Versuchsende wurde durch das Erreichen der endogenen Atmung definiert. Die Versuchsdauer ergibt sich aus dem Verhältnis von zugegebenem Substrat zu organischer Trockensubstanz (F/M-Verhältnis). Das F/M-Verhältnis sollte dabei so gewählt werden, dass der Atmungsverlauf ein eindeutig auswertbares Plateau der Maximalatmung aufweist. Andererseits sollte die Hydrolyse langsam abbaubarer organischer Verbindungen während des Zeitraums der Maximalatmung ausgeschlossen werden, um eine korrekte Interpretation der Messergebnisse gewährleisten zu können.

Wird das F/M-Verhältnis zu klein gewählt, wird der S_s sehr schnell umgesetzt. Es ergeben sich häufig zu kurze Phasen der Maximalatmung, sodass keine eindeutige Auswertung möglich ist, wenn parallel mit dem S_s die maximale Wachstumsrate $\mu_{H,max}$ bestimmt werden soll. Dagegen resultieren zu hohe F/M-Verhältnisse in sehr langen Phasen mit maximaler Atmung, was zu einem parallelen Abbau der beiden Fraktionen S_s und X_s führen kann. Durch einen parallelen Abbau der unterschiedlich schnell abbaubaren Substratanteile ergibt sich in den Respirationsmessungen eine sukzessive Abnahme der Respirationsrate. Eine eindeutige Trennung der beiden Fraktionen wird dadurch erschwert, was ebenso zu Fehlinterpretationen führen kann. Zudem kann Bakterienwachstum einsetzen und damit zu einer Änderung der Biomassenpopulation im Versuchsverlauf führen, sodass die ermittelten Kenngrößen

nicht exakt die Verhältnisse zu Versuchsbeginn widerspiegeln (Chudoba et al. 1992; Ekama et al. 1986; Kappeler und Gujer 1992; Oles 1991; Spanjers und Vanrolleghem 1995).

Kappeler und Gujer (1992) nennen eine Dauer der Maximalatmung, die 0,5 h Stunden nicht überschreiten sollte. Ekama et al. (1986) nennen eine maximale Zeitdauer für $OVR_{C,max}$ von ein bis zwei Stunden. Hulsbeek und Kunst (1994) oder Oles (1991) schlagen hierzu vor das F/M-Verhältnis im Bereich zwischen 0,5 g CSB/g oTS bis 0,8 g CSB/g oTS zu wählen. Spanjers und Vanrolleghem (1995) schlagen dagegen F/M-Verhältnisse von 0,05 g CSB/g oTS und kleiner vor, wodurch die parallele Bestimmung der Wachstums- bzw. Hydrolyserate allerdings ausgeschlossen wird.

Eine exakte Einstellung des F/M-Verhältnisses im Standversuch ist bei der Verwendung von Mischsubstrat schwierig, insbesondere da die gewonnen Proben unmittelbar nach Probenahme bzw. Transport untersucht wurden (s.o.). Die Ausgangskonzentration an CSB war folglich zu Versuchsbeginn nicht bekannt und musste abgeschätzt werden. Infolgedessen ergaben sich in den Versuchen sehr stark schwankende F/M-Verhältnisse, die im Bereich von 0,4 g CSB/g oTS bis 1,8 g CSB/g oTS lagen. Diese enormen Schwankungen sind vornehmlich auf die stark schwankenden CSB-Konzentrationen der Ausgangsprobe und nur untergeordnet auf den oTS-Gehalt im Standversuch zurückzuführen, der i.d.R. dem im SB-Reaktor entsprach.

Um eine korrekte Interpretation der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden nur Versuche in die Auswertung der abbaubaren CSB-Fraktionen, der Kinetikparameter und der stöchiometrischen Parameter einbezogen, deren Maximalatmung nicht länger als zwei Stunden andauerte. F/M-Verhältnisse zwischen 0,4 g CSB/g oTS und 1,5 g CSB/g oTS erfüllten dieses Kriterium.

Der beispielhaft in Abbildung 8.7, S. 211 dargestellte Kurvenverlauf der Atmungsraten ist, wie erwähnt, charakteristisch für die Untersuchungen zu sehen. Der steile Abfall der Atmungsrates sowie die sich anschließende zweite Plateauphase deuten auf eine ausgeprägte Fraktionierung des untersuchten Schwarzwassers hinsichtlich dessen S_5 - und X_5 -Anteile hin. Der Kurvenverlauf charakterisiert folglich eine aufeinanderfolgende Verwertung zweier unterschiedlich abbaubarer Substratfraktionen. Eine Simultanverwertung beider Fraktionen, z.B. durch unterschiedlich schnell hydrolysierbare Anteile (Dockhorn 1999; Sollfrank 1988), oder den simultanen Ablauf unterschiedlicher Abbauprozesse durch verschiedene Organismengruppen kann somit ausgeschlossen werden. Die teilweise sehr hohen F/M-Verhältnisse, die vereinzelt erheblich über den Empfehlungen der Literatur lagen, hatten folglich keinen Einfluss auf die ermittelten S_5 - und X_5 -Anteile.

Einfluss des Schlammalters auf den Gehalt an abbaubaren CSB-Fraktionen

Im Vergleich zu vorgeklärtem kommunalem Abwasser weisen die Ergebnisse mit 26,6 % ($t_{TS} = 35$ d) und 29,7 % ($t_{TS} = 20$ d) sehr hohe Gehalte an leicht abbaubaren organischen

Substanzen im untersuchten Schwarzwasser auf. Gerhardy (2000) untersuchte im Rahmen ihrer Arbeit u.a. mechanisch vorgeklärtes kommunales Abwasser. Sie ermittelte S_5 -Gehalte von 10 % bis 17 %. Dies deckt sich mit Ergebnissen von Klopp und Koppe (1990) und Hulsbeek (1995), die ebenfalls in vorgeklärten kommunalen Abwässern S_5 -Anteile von 14 % bzw. 15 % bestimmten. Liebeskind (1999) ermittelte in filtriertem Abwasser einen mittleren S_5 -Anteil von 12 %. Bornemann et al. (1994) nennen einen S_5 -Anteil von rd. 20 % im Ablauf der Vorklärung als Standardwert zur Simulation kommunaler Kläranlagen. Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten S_5 -Gehalte von Schwarzwasser nach mechanischer Feststoffabscheidung (Filtration) liegen somit um den Faktor 1,5 bis 3,0 über denen der Literatur für mechanisch vorgeklärtes bzw. filtriertes kommunales Abwasser.

Während die Gehalte an S_i und S_5 weitgehend unbeeinflusst vom Schlammalter sind, lässt sich aus den eigenen Versuchsergebnissen eine Abhängigkeit des Gehaltes an X_5 vom jeweils untersuchten Schlammalter feststellen. Mit einem X_5 -Gehalt von im Median rd. 51 % am Gesamt-CSB, ist bei dem Schlammalter von 35 d der Gehalt an langsam abbaubaren organischen Substanzen im Schwarzwasser rd. 55 % höher als bei dem Schlammalter von 20 d.

Dieser Zusammenhang kann grundsätzlich auf den bereits mehrfach angesprochenen Sachverhalt zurückgeführt werden, dass sich bei dem „älteren“ Schlamm Mikroorganismen in der Belebtschlammbiozönose etablieren konnten, die in der Lage sind, die komplexeren Substanzen langsam abbaubarer organischer Schwarzwasserinhaltsstoffe zu eliminieren. Da der Energiegewinn bei der Umsetzung schwer abbaubarer organischer Substanzen relativ gering ist, weisen die hierzu befähigten Bakterien geringere Wachstumsraten auf, als Bakterien, die leicht abbaubare Substanzen als alleinige Energie- und Kohlenstoffquelle nutzen. Zur weitergehenden Elimination der schwerer abbaubaren organischen Substanzen, ist deshalb eine höhere Verweilzeit der heterotrophen Bakterien (Schlammalter) im System erforderlich. Dagegen wurden diese bei dem geringeren Schlammalter mit dem Überschussschlamm aus dem System entfernt, wodurch die Biozönose nicht befähigt ist das Angebot an schwerer abbaubaren Substraten weitergehend umzusetzen.

Aber auch die vermehrte Bildung abbaubarer Intermediärprodukte des mikrobiellen Stoffwechsels, als Resultat von Hunger- und Absterbeprozessen infolge des höheren Schlammalters von 35 d, kann ursächlich für den höheren X_5 -Anteil in dieser Untersuchungsphase sein (Chudoba 1985; Germirli et al. 1991; Henze 1992). Dass die höheren X_5 -Anteile sich nicht im Ablauf niederschlugen, wird dahingehend interpretiert, dass ein potenziell erhöhter X_5 -Anteil infolge der Filtration des Ablaufes analytisch nicht erfasst wurde. Ebenso ist denkbar, dass durch die hohe hydraulische Verweilzeit (rd. 10 d) ein ausreichend langer Kontakt zwischen den Bakterien und den produzierten mikrobiellen Substanzen bestand (Gerhardy 2000), so dass diese wieder von den Mikroorganismen aufgenommen und vollständig metabolisiert wurden.

8.1.4.3 Kinetische und stöchiometrische Kenngrößen

Einfluss von Speichervorgängen auf den heterotrophen Ertragskoeffizient

Die experimentell bestimmten Ertragskoeffizienten sind höher als der üblicherweise ange-setzte Standardwert von $Y_{H,CSB,20} = 0,67 \text{ g CSB}_{\text{Biomasse}}/\text{g CSB}_{\text{abgebaut}}$ für heterotrophe Biomasse in belebtem Schlamm einer Belebungsstufe (Bornemann et al. 1998; Henze et al. 2002; Marais und Ekama 1976). Der Vergleich mit den Literaturwerten der Tabelle 3.3, S. 47 zeigt, dass die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten heterotrophen Ertragskoeffizienten dennoch in dem Bereich liegen, der durch die Literatur abgesteckt wird (0,46 bis 0,77 $\text{g CSB}_{\text{Biomasse}}/\text{g CSB}_{\text{abgebaut}}$), wenngleich sie im oberen Bereich des eruierten Spektrums anzusiedeln sind.

Der Ertragskoeffizient stellt für einen Organismus und ein gegebenes Substrat unter definierten Wachstumsbedingungen eine Konstante dar. Unterschiedliche Substrate oder Wachstumsbedingungen haben daher unterschiedliche Ertragskoeffizienten zur Folge (Liebeskind 1999). Bei der Untersuchung neuer Substrate sind folglich von den Standardwerten abweichende Befunde nicht zwingend als „fehlerbehaftet“ zu bewerten. Der Ertragskoeffizient hat jedoch wesentlichen Einfluss auf die Bestimmung der maximalen heterotrophen Wachstumsrate. So führen erhöhte Ertragskoeffizienten zu einer Überschätzung der maximalen Wachstumsrate, niedrige Ertragskoeffizienten haben dagegen eine zu hohe Wachstumsrate zur Folge (vgl. Kapitel 5.3.4). Nachfolgend sollen daher mögliche Einflussfaktoren auf die im Rahmen der vorliegenden Arbeit bestimmten heterotrophen Ertragskoeffizienten genannt und deren Einfluss auf die eigenen Untersuchungen erörtert werden.

In der Literatur wird vielfach der Einfluss von intrazellulären Speichervorgängen auf den experimentell bestimmten Ertragskoeffizienten des heterotrophen Stoffwechsels diskutiert (Daigger und Grady 1982; Goel et al. 1998; Oles 1991; Speece et al. 1973). Dieser Vorgang beschreibt die Fähigkeit von Mikroorganismen mit dem zur Verfügung stehenden Substrat intrazelluläre Speicher- und Reservestoffe (Kohlenstoff- oder Energiespeicher) anzulegen; d.h. dass das eliminierte Substrat nicht ausschließlich zur Biomassenvermehrung veratmet wird. Beispielsweise ermittelten Goel et al. (1998), dass die intrazelluläre Speicherung für Acetat bis zu 45 % der erzielten CSB-Elimination ausmachen kann, die für Glucose sogar bis zu 68 %.

Die experimentelle Bestimmung des Ertragskoeffizienten mittels Respirationsmessungen beruht auf der Modellvorstellung, dass Substratumsatz, Sauerstoffverbrauch und der Vermehrung der aktiven Biomasse direkt miteinander gekoppelt sind. Dabei wird Y_H als Quotient aus dem CSB der gebildeten Biomasse ($\text{CSB}_{\text{Biomasse}}$) zur abgebauten Biomasse ($\text{CSB}_{\text{abgebaut}}$) beschrieben (Henze et al. 1987; Marais und Ekama 1976). Die Bildung von intrazellulären Reservestoffen wird nicht berücksichtigt (Oles 1991; Liebeskind 1999). Werden die eingelagerten Reservestoffe im Rahmen des aeroben Standversuches, wie von Oles (1991) vermu-

tet, nicht wieder veratmet, führt die Integration des Verlaufs der Sauerstoffverbrauchsrate zu einer Unterschätzung des Sauerstoffverbrauchs. Dementsprechend resultiert ein hohes Verhältnis zwischen synthetisiertem CSB und abgebautem CSB (Daigger und Grady 1982; Oles 1991), was einen erhöhten Ertragskoeffizienten zur Folge hat.

Weiterhin kann die physikalische Adsorption von Substrat an die Belebtschlammflocke die Ergebnisse bei der experimentellen Bestimmung des heterotrophen Ertragskoeffizienten negativ beeinflussen (Liebskind 1992), da analog zur Speicherstoffbildung, im Rahmen der Respirationsmessung keine Unterscheidung zwischen Adsorption und dem Einbau organischer Substanz in zelleigene Substanzen erfolgen kann. So zeigte Phan (2005) in seiner Arbeit, dass im aeroben Standversuch teilweise mehr Substrat vom belebten Schlamm adsorbiert als veratmet wird.

Wolter (2009) setzt zusätzlich den Einfluss des Bakterienzerfalls bei der Ermittlung des heterotrophen Ertragskoeffizienten an. Glasenapp (1992) geht zudem von einer Temperaturabhängigkeit aus, durch die der Ertragskoeffizient erhöht bzw. vermindert wird.

Die Erläuterungen verdeutlichen, dass die in dieser Arbeit mittels Respirationsmessungen ermittelten heterotrophen Ertragskoeffizienten den Einfluss verschiedener Effekte, z.B. intrazelluläre Speicherung, Adsorption subsumieren. Es handelt sich folglich um Netto-Werte. Dies erklärt die gegenüber optimierten biologischen Systemen deutlich erhöhten Ertragskoeffizienten (Liebeskind 1999). Die in Tabelle 3.3, S. 47 angegebenen Werte stellen ebenso wie die eigenen Werte Netto-Ertragskoeffizienten dar und ermöglichen dadurch eine Vergleichbarkeit.

Das Vermögen Speicherstoffe intrazellulär zu speichern wird durch eine diskontinuierliche Betriebsweise der Belebungsstufe gefördert (Oles 1991). Nach Daigger und Grady (1982) treten Speicherprozesse vor allem bei hohen Substratkonzentrationen auf. Oles (1991) argumentiert, dass bei Anlagen mit diskontinuierlicher Beschickung diejenigen Bakterien einen Wachstumsvorteil besitzen, die in der Lage sind intrazelluläre Speicher anzulegen, um diese in Mangelzeiten als Energiequelle zu nutzen. Durch die periodische Beschickung der SBR-Versuchsanlage und die daraus resultierenden hohen Substratkonzentrationen zu Beginn des Zyklus, ist folglich im untersuchten Schwarzwasser-Belebtschlamm mit einer vermehrten Anreicherung von Organismen, die Reservestoffe einlagern können, zu rechnen.

Die leicht erhöhten heterotrophen Ertragskoeffizienten der eigenen Untersuchungen sind daher eher auf die diskontinuierliche Betriebsweise der Versuchsanlage, denn auf das untersuchte Substrat Schwarzwasser zurückzuführen. Schlussendlich kann dennoch gefolgert werden, dass sich bei der aeroben Behandlung von Schwarzwasser vergleichbare Zellerträge zu kommunalem Belebtschlamm ergeben.

Einfluss der partikulär inerten Zerfallsprodukte auf die maximale Wachstumsrate

Bei den in Tabelle 8.4 aufgelisteten Wachstumsraten handelt es sich um Brutto-Werte, die anhand der experimentell bestimmten Netto-Wachstums- und Absterberaten und der daraus berechneten Brutto-Absterberate bestimmt wurden. Hierzu wurde der Korrekturfaktor f_p verwendet, welcher ausdrückt, wie hoch der Anteil der abgestorbenen Biomasse ist, die nicht mehr verstoffwechselt werden kann. Es wurde gezeigt, dass eine Änderung der Fraktion der partikulär inerten Zerfallsprodukte signifikante Auswirkungen auf die Netto-Absterberate hat. Insofern ist der Einfluss von f_p bzw. X_p auf die maximale Netto-Wachstumsrate $\mu_{H,max}$ zu diskutieren.

In Abbildung 8.15 ist die relative Abweichung der Absterberate $b_{H,20}$ und der maximalen Wachstumsrate $\mu_{H,max,20}$ gegenüber dem Korrekturwert der partikulär inerten Zerfallsprodukte f_p aufgetragen. Als Bezugswert (relative Abweichung = 0) wurde die mit $f_p = 0,08$ errechnete Absterberate $b_{H,20}$ und die Wachstumsrate $\mu_{H,max,20}$ angesetzt.

Es wird deutlich, dass die Änderung von f_p eine vernachlässigbare Auswirkung auf die maximale Wachstumsrate der heterotrophen Bakterien hat, da die Absterberate im Vergleich zur Wachstumsrate relativ klein ist. Die positiven wie auch negativen Abweichungen liegen in dem hier betrachteten Bereich für f_p (0,05 und 0,30), der bewusst sehr weit gewählt wurde, maximal bei $\pm 3,0$ %. Die Genauigkeit der Bestimmung von $\mu_{H,max}$ hängt folglich nicht vom tatsächlich im Versuch sich einstellenden Bakterienzerfall und damit nicht vom gewählten Korrekturfaktor f_p ab.

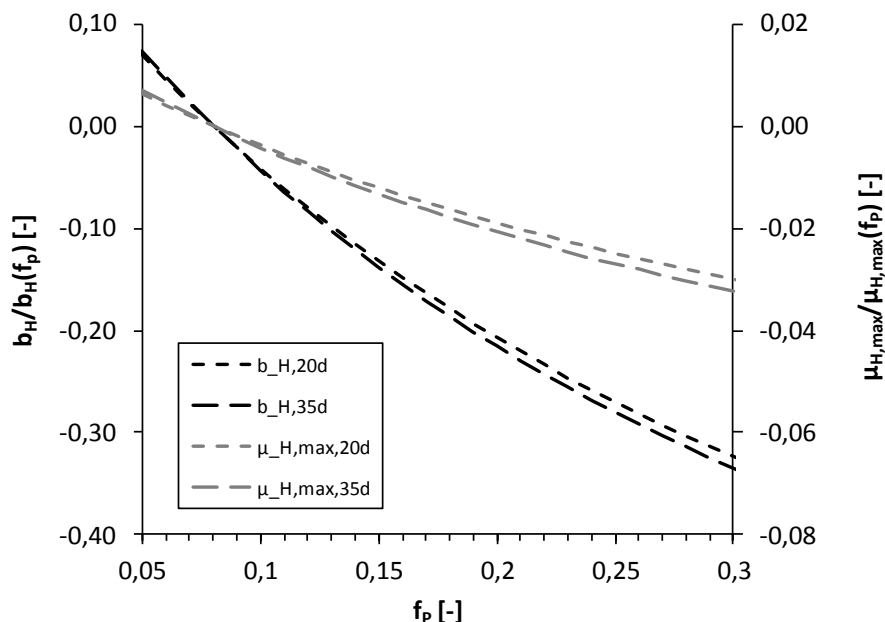


Abbildung 8.15: Einfluss des Anteils der inerten Zerfallsprodukte f_p auf die Absterberate $b_{H,20}$ und Wachstumsrate $\mu_{H,max,20}$ heterotropher Bakterien

Aus praktischen Gesichtspunkten ist allerdings mit dem Rückgang an verwertbaren Zerfallsprodukten mit einem Anstieg des Anteils der partikulär inerten Substanzen im Belebt-

schlamm zu rechnen, die über den Überschussschlamm aus dem System entfernt werden müssen.

Einfluss der Betriebsweise und der Versuchstemperatur auf die maximale Wachstumsrate

Der Vergleich mit Literaturangaben der Tabelle 3.3, S. 47 zeigt, dass die experimentell bestimmten maximalen heterotrophen Wachstumsraten im Spektrum der in der Literatur für kommunales Abwasser zu findenden Angaben liegen. Bornemann et al. (1998) rechnet mit einem Standardwert von $\mu_{H,max,20} = 4,0 \text{ d}^{-1}$ bei einer Schwankungsbreite zwischen $3,0 \text{ d}^{-1}$ und $6,0 \text{ d}^{-1}$. Sollfrank (1988) konnte bei seinen Untersuchungen lediglich einen Wert von $\mu_{H,max,20} = 1,5 \text{ d}^{-1}$ ermitteln. Dagegen geben Henze et al. (1987) Werte für $\mu_{H,max,20}$ von bis zu $13,3 \text{ d}^{-1}$ an. Letzterer Wert stellt in der Gesamtübersicht der in der Literatur eruierten maximalen Wachstumsraten jedoch eher eine Ausnahme dar, sodass die in den eigenen Untersuchungen ermittelten maximalen Wachstumsraten der heterotrophen Biomasse von $\mu_{H,max} = 5,032 \text{ d}^{-1}$ und $\mu_{H,max} = 4,580 \text{ d}^{-1}$ im oberen Bereich der zitierten Werte anzusiedeln sind.

Die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen spiegeln die in der Literatur vielfach beschriebene Fähigkeit des erhöhten Wachstumsvermögens der Biomasse bei diskontinuierlich betriebenen Belebungsanlagen wider (Dockhorn 1999; Oles 1991; Schreff 2001). Wie der Vergleich mit Untersuchungen, die explizit Belebtschämme aus SBR-Anlagen erforschten zeigt, liegen die hier ermittelten maximalen heterotrophen Wachstumsraten in einer ähnlichen Größenordnung. So nennt Oles (1991) einen Wert von $\mu_{H,max,20} = 5,6 \text{ d}^{-1}$ ($t_{TS} = 18 - 24 \text{ d}$). Dockhorn (1999) unterscheidet den S_{CSB} in drei unterschiedlich schnell abbaubare Fraktionen. Bei einem Schlammalter von 10 d ermittelte er maximale heterotrophe Wachstumsraten von jeweils $\mu_{H,max,15} = 4,86 \text{ d}^{-1}$ (Fraktion 1), $\mu_{H,max,15} = 2,60 \text{ d}^{-1}$ (Fraktion 2) und $\mu_{H,max,15} = 0,77 \text{ d}^{-1}$ (Fraktion 3). Umgerechnet auf $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$, entspricht dies, bei einem Temperatureinfluss von 7,2 % je $1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (ATV 2000) Werten von $\mu_{H,max,20} = 6,88 \text{ d}^{-1}$, $\mu_{H,max,20} = 3,68 \text{ d}^{-1}$ und $\mu_{H,max,20} = 1,09 \text{ d}^{-1}$.

Erwähnenswert scheint in diesem Zusammenhang, dass die Belebtschlämme der ersten Untersuchungsphase ($t_{TS} = 35 \text{ d}$) durchweg an niedrigere Abwassertemperaturen als die Versuchstemperatur adaptiert waren (vgl. Abbildung 8.1, S. 205).

Wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, ist allen Mikroorganismen gemeinsam, dass sie sich nur in einem bestimmten Temperaturbereich vermehren können. Je nach Lage des Temperaturoptimums unterscheiden Fuchs und Schlegel (2006) psychrophile, thermophile und mesophile Mikroorganismen. Tchobanoglous et al. (2003) geben den Temperaturtoleranzbereich und das Temperaturoptimum der am biologischen Abwasserreinigungsprozess beteiligten Mikroorganismen unter Berücksichtigung ihres Verhaltens in den unterschiedlichen Temperaturbereichen an. Psychrophile Bakterien weisen demnach ein Temperaturoptimum zwi-

schen 12 °C und 18 °C auf, wobei Temperaturen zwischen 10 °C und 30 °C toleriert werden. Mesophile Bakterien weisen Wachstumsoptima zwischen 25 °C und 40 °C auf. Der Toleranzbereich wird zwischen 20 °C und 50 °C genannt. Waren für den Abbau der ersten Versuchsphase ($t_{TS} = 35$ d) vornehmlich psychrophile Bakterien verantwortlich, verringerte ggf. die Versuchstemperatur von 20 °C das Wachstum in der Phase geringfügig.

Die messtechnisch bestimmten Hydrolysekonstanten liegen unwesentlich unter den Werten, die in der Literatur genannt werden. Oles (1991) bestimmte eine Hydrolyserate von $k_{h,20} = 2,0$ d⁻¹. Bornemann et al. (1998) nennen als Standardwert $k_{h,20} = 3,0$ d⁻¹, der allerdings im Bereich zwischen 1,0 d⁻¹ bis 10 d⁻¹ schwanken kann. Die im Rahmen der eigenen Untersuchungen gemessenen Hydrolysekonstanten für Belebtschlamm der SBR-Versuchsanlage zur aeroben biologischen Behandlung von Schwarzwasser liegen also im unteren Bereich der zitierten Werte.

8.1.5 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse

In Tabelle 8.6 sind die im untersuchten Schwarzwasser ermittelten CSB-Fractionen sowie die ermittelten stöchiometrischen und kinetischen Kenngrößen des heterotrophen Wachstums und deren Bestimmungsmethoden nochmals zusammengefasst. Im Vergleich ist die CSB-Fraktionierung nach Bornemann et al. (1999) sowie der Standardparametersatz der genannten Autoren angegeben.

Tabelle 8.6: Zusammenfassende Darstellung der in Laborversuchen ermittelten Daten der CSB-Fractionen und des heterotrophen Stoffwechsels im Vergleich zu den Standardwerten von Bornemann et al. (1999)

Parameter	Bezeichnung	Einheit	Bornemann et al. (1999)		Eigene Untersuchungen		Versuch
			Roh	Ablauf VK	$t_{TS} =$		
					35 d	20 d	
S_s	Gelöst schnell abbaubarer CSB	[%]	15	20	26,6	29,7	Respiration
S_i	Gelöst inerte CSB	[%]	5,0	7,0	8,1	7,7	Filtration, Trenngrenze 0,1 µm und Korrektur um Faktor 0,9
X_s	Partikulär langsam abbaubarer CSB	[%]	45	48	50,9	32,9	Respiration

Tabelle 8.6: (Fortsetzung)

Parameter	Bezeichnung	Einheit	Bornemann et al. (1999)		Eigene Untersuchungen		Versuch
			Roh	Ablauf VK	$t_{TS} =$		
					35 d	20 d	
X_i	Partikulär inerte CSB	[%]	15	10	12,2	27,4	Berechnet aus S_s , X_s , S_i und X_{BH}
X_{BH}	Anteil der aktiven heterotrophen Biomasse in CSB-Einheiten	[%]	20	15	2,3		Respiration
X_{BA}	Anteil der aktiven autotrophen Biomasse in CSB-Einheiten	[%]	0	0	0		Respiration
$Y_{H,20}$	Heterotropher Ertragskoeffizient	[g CSB _{Biom.} /g CSB _{abg.}]	0,60		0,74	0,73	Respiration und Analyse S_{CSB}
$b_{H,20}$	Heterotrophe Zerfallsrate	[d ⁻¹]	0,40		0,46	0,40	Langzeitstabilisierung
f_p	Partikuläre inerte Fraktion der Zerfallsstoffe	[-]	0,08		0,08		Literaturwert
$\mu_{H,max,20}$	Maximale Wachstumsrate der heterotrophen Mikroorganismen	[d ⁻¹]	4,0		5,03	4,58	Respiration
$k_{h,20}$	Maximale Hydrolyserate der heterotrophen Mikroorganismen	[d ⁻¹]	3,0		1,67	1,44	Respiration
$K_{CSB,20}$	Halbwertskoeffizient des heterotrophen Wachstums	[mg/L]	5,0		11,2	10,3	Respiration
$K_{O_2,20}$	Halbwertskoeffizient der Sauerstoffaufnahme der heterotrophen Mikroorganismen	[mg/L]	0,20		0,36		Respiration

8.2 Nitrifikation

8.2.1 Reinigungsleistung

Die Zyklusdauer wurde so gewählt, dass in den beiden Untersuchungsphasen immer eine vollständige Oxidation des der Versuchsanlage zufließenden $\text{NH}_4\text{-N}$ erreicht werden konnte. Das Zwischenprodukt der Nitrifikation, das $\text{NO}_2\text{-N}$ wurde dabei nicht immer vollständig in $\text{NO}_3\text{-N}$ überführt, wodurch im Ablauf vereinzelt leicht erhöhte $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen nachgewiesen wurden. Durch die nächtliche Intervallbelüftung erfolgte allerdings immer eine vollständige Oxidation des Rest-Nitrits, sodass keine Akkumulation im Reaktor beobachtet wurde.

Abbildung 8.16 zeigt exemplarisch den Verlauf der Konzentrationen von S_{NH_4} , S_{NO_2} und S_{O_2} während eines Zyklus aus der Versuchsphase I ($t_{\text{TS}} = 35$ d). Darüber hinaus ist der Verlauf des pH-Wertes dargestellt. Der Übersichtlichkeit wegen nicht abgebildet ist der Verlauf der S_{NO_3} -Konzentration. Der Vollständigkeit wegen werden sie aber in der nachfolgenden Erläuterung beschrieben.

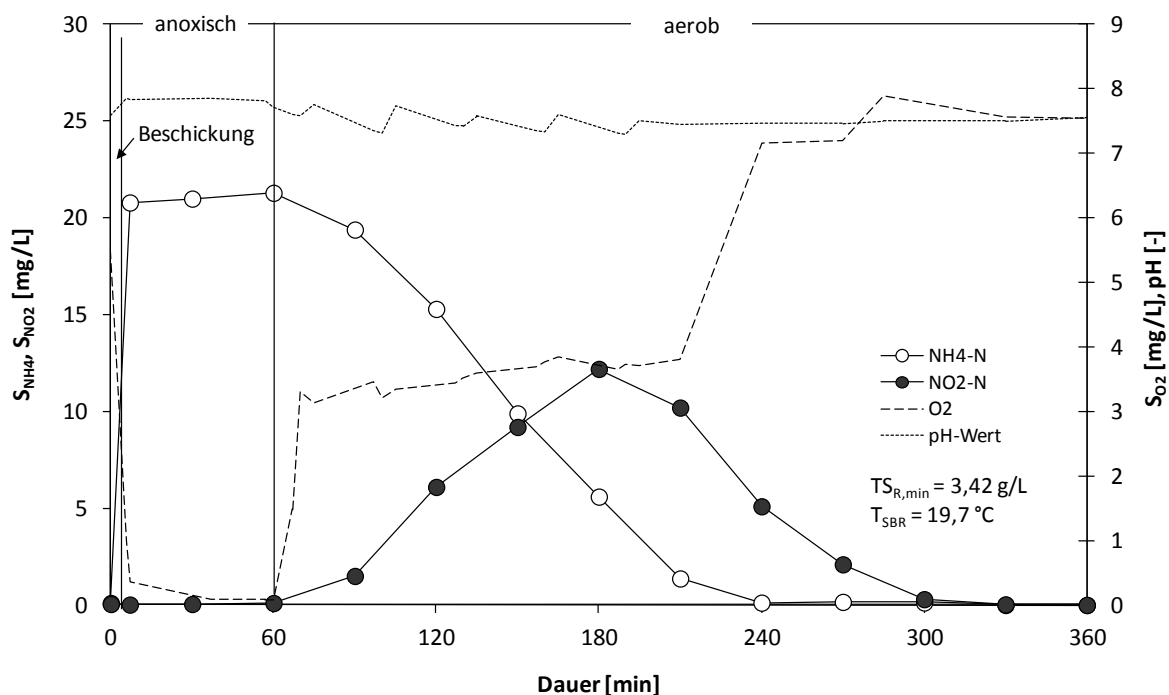


Abbildung 8.16: Verlauf der Konzentrationen von S_{NH_4} , S_{NO_2} , S_{O_2} und des pH-Wertes während der Reaktionszeit eines Zyklus bei einem Schlammalter von $t_{\text{TS}} = 35$ d

Mit Beschickung des SB-Reaktors steigen der pH-Wert sowie die S_{NH_4} -Konzentration im SB-Reaktor an. Infolge Verdünnung ist während der Beschickung ein geringfügiger Rückgang der S_{NO_3} -Konzentration zu verzeichnen. Aufgrund mangelnder Denitrifikation stagniert diese jedoch in der Folgezeit. Durch Ammonifikation organisch gebundenen Stickstoffs steigt die S_{NH_4} -Konzentration leicht an und erreicht am Ende der anoxischen Phase ihr Maximum.

Mit einsetzender Belüftung beginnt die Ammoniumoxidation. Infolge Nitrifikation steigt gleichzeitig die S_{NO_3} -Konzentration im SB-Reaktor an und die S_{NH_4} -Konzentration sinkt. Nach etwa 240 Minuten ist der zugeführte Ammonium-Stickstoff vollständig oxidiert. Allerdings akkumuliert zwischenzeitlich Nitrit-Stickstoff im Reaktor, sodass die vollständige Oxidation erst nach etwa 300 Minuten erfolgt. Dies bedeutet, dass die momentane Oxidationsgeschwindigkeit des Nitrit-Stickstoffs kleiner, als die des Ammonium-Stickstoffs ist. Teilweise ergaben sich in den untersuchten Zyklen S_{NO_2} -Konzentrationen von bis zu 20 mg/L. Dies entspricht, bei einem pH-Wert von 7,5 (Median beider Untersuchungsphasen) und einer Abwassertemperatur von 12,7 °C bis 24,9 °C, einer korrespondierenden Konzentration an HNO_2 -N von 4,0 µg/L bzw. 5,4 µg/L.

In Tabelle 8.7 sind die Stickstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf (Median-, Minimal und Maximalwerte) für beide Messphasen zusammengestellt.

Tabelle 8.7: Untersuchungsergebnisse der Stickstoffelimination der SBR-Anlage als Medianwerte (Werte im Klammer: Minimal- bzw. Maximalwerte)

Untersuchungsphase	Zulauf		Ablauf			
	C_{TKN} [mg/L]	S_{NH_4} [mg/L]	C_{TKN} [mg/L]	S_{NH_4} [mg/L]	S_{NO_3} [mg/L]	S_{NO_2} [mg/L]
I ($t_{TS} = 35$ d)	242 (189-354)	194 (152-287)	14,2 (12,1-19,1)	0,015 (n.n.-12,1)	182 (143-230)	0,750 (n.n.-9,7)
II ($t_{TS} = 20$ d)	211 (158-303)	169 (133-238)	11,0 (7,7-16,8)	0,100 (n.n.-1,41)	113 (77-311)	0,305 (n.n.-6,1)

Obwohl das Schwarzwasser durch hohe Stickstoffkonzentrationen gekennzeichnet war, konnte in beiden Untersuchungsphasen eine nahezu vollständige Nitrifikation mit C_{TKN} -Ablaufkonzentration von im Median 14,2 mg/L bzw. 11,0 mg/L erreicht werden. Tendenziell wurden mit dem „jüngeren“ Schlamm niedrigere Ablaufwerte hinsichtlich des TKN erzielt. Dieser lag nach biologischer Behandlung vollständig als organisch gebundener Stickstoff vor. NH_4 -N wurde nur in Ausnahmefällen in leicht erhöhten Konzentrationen ermittelt.

Die Reduktion des Schlammalters wirkte sich aber nicht nur auf die Ammoniumoxidation aus, sondern auch auf die Nitritoxidation. Aus dem Vergleich der Betriebsergebnisse lassen sich bei dem höheren Schlammalter im Median etwa doppelt so hohe S_{NO_2} -Konzentrationen ableiten als bei dem kürzeren Schlammalter. Die höheren Temperaturen führten hier anscheinend zu höheren Umsatzraten, die gleichzeitig mit den etwa 20 % niedrigeren Zulaufkonzentrationen zu insgesamt niedrigeren S_{NO_2} -Ablaufwerten führten. Offenbar war die Nitrifikation stärker temperaturbeeinflusst als die Nitritation.

Insgesamt kann aus den Betriebsergebnissen gefolgert werden, dass der „jüngere“ Schlamm Belastungsspitzen besser abfangen konnte als der „ältere“ Schlamm.

8.2.2 Kinetische und stöchiometrische Kenngrößen

Ziel der Untersuchungen war die Ermittlung der kinetischen und stöchiometrischen Kenngrößen des Stoffwechsels der Ammonium- und Nitritoxidanten in einer Schwarzwasser-Belbtschlamm-Biozönose. Für die Versuche wurde die im Versuchsreaktor gewachsene Mischbiozönose verwendet, in der beide Arten parallel existierten. Eine Quantifizierung deren jeweiligen Anteile erfolgte nicht. Aus diesem Grund wird im Rahmen der Arbeit auf die Angabe von Wachstumsraten hinsichtlich des autotrophen Stoffwechsels verzichtet. Hierzu müssten zu viele Annahmen getroffen werden, welche die Ergebnisse der Untersuchungen bzw. deren Richtigkeit in Frage stellen würden. Die Kinetik des autotrophen Stoffwechsels wird daher anhand der ermittelten Umsatzraten beschrieben.

8.2.2.1 Interpretation der Respirationsmessungen

Zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit der in den beiden Untersuchungsphasen gewachsenen Nitrifikanten wurden jeweils mehrere Versuchsreihen mit NH_4Cl oder NaNO_2 als Substrat unter Variation des Ammonium- und Nitritgehaltes durchgeführt. Ergänzend wurden in einigen Ansätzen die Konzentrationsverläufe an S_{NH_4} , S_{NO_2} und S_{NO_3} aufgezeichnet, sodass parallel die Nitrifikationsgeschwindigkeit über die Ammonium- bzw. Nitritabnahme ermittelt werden konnte.

Abbildung 8.17 zeigt beispielhaft die Messergebnisse eines aeroben Standversuches mit NH_4Cl als Substrat. Die Ausgangskonzentration an Ammonium-Stickstoff lag in diesem Fall bei 40 mg/L. Der dargestellte Kurvenverlauf kann als typisch angesehen werden.

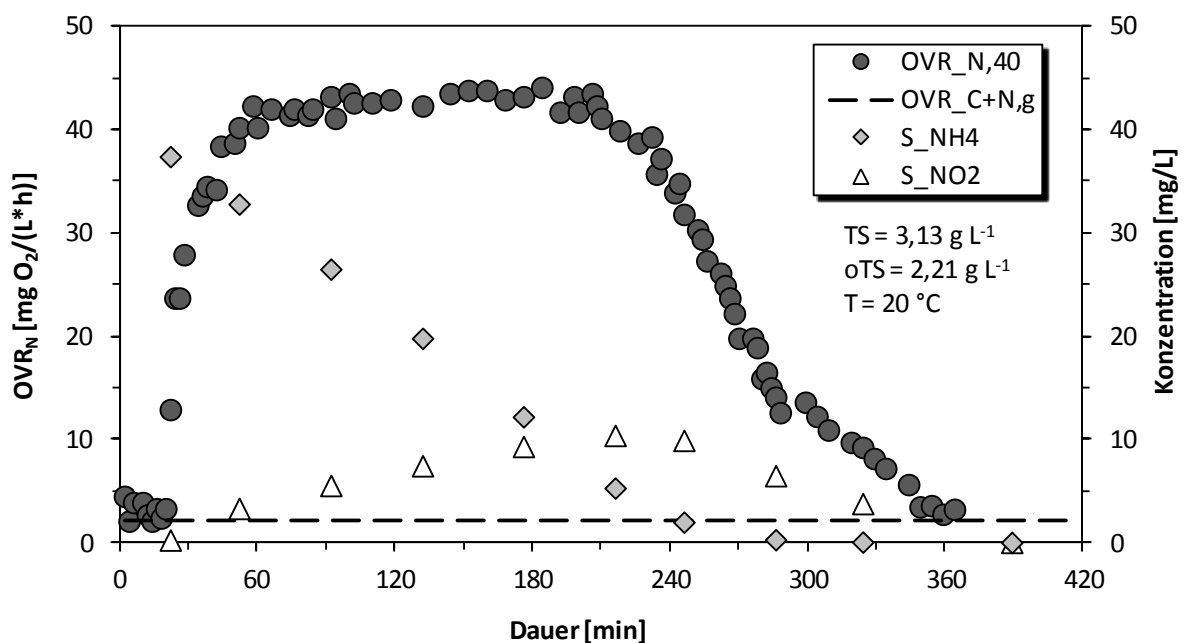


Abbildung 8.17: Ergebnisse eines aeroben Standversuches (Phase I, $t_{\text{TS}} = 35 \text{ d}$) mit $40 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$

Mit Substratzugabe steigt die Atmung allmählich an. Erst nach rd. 30 Minuten stellen sich maximale Atmungsraten ein, was durch Hydroxylamin-Oxidation erklärt werden kann (Kapitel 3.2.3.1). Die anschließende Plateauphase dauert im dargestellten Fall mehr als zwei Stunden an. Zeitgleich sind ein linearer Rückgang der S_{NH_4} -Konzentration und ein nahezu linearer Anstieg der S_{NO_2} -Konzentration zu verzeichnen. Mit Limitierung des Gehaltes an Ammonium-Stickstoff fällt die Atmungsgeschwindigkeit kontinuierlich ab (ca. 210 Minuten). Mit der vollständigen Oxidation des zugegebenen $\text{NH}_4\text{-N}$ (ca. 280 Minuten) erfährt die Atmungsrate einen Knick. Ab diesem Zeitpunkt ist nur noch der verbliebene $\text{NO}_2\text{-N}$ für den Sauerstoffverbrauch verantwortlich ist. Nach rd. sechs Stunden stellt sich wieder Grundatmung ein.

Die Konzentrationsverläufe an S_{NH_4} und S_{NO_2} sowie der Verlauf der Sauerstoffzehrung lassen, wie bereits anhand der Zyklusanalysen festgestellt wurde, den Schluss zu, dass die Nitritproduktion der Ammoniumoxidierer in der gewachsenen Belebtschlamm-Biozönose schneller verläuft als der Entzug durch die Nitritoxidierer. D.h. dass bei maximaler Sauerstoffzehrung die maximale Nitritationsrate $v_{\text{NH}_4,\text{max}}$ die momentane Nitratationsrate v_{NO_2} übersteigt. Die Nitratoxidierer werden offenbar gehemmt. Im Vergleich zur ungehemmten Nitritoxidation, wo die Nitritumsatzgeschwindigkeit bei Temperaturen kleiner 29 °C immer an die der Ammoniumumsatzgeschwindigkeit angepasst sein wird ($v_{\text{NH}_4,\text{max}} = v_{\text{NO}_2}$), kann folglich die im aeroben Standversuch unter Zugabe von NH_4Cl ermittelte maximale Sauerstoffzehrung $\text{OVR}_{\text{N,max}}$ nicht proportional zur Umsatzgeschwindigkeit der Ammoniumoxidierer angesehen werden. Es gilt:

$$\text{OVR}_{\text{N,max}} = v_{\text{NH}_4,\text{max}} \cdot i_{\text{NH}_4} + v_{\text{NO}_2} \cdot i_{\text{NO}_2} \quad \text{(Gleichung 8.5)}$$

i_{NH_4} :	spezifischer O_2 -Verbrauch der Ammoniumoxidation	[g O_2 /g $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{abgebaut}}$]
i_{NO_2} :	spezifischer O_2 -Verbrauch der Nitritoxidation	[g O_2 /g $\text{NO}_2\text{-N}_{\text{abgebaut}}$]
$v_{\text{NH}_4,\text{max}}$:	maximale Ammoniumumsatzgeschwindigkeit	[mg/(L·h)]
v_{NO_2}	momentane Nitritumsatzgeschwindigkeit	[mg/(L·h)]

Es ist folglich nicht möglich $v_{\text{NH}_4,\text{max}}$ bzw. v_{NO_2} direkt aus den Sauerstoffzehrungskurven mit Ammonium-Stickstoff als alleinigem Substrat zu ermitteln. Da kein Hemmstoff bekannt ist, der die Nitritoxidierer hemmt ohne dabei auch eine Wirkung auf die Ammoniumoxidierer auszuüben, wurde ein Umweg beschritten, welcher im nachfolgenden Abschnitt näher erläutert wird. Zusätzlich dienen die Respirationsmessungen, denen NH_4Cl als Substrat zugegeben wurde, zur Bewertung der Nitrifikation als Gesamtprozess, also der Nitritation inklusive der Nitratation. Alle darauf bezogenen Kenngrößen werden nachfolgend mit dem Index N gekennzeichnet.

Zudem fällt bei der Betrachtung der Abbildung 8.17 auf, dass sich nach vollständiger Oxidation des zugegebenen Ammonium-Stickstoffs eine steilere Neigung aus der aufgenommenen S_{NO_2} -Kurve ergibt. Dies legt die Vermutung nahe, dass in der ersten Phase, in der ein hoher Gehalt

an Ammonium im System vorhandenen ist, dieses oder dessen Dissoziationsprodukt, der Ammoniak für die Hemmung der Nitritoxidanten verantwortlich ist.

Aus den aeroben Standversuchen, denen NaNO_2 als Substrat zugegeben wurde, können die kinetischen Kenngrößen der Nitritoxidierer direkt ermittelt werden. Abbildung 8.18 zeigt beispielhaft den Verlauf der Sauerstoffzehrung infolge Nitratation (OVR_{NO_2}) und des sich ergebenden Konzentrationsprofils an S_{NO_2} eines Standversuches mit NaNO_2 als alleinigem Substrat. In dem dargestellten Fall wurde eine $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentration von 15 mg/L in den aeroben Standversuch dosiert. Zur Hemmung der Ammoniumoxidierer wurde ATH in einer Konzentration von 20 mg/L zugegeben.

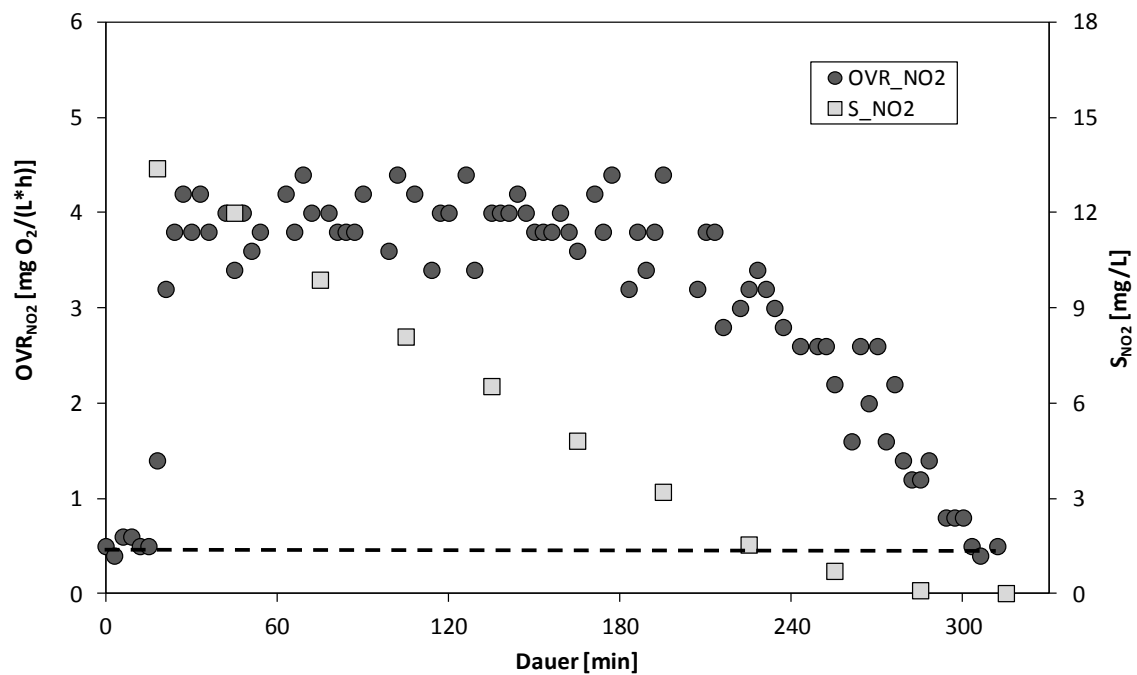


Abbildung 8.18: Ergebnisse eines aeroben Standversuches (Phase I, $t_{\text{TS}} = 35$ d) mit 15 mg $\text{NO}_2\text{-N/L}$

Im Gegensatz zum Versuch, in dem NH_4Cl zugegeben wurde, stellt sich unmittelbar nach NaNO_2 -Zugabe Maximalatmung ($\text{OVR}_{\text{NO}_2,\text{max}}$) ein, die über einen Zeitraum von rd. drei Stunden konstant verläuft. Mit zunehmender Substratlimitierung fällt die Sauerstoffzehrung allmählich ab und erreicht nach einer Versuchsdauer von etwa fünf Stunden wieder die Grundatmung der heterotrophen Organismen und der Nitritoxidierer.

Bei der Auswertung der Versuche ergaben sich Probleme bei der Bilanzierung des Stickstoffs, da die Konzentration an Nitrat-Stickstoff über den Versuchsverlauf starken Schwankungen unterlag. Es gelang teilweise nicht anhand der Messwerte eine schlüssige Bilanz zu erstellen, sodass auf die Darstellung der S_{NO_3} -Kurven verzichtet wird und die nachfolgend diskutierten Kenngrößen, wie z.B. der spezifische Sauerstoffbedarf oder der Ertragskoeffizient, auf das jeweils oxidierte Substrat bezogen werden.

Zusätzlich zu den Versuchsreihen mit Monosubstraten wurde wöchentlich die Betriebsatmung der im Versuchsreaktor gewachsenen Biozönose mittels Schwarzwasser aufgezeichnet. Abbildung 8.19 zeigt die Ergebnisse zweier paralleler Messungen von $OVR_{C,s}$ (mit ATH) und $OVR_{C+N,s}$ (ohne ATH).

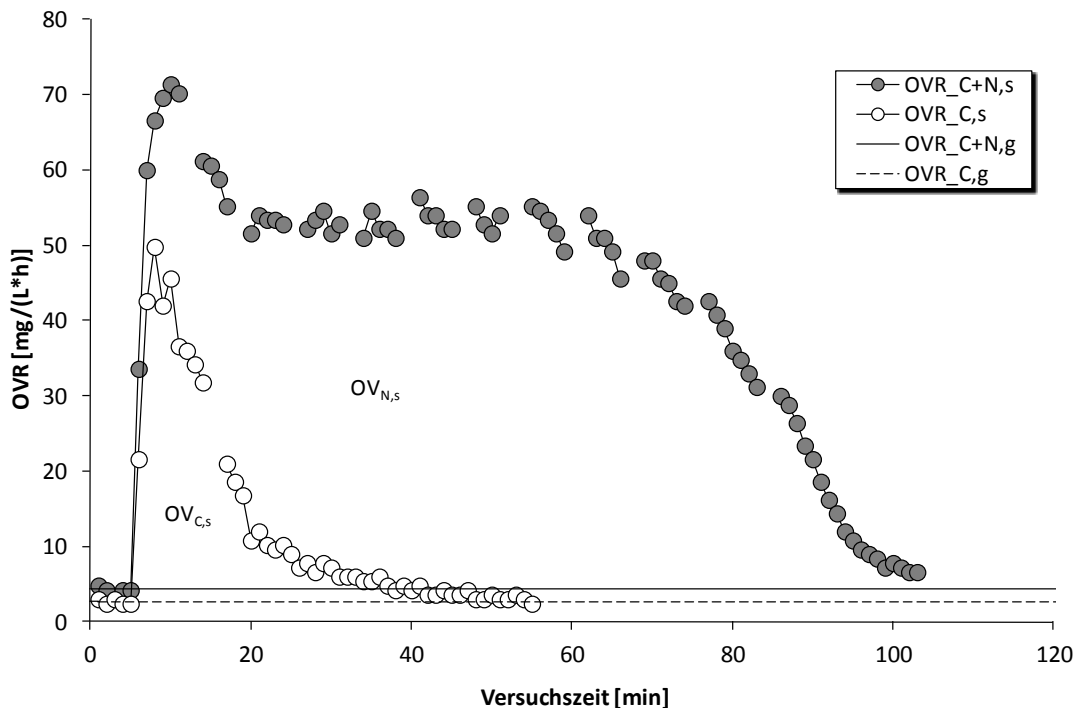


Abbildung 8.19: Ergebnisse zweier paralleler aerober Standversuche (Phase I, $t_{TS} = 35$ d) zur Ermittlung der Stickstoffsubstratmung $OVR_{N,s}$ ($TS = 3,21$ g/L, $oTS = 1,90$ g/L)

Wie aus Abbildung 8.19 erkennbar ist, verlaufen beide Zehrungskuren zunächst synchron. In dieser Versuchsphase resultiert der Sauerstoffverbrauch vornehmlich aus der Oxidation der im Schwarzwasser enthaltenen leicht abbaubaren organischen Substanzen und weniger aus der Nitrifikation. Mit Überwindung der anfänglichen „Lag-Phase“ steigt der Anteil der autotrophen Organismen am Sauerstoffverbrauch an. Mit vollständiger Oxidation des S_s erfährt $OVR_{C,s}$ langsam bis zur endogenen Atmung aus. Zeitgleich stellt sich im weiteren Versuchsverlauf ein nahezu konstantes Plateau der Gesamtatmung $OVR_{C+N,s}$ ein.

Weiterhin ersichtlich ist, dass die Atmungsaktivität der heterotrophen Organismen deutlich vor der der autotrophen Organismen zu Ende geht. Ca. 30 bis 40 Minuten nach Substratzugabe wird die Sauerstoffzehrung nur noch durch die Stoffwechselaktivität der autotrophen Biomasse hervorgerufen. Das sich im Versuchsverlauf ohne ATH abzüglich der Grundatmung einstellende Atmungsplateau kennzeichnet folglich die sich entsprechend dem Zulauf einstellende Substratatmung $OVR_{N,s}$, welche der maximalen Stickstoffatmung $OVR_{N,max}$ gleichkommt.

Die in Abbildung 8.19 mit OV_N gekennzeichnete Fläche spiegelt dabei den Sauerstoffverbrauch unter Betriebsbedingungen infolge Nitrifikation, die mit OV_C gekennzeichnete Fläche die der Kohlenstoffelimination wieder.

8.2.2.2 Sauerstoffbedarf

Der spezifische Sauerstoffbedarf der Nitrifikanten i_{NH_4} bzw. i_{NO_2} kennzeichnet den Proportionalitätsfaktor zwischen Sauerstoffverbrauch und oxidiertem Substrat (Bergeron 1978). Zur exakten Bestimmung der Nitrifikationsraten $v_{\text{N,max}}$, $v_{\text{NH}_4,\text{max}}$, $v_{\text{NO}_2,\text{max}}$ und v_{NO_2} war es zunächst erforderlich, diese experimentell zu ermitteln.

Die Ermittlung von i_{NO_2} erfolgte mittels Sauerstoffzehrungskurven, in denen NaNO_2 als Substrat zu gegeben wurde und parallel die Substratzehrung aufgezeichnet wurde. Die spezifische Sauerstoffverbrauchrate der Nitrooxidanten ergibt sich dann aus dem Quotienten des Sauerstoffverbrauchs infolge Nitratation (OV_{NO_2}) zum oxidierten Nitrit-Stickstoff (ΔS_{NO_2}):

$$i_{\text{NO}_2} = \frac{\int \text{OV}_{\text{NO}_2,\text{netto}}}{\Delta S_{\text{NO}_2}} \quad (\text{Gleichung 8.6})$$

i_{NO_2} :	spezifischer Sauerstoffverbrauch der Nitrit-oxidierer	[g O ₂ /g NO ₂ -N _{oxidiert}]
$\text{OV}_{\text{NO}_2,\text{netto}}$	Netto-Sauerstoffverbrauch der Nitritoxidanten	[mg O ₂ /(L·h)]
ΔS_{NO_2}	im Versuch oxidiertes Nitrit-Stickstoff	[mg/L]

Zur Bestimmung des spezifischen Sauerstoffverbrauchs der Ammoniumoxidanten i_{NH_4} wurde auf Respirationsmessungen zurückgegriffen, in denen NH_4Cl als Substrat eingesetzt wurde und ergänzend die Konzentrationsverläufe an S_{NH_4} und S_{NO_2} aufgezeichnet wurden. Die Auswertung erfolgte mit dem Teil der Respirationsmessung, in welchem maximaler Sauerstoffverbrauch ($\text{OVR}_{\text{N,max}}$) vorherrschte. Entsprechend den Erläuterungen der vorangegangenen Kapitel wird in dieser Phase maximaler Ammoniumumsatz ($v_{\text{NH}_4,\text{max}}$) unterstellt.

Der Vorgehensweise liegt die Beobachtung zu Grunde, dass im aeroben Standversuch mit NH_4Cl als Substrat ab einem gewissen Zeitpunkt der Ammoniumumsatz und der momentane Nitritumsatz mit konstanter Geschwindigkeit abläuft, also über einen bestimmten Zeitraum keinen Schwankungen unterliegt.

Abbildung 8.20 verdeutlicht diesen Zusammenhang. Exemplarisch dargestellt sind der Verlauf der Messwerte für S_{NH_4} und S_{NO_2} sowie die daraus berechneten Umsatzraten der Nitritation $v_{\text{NH}_4,\text{max}}$ und der Nitratation v_{NO_2} für den in Abbildung 8.17, S. 239 dargestellten aeroben Standversuch.

Die Darstellung verdeutlicht zunächst nochmals die sich infolge Hydroxylum-Oxidation ergebene zeitliche Verzögerung, bis sich $v_{\text{NH}_4,\text{max}}$ einstellt. Anschließend verläuft die Nitritation bis zum Erreichen geringer S_{NH_4} -Konzentration nach einer Reaktion 0. Ordnung. Die Nitratation zeigt dagegen zunächst über einen längeren Zeitraum eine langsame Zunahme der Umsatzrate. Dies kann durch die gleichzeitige Steigerung der Substratkonzentration (S_{NO_2}) erklärt werden. Bei S_{NO_2} -Konzentrationen von etwa 10 mg/L erreicht v_{NO_2} ein erstes Maximum und verläuft anschließend ebenfalls nach einer Reaktion 0. Ordnung. Mit zurückgehender S_{NO_2} -

Konzentration steigt die Nitritumsatzrate auf ein höheres Niveau an und erlangt zu dem Zeitpunkt, in dem kein $\text{NH}_4\text{-N}$ mehr vorhanden ist, ihr Maximum.

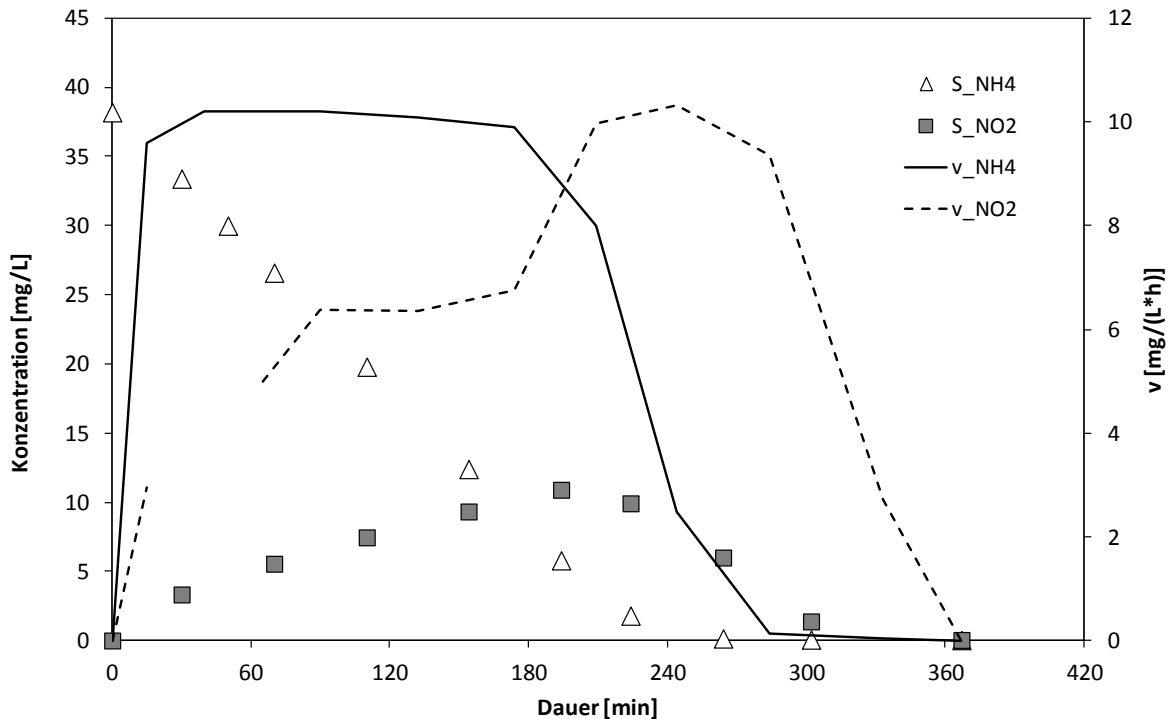


Abbildung 8.20: Konzentrationsverläufe sowie berechnete Umsatzraten eines aeroben Standversuches (Phase II, $t_{\text{TS}} = 35$ d) mit $40 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$

Dies bedeutet, dass für den Zeitraum, in dem beide Reaktionen mit konstanter Umsatzrate ablaufen, anhand der aktuell vorherrschenden Ammoniumumsatzgeschwindigkeit ($v_{\text{NH}_4, \text{max}}$) der Anteil der Sauerstoffzehrung infolge $\text{NH}_4\text{-N}$ -Oxidation ($\text{OVR}_{\text{NH}_4, \text{max}}$) an der Gesamtsauerstoffzehrung ($\text{OVR}_{\text{N}, \text{max}}$) und damit i_{NH_4} ermittelt werden kann. Hierzu wird von der letzten im Zeitraum der Maximalatmung gemessenen S_{NH_4} -Konzentration ausgehend, jeweils die vorherige S_{NH_4} -Konzentration errechnet. Bei bekannten $v_{\text{NH}_4, \text{max}}$ wird dabei i_{NH_4} solange variiert, bis sich eine möglichst gute Kurvenanpassung der gemessenen und der berechneten Konzentrationen ergibt. Die Berechnung von $v_{\text{NH}_4, \text{max}}$ erfolgte dabei durch Auswertung der Tangentenrichtung der sich im Versuch einstellenden S_{NH_4} -Abbaukurve (s.u.).

Analog können für diesen Zeitraum i_{NO_2} und v_{NO_2} anhand der sich einstellenden Nitritanreicherung berechnet werden. In diesem Fall muss allerdings von der ersten S_{NO_2} -Konzentration nach Erreichen der Maximalatmung ausgehend vorwärts gerechnet werden. Abbildung 8.21 zeigt beispielhaft die Auswertung der in Abbildung 8.17 und Abbildung 8.20 dargestellten Respirationsmessung.

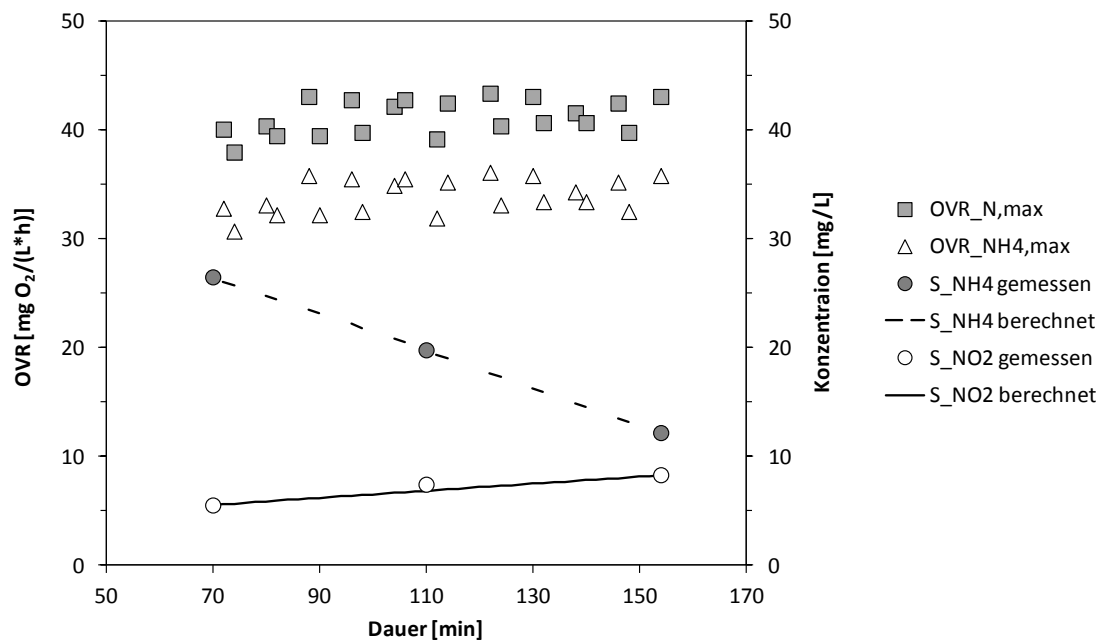


Abbildung 8.21: Gemessene und errechnete $S_{NH_4^-}$ und $S_{NO_2^-}$ -Konzentration, gemessene Gesamtstickstoffatmung $OVR_{N,max}$ und errechnete Ammoniumatmung $OVR_{NH_4,max}$

Die so ermittelten spezifischen Sauerstoffverbrauchswerte sind Tabelle 8.8 zu entnehmen. Da keine Abhängigkeit vom untersuchten Schlammalter festgestellt wurde, erfolgt die Angabe der Minimal-, Maximal- und Medianwerte für den gesamten Betrachtungszeitraum.

Tabelle 8.8: Zusammenstellung der ermittelten spezifischen Sauerstoffverbrauchswerte der Nitrifikation, Nitritation und Nitratation

	Spezifischer Sauerstoffverbrauch		
	i_N [g O ₂ /g N _{oxidiert}]	i_{NH_4} [g O ₂ /g NH ₄ ⁻ -N _{oxidiert}]	i_{NO_2} [g O ₂ /g NO ₂ ⁻ -N _{oxidiert}]
Minimalwert	4,13	3,12	1,02
Maximalwert	4,37	3,30	1,12
Medianwert	4,28	3,23	1,05
Anzahl Messwerte	6	6	12

Gemäß Gleichung 3.21, S. 41, erfordert die vollständige Oxidation der Ammoniumionen zu Nitrationen zwei Mol Sauerstoff. Demnach beträgt das CSB-Äquivalent von Ammonium 4,57 g O₂/g NH₄-N. Für die Nitritation (Gleichung 3.19, S. 41) bzw. Nitratation (Gleichung 3.20, S. 41) ergeben sich jeweils CSB-Äquivalente von 3,43 g O₂/g NH₄-N bzw. 1,14 g O₂/g NO₂-N.

Gegenüber den theoretischen Werten ergeben sich bei den eigenen Untersuchungen geringere spezifische Sauerstoffverbrauchsraten, die bezogen auf die stöchiometrischen Werte

um 6 % bis 7 % kleiner sind. Dies kann einerseits auf erhöhte Wachstumsvorgänge der nitrifizierenden Biomasse zurückgeführt werden, wodurch sich der spezifische Sauerstoffverbrauch erhöht. Nähere Erläuterungen hierzu werden in Kapitel 8.2.2.4 gegeben. Zudem wird Stickstoff in die Biomasse eingelagert, sodass sich der spezifische Sauerstoffverbrauch bezogen auf das oxidierte Substrat vermindert.

Bergeron (1978) gibt für den Gesamtprozess der Nitrifikation einen spezifischen Sauerstoffbedarf von 4,34 g O₂/g N an. Für die Nitritation nennt er einen Wert von 3,22 g O₂/g NH₄-N und für die Nitratation einen Wert von 1,12 g O₂/g NO₂-N. Untersuchungen von Ciudad et al. (2006) ergaben spezifische Sauerstoffverbräuche von 4,2 g O₂/g N, 3,0 g O₂/g NH₄-N und 1,1 g O₂/g NO₂-N. Die gefundenen Werte der eigenen Untersuchungen liegen somit in dem Bereich, der auch von anderen Autoren experimentell für kommunalen Belebtschlamm bestimmt wurde.

Tabelle 8.9 fasst die ermittelten spezifischen maximalen Sauerstoffverbrauchsraten zusammen. Für den Gesamtprozess der Nitrifikation ist zusätzlich der Vergleich zu den Werten der Betriebsatmung angegeben.

Tabelle 8.9: Zusammenstellung der ermittelten spezifischen maximalen Sauerstoffverbrauchsraten der Nitrifikation im Vergleich zur Betriebsatmung

	OVR _{N,max} / OVR _{N,s} [mg O ₂ /(g oTS·h)]		OVR _{NH₄,max} [mg O ₂ /(g oTS·h)]		OVR _{NO₂,max} [mg O ₂ /(g oTS·h)]	
	t _{TS} = 35 d	t _{TS} = 20 d	t _{TS} = 35 d	t _{TS} = 20 d	t _{TS} = 35 d	t _{TS} = 20 d
Minimalwert	14,5 / 14,4	18,1 / 17,5	12,5	16,0	2,12	2,95
Maximalwert	22,5 / 22,2	29,3 / 26,0	15,3	17,3	3,59	3,42
Medianwert	17,4 / 14,7	21,3 / 21,1	13,6	16,4	3,45	3,34
Anzahl der Messwerte	6 / 12	6 / 12	3	5	3	5

Die Werte verdeutlichen zunächst, dass der Schlamm mit dem höheren Schlammalter tendenziell weniger atmungsaktiv ist als der mit dem geringeren Schlammalter. Lediglich für den Prozessschritt der Nitratation werden für beide Schlammalter spezifische Atmungsraten in der gleichen Größenordnung ermittelt. Offenbar wird die Stoffwechselaktivität der Nitritoxidenten nicht vom Schlammalter beeinflusst, wohingegen bei den Ammoniumoxidanten eine positive Korrelation zwischen Schlammalter und Atmungs- und damit der Stoffwechselaktivität besteht.

Weiterhin wird anhand der in Tabelle 8.9 angegebenen spezifischen Sauerstoffverbrauchsraten der Nitrifikation ersichtlich, dass die autotrophe Biomasse der gewachsenen Belebtschlamm-biozönose unter Betriebsbedingungen kaum noch bzw. kein zusätzliches Substrat verwerten

können. Belastungsstöße führen folglich zu keiner weiteren Erhöhung der Stoffwechselaktivität, sondern zu einer Erhöhung an nicht verwertetem Substrat. Dies lässt sich in Einklang mit den Ergebnissen der Messungen der Stickstoffablaufkonzentrationen bringen, die bei dem älteren Schlammalter höher waren.

8.2.2.3 Umsatzraten und Halbwertskonstanten

Die Ermittlung der maximalen Umsatzraten und der Halbwertskonstanten des autotrophen Stoffwechsels erfolgt anhand der in Kapitel 5.3.4 dargelegten Methodik. Die Gleichungen 8.1 bis 8.4 können dabei sinngemäß auf die Nitrifikation übertragen werden.

Gesamt-Nitrifikation

Es wurden jeweils sechs Versuchsreihen mit verschiedenen Ausgangskonzentrationen an $\text{NH}_4\text{-N}$ durchgeführt. Die initialen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen lagen zwischen 1,0 mg/L und 80 mg/L. Abbildung 8.22 stellt Kurvenverläufe der Sauerstoffzehrung einer Versuchsreihe für $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ausgangskonzentrationen von 1,0, 3,0, 5,0, 10, 40 und 80 mg/L zusammen.

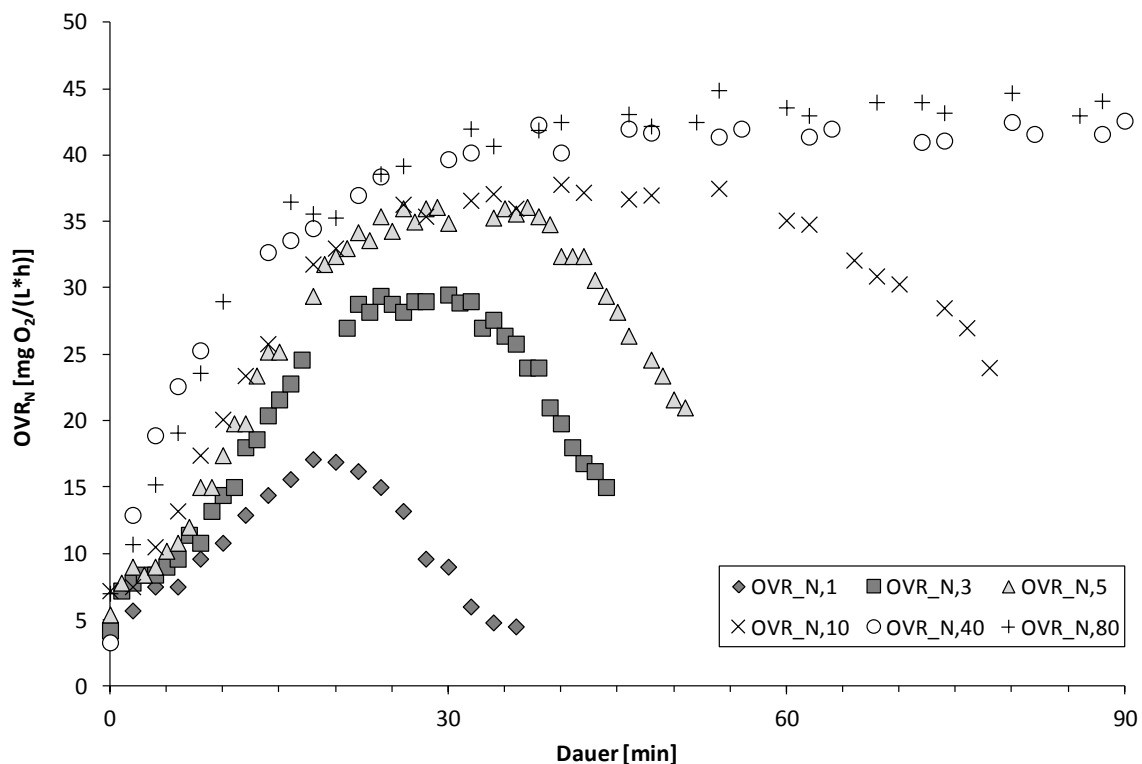


Abbildung 8.22: Kurvenverläufe von OVR_N einschließlich der $\text{OVR}_{C+N,g}$ ($t_{TS} = 35$ d) für verschiedene Ausgangskonzentrationen an $\text{NH}_4\text{-N}$ ($TS = 3,68$ g/L, $\sigma_{TS} = 2,21$ g/L)

Charakteristisch ist die zunehmende Anfangszehrung mit zunehmender Ausgangskonzentration. In Abhängigkeit der im Respirometer eingestellten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration dauert es nach Substratzugabe ca. 15 bis 30 Minuten, bis die „Lag-Phase“ überwunden ist. Bereits bei einer

NH₄-N-Konzentration von 3,0 mg/L ergibt sich eine ausgeprägte Plateauphase mit einer konstanten Sauerstoffzehrung, die über einen Zeitraum von 10 bis 15 Minuten andauert. Dies bedeutet, dass die der vorgelegten NH₄-N-Konzentration entsprechende Stickstoffatmung erreicht ist. Bei der Zugabe einer NH₄-N-Konzentration von 1,0 mg/L ist dagegen die Menge an dosiertem Ammonium zu gering, sodass das Substrat bereits veratmet ist, bevor sich die entsprechende Stickstoffatmung einstellen kann. Bei der Auswertung wurden daher die Atmungsraten, die mit NH₄-N-Konzentrationen kleiner 3,0 mg/L erzielt wurden vernachlässigt.

Zur Bestimmung der Abhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs der autotrophen Organismen von der zugegebenen NH₄-N-Konzentration wurden LINEWEAVER-BURK-Linearisierungen vorgenommen. Die grafische Darstellung der Abbildung 8.23 (links) zeigt, dass die Linearisierung mit einer sehr guten Genauigkeit ($r^2 = 0,993$) möglich ist. Eine Hemmung der Nitrifikation kann, wie auch bereits Abbildung 8.22 verdeutlicht, für den untersuchten Konzentrationsbereich nicht abgeleitet werden. Die Einbindung aller Messwerte in die MICHAELIS-MENTEN-Kurve zeigt Abbildung 8.23 (rechts).

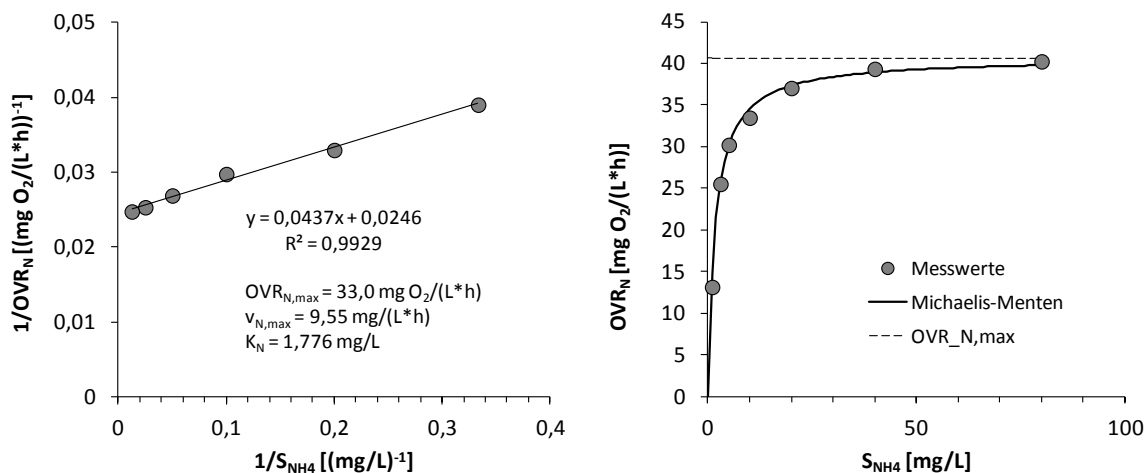


Abbildung 8.23: Bestimmung des Sättigungsbeiwertes K_N und der maximalen Stickstoffumsatzrate $v_{N,max}$ bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d und einer Versuchstemperatur von 20 °C

Die maximale Umsatzrate der autotrophen Organismen $v_{N,max}$ ergibt sich aus dem Quotienten der maximalen Sauerstoffverbrauchsrate $OVR_{N,max}$ und der zuvor bestimmten spezifischen Sauerstoffverbrauchsrate der Nitrifikation i_N . Tabelle 8.10 fasst die ermittelten Umsatzraten $v_{N,max}$ und Halbwertscoeffizienten K_N der Gesamt-Nitrifikation der untersuchten Schwarzwasser-Belebtschlamm-Biozönose zusammen.

Die maximale Umsatzrate des „jüngeren“ Schlammes ist höher als die des „älteren“ Schlammes. Der Medianwert von $5,03\text{ mg}/(\text{g oTS}\cdot\text{h})$ bei dem Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d liegt um 20 % höher als bei dem Schlammalter von 35 d, wo die maximale Umsatzrate im Median $4,19\text{ mg}/(\text{g oTS}\cdot\text{h})$ beträgt. Die bereits zuvor geäußerte Vermutung, dass der Schlamm bei dem kürzeren Schlammalter Belastungstöße besser abfangen kann, wird somit bestätigt.

Tabelle 8.10: Zusammenstellung der ermittelten kinetischen Konstanten der Gesamt-Nitrifikation (T = 20 °C, pH = 7,5 ± 0,2)

	$v_{N,max}$ [mg/(g oTS·h)]		K_N [mg/L]	
	$t_{TS} = 35$ d	$t_{TS} = 20$ d	$t_{TS} = 35$ d	$t_{TS} = 20$ d
Minimalwert	3,40	4,14	1,71	1,48
Maximalwert	5,20	6,92	2,29	3,51
Medianwert	4,19	5,03	1,90	1,82
Anzahl der Messwerte	6		6	

Dagegen liegen die Halbwertskonzentrationen bei Betrachtung des Medianwertes, unabhängig vom Schlammalter in der gleichen Größenordnung. Mit Konzentrationen von im Median 1,90 mg/L bzw. 1,82 mg/L liegen die Werte in dem aus der Literatur für kommunales Abwasser bekannten Bereich (vgl. Kapitel 3.2.3.1). Dennoch sind sie gegenüber den Standardwerten von z.B. Bornemann et al. (1998) oder Henze et al. (2002) als tendenziell höher einzustufen.

Die momentanen Nitrationsraten v_{NO_2} liegen für das höhere Schlammalter zwischen 2,85 mg/(g oTS·h) und 2,99 mg/(g oTS·h) und für das kürzere Schlammalter zwischen 2,20 mg/(g oTS·h) und 2,69 mg/(g oTS·h), also erwartungsgemäß immer unterhalb der Geschwindigkeiten der Gesamtreaktion.

Nitritation

Zur Bestimmung der kinetischen Kenngrößen $v_{NH_4,max}$ und K_{NH_4} wurden die sich in den Respirationmessungen ergebenden S_{NH_4} -Konzentrationsprofile und die daraus errechneten Umsatzraten v_{NH_4} unter Anwendung grafischer Verfahren ausgewertet. Ergänzend ist anzumerken, dass hierfür die Umsatzraten der „Lag-Phase“ vernachlässigt wurden.

Die Ergebnisse eines Abbauersuches sowie die Einpassung der Messwerte in die MICHAELIS-MENTEN-Kurve sind in Abbildung 8.24 dargestellt.

Es zeigt sich im abgebildeten Fall in der linearisierten Darstellung der MICHAELIS-MENTEN-Gleichung eine hohe Genauigkeit ($R^2 = 0,999$). Alle Messwerte, auch die niedrigsten, ordnen sich auf einer Geraden an. Nicht alle S_{NH_4} -Abbaukurven ließen sich allerdings mit dieser Exaktheit beschreiben. Die Anpassung von Messwerten mit S_{NH_4} -Konzentration kleiner 0,15 mg/L sowie die daraus resultierenden Umsatzraten waren häufig nicht optimal. In diesem Konzentrationsbereich sind die eingesetzten Analysemethoden mit sehr starken Ungenauigkeiten behaftet. Bei diesen niedrigen Substratkonzentrationen sind die verminderten

Umsatzraten folglich nicht zwingend enzymkinetisch begründet, sondern ggf. auch auf die fehlende Messgenauigkeit zurückzuführen. Teichgräber (1988) vermutet zudem, dass bei sehr geringen Konzentrationen Diffusionsvorgänge zwischen der Wasserphase, in welcher die Konzentration gemessen wird, und dem Inneren der Belebtschlammflocke wesentlich für die Umsatzraten verantwortlich sind.

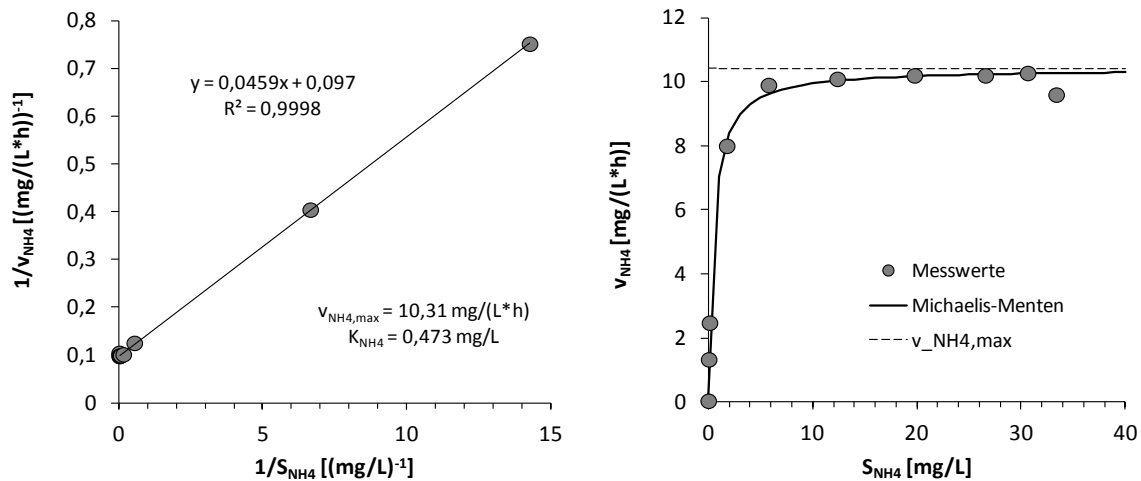


Abbildung 8.24: Bestimmung des Sättigungsbeiwertes K_{NH_4} und der maximalen Stickstoffumsatzrate $v_{NH_4,max}$ bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d anhand von S_{NH_4} -Abbaukurven

Die in der Literatur angegebenen Halbwertskonstanten der Ammoniumaufnahme K_{NH_4} schwanken in einem sehr weiten Bereich. Nowak (1998) nennt hier eine Bandbreite von 5 Zehnerpotenzen, die von $1,0 \mu\text{g/L}$ bis hin zu 13 mg/L reicht. Wenn keine Hemmung vorliegt, betragen bei kommunalen Belebungsanlagen nach Nowak (1998) die K_{NH_4} -Werte bei Temperaturen von $20 \text{ }^\circ\text{C}$ überwiegend kleiner $1,0 \text{ mg/L}$. Er erachtet bei ungehemmter Ammoniumoxidation sogar Halbwertskonzentrationen der nitrifizierenden Biomasse von unter $0,5 \text{ mg/L}$ für wahrscheinlich.

Hieraus resultiert, dass die Nitritation in weiten Bereichen einer Reaktion 0. Ordnung folgt und erst bei S_{NH_4} -Konzentrationen kleiner $1,0 \text{ mg/L}$ substratlimitiert ist. Um im Bereich des vermuteten K_{NH_4} -Wertes, dem absteigenden Ast der Atmungskurve (vgl. Abbildung 8.17, S. 239), mindestens drei Wertepaare zu erfassen, wurde eine engmaschige Beprobung in einem Raster von 15 bis 20 Minuten gewählt. Hierdurch wurde sichergestellt, dass der enzymkinetische Ansatz nach MICHAELIS-MENTEN zur Beschreibung der konzentrationsabhängigen Umsatzrate anhand der gewählten Methodik anwendbar ist. Um Unsicherheiten bei der Auswertung zu reduzieren, wurden generell S_{NH_4} -Konzentrationen kleiner $0,2 \text{ mg/L}$ vernachlässigt.

Die Bestimmung der Halbwertskonzentration der Nitritation K_{NH_4} ergab für das Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d mit im Median $0,48 \text{ mg/L}$ einen höheren Wert gegenüber dem Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d, wo im Median ein Wert von $0,37 \text{ mg/L}$ ermittelt wurde (Tabelle 8.11). Eine Abhängigkeit vom Schlammalter wird aufgrund der Charakteristik des K_S -Wertes, der die

Affinität zwischen Substrat und Enzym beschreibt, allerdings nicht unterstellt. Die Werte liegen in dem von Nowak (1998) genannten Bereich der ungehemmten Ammoniumoxidation, womit in der Schwarzwasser-Belebtschlamm-Biozönose erst ab $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen kleiner 1,0 mg/L ein signifikanter Rückgang der Nitrationsrate zu erwarten ist.

Tabelle 8.11: Zusammenstellung der ermittelten kinetischen Konstanten der Nitrifikation

	$v_{\text{NH}_4, \text{max}, 20}$ [mg/(g oTS·h)]		$K_{\text{NH}_4, 20}$ [mg/L]	
	$t_{\text{TS}} = 35 \text{ d}$	$t_{\text{TS}} = 20 \text{ d}$	$t_{\text{TS}} = 35 \text{ d}$	$t_{\text{TS}} = 20 \text{ d}$
Minimalwert	3,84	3,18	0,41	0,33
Maximalwert	4,70	6,81	0,76	1,01
Medianwert	4,00	4,58	0,48	0,37
Anzahl der Messwerte	3	5	3	5

Die maximalen Umsatzraten $v_{\text{NH}_4, \text{max}}$ betragen 4,00 mg/(g oTS·h) bzw. 4,58 mg/(g oTS·h). Vergleicht man die Werte mit denen der Gesamt-Nitrifikation, zeigt sich die gleiche Tendenz mit höheren Umsatzraten bei dem geringeren Schlammalter.

Nitrifikation

Zur Ermittlung der Halbwertskonstante der Nitrifikation K_{NO_2} und der maximalen Nitrifikationsgeschwindigkeit $v_{\text{NO}_2, \text{max}}$ wurden je Schlammalter fünf Versuchsreihen gefahren, in denen verschiedene Konzentrationen an Nitrit-Stickstoff im Bereich von 1,0 mg/L bis 40 mg/L in den Respirometer dosiert wurden. Die Versuchsreihen ergaben sehr unterschiedliche, aber charakteristische Formen der MICHAELIS-MENTEN-Kurve.

Abbildung 8.25 und Abbildung 8.26 zeigen beispielhaft die grafische Auswertung der Messergebnisse für das Schlammalter von $t_{\text{TS}} = 35 \text{ d}$, wo in allen Versuchsreihen mit zunehmender $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentration rückläufige Sauerstoffzehrungsraten festgestellt wurden. Dieser Effekt trat dabei bei sehr unterschiedlichen Substratkonzentrationen ein. In einigen Versuchen ergaben sich bereits bei einer $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ausgangskonzentration größer 5,0 mg/L rückläufige Sauerstoffzehrungsraten (Abbildung 8.25). Dagegen setzte in den beiden anderen Versuchen diese Reaktion erst bei initialen $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen von größer 20 mg/L ein (Abbildung 8.26).

Die LINEWEAVER-BURK-Linearisierung der Messergebnisse (Abbildung 8.25, links und Abbildung 8.26, links) zeigt in allen Fällen die Form der Substratüberschuss-Hemmung, in der im gehemmten Bereich die linearisierte MICHAELIS-MENTEN-Kurve nicht mehr geradlinig verläuft.

Überträgt man diese Erkenntnisse auf die im Rahmen des Versuchsbetriebes gewonnenen Ergebnisse, lässt dieses Verhalten die Schlussfolgerung zu, dass sich die Nitratation in der Untersuchungsphase mit dem höheren Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d teilweise selbst hemmte. Dieses Ergebnis gibt allerdings keine Antwort auf Frage, warum die Nitratation überhaupt gehemmt wurde.

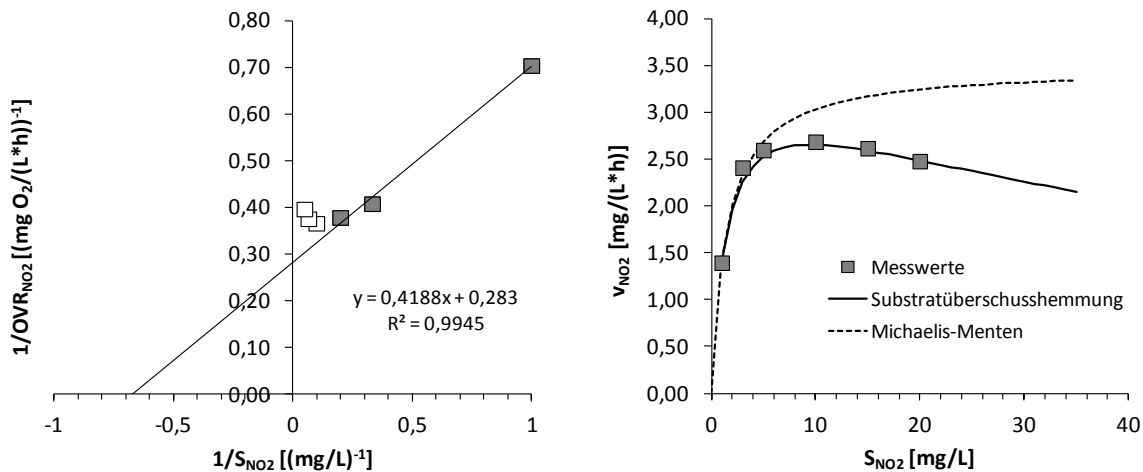


Abbildung 8.25: Kinetik der Nitratation bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d

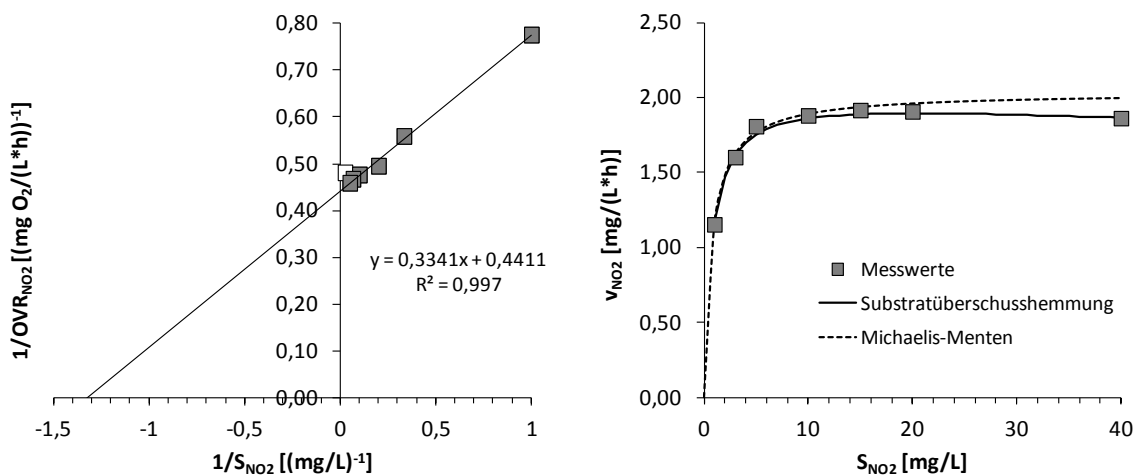


Abbildung 8.26: Kinetik der Nitratation bei einem Schlammalter von $t_{TS} = 35$ d

Zur Quantifizierung der Substratüberschuss-Hemmung wurde die Hemmkonstante der Substratüberschusshemmung K_{INO_2} nach Gleichung 3.7, S. 27 mittels Kurvenanpassung bestimmt. Als hemmende Substanz wurde das Nitrit selbst und nicht dessen dissoziierte Form, die salpetrige Säure angenommen. Grafisch sind die sich ergebenden MICHAELIS-MENTEN-Kurven in Abbildung 8.25 (rechts) und Abbildung 8.26 (rechts) dargestellt. Hemmkonstanten zur Quantifizierung der „Grundhemmung“ konnten anhand der gewählten Methodik nicht ermittelt werden. Zahlenmäßig sind die Ergebnisse der Nitratation in Tabelle 8.12 zusammengefasst.

Die Halbwertskonzentration der Nitratation K_{NO_2} lag mit 2,04 mg/L (Medianwert) bei dem Schlammalter von 20 d geringfügig höher als K_N der Gesamt-Nitrifikation. Abeling (1994) bestimmte Werte von rd. 0,1 $\mu\text{g HNO}_2/\text{L}$. Umgerechnet entspricht dies bei einem pH-Wert von 7,5 und einer Temperatur von 20 °C einem K_{NO_2} -Wert von etwa 0,4 mg/L. Nowak (1996) ermittelte K_{NO_2} -Werte zwischen 0,8 mg/L und 1,2 mg/L (pH 7,2 bis 7,4; 26 °C < T < 30 °C). Cuidad et al. (2006) nennen Werte 0,22 $\mu\text{g HNO}_2/\text{L}$ entsprechend 0,81 mg $\text{NO}_2\text{-N}/\text{L}$ (T = 20 °C, pH = 7,5).

Tabelle 8.12: Zusammenstellung der ermittelten kinetischen Konstanten der Nitritation

	$v_{NO_2,max,20}$ [mg/(g oTS·h)]		$K_{NO_2,20} / K_{iNO_2,20} / K_i$ [mg/L]	
	$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$	$t_{TS} = 35 \text{ d}$	$t_{TS} = 20 \text{ d}$
Minimalwert	2,07	2,78	0,76 / 46,1 / n.b.	1,84 / - / n.b.
Maximalwert	3,74	4,83	1,89 / 560 / n.b.	2,18 / - / n.b.
Medianwert	3,49	3,36	1,48 / 65,1 / n.b.	2,04 / - / n.b.
Anzahl Messwerte	5		5	

Bei gleichbleibenden Versuchsrandbedingungen wurde ein sehr weites Spektrum der Hemmkonstanten der Substratüberschusshemmung K_{iNO_2} ermittelt. Bei einer minimalen bzw. maximalen Konzentration von $K_{iNO_2} = 46,1 \text{ mg/L}^1$ bzw. $K_{iNO_2} = 560 \text{ mg/L}^2$ erstreckt sich die Bandbreite über etwa eine Zehnerpotenz. Dies bedeutet, dass unter Betriebsbedingungen die Nitratation bei dem höheren Schlammalter, zusätzlich zur grundlegend vorhandenen Hemmung mit kleineren Nitrations- als Nitritationsraten maximal zwischen etwa 3 % und 23 % infolge Substratüberschuss gehemmt war (Abbildung 8.27).

Die ermittelten Hemmkonstanten entsprechen den aus der Literatur bekannten Werten (Abeling 1994; Anthonisen et al. 1976; Bergeron 1978; Nowak 1996), wobei hier überwiegend HNO_2 als hemmendes Substrat angesetzt wurde. Dagegen war in der Untersuchungsphase II, in der das Schlammalter auf 20 d gesenkt wurde, die im Versuchsreaktor gewachsene Schwarzwasser-Belebtschlammbiozönose unempfindlich gegenüber höheren $\text{S}_{NO_2^-}$ -Konzentrationen. In keiner der Versuchsreihen konnte der Effekt der Substratüberschusshemmung identifiziert werden (Ergebnisse nicht dargestellt).

Die in dieser Phase ermittelten maximalen Nitritoxidationsraten $v_{NO_2,max}$ lagen im Bereich zwischen 2,78 mg/(g oTS·h) und 4,83 mg/(g oTS·h). Im Median beträgt $v_{NO_2,max} = 3,36 \text{ mg}/(\text{g oTS}\cdot\text{h})$. Vergleicht man diese Werte mit denen der Ammoniumoxidation

¹ entspricht 0,012 mg HNO_2/L , umgerechnet mit T = 20 °C und pH = 7,5

² entspricht 0,151 mg HNO_2/L , umgerechnet mit T = 20 °C und pH = 7,5

des gleichen Schlammalters Tabelle 8.11, S. 251, wird deutlich, dass die maximal in dieser Versuchsphase erreichte Nitritoxidationsgeschwindigkeit nur geringfügig über der minimal erreichten Ammoniumoxidationsgeschwindigkeit lag. Dies bedeutet, dass die Nitritoxidation in den Versuchsansätzen nach wie vor gehemmt war.

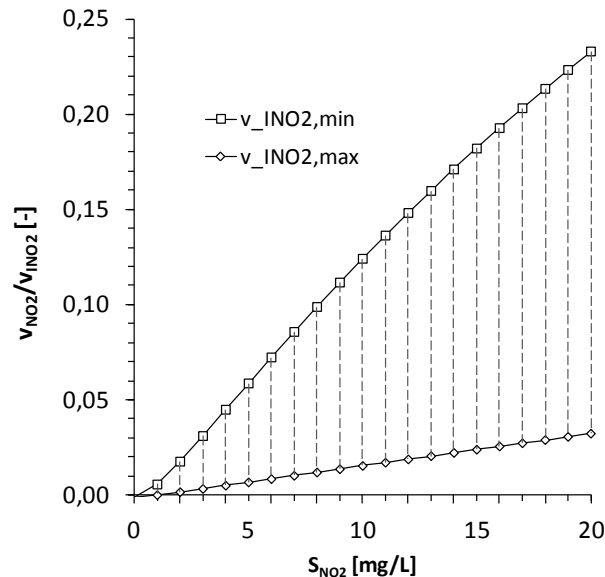


Abbildung 8.27: Substratüberschuss-Hemmung der Nitrifikation unter Betriebsbedingungen bei $t_{TS} = 35$ d

Vergleicht man die Werte mit den ermittelten momentan Nitritoxidationsraten v_{NO_2} , wo für das Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d im Median eine spezifische Umsatzrate von $v_{NO_2} = 2,34$ mg/(g oTS·h) ermittelt wurde, sind die Werte der Versuchsreihe mit $NaNO_2$ als Substrat um den Faktor 1,5 höher. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Hemmstoffe durch die 12-stündige Vorbelüftung zunehmend abgebaut wurden, aber nach wie vor im Belebtschlamm enthalten waren. Naheliegender ist also in erster Linie eine kompetitive, nicht-kompetitive oder unkompetitive Hemmung infolge NH_4-N bzw. NH_3-N zu vermuten, also durch die Zusammensetzung des Schwarzwassers selbst und ggf. erst in zweiter Linie durch andere Schwarzwasserinhaltsstoffe. Diese Annahme wird durch die in den SBR-Zyklen und Standversuchen beobachtete unterschiedliche Nitrifikationsgeschwindigkeiten in Phasen mit und ohne Ammonium gestützt.

Warum in der Untersuchungsphase II das Phänomen der Substratüberschuss-Hemmung nicht mehr auftrat, kann aus heutiger Sicht nicht mehr geklärt werden. Ggf. lässt sich das beobachtete Phänomen auf eine Adaption des Schlammes an die höheren Nitritgehalte zurückführen.

Temperaturabhängigkeit des autotrophen Stoffwechsels

Der Einfluss der Temperatur auf den Stoffumsatz der Nitrifikanten wurde ausführlich in Kapitel 3.2.3.1 erläutert. Versuche zur Ermittlung der Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation

sowie deren Teilschritte wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt. Vielmehr wurde der Verlauf der Konzentrationen an S_{NH_4} , S_{NO_2} und S_{NO_2} während eines SBR-Zyklus aufgezeichnet und hinsichtlich der sich ergebenden Umsatzraten ausgewertet. Da unter Betriebsbedingungen Ammonium, wie gezeigt bei maximaler Umsatzgeschwindigkeit oxidiert wird, ist demnach ein Vergleich der bei verschiedenen Betriebstemperaturen im SB-Reaktor erzielten Umsatzraten zu theoretischen Ansätzen möglich.

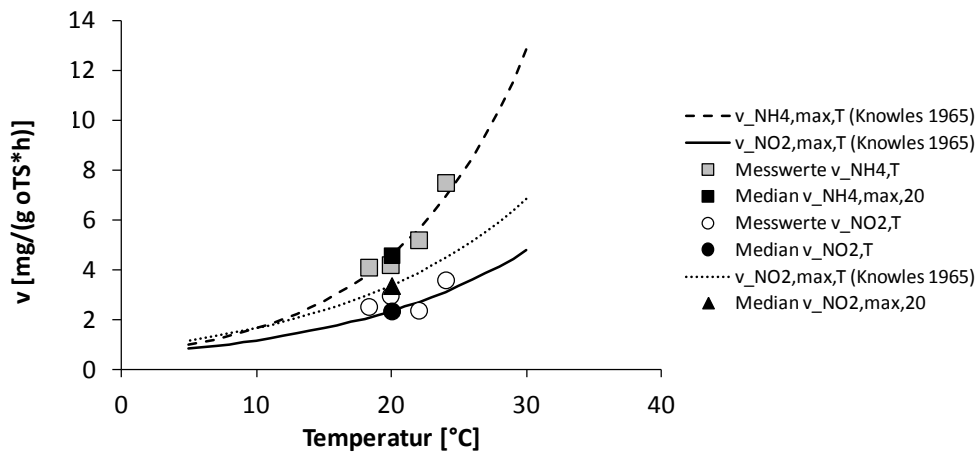


Abbildung 8.28: Umsatzraten der Ammoniumoxidierer und Nitritoxidierer in Abhängigkeit von der Temperatur bei $t_{\text{TS}} = 20$ d

Abbildung 8.28 zeigt die für das Schlammalter von $t_{\text{TS}} = 20$ d unter Betriebsbedingungen ermittelten Umsatzraten (Messwerte $v_{\text{NH}_4,T}$, $v_{\text{NO}_2,T}$) und die in den Laborversuchen bestimmten Werte (Median $v_{\text{NH}_4,max,20}$, $v_{\text{NO}_2,max,20}$, $v_{\text{NO}_2,20}$). Weiterhin wurde für die letztgenannten Größen der Temperatureinfluss auf die Ammonium- und Nitritoxidation anhand der Temperaturkoeffizienten von Knowles et al. (1965) dargestellt.

Vergleicht man die so ermittelten Kennlinien des Temperatureinflusses mit den Umsatzraten aus den Zyklusanalysen, zeigt sich eine gute Übereinstimmung der berechneten und experimentell ermittelten Werte. Insbesondere der Prozessschritt der Nitritation kann mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,957$ sehr genau anhand der Temperaturkoeffizienten von Knowles et al. (1965) abgebildet werden. Die Werte hinsichtlich der momentanen Nitratationsrate streuen in einem größeren Bereich, was auch durch den geringeren Korrelationskoeffizienten von $r = 0,664$ zum Ausdruck kommt. Tendenziell ergibt sich jedoch auch für die Nitratation die von Knowles et al. (1965) beschriebene Temperaturabhängigkeit. Die sich für die Nitritoxidation ergebene Abweichung ist nicht allzu verwunderlich, da, wie bereits mehrfach erwähnt die Nitritoxidation insgesamt gehemmt war.

8.2.2.4 Ertragskoeffizienten

Die Ertragskoeffizienten der Nitrifikation Y_{N} und Y_{NO_2} wurden anhand der kumulativen Atmungsraten vollständiger Sauerstoffzehrungskuren ermittelt. Y_{NH_4} dagegen beschreibt den

Zellertrag für den Zeitraum der Maximalatmung (s.o.). Aufgrund der beschriebenen Probleme bei der Auswertung der S_{NO_3} -Konzentrationen wurden die Werte auf das abgebaute Substrat bezogen; im Falle von Y_N also bis zur vollständigen Oxidation des zwischenzeitlich gebildeten Nitrits. Analog zur heterotrophen Biomasse sind die Ertragskoeffizienten der autotrophen Biomasse als Brutto-Werte zu verstehen.

Für die Gesamtreaktion der Nitrifikation ergeben sich im Median Zellerträge von 0,369 g $CSB_{Biomasse}$ je g $N_{abgebaut}$ bzw. 0,429 g $CSB_{Biomasse}$ je g $N_{abgebaut}$ (Tabelle 8.13). Mit i_{NB} als dem Stickstoffgehalt der autotrophen Biomasse in g $N_{Biomasse}/g CSB_{Biomasse}$ ergibt sich:

$$Y_{N,NH_4} = \frac{Y_{N,NO_3}}{1 - i_{NB} \cdot Y_{N,NO_3}} \quad \text{(Gleichung 8.7)}$$

- i_{NB} : N-Gehalt in der autotrophen Biomasse [g $N_{Biomasse}/g CSB_{Biomasse}$]
 Y_{N,NH_4} : Ertragskoeffizient bezogen auf Ammonium [g $CSB_{Biomasse}/g NH_4-N_{abgebaut}$]
 Y_{N,NO_3} : Ertragskoeffizient bezogen auf Nitrat [g $CSB_{Biomasse}/g NO_3-N_{gebildet}$]

Wird i_{NB} mit 0,8 g $N_{Biomasse}/g CSB_{Biomasse}$ angesetzt (Nowak 1998), errechnet sich aus obiger Gleichung ein auf das produzierte NO_3-N bezogener Ertragkoeffizient Y_{N,NO_3} der nitrifizierenden Mikroorganismen im Schwarzwasser-Belebtschlamm von 0,565 g $CSB_{Biomasse}$ je g $NO_3-N_{gebildet}$ bzw. 0,652 g $CSB_{Biomasse}$ je g $NO_3-N_{gebildet}$. Demnach würden rd. 12,3 % (= 0,565/4,57) bzw. 14,3 % (= 0,652/4,57) des im Ammonium enthaltenen CSB-Äquivalents für das Wachstum der autotrophen Biomasse benötigt.

Tabelle 8.13: Zusammenstellung der ermittelten Ertragskoeffizienten der Nitrifikation

	Y_N [g $CSB_{Biomasse}/g N_{abgebaut}$]		Y_{NH_4} [g $CSB_{Biomasse}/g NH_4-N_{abgebaut}$]		Y_{NO_2} [g $CSB_{Biomasse}/g NO_2-N_{abgebaut}$]	
	$t_{TS} = 35$ d	$t_{TS} = 20$ d	$t_{TS} = 35$ d	$t_{TS} = 20$ d	$t_{TS} = 35$ d	$t_{TS} = 20$ d
Minimalwert	0,314	0,369	0,313	0,335	0,125	0,118
Maximalwert	0,404	0,440	0,343	0,404	0,182	0,190
Medianwert	0,389	0,429	0,323	0,338	0,136	0,144
Anzahl der Messwerte	3		3		5	

Mit der Summenformel für autotrophe Biomasse von $C_5H_7O_2N$ (Nowak 1998, Schönherr 2009), ergeben sich stöchiometrisch Zellerträge von 0,24 g $CSB_{Biomasse}$ je g $NH_4-N_{abgebaut}$ bzw. 0,245 g $CSB_{Biomasse}$ je g $NO_3-N_{gebildet}$. Bornemann et al. (1998) geben für Y_N einen Wert von 0,24 g $CSB_{Biomasse}/g N_{abgebaut}$ an. Henze et al. (2002) nennen ein Wertebereich von 0,15 g oTS/g $NO_3-N_{gebildet}$ bis 0,20 g oTS/g $NO_3-N_{gebildet}$. Der CSB der autotrophen Biomasse

beträgt nach obiger Summenformel 1,42 g CSB je g oTS, woraus sich Ertragskoeffizienten zwischen 0,213 g CSB_{Biomasse} je g NO₃-N_{gebildet} und 0,284 g CSB_{Biomasse}/g NO₃-N_{gebildet} ergeben. Die Ertragskoeffizienten der untersuchten Schwarzwasser-Belebtschlammbiozönose liegen somit um den Faktor zwei bis drei über denen für Belebtschlamm kommunaler Belebungsstufen. Somit ist auch mit einem erhöhten CSB-Eintrag in das Belebtschlammssystem durch das Wachstum der nitrifizierenden Biomasse zu rechnen.

Die Ergebnisse korrespondieren mit den im Rahmen der eigenen Untersuchungen ermittelten verminderten spezifischen Sauerstoffverbräuchen (s.o.). Die hohen TKN-Gehalte im untersuchten Schwarzwasser haben, wie gezeigt, einen erhöhten Ertrag zur Folge. Bezüglich der Nitrifikation vermindert sich folglich der spezifische Sauerstoffverbrauch um den CSB der gebildeten Biomasse.

Wie der Vergleich mit Tabelle 3.4, S. 52 zeigt, ergeben sich erwartungsgemäß höhere Werte Y_{NH_4} und Y_{NO_2} , die auf die gleichen Zusammenhänge zurückgeführt werden können.

8.2.2.5 Sättigungsbeiwerte der Sauerstoffaufnahme

Mit Hilfe von Atmungsmessungen wurde abgeschätzt, ab welcher Konzentration eine Limitierung der Nitrifikation einsetzt. Entsprechend den Erläuterungen in Kapitel 5.2.2.2 wurden hierzu Respirationsmessung unter Zugabe von Substrat (NH₄Cl, NaNO₂) im Überschuss bis zu einem Sauerstoffgehalt von nahezu 0 mg O₂/L durchgeführt.

Da bei Zugabe von NH₄Cl im Überschuss nicht nur die Ammoniumoxidanten, sondern auch die Nitritoxidanten tätig sind, war keine direkte Ermittlung des Einflusses der Sauerstoffkonzentration auf die Stoffwechseltätigkeit der Ammoniumoxidanten möglich. Hierzu wurde ein Weg bestritten, dessen Vorgehensweise auf der in Kapitel 8.1.2.2, S. 243 beschriebenen Methodik zur Ermittlung von i_{NH_4} , i_{NO_2} und v_{NO_2} basiert.

Wie gezeigt akkumuliert bei Maximalatmung Nitrit über einen gewissen Zeitraum mit einer konstanten Geschwindigkeit im Standversuch. Folglich kann der aktuelle Sauerstoffverbrauch infolge Ammoniumoxidation an der Maximalatmung für diesen Zeitraum durch Subtraktion des Sauerstoffverbrauchs infolge Nitritoxidation ermittelt werden. Bei dem Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d waren wie gezeigt diese Voraussetzungen erfüllt, da hier auch keine parallel Substratüberschusshemmung zu erwarten war. Halbwertskonstanten der Sauerstoffaufnahme der Nitrifikation wurden daher nur für dieses Schlammalter nach der beschriebenen Methode bestimmt. Insgesamt wurden fünf Versuche durchgeführt. Um sicher zu stellen, dass die Nitritoxidation nicht durch zu niedrige Sauerstoffgehalte limitiert wird, wurde Versuche zur Ermittlung von K_{O_2, NH_4} nur zwischen Sauerstoffkonzentrationen von 4,0 mg O₂/L und 7,0 mg O₂/L ausgewertet (s.u.).

Für den Gesamtprozess der Nitrifikation lagen die ermittelten $K_{O_2, N}$ -Werte in einem sehr engen Bereich zwischen 0,72 mg O₂/L und 0,91 mg O₂/L. Die der Ammoniumoxidation K_{O_2, NH_4}

liegen geringfügig höher, aber aufgrund der gewählten Methodik in der gleichen Spannweite. Bei Sauerstoffkonzentrationen zwischen 1,08 mg O₂/L und 1,26 mg O₂/L ist demnach mit einer halbmaximalen Umsatzrate der Ammoniumoxidanten zu rechnen. Die Halbwerts konstanten der Nitritoxidation K_{O_2,NO_2} schwankten zwischen 1,03 mg O₂/L und 2,18 mg O₂/L. Im Median beträgt $K_{O_2,NO_2} = 1,53$ mg/L.

Die hier ermittelten Werte bestätigen die Kenntnis, dass die Nitritoxidanten durch geringe Sauerstoffgehalte stärker beeinflusst werden als Ammoniumoxidanten (Nowak 1996, Knowles et al. 1965; Cuidat et al. 2006). Die Werte sind mit den in der Literatur eruierten Kenngrößen (vgl. Kapitel 3.2.3.1) gut vereinbar.

8.2.3 Diskussion der Ergebnisse und Folgerungen

Der Prozess der Nitrifikation wurde, analog zu den Stoffwechselfvorgängen der Elimination organischer Schwarzwasserinhaltsstoffe, nach dem enzymkinetischen Modell von MICHAELIS-MENTEN bzw. MONOD beschrieben. Ziel war es, die wesentlichen kinetischen und stöchiometrischen Kenngrößen des autotrophen Stoffwechsels der Schwarzwasser-Belbtschlamm-Biozönose zu beschreiben, um eine Grundlage zur Erarbeitung weitergehender Bemessungsregeln zu schaffen. Die Ergebnisse, die im Rahmen der Untersuchungen gewonnen wurden, werden nachfolgend diskutiert.

Wesentliche Kenngröße biochemischer Reaktionen stellt die maximal erreichbare Umsatzgeschwindigkeit v_{max} dar. Im Fall der Nitrifikation beschreibt diese die maximal mögliche Oxidationsgeschwindigkeit der Nitrifikanten. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die in der Versuchsanlage gewachsene Mischbiozönose zur Ermittlung von v_{max} verwendet, in der Ammonium- und Nitritoxidierer nebeneinander existieren. Eine experimentelle Unterscheidung über deren Verteilung erfolgte nicht. Die ermittelten Umsatzraten wurden daher auf die organische Trockensubstanz im Belbtschlamm bezogen. Dies bedeutet, dass die für die beiden Bakterienarten gefundenen maximalen Umsatzraten $v_{NH_4,max}$ und $v_{NO_2,max}$ nicht als Absolutwerte zu interpretieren sind (Bergeron 1978). Die Schlammbelastung bzw. das Schlammalter wurden in den jeweiligen Versuchsphasen aber konstant gehalten. Die Versuchsanlage wurde also in quasi stationärem Zustand betrieben. Es kann folglich von einer ausgeglichenen Zusammensetzung der gewachsenen Belbtschlamm-Biozönose ausgegangen werden, wie sie auch in anderen nitrifizierenden Biozönosen zur Behandlung von Schwarzwasser auftreten wird.

Im Vergleich zu Literaturwerten, die Kenngrößen für die Behandlung kommunal geprägten Abwassers charakterisieren, sind die ermittelten Nitrifikationsraten $v_{N,max}$ deutlich höher. So bestimmte Dockhorn (1999) mittlere maximale Nitrifikationsraten beim Versuchsbetrieb einer SBR-Anlage und einem Schlammalter von $t_{TS} = 20$ d, bezogen auf eine Temperatur von 15 °C eine maximale Nitrifikationsrate von 0,89 mg/(g oTS·h). Umgerechnet auf 20 °C entspricht dies einer Umsatzrate von 1,43 mg/(g oTS·h). Die Nitrifikationsraten der eigenen Un-

tersuchungen liegen bei dem Schlammalter von 25 d folglich um den Faktor 3,2 über denen von Dockhorn (1999).

Bei der Behandlung von Sickerwasser einer Hausmülldeponie, welches durch hohe Stickstofffrachten gekennzeichnet war ($C_{TKN} = 1.984 \text{ mg/L}$), ergaben sich dagegen deutlich höherer Umsatzraten für die beiden Nitrifikationsschritte. Bei einem pH-Wert von pH 7,0 wurden Umsatzraten der Nitritation von bis zu $29,0 \text{ mg/(g oTS}\cdot\text{h)}$ gemessen. Für die Nitratation ergaben sich Werte von $14,2 \text{ mg/(g TS}\cdot\text{h)}$ (Dockhorn 1999).

Aus den Ergebnissen von Antholz et al. (2010), der bisher einzigen Untersuchung, die explizit Schwarzwasser-Belebtschlamm erforschte, lassen sich maximale spezifische Sauerstoffverbrauchsrate der Ammoniumoxidation im Konzentrationsbereich zwischen etwa 100 mg/L und 350 mg/L von etwa $25 \text{ mg O}_2\text{/(g TS}\cdot\text{h)}$ bis $28 \text{ mg O}_2\text{/(g TS}\cdot\text{h)}$ ableiten. Gegenüber den eigenen Untersuchungen ergibt sich demzufolge eine etwa 1,6-fach höhere Atmungsaktivität. Signifikanter war der Unterschied bei den Nitritoxidierer, wo Antholz et al. (2010) maximal $8,5 \text{ mg O}_2\text{/(g TS}\cdot\text{h)}$ ermittelten.

Vergleicht man die beiden untersuchten Schlammalter untereinander, zeigen sich jeweils die höheren spezifischen Umsatzraten bei dem geringeren Schlammalter. Dieser Sachverhalt lässt sich mit dem höheren Anteil an aktiver Biomasse im „jüngeren“ Schlamm erklären (Dockhorn 1999). Mit steigendem Schlammalter nimmt erfahrungsgemäß der Anteil der aktiven Biomasse am Belebtschlamm ab, da der Bakterienzerfall infolge Substratmangel zunimmt.

Der Temperatureinfluss der Nitrifikation wurde anhand der Temperaturkoeffizienten von Knowles et al. (1965) abgeschätzt und mit Ergebnissen aus dem Versuchsbetrieb verglichen. Dabei wurde die von Knowles et al. (1965) beschriebene Abhängigkeit für die Ammoniumoxidierer, die etwa eine Verdopplung des Stoffumsatzes für den betrachteten Temperaturbereich ($17,7 \text{ °C} < T < 23,9 \text{ °C}$) vorhersagt, bestätigt. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass die von Knowles et al. (1965) beschriebenen Abhängigkeiten auch auf tiefe Temperaturen zutreffen.

Es wurde gezeigt, dass bei der aeroben biologischen Behandlung des untersuchten Schwarzwassers die Nitratation grundlegend gehemmt wurde. Die Nitrifikation ist folglich bei der aeroben biologischen Behandlung von Schwarzwasser als zweistufiger Prozess, mit Nitrit als Zwischenprodukt zu sehen. Insofern ist die Frage zu diskutieren, welche Ursache verantwortlich für die beobachteten hemmenden Einfluss auf die Nitratation zu sehen ist.

Wie in Kapitel 3.2.3.1 beschrieben, wird die Nitrifikation u.a. durch erhöhte Gehalte an $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ bzw. deren dissoziierten Formen $\text{NH}_3\text{-N}$ bzw. $\text{HNO}_2\text{-N}$ gehemmt. Aufgrund der Zulaufcharakteristik ergaben sich im SB-Reaktor S_{NH_4} -Gehalte von bis zu 25 mg N/L , was unter den vorherrschenden Randbedingungen ($7,0 < \text{pH} < 8,0$; $12,7 \text{ °C} < T < 24,9 \text{ °C}$) einer $\text{NH}_3\text{-N}$ Konzentration zwischen $0,058 \text{ mg N/L}$ (pH 7,0; $T = 13 \text{ °C}$) und $1,344 \text{ mg N/L}$ (pH 8,0; $T = 25 \text{ °C}$) entspricht. Nach den Untersuchungen von Anthonisen et al. (1976) markiert eine

NH₃-N-Konzentration von 0,1 mg/L den Beginn der Hemmung der Nitratation. Abeling (1994) ermittelte in ihren Untersuchungen eine Hemmung der Nitrobacter durch NH₃-N ab Konzentrationen von 0,8 mg/L¹. Die Störung der Nitratation kann daher grundlegend auf die hohen Stickstofffrachten des untersuchten Schwarzwassers zurückgeführt werden. Aufgrund der zeitgesteuerten NaOH-Dosierung wurde die Problematik zusätzlich gesteigert, da hieraus im Zyklus pH-Werte von bis zu pH 8,0 resultierten. Bei diesem pH-Wert liegen deutlich höherer Ammoniak-N-Anteile als bei pH 7,0 vor (Kapitel 2.1.3).

Für die Annahme, dass der mit dem Schwarzwasser dem SB-Reaktor zugeführte Ammonium-N bzw. dessen dissoziierte Form Ammoniak-N für die Hemmung der Nitratation verantwortlich ist, sprechen zudem die in den SBR-Zyklen und den Respirationmessungen gemessenen S_{NO₂}-Konzentrationsverläufe (Abbildung 8.16, S. 237 und Abbildung 8.17, S. 239). Nachdem der NH₄-N nahezu vollständig oxidiert ist, der Inhibitor also weitgehend aus dem System eliminiert ist, ergeben sich deutlich größere Tangentensteigungen in der S_{NO₂}-Kurve respektive höhere NO₂-N-Umsatzraten.

Als Hemmgrenze der Nitratation durch Ammoniak nennt Anthonisen et al. (1976) eine NH₃-N-Konzentrationen von 10 mg N/L. D.h., dass erst ab einer NH₄-N-Konzentration von etwa 810 mg/L mit einer Hemmung der Ammoniumoxidanten zu rechnen ist.

Die zulässigen Gehalte an HNO₂-N gibt Anthonisen et al. (1976) zwischen 0,2 g/m³ und 2,8 g/m³ (Nitratation: pH 6,3 bis pH 4,5). Geht man von einer zwischenzeitlichen NO₂-N-Konzentration von maximal 25 mg/L aus, entspricht dies HNO₂-N-Gehalten zwischen 1,48 µg/L bis 0,02 mg/L. Eine Hemmung durch salpetrige Säure kann daher ausgeschlossen werden

Die ermittelten Halbwertskonstanten der Nitratation ($K_{NH_4} = 0,330$ mg/L bis 1,010 mg/L) lagen durchweg in einem Bereich, wie sie auch von anderen Autoren angegeben werden. Henze et al. (2002) beispielsweise nennen K_{NH_4} -Werte für eine Temperatur von 20 °C zwischen 0,3 mg/L und 0,7 mg/L. Nowak (1996) gibt experimentell bestimmte Werte im Bereich von 0,4 mg/L und 0,8 mg/L bei einer Temperatur von 26 °C bis 30 °C und pH-Werten zwischen pH 7,2 und pH 7,4 an. Knowles et al. (1965) ermittelten für Nitrosomonas bei 20 °C einen K_{NH_4} -Wert von 0,70 mg N/L.

Die gefundenen Halbwertskonzentrationen der Nitratation K_{NO_2} und des Gesamtprozesses der Nitrifikation K_N lagen wie bereits angesprochen tendenziell höher als die Angaben anderer Autoren (Abeling 1994; Bever et al. 2002; Bornemann et al. 1998; Ciudad et al. 2006; Henze et al. 2002; Knowles et al. 1965; Nowak 1996; Teichgräber 1988). Dies bedeutet, dass die Affinität gegenüber dem Substrat im Vergleich zur kommunalen Abwasserbehandlung verringert ist und sich folglich niedrigere Substratkonzentrationen limitierend auf die Umsatzrate auswirken. Die niedrigen gefundenen Nitratationsraten implizieren in diesem Zu-

¹ Angabe in Abeling (1994) in NH₃, umgerechnet in NH₃-N

sammenhang, dass der Prozessschritt der Nitritoxidation infolge unkompetitiver Hemmung (vgl. Kapitel 3.1.1) beeinflusst wurde. Ob es sich letztendlich um den vermuteten Hemmeffekt oder einer Kombination verschiedener hemmender Einflüsse handelt, kann aus heutiger Sicht nicht mehr geklärt werden. Dennoch empfiehlt sich nach derzeitigem Kenntnisstand der Betrieb einer Schwarzwasser-Belebtschlammbiologie bei pH-Werten um pH 7, um den hemmenden Effekt des Ammoniaks auf die Nitrifikation zu minimieren. Allerdings sollten weitere Untersuchungen in diese Richtung vorgenommen werden.

Forsthuber (1992), zitiert in Abeling (1994), ermittelte in seinen Versuchen eine Hemmung der Kohlenstoffatmung ab Nitrit-Konzentrationen von 15 mg/L, die zu beachten ist.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Zusammenfassung der Ergebnisse

Basierend auf dem sich in den zurückliegenden Jahren geänderten Bewusstsein, dass Abwasser eine Ressource darstellt, werden seit einigen Jahren sogenannte „Neuartige Sanitärsysteme“ (NASS) erforscht und entwickelt. Wesentliche Grundsätze dieser Konzepte sind die Trennung, sowie stoffliche und energetische Verwertung der Teilströme des häuslichen Abwassers. Die Anwendung des Belebungsverfahrens, bei dem organische und anorganische Abwasserinhaltsstoffe durch mikrobielle Aktivität, d.h. aeroben und/oder anoxischen/anaeroben Abbau aus dem Schwarzwasser entfernt werden, mit dem Ziel das biologisch gereinigte Schwarzwasser, ggf. ergänzt durch weitere Aufbereitungsschritte zur Toilettenspülung wiederzuverwenden, stellt hierbei eine mögliche Variante im Rahmen dieser Überlegungen dar. Unbedingte Voraussetzungen hierfür sind gesicherte Kenntnisse über die Zusammensetzung von Schwarzwasser und über die Vorgänge der mikrobiologischen Prozesse und ihren Einflussgrößen.

Zwar wurden in den zurückliegenden Jahren einige Untersuchungen zur Schließung des Schwarzwasserkreislaufes unter Anwendung des Belebungsverfahrens durchgeführt, trotzdem mangelt es - das macht die Auswertung der einschlägigen Literatur deutlich - an grundlegenden Arbeiten zur Erforschung des biologischen Behandlungsprozesses von Schwarzwasser mittels des Belebungsverfahrens. Diese unbefriedigende Situation gab Anlass zu den eigenen Untersuchungen, deren Zielsetzung es war, die Kinetik des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels der aeroben biologischen Behandlung von Schwarzwasser zu erforschen. Ein weiterer Schwerpunkt lag in der Erlangung vertiefender Erkenntnisse zur chemisch-physikalischen Zusammensetzung von Schwarzwasser, um die in diesem Bereich bisher (nur sehr) unbefriedigende Datengrundlage zu verbessern.

In einem ersten Schritt wurden die wissenschaftlichen Grundlagen mit Relevanz zur eigenen Arbeit zusammengetragen. Neben Erläuterungen der wesentlichen Parameter zur chemisch-physikalischen Charakterisierung von Abwasser (Kapitel 2), wurden die mikrobiologischen Grundlagen des biologischen Abwasserreinigungsprozesses dargelegt (Kapitel 3). Ergänzt wurden diese Schritte um eine Recherche über den bisherigen Kenntnisstand zur chemisch-physikalischen Zusammensetzung von Schwarzwasser. Zudem wurde der bisherige Entwicklungsstand bezüglich der biologischen Behandlung von Schwarzwasser mittels des Belebungsverfahrens ermittelt. Die in der Fachliteratur dokumentierten Erkenntnisse wurden dargestellt und erörtert (Kapitel 4).

Aufbauend auf den Erkenntnissen des theoretischen Teils der Arbeit, wurde die Zusammensetzung von Schwarzwasser eingehend untersucht (Kapitel 6). Hierzu wurde das Schwarzwasser aus Spültoiletten und Urinalen von drei unterschiedlichen Versuchsstandorten mit unter-

schiedlicher Nutzung (Wohnen, Arbeitsplatz) beprobt und auf dessen chemisch-physikalische Zusammensetzung analysiert. Parallel wurde das an den Versuchsstandorten anfallende Schwarzwasser mengenmäßig erfasst. Anhand der Anzahl der an den Versuchsstandorten jeweils das Schwarzwasser verursachenden Bewohner bzw. Beschäftigten, wurden einwohnerspezifische Werte für die Parameter AFS, CSB, BSB₅, TKN und P_{ges} abgeleitet. Diese wurden mit spezifischen Kennwerten für den Teilstrom Grauwasser überlagert und mit spezifischen Kenngrößen häuslichen Abwassers verglichen. Somit konnte deren Plausibilität belegt werden und es stehen von der Verdünnung (eingesetzter Spültechnik) unabhängige Kenngrößen zur Abschätzung der Schwarzwasserzusammensetzung zur Verfügung.

Im Hinblick auf die Erforschung der Eliminationsmechanismen der im Schwarzwasser enthaltenen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen unter Betriebsbedingungen wurden zwei Versuchsanlagen an den drei Versuchsstandorten betrieben (Kapitel 7). Bei den Versuchsanlagen handelte es sich um eine Sequencing-Batch-Reaktor-Anlage und um eine Membran-Bio-Reaktor-Anlage. Beide Anlagen waren Versuchsanlagen im halbtechnischen Maßstab. In vielfältigen Versuchsansätzen wurde die biologische Behandlung von Roh-Schwarzwasser (Kapitel 7.1) und von Schwarzwasser nach mechanischer Vorabscheidung (Kapitel 7.2 und 7.3) untersucht. Zudem erfolgte die Erforschung der biologischen Behandlung von Schwarzwasser im Schwarzwasserkreislauf (Kapitel 7.4).

Die Ergebnisse belegen für Zeiträume mit nahezu idealen Betriebsbedingungen an allen Versuchsstandorten im Ablauf der Bioreaktoren sehr hohe CSB-Gehalte (homogenisiert und gelöst). Diese betragen zwischen 62 mg/L (Arbeitsplatz) und 123 mg/L (Wohnen). Im Vergleich zu Abläufen gut funktionierender kommunaler Kläranlagen ergaben sich etwa 2- bis 3-fach höhere CSB-Konzentrationen im biologisch gereinigten Schwarzwasser. Der nach biologischer Behandlung im häuslichen Schwarzwasser verbliebene CSB ist etwa doppelt so hoch wie beim Schwarzwasser gewerblicher Herkunft. Es kann damit hinsichtlich der organischen Substanzen ein Zusammenhang zwischen der Schwarzwasserquelle und dem maximal erreichbaren biologischen Reinigungseffekt hergestellt werden.

In Schwarzwasser liegen im Vergleich zum Kohlenstoff reduzierte Stickstoffverbindungen in einem beträchtlichen Umfang vor (BSB₅/TKN = 1,2-1,4:1,0). Eine vollständige Stickstoffelimination über den Prozessschritt der Denitrifikation ist aufgrund der Limitierung der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen nicht möglich. Nur ein Teil des gebildeten NO₃-N kann zu N₂ reduziert werden. Die Untersuchungen ergaben höhere Wirkungsgrade für Roh-Schwarzwasser als für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser. Wird eine vollständige Stickstoffelimination mittels des Prozesses der Denitrifikation angestrebt, ist immer eine Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle vorzusehen. Hierzu stehen verschiedene Industrieprodukte, wie z.B. Essigsäure, Methanol oder Ethanol zur Verfügung. Eine zielgerichtete Erforschung der Mechanismen der Denitrifikation in Schwarzwasser ist bisher nicht erfolgt und wäre hierbei erforderlich.

Der Versuchsbetrieb mit Roh-Schwarzwasser, der ausschließlich am SB-Reaktor durchgeführt wurde, zeigt, ebenso wie der Versuchsbetrieb mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser am MBR-Wohnblock, dass eine Nitrifikation mit Schwarzwasser ohne Dosierung alkalischer Chemikalien möglich ist. Ohne Anpassung des pH-Wertes wurde in diesen Untersuchungsphasen ein Großteil des TKN zu $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ oxidiert. Der Prozess ist allerdings instabil und durch vergleichbar niedrige Wirkungsgrade gekennzeichnet. Die kontinuierliche Betriebsweise des Membran-Bio-Reaktors wirkte sich dabei positiv auf die Milieubedingungen in der biologischen Behandlungsstufe aus, da er pH-Wert durch die regelmäßige Beschickung mit Schwarzwasser nicht so starken Schwankungen unterlag. Dennoch ist bei der biologischen Behandlung von Schwarzwasser immer eine Dosierung alkalischer Chemikalien zur Anpassung des pH-Wertes zu empfehlen.

Nach drei Monaten Recyclingbetrieb war bereits eine deutliche Anreicherung von Salzen im MBR zu beobachten. Die Leitfähigkeit war zu diesem Zeitpunkt gegenüber dem Normalbetrieb etwa doppelt so hoch (4,5 mS/cm). Dies ist u.a. auf die ineffiziente Stickstoffelimination zurückzuführen. Hierdurch hätte zumindest teilweise eine „Entsalzung“ erreicht werden können.

Trotz der hohen Salzgehalte (gemessen als Leitfähigkeit) liefen die biologischen Prozesse der Kohlenstoffelimination und Nitrifikation während des Recyclingbetriebes effektiv ab. Da nur der Wirkungsgrad der biologischen Stufe zur Bewertung herangezogen werden konnte, blieben allerdings Fragen zur Dynamik der Prozesse offen. Es wurde aber versucht sich dieser Thematik anzunähern, indem einige Zusammenhänge aus der Literatur dargelegt wurden. Von besonderem Belang scheint hier der Einfluss des Salzgehaltes auf die biologischen Prozesse der Nitrifikation.

Es liegt an der Komplexität des Abwasser-Belebtschlamm-Gemisches, der Vielzahl der darin ablaufenden Prozesse und deren Einflussfaktoren, dass unter realen Betriebsbedingungen Einflüsse auf die Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen und die zwischen den verschiedenen Einflussfaktoren bestehenden Wechselbeziehungen nur schwer zu quantifizieren oder überhaupt zu identifizieren sind. Um gesichertere Erkenntnisse zu erlangen, inwieweit Betriebsparameter einer Belebungsanlage (Schlammalter und Schlammbelastung) und Umweltfaktoren (Temperatur, Zulaufkonzentrationen etc.) die Stoffwechselaktivität der Schwarzwasser-Belebtschlamm-Biozönose beeinflussen, wurden abschließend vergleichende Untersuchungen an der SBR-Versuchsanlage mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser durchgeführt (Kapitel 8).

Die Versuchsanlage wurde in dieser Untersuchungsphase auf zwei Schlammalter respektive zwei Schlammbelastungen eingestellt. Im Hinblick auf die hydraulische Belastung wurde die Anlage in beiden Untersuchungsphasen unter gleichen Bedingungen betrieben.

Als ein Schwerpunkt wurden die den biologischen Reinigungsprozess der Kohlenstoffelimination beeinflussenden Randbedingungen Temperatur, Zulaufkonzentration und Salzgehalt (ge-

messen als Leitfähigkeit) untersucht (Kapitel 8.1.1). Um den Abbau organischer Substanzen in Schwarzwasser detaillierter beschreiben zu können, wurden zusätzlich die CSB-Fractionen S_s , X_s , S_i und X_{BH} des mechanisch gereinigten Schwarzwassers (Kapitel 8.1.2) sowie die kinetischen und stöchiometrischen Kenngrößen $\mu_{H,max}$, b_H , k_h , K_{CSB} , K_{O_2} , Y_H des heterotrophen Stoffwechsels in Abhängigkeit vom eingestellten Schlammalter experimentell bestimmt (Kapitel 8.1.3).

Des Weiteren wurde in dieser Phase der Prozess der Nitrifikation vergleichend betrachtet (Kapitel 8.2). Es wurden die kinetischen und stöchiometrischen Kenngrößen des autotrophen Stoffwechsels sowohl für den Gesamtprozess der Nitrifikation ($v_{N,max}$, K_N , $K_{O_2,N}$, i_N und Y_N) als auch getrennt für die beiden Teilprozesse der Ammoniumoxidation ($v_{NH_4,max}$, K_{NH_4} , K_{O_2,NH_4} , i_{NH_4} und Y_{NH_4}) und der Nitritoxidation ($v_{NO_2,max}$, K_{NO_2} , K_{O_2,NO_2} , i_{NO_2} und Y_{NO_2}) experimentell ermittelt.

Die experimentelle Bestimmung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter erfolgte im Wesentlichen mittels Respirationmessung, die um Messungen der sich in den aeroben Standversuchen einstellenden Substratgehalte ergänzt wurden. Zur Auswertung der aeroben Standversuche der Nitrifikation wurde eine modifizierte Methode vorgestellt. Anhand der entwickelten Methode kann die momentane Nitrationsgeschwindigkeit bestimmt werden, wenn die Nitritproduktion der Ammoniumoxidierer in der Belebtschlamm-Biozönose schneller verläuft als der Entzug durch die Nitritoxidierer. In stickstoffhaltigen Abwässern oder bei hohen Abwassertemperaturen, wo erfahrungsgemäß die Nitrationsgeschwindigkeit hinter der Nitritation zurück bleibt, liefert die Methode somit einen vertiefenden Einblick in die Prozesse der Nitrifikation.

Im Fall der CSB-Elimination zeigt sich, dass der „ältere“ Schlamm ($t_{TS} = 35$ d) tendenziell weniger von der Temperatur, der Zulaufkonzentration und der Schlammbelastung beeinflusst war als der „jüngere“ Schlamm ($t_{TS} = 20$ d). Beim dem Schlammalter von 20 d wies die Versuchsanlage im Vergleich zum Schlammalter von 35 d im Median eine um rund 6 % höhere S_{CSB} -Ablaufkonzentration auf. Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen zeigen zudem, dass das höhere Schlammalter eine vorteilhafte Wirkung auf die biologische Abbaubarkeit von Schwarzwasser und den heterotrophen Stoffwechsel hatte. Die maximale Wachstumsrate der heterotrophen Mikroorganismen wurden für $t_{TS} = 35$ d mit $\mu_{H,max,20} = 5,032$ d⁻¹ ermittelt. Die zugehörige Hydrolysekonstante lag bei $k_{h,20} = 1,674$ d⁻¹. Im Vergleich zum „jüngeren“ Schlamm lagen die Werte rd. 10 % höher. Demzufolge kann dem „älteren“ Schlamm eine höhere Prozessstabilität gegenüber äußeren Faktoren eingeräumt werden.

Die für die Kohlenstoffelimination abgeleiteten Tendenzen entsprechen den Erfahrungswerten aus der kommunalen Anwendung des Belebungsverfahrens, sodass für den heterotrophen Stoffwechsel in der Schwarzwasser-Belebtschlamm-Biozönose insgesamt keine erheblichen Unterschiede unterstellt werden. Allerdings ergeben sich gegenüber kommunalem Abwasser deutlich höhere Anteile an gelöst inertem CSB im biologisch gereinigten Schwarzwasser. Die im Rahmen der Arbeit für das Schwarzwasser gewerblicher Herkunft ermittelten S_i -

Gehalte betragen im Median 8,1 % ($t_{TS} = 35$ d) und 7,7 % ($t_{TS} = 20$ d) des Zulauf-CSB. Für Schwarzwasser häuslicher Herkunft sind dagegen deutlich höherer S_T -Gehalte zu erwarten.

Hinsichtlich der Nitrifikation ergaben sich signifikante Abweichungen zum Belebtschlammprozess kommunaler Anlagen. Die ergänzenden Untersuchungen legten offen, dass die Nitrifikation bei der biologischen Behandlung von Schwarzwasser mittels des Belebungsverfahrens als zweistufiger Prozess beschrieben werden muss (Kapitel 8.2.1 und 8.2.2).

Aufgrund der hohen Substratkonzentrationen ($C_{TKN} > 200$ mg/L) läuft der Prozess der Ammoniumoxidation im Vergleich zu Erfahrungswerten aus der kommunalen Abwasserbehandlung verhältnismäßig schnell ab. Bei dem Schlammalter von 20 d ergaben sich um den Faktor 3,2 höhere Umsatzraten. Andererseits tritt aber eine Entkopplung von Ammonium- und Nitritoxidation auf, die eine zwischenzeitliche Nitrit-Anreicherung nach sich zieht. Zwar war diese immer reversibel, erforderte aber grundsätzlich längere Belüftungszeiten. Die maximalen Umsatzraten der Nitrifikation liegen rd. 13 % bis 17 % unter denen der Nitritoxidation. Die sich in der Praxis einstellenden Nitritoxidationsraten, liegen nochmals unter den maximal im Laborversuch mittels Monosubstrat ermittelten Raten.

Die Ursache für die beobachtete Hemmung der Nitritoxidation bleibt derzeit ungeklärt. Es wurde aber versucht sich dieser Fragestellung anzunähern, wobei einige Zusammenhänge aufgezeigt wurden. Es ist naheliegend eine kompetitive, nicht-kompetitive oder unkompetitive Hemmung durch Ammonium bzw. dessen dissoziierte Form Ammoniak selbst anzunehmen. Aber auch eine Hemmung infolge erhöhter Salinität bzw. die Überlagerung der einzelnen Effekte wurde diskutiert.

Zudem zeigte sich, dass bei der Nitrifikation das geringere Schlammalter einen positiven Einfluss auf die Umsatzraten der Nitrifikation hatte. D.h., dass eine Verschlechterung des Prozesses in Richtung höherem Schlammalter zu beobachten war.

Praxisrelevanz der Ergebnisse

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten spezifischen Wassermengen und Frachten für Schwarzwasser häuslicher und gewerblicher Herkunft beruhen auf einer Vielzahl von Messungen. Sie basieren auf einer guten Datengrundlage und können in erster Näherung zur Charakterisierung von Schwarzwasser dieser Herkunft herangezogen werden. Plausibilitätskontrollen belegen diesen Sachverhalt.

Die Kenntnis einwohnerspezifischer Frachten erlaubt zudem, abhängig von der eingesetzten Spültechnik (Verdünnung), eine Aussage über die zu erwartenden Konzentrationen in Schwarzwasser und damit über mögliche Auswirkungen auf den biologischen Reinigungsprozess. Sie können zur Abschätzung des Nutzungspotenzials von Schwarzwasser und zur Bemessung von Schwarzwasser-Behandlungsanlagen verwendet werden.

Mit der vorliegenden Arbeit liegt erstmals eine umfassende Darstellung der Kinetik des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels für die biologische Schwarzwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren vor. Die Kenntnis der kinetischen Parameter verhilft zu einem verbesserten Verständnis des Verhaltens einer Schwarzwasser-Belebtschlamm-Biozönose, womit die Prozessstabilität gesteigert werden kann. Außerdem stellen sie die Grundlage zur Dimensionierung erforderlicher Beckenvolumina dar.

Ebenso wurde erstmalig eine CSB-Fraktionierung von Schwarzwasser vorgenommen. Für die Praxis ist die vertiefende Kenntnis über der Schwarzwasserzusammensetzung hinsichtlich der organischen Verbindungen in zweierlei Hinsicht von Belang. Die unter dem Aspekt einer weitgehenden Oxidation der organischen Schwarzwasserinhaltsstoffe erforderlichen Belebungsbeckenvolumina können in Kenntnis der abbaubaren und nicht abbaubaren organischen Anteile optimiert werden, was die Investitionskosten senkt. Andererseits kann die Auswahl nachfolgender Prozessstufen auf diesen Aspekt abgestimmt werden.

Die gewonnenen Erkenntnisse dieser Arbeit sind darüber hinaus für Belebungsanlagen mit biologischer Abwasserreinigung interessant, bei denen es infolge hoher Abwassertemperaturen oder eines niedrigen C/N-Verhältnisses zu Problemen bei der Nitrifikation kommt. Dies sind insbesondere kommunale Anlagen mit einem hohen Industrieabwassereinfluss. Aber auch Belebungsanlagen zur Depioniesickerwasserbehandlung sind hiervon betroffen.

Die ermittelten Kenngrößen stellen zudem die Voraussetzung für die Anwendung mathematischer Modelle zur dynamischen Simulation der biologischen Prozesse dar. Diese ermöglicht Einflussfaktoren auf den Schwarzwasser-Belebtschlammprozess zu identifizieren, die experimentell nur mit sehr großem Aufwand erbracht werden können.

Die gewonnenen Kenntnisse sind insbesondere im Hinblick auf die Anwendung im Schwarzwasserkreislauf von besonderem Interesse, sowie in Anwendungsfällen in denen aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten Anaerob-Verfahren nicht sinnvoll eingesetzt werden können. Die Trennung des Schwarzwassers vom häuslichen Abwasserstrom kann dabei mittels konventioneller Sanitärtechnik durchgeführt werden. Allerdings ist die aerobe Behandlung von Schwarzwasser sehr energieintensiv, erlaubt dennoch, im Gegensatz zur Anaerobtechnik, den Einsatz in kleinen Einheiten (Ein- oder Mehrfamilienhäuser).

Weiterer Forschungsbedarf

Für zukünftige Forschungsarbeiten verbleibt noch eine Vielzahl ungeklärter Aspekte bei der biologischen Schwarzwasserbehandlung mittels des Belebungsverfahrens. Dazu zählt die weitergehende Untersuchung zur Denitrifikation in Schwarzwasser. Ziel solcher Untersuchungen muss es sein, die Randbedingungen für eine weitgehende Reduktion des infolge Nitrifikation gebildeten Nitrat-Stickstoffs zu erforschen. Denkbar ist in diesem Zusammenhang, die in Schwarzwasser fehlenden organischen Substanzen durch die gezielte Mischung mit Teilströ-

men des Grauwasser (z.B. Küchenabwasser) zu substituieren, sodass ggf. auf die Dosierung externer Chemikalien (C-Quelle, Chemikalien zur Neutralisation) verzichtet werden kann.

Der Einfluss hoher Salzkonzentrationen auf die biologischen Reinigungsprozesse, und die damit möglicherweise verbundenen betrieblichen Probleme (Ausfällungen in Rohrleitungen, an Membranen etc.) bedarf weiterer Untersuchungen.

Weiterhin konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit keine abschließende Klärung zu den beobachteten Hemmmechanismen der Nitratation erfolgen.

Ein weiterer Ansatz zukünftiger Arbeiten besteht in der Erforschung alternativer Verfahren zur Stickstoffelimination in Schwarzwasser, die ggf. der spezifischen Schwarzwasserzusammensetzung Rechnung tragen.

10 Literaturverzeichnis

- Abegglen, C., Ospelt, M. und Siegrist, H. (2008): "Biological nutrient removal in a small-scale MBR treating household wastewater." *Water Research*, 42(1-2), 338-346.
- Abeling, U. (1994): "Stickstoffelimination aus Industrieabwässern - Denitrifikation über Nitrit - " Dissertation, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 86.
- AbwV (2004): "Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) BGBl. I, 2004, Nr. 28, 1108-1184."
- Antholz, M., Behrendt, J. und Otterpohl, R. (2009): "Behandlung hochkonzentrierter, ammoniumhaltiger Abwässer bei hohen Salzgehalten." DWA Industrietage Wassertechnik – Management und Behandlung industrieller Prozess- und Abwässer, 30.11. – 01.12.2009, Fulda, Germany.
- Antholz, M., Behrendt, J., Bettendorf, T., Braun, U., Gayh, U. und Otterpohl, R: (2010). "Der Schwarzwasserkreislauf - eine Neukonzeption zum effizienten Umgang mit Abwasser und seinen Inhaltsstoffen." *GWF, Wasser Abwasser*, 151(3), 294-307.
- Anthonisen, A. C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.C., Srinath, E.G. (1976). "Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid." *J. WPCF*, 48, 835-852.
- Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G. und Svoronos, S. A. (1990): "Effect of oxygen, temperature and pH on the effective maximum specific growth of nitrifying bacteria." *Water Research*, 24, 97-101.
- Atasoy, E., Murat, S., Baban, A., Ayaz, S. und Güne, K. (2007a): "Treatment of black water by a pilot scale submerged membrane bioreactor." 3th Meda Water Conference on Sustainable Water Management, 21-24 March 2007, Tunis, Tunisia.
- Atasoy, E., Murat, S., Baban, A. und Tiris, M. (2007b): "Membrane Bioreactor (MBR) Treatment of segregated Household Wastewater for Reuse." *Clean Soil Air Water*, 35(5).
- ATV-DVWK (2000): "ATV-DVWK-Arbeitsbericht: Membranbelebungsverfahren." *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 47(10), 1547-1553.
- ATV-DVWK. (2003). "ATV-DVWK-Landesverband Bayern, Leitfaden Nr. 2-3, Betrieb von Abwasseranlagen: Nachweise der aeroben Schlammstabilisierung."
- ATV (1997): *Biologische und weitergehende Abwasserreinigung*, Ernst & Sohn, Verlag für Architektur und technische Wissenschaften, Berlin.
- ATV (2000): "ATV-Arbeitsblatt A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen." Hennef.
- Baban, A., Gunes, K., Ayaz, S., Murat, S., Atasoy, E., Dogan, O. und Dikec, S. (2005): "Sustainable Water management Practices in the Training and Demonstration Center of TUBITAK-MRC", 1st ZERO-M Conference on Sustainable Water Management, 15-16 March 2005, Istanbul, Turkey.
- Bastian, A., Bornemann, C., Hachenberg, M., Oldenburg, M., Schmelzer, M., Butzen, A., Werres, F., Balsaa, P., J., S. R., Kaup, J. M., Londong, J., Simons, J., Clemens, A., Rechenburg, A. und Höggebe, M. (2005): "Abschlussbericht: Nährstofftrennung und Verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der Lampertsmühle."
- Baumann, P. und Krauth, K. (1993). "Dosierung von Kohlenstoffverbindungen bei der weitergehenden Stickstoffelimination." *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 40(11), 1792-1798.
- Baumgarten, S. (2007): "Membranbioreaktoren zur industriellen Abwasserreinigung," Dissertation, Rheinisch Westfälische Technische Hochschule Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe Gewässer-Wasser-Abwasser.
- BDEW. (2010): "Trinkwasserverwendung im Haushalt 2009, Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe, BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V., <http://www.bdew.de> (15.11.2010)."

- Beier, M., Sander, M., Schneider, Y. und Rosenwinkel, K.-H. (2008): "Energieeffiziente Stickstoffelimination - Verfahrensüberblick zur Nitrifikation/Deammonifikation und Auswirkungen auf den Energiebedarf von Kläranlagen." *KA Korrespondenz Abwasser - Abwasser, Abfall*, 55(6), 671-678.
- Bergeron, P. (1978): "Untersuchungen zur Kinetik der Nitrifikation," Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers, Heft 12.
- Bever, J., Stein, A. und Teichmann, H. (2002): *Weitergehende Abwasserreinigung*, Oldenbourg Industrieverlag, München.
- Blank, A. (2009): "Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern," Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Schriftenreihe SWW, Band 135.
- BLW (2004): "Nachweis von Stabilisierungskriterien bei der aeroben Schlammstabilisierung, Merkblatt Nr. 4.7/11." Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (BLW).
- Boehler, M., Joss, A., Buetzer, S., Holzappel, M., Mooser, H. und Siegrist, H. (2007): "Treatment of toilet wastewater for Re-Use in a MBR." *Water Science & Technology*, 56(5).
- Bornemann, C., Londong, J., Freund, M., Nowak, O., Otterpohl, R. und Rolfs, T. (1998): "Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ." *KA Korrespondenz Abwasser*, 45(3), 455-462.
- Braun, U., Lindner, B., Behrendt, J. und Otterpohl, R. (2008): "The Loo-Loop Process for Highly Efficient Stand Alone Water Systems." in: GWA Tagungsband 206, Advanced Sanitation, 12-13 March 2007, Aachen, Germany, 27/1-27/6.
- Brion, N. (1997): "Etude du processus de nitrification a l'echelle de grands reseaux hydrographiques anthropiques / Groupe de Mikrobiologie des Milieux Aquatiques," These europeenne, Universite Libre de Bruxelles.
- Buswell, A. M., Shiota, T., Lawrence, N. und van Meter, I. (1954): "Laboratory studies on the kinetics of the growth of Nitrosomonas with relation to the nitrification phase of the BOD test." *Appl. Microbiol.*, 2, 21-25.
- Carden, K., Armitage, N., Winter, K., Sichione, O., Rivett, U. und Kahonde, J. (2001): "The use and disposal of greywater in the non-sewered areas of South Africa. Part 1 - Quantifying the greywater generated and assessing its quality." *WaterSA*, 33(4), 425-432.
- Cech, J. S., Chudoba, J. und Grau, P. (1984): "Determination of kinetic constants of activated sludge microorganisms." *Water Science & Technology*, 17, 259-272.
- Cherif, H., Touhami, Y. und Shayeb, H. (2007): "Fractionation of Organic Matter for Characterization of Urban Wastewater", 3th Meda Water Conference on Sustainable Water Management, 21-24 March 2007, Tunis, Tunisia.
- Chudoba, J. Prasil, M. und Emmerova, H. (1968): "Residual organic matter in activated sludge process effluents. III Degradation of amino acids and phenols under continues conditions", *Technology of Water*, 13, 45-61
- Chudoba, J. (1985): "Quantitative estimation in COD units of refractory organic components produced by activated sludge microorganisms." *Water Research*, 19(1), 37-43.
- Chudoba, P., Capedeville, B. und Chudoba, J. (1992): "Explanation of biological meaning of the S_0/X_0 ratio in batch cultivation." *Water Science Technology*, 26(3-4), 743-751.
- Clemens, J., Heck, A. und Rechenburg, A. (2009): "Vermikompostierung von Feststoffen der Abwasserbehandlung." Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 28.
- Cui, Y. W., Peng, Y. Z., Peng, C. Y., Gan, X. Q. und Ye, L. (2006): "Achieving biological nitrogen removal via nitrite by salt inhibition." *Water Science & Technology*, 53(6), 115-122.
- Cuidad, G., Werner, A., Bornhardt, C., Munoz, C. und Antileo, C. (2006): "Differential kinetics of ammonia and nitrite oxidizing bacteria: A simple kinetic study based on oxygen affinity and proton release during nitrification." *Process Biochemistry*, 2006(41), 1764-1772.

- Daigger, G. T. und Grady, C. P. L. (1982): "The Dynamics of Microbial Growth on Soluble Substrates." *Water Research*, 16, 365-382.
- Defrain, M. (2004): "Ermittlung biologisch abbaubarer und inerter Abwasserinhaltsstoffe," Dissertation, Rheinisch Westfälische Technische Hochschule Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe Gewässer-Wasser-Abwasser, Band 192.
- DIN (1980): "DIN 38 409, Teil 9, Summarische Wirkung und Stoffgrößen (Gruppe H), Bestimmung des Volumenanteils der absetzbaren Stoffe im Wasser und Abwasser (H9)." Beuth Verlag Berlin.
- DIN (2003): "DIN EN ISO 5667-3, Wasserbeschaffenheit, Probenahme, Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben." Beuth Verlag Berlin.
- Dockhorn, T. (1999): "CSB-Elimination in Abhängigkeit vom Typ des Belebungsbeckens," Dissertation, Technische Universität Braunschweig, Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Heft 64.
- Dockhorn, T. (2007): "Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft," Habilitation, Technische Universität Braunschweig, Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Heft 74.
- Dold, P. L., Ekama, G. A. und Marais, G. v. R. (1980): "A general model for activated sludge process." *Prog. Water Technology*, 12, 47-77.
- Dold, P. L. und Marais, G. v. R. (1986): "Evaluation of the General Activated Sludge Model Proposed by the IAWPRC Task Group." *Water Science & Technology*, 18(6), 63-89.
- DWA (2005): "DWA-Arbeitsbericht des Fachsachausschuss KA-7: Membranbelebungsverfahren, 2. Arbeitsbericht, Fassung vom 19.01.2005."
- DWA (2008): *DWA-Themen Neuartige Sanitärsysteme*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- EG (1975): "Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung." ABI. 1975 Nr. L 194.
- EG (2006): "Richtlinie über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG." ABI. EG 2006 Nr. L 64/37 Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Brüssel 2006.
- Ekama, G. A., Dold, P. A. und G.v.R., M. (1986): "Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems." *Water Science & Technology*, 18, 91-114.
- Eller, K. (2010): "Bestimmung des gelöst inerten CSB in Schwarzwasser", Studienarbeit, Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, (unveröffentlicht)
- Elmitwalli, T., Mahmoud, N., Soons, J. und Zeeman, G. (2003): "Characteristics of grey water: Polderdrift, the Netherlands." in: *ecosan - closing the loop*, Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, 7th-11th April, Lübeck, Germany, 539-542.
- EPA (1993): "Design Manuel of Nitrogen Control." U.S. Environmental Protection Agency, Lancaster, Pennsylvania
- Friedler, E., Kovalio, R und Galil, N. I. (2005): "On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings." *Water Science & Technology*, 51(10), 187-194.
- Fritsche, W. (1998): *Umwelt-Mikrobiologie, Grundlagen und Anwendungen*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Fuchs, G. und Schlegel, H. G. (2006): *Allgemeine Mikrobiologie*, Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Gayh, U. (2007): "Biologisch-chemische Behandlung von Schwarzwasser in einem Nährstoff-Recycling-System," Diplomarbeit, Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg-Harburg.
- Gerhardy, K. (2000): "Refraktäre organische Substanzen in kommunalen Kläranlagen mit industriellem Einfluss," Dissertation, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 113.

- Germirli, F., Orhon, D. und Artan, N. (1991): "Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters." *Water Science & Technology*, 23(4-6), 1077-1086.
- Ginestet, P., Maisonnier, A. und Sperandio, M. (2002): "Wastewater COD characterization: biodegradability of physico-chemical fractions." *Water Science & Technology*, 45(6), 89-97.
- Glassenapp. (1992): "Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit von Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination beim Belebtschlammverfahren," Dissertation, Technischen Hochschule Darmstadt, Schriftenreihe WAR, Band 57.
- Goel, R., Mino, T., Satoh, H. und Matsuo, T. (1998): "Intracellular Storage Compounds, Oxygen Uptake Rates and Biomass Yield with readily and slowly degradable Substrates." *Water Science & Technology*, 39(8-9), 85-93.
- Grünebaum, T. (1990): "Untersuchungen zur weitergehenden Abwasserreinigung bei schwach gepufferten Abwässern," Dissertation, RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe Gewässer-Wasser-Abwasser, Band 123.
- Grunditz, C. und Dalhammar, G. (2001): "Development of Nitrification inhibition assays using pure culture of Nitrosomonas and Nitrobacter." *Water Research*, 35(2), 433-440.
- Guellil, A., Thomas, F., Block, J.-C., Bersillon, J.-L. und Ginestet, P. (2001): "Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs." *Water Research*, 35(1), 143-150.
- Gujer, W. (1977): "Design of a nitrifying activated sludge process with the aid of dynamic simulation." *Prog. Water Technology*, 9, 323-336.
- Gujer, W. und Kayser, R. (1998): "Bemessung von Belebungsanlagen auf der Grundlage einer CSB-Bilanz." *KA Korrespondenz Abwasser*, 45(5), 944-948.
- Gujer, W. (2007): *Siedlungswasserwirtschaft*, 3. Auflage, Springer Verlag, Berlin.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T. und van Loosdrecht, M. (1999): "Activated Sludge Model No. 3." *Water Science & Technology*, 39(1), 183-193.
- Günder, B. (1999): "Das Membranbelebungsverfahren in der kommunalen Abwasserreinigung," Dissertation, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 153.
- Habeck-Tropfke, H.-H. (1980): *Abwasserbiologie*, Werner Verlag, Düsseldorf.
- Hansen, J., Krystkiewicz, D., Sagawe, G., Engelhart, M., Jörg, B., Rechenburg, A., Clemens, J. und Ebert, A. (2007): "KOMPLETT - Ein Verbundvorhaben zur Schließung von Wasser- und Stoffkreisläufen." *GWF, Wasser Abwasser*, 148(10), 691-697.
- Hartmann, L. (1983): *Biologische Abwasserreinigung*, Springer Verlag, Berlin.
- Hauck, R. T. und McCarty, P. L. (1972): "Nitrification with submerged filters." *J. WPCF*, 44, 2086-2102.
- Helmer, R. und Sekoulov, I. (1997): *Weitergehende Abwasserreinigung*, Mainz, Wiesbaden, Deutscher Fachschriften-Verlag.
- Henze, M. (1986): "Nitrate versus oxygen utilization rates in wastewater and activated sludge." *Water Science & Technology*, 18, 115-122.
- Henze, M., Lesilie Grady Jr, C. P., Gujer, W., Marais, G. V. R. und Matuso, T. (1987): "A general model for single-sludge wastewater treatment systems." *Water Research*, 21, 505-515.
- Henze, M. (1992): "Characterization of wastewater for modeling of activated sludge processes." *Water Science & Technology*, 25(6), 1-15.
- Henze, M. und Bundgaard, E. (1992): "Bemessung von kombinierten Nitrifikations- und Denitrifikationsanlagen." *GWF, Wasser Abwasser*, 123(5), 240-246.
- Henze, M. und Ledin, A. (2001): "Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewater." in: *Decentralized Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation*, IWA Publishing, 57-67.
- Henze, M., Harremoes, P., Jansen, J. I. C. und Arvin, E. (2002): *Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes*, Third Edition, Springer Verlag, Berlin.
- Henze, M., Lesilie Grady Jr, C. P., Gujer, W., Marais, G. V. R. und Matuso, T. (1987): "A general model for single-sludge wastewater treatment systems." *Water Research*, 21, 505-515.

- Herbst, H. B. (2008): "Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme," Dissertation, Rheinisch Westfälische Technische Hochschule Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe Gewässer-Wasser-Abwasser, Band 213.
- Herrenklage, J., Ritzkowski, J. und Stegmann, R. (2001): "Concepts for a Decentralized Treatment of Waste and Wastewater." in: Proceedings of the 8th Waste Management and Landfill Symposium, Sardina 2001, CISA E.S.E.C., Italy.
- Hillenbrand, T. (2009): "Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme," Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Schriftenreihe SWW, Band 134.
- Hug, T. (2006): "Characterization and controlling of foam and scum in activated sludge systems," Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology Zurich, DISS ETH No. 16506.
- Hütter, L. A. (1994): *Wasser und Wasseruntersuchung*, 6. Auflage, Otto Salle Verlag, Frankfurt a.M.
- Huisman, L. (1996): "Rapid Filtration." Skript an der Fakultät für Bauingenieurwesen im Arbeitsbereich Abwassertechnik an der TU Delft.
- Hulsbeek, J. (1995): "Bestimmung von Parametern zur Beschreibung der Prozesse bei der biologischen Stickstoff- und Phosphorentfernung in Abwasserreinigungsanlagen," Dissertation, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 90.
- Hulsbeek, J. und Kunst, S. (1994): "Untersuchungen wichtiger biologischer Umsatzgeschwindigkeiten belebter Schlämme als Voraussetzung der Bemessung." *KA Korrespondenz Abwasser*, 41(1), 42-47.
- Hunik, J. H., Meijer, H. J. G. und Tramper, J. (1993): "Kinetics of *Nitrobacter agilis* at extreme substrate, product and salt concentrations." *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 37, 802-807.
- Imhoff, K. und Imhoff, K. R. (2007): *Taschenbuch der Stadtentwässerung*, 30. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München.
- Jefferson, B., Judd, S. J. und Diaper, C. (2001): "Treatment methods for grey water." in: Decentralized Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation, IWA Publishing, 334-353.
- Kaufmann Alves, I. und Knerr, H. (2009): "Integration neuartiger Sanitärsysteme - Auswirkungen auf die Abwasserentsorgung und die Gewässer." *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Band 109, 31-61.
- Kaufmann Alves, I., Knerr, H., Schmitt, T. G. und Steinmetz, H. (2008): "Auswirkung der Integration neuartiger Abwasserentsorgungskonzepte in bestehende Infrastruktursysteme." *KA Korrespondenz Abwasser - Abwasser, Abfall*, 55 (10), 1074-1084.
- Kapp, H. (1983): "Zur Interpretation der "Säurekapazität des Abwassers"." *GWF, Wasser Abwasser*, 124(3), 127-130.
- Kappeler, J. und Gujer, W. (1992): "Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modeling." *Water Science & Technology*, 25(6), 125-139.
- Keyzers, C., Gethke, K. und Pinnekamp, J. "Grauwassernutzung im Hotel- und Gaststättengewerbe", GWA Tagungsband 215, 2. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur, 28-29 Oktober 2008, Essen, 20/1-20/15.
- Klopp, R. (1992): "Über die Grenzen der biologischen CSB-Elimination und die Reststoffe im Ablauf kommunaler Kläranlagen." *ATV Schriftenreihe, Abwasserfiltration*, Nr. 2, 17-34.
- Klopp, R. und Koppe, P. (1990): "Die quantitative Charakterisierung von Abwässern hinsichtlich ihrer Dispersität und Abbaubarkeit." *Vom Wasser*, 75, 307-329.
- Knerr, H., Hansen, J., Steinmetz, H., Sagawe, G., Engelhart, M. und Krystkiewicz, D. (2007a): "Development, combination and implementation of innovative components of process engineering, information technology and sanitary equipment to a sustainable key technology for closed loop, Project KOMPLETT." 3th Meda Water Conference on Sustainable Water Management, 21-24 March 2007, Tunis, Tunisia.

- Knerr, H., Engelhart, M., Hansen, J., Steinmetz, H. und Wölle, J. (2007b): "Black Water of different origin - characterization and biological treatment", 6th Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability, 09-12 October 2007, Antwerp, Belgium.
- Knerr, H., Einsfeld, K., Hansen, J. und Schmitt, T. G. (2008a). "KOMPLETT - ein innovatives System zur Schließung von Wasser- und Stoffkreisläufen." in: GWA Tagungsband 215, 2. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur, 28-29 Oktober 2008, Essen, 21/1-21/15.
- Knerr, H., Engelhart, M., Hansen, J. und Sagawe, G. (2008b): "Separated grey- and blackwater treatment by the KOMPLETT water recycling system - A possibility to close domestic water cycle.", International IWA Conference Sanitation Challenge, New Sanitation Concepts and Models of Governance, May 19-21, 2008. Wageningen, Netherlands, 260-268
- Knerr, H. und Engelhart, M. (2009): "Schwarz- und Grauwasseraufbereitung mittels des Membranbelebungsverfahrens: Ein Vergleich zweier Reaktoren zur Behandlung der beiden Teilströme." 8. Aachener Tagung Wasser und Membran, 27. und 28 Oktober 2009, Aachen, Deutschland, A14-1 - A 14-11.
- Knerr, H., Clemens, A., Engelhart, M., Heck, A. und Rechenburg, A. (2009a): "Separate Behandlung von Grau- und Schwarzwasser in einem geschlossenen System." Bremer Colloquium 2009: Produktintegrierte Wasser-/Abwassertechnik 28. und 29. September 2009, Bremen, A1-A29.
- Knerr, H., Einsfeld, K., Engelhart, M., Heck, A., Legrix, J.-C., Rechenburg, A. und Wölle, J. (2009b): "Modulare Gesamtlösung für ein dezentrales Wasserrecyclingsystem - Ergebnisse des BMBF-Verbundprojektes KOMPLETT." *GWF, Wasser Abwasser*, 150(1), 64-71.
- Knerr, H., Engelhart, M., Hansen, J. und Schmitt, T. G. (2009c): "Separat erfasstes Grau- und Schwarzwasser - Chemisch-physikalische Zusammensetzung, Behandlung und Wiederverwendung." Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 28, 51-79.
- Knerr, H., Engelhart, M., Keuter, V. und Rechenburg, A. (2010): "Reuse of separated grey- and blackwater in closed domestic water cycle." VII Anque International Congress: Integral Water Cycle-Present and Future, 13th-16th June 2010, Oviedo, Spain.
- Knerr, H., Rechenburg, A., Kistemann, T. und Schmitt, T. G. (2011): "Performance of a MBR for the treatment of blackwater." *Water Science & Technology*, 63(6), 1247-1254
- Knowles, G., Downing, A. L. und Barrett, M. J. (1965): "Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture, with the aid of an electronic computer." *J. Gen. Microbiol.*(38), 263-278.
- Knowles, G. (1982). "Denitrification; Microbiological Reviews,." 46, 43-70.
- König, K. W. (2009): "Nutzung von Grauwasser." *wwt*, 2009(4), 45-49.
- Kopp, J., Gerke, W. und Reichardt, T. (2006): "Verminderung des Suspensaabtriebs im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Göttingen durch Einsatz von Kalkhydrat." *KA Korrespondenz Abwasser - Abwasser, Abfall*, 53 (9), 908-915.
- Kopp, J., Gerke, W. und Reichardt, T. (2006): "Verminderung des Suspensaabtriebs im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Göttingen durch Einsatz von Kalkhydrat." *KA Korrespondenz Abwasser - Abwasser, Abfall*, 53 (9), 908-915.
- Koppe, P. und Stozek, A. (1999): *Kommunale Abwasser: Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme*, 4. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen.
- Krampe, J. (2001): "Das SBR-Membranbelebungsverfahren," Dissertation, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 163.
- Kristensen, G. H., Henze, M. und Jorgensen, P. E. (1992): "Characterization of Functional Microorganism Groups and Substrate in Activated Sludge and Wastewater by AUR, NUR and OUR." *Water Science & Technology*, 25(6), 43-57.

- Kubin, K. (2004): "Einfluss unterschiedlicher Verfahrenskonzepte auf Substratabbau und Nährstoffverwertung in Membranbelebungsanlagen zur kommunalen Abwasserreinigung," Dissertation, Technische Universität Berlin, Veröffentlichung der Fakultät der Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin, Heft D 83.
- Kujawa-Roeleveld, K., Fernandes, T., Wiryawan, Y., Tawfik, A., Visser, M. und Zeeman, G. (2005): "Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept." *Water Science & Technology*, 52(1-2), 307-313.
- Kunst, S., Helmer, C. und Knoop, S. (2000): *Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm, Schaum*, Springer Verlag, Berlin.
- Lagarde, F., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Lessard, P., Héduit, A., Dutrop, F. und Mouchel, J.-M. (2005): "Variability estimation of urban wastewater biodegradable fractions by respirometry." *Water Research*, 39(19), 4768-4778.
- Lange, J. und Otterpohl, R. (1997): *Abwasser - Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft*, 1. Auflage, Mallbeton GmbH, Donaueschingen-Pföhren.
- Larsen, T. A. und Lienert, J. (2007): "Novaquatis Abschlussbericht. NoMix - Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft." Schweiz 2007.
- LeClech, P., Jefferson, B., Soung, C. I. und Judd, S. J. (2003): "Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor." *Journal of Membrane Science* 277(2003), 81-93.
- Lemmer, H. und Lind, G. (2000): *Blähschlamm, Schaum, Schwimmschlamm – Mikrobiologie und Gegenmaßnahmen*, Hirthammer-Verlag, München.
- Lemmer, H. (2008): "Biologisch wirksame Zusatzstoffe in der Abwasserreinigung." *Wiener Mitteilungen: Wasser - Abwasser - Gewässer*, Band 208, Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen, 305-320.
- Lesoeuf, A., Payraudeau, M., Rogalle, F. und Kleiber, B. (1992): "Optimizing nitrogen removal reactor configurations by onsite calibration of the IAWPRC Activated Sludge Model." *Water Science & Technology*, 25(6), 105-124.
- Li, Z. (2004): "Grauwasserbehandlung und- wiederverwendung, Untersuchungen zur höherwertigen Wiederverwendung von Grauwasser in Verbindung mit teilstromorientierten ökologischen Sanitärkonzepten," Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 47.
- Li, F., Wichmann, K. und Otterpohl, R. (2009): "Evaluation of appropriate technologies for greywater treatments and reuses." *Water Science & Technology*, 59(2), 249-260.
- Liebeskind, M. (1992): "Charakterisierung von Abwässern und Parameterbestimmung für die Computersimulation" Technische Akademie Esslingen, Osterfildern.
- Liebeskind, M. (1999): "Parameter für die dynamische Simulation kommunaler Abwasserreinigungsanlagen," Dissertation, RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe Gewässer-Wasser-Abwasser, Band 171.
- Lindner, B., Tettenborn, F., Gulyas, H., Breuer, K., Mühlenstädt, J. und Otterpohl, R. (2003): "Saving water and recovering nutrients by a closed loop system for toilet flushing - pre test." in: *ecosan - closing the loop*, Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, 7th-11th April, Lübeck, Germany, 507-510.
- Lindner, B., Tettenborn, F., Lohmann, T., Braun, U., Behrendt, J. und Otterpohl, R. (2004): "The black water cycle - pre tests and the semi-technical plant." *World Water Congress and Exhibition*, 19-24 September 2004, Marrakesh, Morocco.
- Lindner, B. (2008): "The Black Water Loop: Water Efficiency and Nutrient Recovery Combined," Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 62.

- Londong, J. und Wachtl, P. (1995): "Chemisch-biologische Untersuchungen als Grundlage für die Anwendung dynamischer Simulationsmodelle für Belebungsanlagen." *awt - Abwassertechnik*, 1995(2), 51-54.
- Londong, J., Dichtl, N. und Bergmann, J. (2006): "KOMPEX - Weiterentwicklung und Erprobung eines Biofilters mit Kompostfüllung zur dezentralen Abwasserreinigung sowie zur Minimierung der Klärschlämme besonders in klimatisch exponierten Einzellagen und Untersuchung von verfahren zur Entsorgung von Kleinstmengen getrockneter Schlämme vor Ort." Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) - Osnabrück.
- Londong, J. und Hartmann, M. (2006): "Belastungen der häuslichen Abwasserteilströme: Gegenüberstellung von Literaturwerten und gemessenen Werten und Auswirkungen auf die Anlagenplanung." in: GWA Tagungsband 202, 39. Essener Tagung für Abwasser- und Abfallwirtschaft, 29-31 March 2006, Essen, 26/1-26/13.
- Londong, J., Hillenbrand, T., Otterpohl, R., Peters, I. und Tillman, D. (2004): "Vom Sinn des Wassersparens." *KA Korrespondenz Abwasser - Abwasser, Abfall*, 51(12), 1381-1385.
- Madigan, M. T. und Martinko, J. M. (2008): *Brock Mikrobiologie*, Pearson Studium.
- Malz, F. und Schmitt, C. (1990): "Die Bestimmung des "inerten CSB"." *Abwassertechnik*, 1990(4), 23-24.
- Mamais, D., Jenkins, D. und Pitt, P. (1993): "A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater" *Water Research*, 27(1), 195-197.
- Marais, G. v. R. und Ekama, G. A. (1976). "The activated sludge process - Part 1: steady state behavior." *Water SA*, 2(4), 162-200.
- McAdam, E., Judd, S. J., Gildemeister, R., Drews, A. und Kraume, M. (2005): "Critical analysis of submerged membrane sequencing batch reactor operating conditions." *Water Research*, 21, 4011-4019.
- Melin, T. J., B., Bixio, D., Thoeye, C., De Wilde, W., De Koning, J., van der Graaf, J. und Wintgens, T. (2006): "Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse." *Desalination*, 2006(187), 271-282.
- Mokhayeri, Y., Nichols, A., Murthy, S., Riffat, R., Dold, P. und Takacs, I. (2006): "Examining the influence of substrates and temperature on maximum specific growth rates of denitrifiers." *Water Science & Technology*, 2545(8), 155-162.
- Mudrack, K. und Kunst, S. (2003): *Biologie der Abwasserreinigung*, 5. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.
- Naidoo, V., Urbain, V. und Buckley, C. A. (1998): "Characterization of wastewater and activated sludge from european municipal wastewater treatment plants using NUR test." *Water Science & Technology*, 38(1), 303-310.
- Narkis, N., Rebhun, M. und Sheindorf, C. (1979): "Denitrification at various carbon to nitrogen ratios." *Water Research*, 13(1), 91-98.
- Neitzel, V. und Iske, U. (1998): *Abwasser, Technik und Kontrolle*, Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim.
- Nelson, P. O. und Lawrence, A. W. (1980): "Microbial Viability Measurements and Activated Sludge Kinetics." *Water Research*, 14(3), 217-225.
- Niederste-Hollenberg, J. (2003): "Nährstoffrückgewinnung aus kommunalem Abwasser durch Teilstromerfassung und -behandlung in urbanen Gebieten," Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 44.
- Niehoff, H. H. (1986): "Biologische CSB-Elimination aus Abwässern - Möglichkeiten und Grenzen." Schriftenreihe des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung WAR, TU Darmstadt, Band 25, 337-362.
- Nolde, E. (1999): "Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings - over ten years experience in Berlin." *UrbanWater*, 1999(1), 275-284.

- Nolde, E. (2005): "Greywater recycling systems in Germany - results, experiences and guidelines." *Water Science & Technology*, 51(10), 203-210.
- Nowak, O. (1996): "Nitrifikation im Belebungsbecken bei maßgebendem Industrieabwassereinfluss," Dissertation, Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wiener Mitteilungen, Band 135.
- Nowak, O. (1997): "Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation." Wiener Mitteilungen: Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 137, 35-82.
- Ohle, P. (2002): "Bemessung von Membranbioreaktoren für die kommunale Abwasserreinigung," Dissertation, Rheinisch Westfälische Technische Hochschule Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe Gewässer-Wasser-Abwasser, Band 187.
- Oldenburg, M., Albold, A., Wendland, C. und Otterpohl, R. (2008): "Erfahrungen aus dem Betrieb eines neuen Sanitärsystems über einen Zeitraum von 8 Jahren." *KA Korrespondenz Abwasser*, 55(10), 1100-1105.
- Oldenburg, M., Bastian, A., Londong, J. und Niederste-Hollenberg, J. (2002): "Nährstofftrennung in der Abwassertechnik am Beispiel der Lamberts-mühle." *GWF, Wasser Abwasser*, 2002(4), 314-319.
- Oles, J. (1991): "Verfahren zur Dimensionierung von SBR-Anlagen zur Nitrifikation und Denitrifikation," Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 8.
- Orhon, D., Artan, N. und Ates, E. (1994): "A description of three methods for the determination of the inert particulate chemical oxygen demand of wastewater." *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 61, 73-80.
- Orhon, D., Ates, E., Sözen, S. und Cokgör, E. U. (1997): "Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters." *Environmental Pollution*, 95(2), 191-204.
- Otterpohl, R., Albold, A. und Oldenburg, M. (1999): "Source control in urban sanitation and waste management: ten systems with reuse or resources." *Water Science & Technology*, 39(5), 153-160.
- Otterpohl, R., Oldenburg, M. und Büttner, S. (1999): "Alternative Konzepte zum Stoffstrommanagement." *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 46(2), 204-121.
- Otterpohl, R. (2002): "Options for alternative types of sewerage treatment systems directed to improvement to the overall performance." *Water Science & Technology*, 45(3), 149-158.
- Pagga, U. (1995): "Prüfung und Bewertung von Abwässern auf biologische Abbaubarkeit." *KA Korrespondenz Abwasser - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 42(2), 263-270.
- Painter, H. A. und Loveless, J. E. (1983): "Effect of temperature and pH value on the growth-rate constants of nitrifying bacteria in activated sludge process." *Water Research*, 17(1983), 137-248.
- Palmquist, H. und Hanaeus, J. (2005): "Hazardous Substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary swedish households." *Science of the Total Environment*, 2005(248), 151-163.
- Palmquist, H. und Jönsson, H. (2003): "Urine, faeces, greywater and biodegradable solid waste as potential fertilizers." in: *ecosan - closing the loop*, Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, 7th-11th April, Lübeck, Germany, 587-594.
- Panswad, T. und Anan, C. (1999): "Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds." *Water Research*, 33(5), 1165-1172.
- Phan, L.-C. (2005): "Substratadsorption an belebten Schlamm und Anwendung zur Bemessung von Selektoren," Dissertation, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 130.
- Peter-Fröhlich, A., Pawloski, L., Bohomme, A. und Oldenburg, M. (2008a): "Separate Ableitung und Behandlung von Urin, Fäkalien und Grauwasser - Erfahrungen aus dem EU Demonstrationsprojekt." *Korrespondenz Abwasser - Abwasser, Abfall*, 55(10), 1106-1112.

- Peter-Fröhlich, A., Pawloski, L. und Oldenburg, M. (2008b): "Umgestaltung kommunaler Abwasserentsorgungskonzepte." in: GWA Tagungsband 215, 2. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur, 28. und 29. Oktober 2008, Aachen.
- Pisthol, W. (2007). *Handbuch der Gebäudetechnik Bd. 1 - Allgemeines, Sanitär, Elektro, Gas*, 7. Auflage, Werner Verlag, Düsseldorf.
- Pöpel, H. J. und Fischer, A. (1998): "Combined influence of temperature and process loading on the effluent concentration of biological treatment." *Water Science & Technology*, 38(8-9), 129-136.
- Rheinheimer, G., Hegemann, W., Raff, J. und Sekoulov, T. (1988): *Stickstoffkreislauf im Wasser: Stickstoffumsetzung in natürlichen Gewässern, in der Abwasserreinigung und Wasserversorgung*, 2. Auflage, R. Oldenbourg Verlag.
- Reinnarth, G. und Ruffer, H. (1983): "Bestimmung der Sauerstoffverbrauchsrate von Belebtschlamm." *Vom Wasser*, 60, 223-235.
- Rudolph, K.-U. und Schäfer, D. (2001): "Untersuchung zum internationalen Stand und der Entwicklung Alternativer Wassersysteme." *BMBF-Forschungsvorhaben NR. 02 WA 0074*, Institut für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke.
- Rittmann, B. E., Bae, W., Namkung, E. und Lu, C.-J. (1987): "A critical evaluation of microbial product formation in biological processes." *Water Science & Technology*, 19, 517-528.
- Roeleveld, P. J. und Kruit, J. K. (1998): "Richtlinien für die Charakterisierung von Abwasser in den Niederlanden." *KA Korrespondenz Abwasser - Abwasser, Abfall*, 55(3), 465-468.
- Römpf (2000): *Umwelt*, 2. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Scheer, H. (1994): "Vermehrte Phosphorelimination - Bemessung und Modellierung in Theorie und Praxis," Dissertation, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 88.
- Schmitt, T. G., Hamacher, H. W., Kaufmann Alves, I., Kalsch, M. und Meyer, T. (2007): "OptionS - Optimierung von Strategien zur langfristigen Umsetzung einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft. Abschlussbericht des gleichnamigen Forschungsprojektes gefördert von der Stiftung Rheinland-Pfalz für Innovation." Stiftung Rheinland-Pfalz für Innovation.
- Schmitt, T. G., Hansen, J., Knerr, H., Wölle, J., Ebert, A., Einsfeld, K., Laufer, W., Legrix, J.-C., Agne, T., Krystkiewicz, D., Engelhart, M., Exner, M., Kistemann, T., Gebel, J., Rechenburg, A., Büttgen, S., Nonnenmacher, K., Deerberg, G. und Keuter, V. (2009): "KOMPLETT - Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe. Abschlussbericht des gleichnamigen Forschungsprojektes gefördert vom BMBF."
- Schöberl, P. und Engel, H. (1964): "Das Verhalten der nitrifizierenden Bakterien gegenüber Sauerstoff." *Arch. Mikrobiol.*, 48, 393-400.
- Schönherr, F. (2009): "Halbtechnische Untersuchungen zum Einfluss des pH-Wertes auf die Nitrifikation beim Belebungsverfahren in Abhängigkeit des Kohlensäuresystems," Dissertation, Universität der Bundeswehr München, Mitteilungen, Heft 101.
- Schönherr, F., Wecker, A., Günthert, W. und Weber, N. (2007): "Verbesserung der Nitrifikation durch Stützung der Säurekapazität." *GWF, Wasser Abwasser*, 148(9), 637-644.
- Schonlau, H., Rakelmann, U., Li, Z., Giese, T., Werner, T., Augustin, K. und Günner, C. (2008): "Pilotprojekt für ein ganzheitliches Entwässerungskonzept in Städten." *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 55(10), 1095-1099.
- Schweighöfer, P. (1997): "Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung," Dissertation, Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wiener Mitteilungen, Band 138.
- Schreff, D. (2001): "SBR-Anlagen - Stand der Technik." Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 14, 1-26.

- Sharma, B. und Ahlert, R. C. (1977): "Nitrification and Nitrogen Removal." *Water Research*, 11, 897-925.
- Siegrist, H. und Tschui, M. (1992): "Interpretation of experimental data with regard to the Activated Sludge Model No. 1 and calibration of the model for municipal wastewater treatment plant." *Water Science & Technology*, 16(6), 167-183.
- Silverstein, J.O. (1999): "The effect of heterotrophic yield on the assessment of correction factor for anoxic growth." *Water Research*, 33(8), 1925-1937.
- Slijkhuis, H. (1983): "The physiology of the filamentous bacterium *Microthrix parvicella*" Dissertation, Universität Wageningen, The Netherlands.
- Socher, M. und Glaser, K. (1992): "Untersuchungen zur heterotrophen Denitrifikation. Teil 2: Der Einfluss der Milieubedingungen." *GWF, Wasser Abwasser*, 133(3), 130-135.
- Sollfrank, U. (1988): "Bedeutung organischer Fraktionen in kommunalem Abwasser im Hinblick auf die mathematische Modellierung von Belebtschlammssystemen," Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology Zurich, DISS ETH No. 8765.
- Sollfrank, U., und Gujer, W. (1991): "Characterization of domestic wastewater for mathematical modeling for activated sludge." *Water Science Technology*, 13, 1057-1066.
- Sollfrank, U., Kappeler, J. und Gujer, W. (1992): "Temperature effects on Wastewater Characterization and the release of soluble inert organic material." *Water Science Technology*, 25(6), 33-41.
- Sontheimer, H., Spindler, P. und Rohman, U. (1980): *Wasserchemie für Ingenieure*, ZfGW-Verlag GmbH, Frankfurt/Main
- Spangenberg. (2005): "Studienarbeit am Lehrstuhl Siedlungswasserwirtschaft der Bauhaus Universität Weimar, unveröffentlicht."
- Spanjers, H. und Vanrolleghem, P. A. (1995): "Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge." *Water Science & Technology*, 31(2), 105-114.
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P. A., Olsson, G. und Dold, P. L. (1998): "Respirometry in control of the Activated Sludge Process: Principles." Technical and Scientific Report No 7, published by the IAWQ.
- Speece, R. E., Engelbrecht, R. S. und Aukamp, D. R. (1973): "Cell Replication and Biomass in Activated Sludge Process." *Water Research*, 7, 361-374.
- Starkl, M., Binner, E., Fürhacker, M., Holubar, P., Koeck, S., Lenz, K., Mascher, F., Ornetzeder, M., Poljak, M. und Haberl, R. (2005): "Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum - SUS-SAN."
- Steinke, M. und Bajenbruch, M. (2006): "Bewertung der organischen Restbelastung aus Kläranlagen." in: 18. Fachtagung TU Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 54, Aachen, Germany, 145-158.
- Steinmetz, H. (2009): "Neuartige Sanitärsysteme - Systeme und Zielsetzungen." Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 28, 1-16.
- Sutton, P. M., Murphy, K. L. und Dawson, R. N. (1975): "Low-temperature biological denitrification of wastewater." *JWPCF*, 47(1), 122-134.
- Suwa, Y., Imamura, Y., Suzuki, T., Tashiro, T. und Urushigawa, Y. (1994): "Ammonia oxidation bacteria with different sensitivities to (NH₄)₂SO₄ in activated sludge." *Water Research*, 28, 1523-1532.
- Suzuki, I., Dular, U. und Kwok, S. C. (1974): "Ammonia or Ammonium ion as substrate for for oxidation by *Nitrosomonas europaea* cells and extracts." *Journal of Bacteriology*, 120(10), 556-558.
- Svardal, K. (1997): "Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen für den Betrieb von Belebungsanlagen." in: Wiener Mitteilungen, Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 141, 247-273.
- Tarre, S., Green, M., Gieseke, A. und de Beer, D. (2005): "Nitrification at low pH - the Challenge of a Mystery." in: Water is Life, 7-8 December 2005, Jerusalem, Jerusalem.

- Tchobanoglous, G., Burton, F. L. und Stensel, H. (2003): *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse*, Edition 1991, Metcalf & Eddy, Inc., New York.
- Teichgräber, B. (1988): "Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität," Dissertation, Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Heft 45.
- Terpstra, P. M. J. (2001): "Potentials of water reuse in houses and other buildings." in: *Decentralized Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation*, IWA Publishing, 371-386.
- Udert, K. M., Fux, C., Münster, M., Larsen, T. A., Siegrist, H. und Gujer, W. (2003): "Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine." *Water Science & Technology*, 48(1), 119-130.
- Uhlenhut, F. (1999): "Modellierung der biologischen Abbauvorgänge - ein neuer reaktionskinetischer Ansatz -," Dissertation, Fachbereich Chemie der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg.
- Urbain, V., Mobarry, B., de Silva, V., Stahl, D. A., Rittmann, B. E. und Manem, J. (1998): "Integration of performance, molecular biology and modeling to describe the activated sludge process." *Water Science & Technology*, 37(3), 223-229.
- van Loosrecht, M. C. M., Pot, M. A. und Heijnen, J. J. (1997): "Importance of bacterial storage polymers in bioprocesses." *Water Science & Technology*, 35(1), 41-47.
- Vanrolleghem, P. A., Spanjers, H., Petersen, B., Ginestet, P. und Takacs, I. (1998): "Estimation (combinations of) Activated Sludge Model No.1 parameters and components by respirometry." *Water Science & Technology*, 39(1), 195-214.
- Vanrolleghem, P. A., Insel, G., Petersen, B., Sin, G., De Pauw, D., Nopens, I., Dovermann, H., Weijers, S. und Gernaey, K. (2003): "A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models." WEFTEC 2003.
- Vestner, R. J. (2003): "Leistung und CSB-Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation unter erhöhter Sauerstofflimitierung für Tropfkörper-Anlagen," Dissertation, Universität der Bundeswehr München, Mitteilungen, Heft 86.
- Vestner, R. J. und Günthert, W. F. (2001): "CSB-Fraktionierung als Grundlage zur Bemessung von kommunalen Kläranlagen." *GWF, Wasser Abwasser*, 142(9), 635-644.
- Vinneras, B. und Jönsson, H. (2002): "Faecal separation for nutrient management - evaluation of different separation techniques." *Urban Water*, 2002(4), 321-329.
- Vinneras, B. und Jönsson, H. (2003): "Separation of faeces combined with urine diversion - function and efficiency." in: *ecosan - closing the loop*, Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, 7th-11th April, Lübeck, Germany, 579-586.
- Vinneras, B., Palmquist, H., Balmer, P. und Jönsson, H. (2006): "The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste - A proposal for new swedish design values." *Urban Water*, 3(1), 3-11.
- Wanner, J. (1994): "Activated sludge population dynamics." *Water Science & Technology*, 30(11), 159-169.
- Wecker, A. und Weber, N. (2007): "Das Kalk-Kohlensäure-System." *wwt*, 2007(3), 52-54.
- Welker, A. (2004): "Schadstoffströme im urbane Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen," Habilitation, Technische Universität Kaiserslautern, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Band 20.
- Wendland, C. (2009): "Anaerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse," Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 66.
- Wendler, D. (2005): "Erfassung und Behandlung ausgewählter Stoffströme in der Siedlungswasserwirtschaft," Dissertation, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 131.

- Wentzel, M. C., Mbewe, A. und Ekama, G. A. (1995): "Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal waste waters." *Water SA*, 21(2), 117-124.
- Wentzel, M. C., Mbewe, A., Lakay, M. T. und Ekama, G. A. (1999): "Batch test for characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewaters." *Water SA*, 25(3), 327-335.
- Wicht, H. (1996): "N₂O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen," Dissertation, Technische Universität Braunschweig, Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Heft 58.
- Wild, H. E. J., Sawyer, C. N. und McMahon, T. C. (1971): "Factors affecting nitrification kinetics." *J. WPCF*, 43, 1845-1854.
- Wilderer, P. A. und Paris, S. (2001): "Integrierte Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Gebiete." Technische Universität München, Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Garching.
- Winkler, M., Paris, S., Heynemann, J. und Montag, D. (2011): "Phosphorrückgewinnung aus Urin mittels Struvitfällung in einem Frankfurter Bürogebäude." *fbr-wasserspiegel*, 1, 3-4.
- Wittgren, H. B., Baky, A. und Palm, O. (2003): "Environmental systems analysis of small-scale sanitation solutions." in: *ecosan - closing the loop*, Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, 7th-11th April, Lübeck, Germany, 367-372.
- Witteborg, A., van der Last, A., Hamming, R. und Hemmers, I. (1996): "Respirometry for determination of the influent S₅-concentration." *Water Science & Technology*, 33(1), 311-323.
- Wolters, S. (2009): "Untersuchung zur Substratabhängigkeit des heterotrophen Ertragskoeffizienten," Dissertation, Technische Universität Braunschweig, Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Heft 76.
- Wuhrmann, K. (1954): "High-rate activated sludge treatment and its relation to stream sanitation - I. Pilot plant studies." *Sew. works J.*, 26(1), 1-27.
- Ye, L., Tang, B., Zhao, K. F., Pijuan, M. und Peng, Y. C. (2009): "Nitrogen removal via nitrite in domestic wastewater treatment using combined salt inhibition and on-line process control", *Water Science & Technology*, 60(6), 1633-1639.
- Yu, S.M., Leung, W.Y., Ho, K.M., Greenfield, P.F. und Eckenfelder, W.W. (2002): "The impact of sea water flushing on biological nitrification-denitrification activated sludge sewage treatment process", *Water Science & Technology*, 46(11), 209-21

ANHANG

TABELLENVERZEICHNISA-II

ABBILDUNGSVERZEICHNISA-III

Anhang A.1:	Systemvarianten neuartiger Sanitärkonzepte nach DWA (2008)	A-1
Anhang A.2:	Ergebnisse der Konservierungsversuche für die Parameter C_{orgN} , S_{NH4} , S_{NO3} , C_{TOC} und S_{PO4}	A-3
Anhang A.3:	Übersicht über die durchgeführten Analysen	A-4
Anhang A.4:	Box-Wisker-Plots der ermittelten Schwarzwassermengen an den drei Versuchsanlagen	A-5
Anhang A.5:	Zusammenstellung der Messergebnisse für Roh-Schwarzwasser	A-6
Anhang A.6:	Zusammenstellung der Messergebnisse für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser	A-9
Anhang A.7:	Tabellarische Zusammenstellung der statistischen Kenngrößen der einwohnerspezifischen Frachten für Roh-Schwarzwasser.....	A-12
Anhang A.8:	Tabellarische Zusammenstellung der statistischen Kenngrößen der einwohnerspezifischen Frachten für mechanisch gereinigtes Schwarz- wasser.....	A-13
Anhang A.9:	Versuchsbeschreibung und Ergebnisse der unbelüfteten Standversuche zum Vorabbau im Vorlagebehälter	A-14
Anhang A.10:	Darstellung des Wirkungsgrades der Mechanik	A-17
Anhang A.11:	Versuchsergebnisse zur Bestimmung des S_i (Eller 2010)	A-18

Tabellenverzeichnis

Tabelle A.1:	Übersicht über die durchgeführten Analysen	A-4
Tabelle A.2:	Statistische Auswertung der Roh-Schwarzwasseranalysen am Betriebsgebäude	A-6
Tabelle A.3:	Statistische Auswertung der Roh-Schwarzwasseranalysen am Wohnblock.....	A-7
Tabelle A.4:	Statistische Auswertung der Roh-Schwarzwasseranalysen am Bürogebäude	A-8
Tabelle A.5:	Statistische Auswertung der Messergebnisse für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser des Betriebsgebäudes	A-9
Tabelle A.6:	Statistische Auswertung der Messergebnisse für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser des Wohnblocks	A-10
Tabelle A.7:	Statistische Auswertung der Messergebnisse für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser des Bürogebäudes	A-11
Tabelle A.8:	Statistische Auswertung der einwohnerspezifischen Frachten für Roh-Schwarzwasser	A-12
Tabelle A.9:	Statistische Auswertung der einwohnerspezifischen Frachten für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser	A-13

Abbildungsverzeichnis

Abbildung A.1:	1-Stoffstromsystem (DWA 2008).....	A-1
Abbildung A.2:	2-Stoffstromsystem „Urintrennung“ (DWA 2008).....	A-1
Abbildung A.3:	2-Stoffstromsystem „Fäkalien“ (DWA 2008)	A-2
Abbildung A.4:	3-Stoffstromsystem „Urintrennung - Trockentoiletten“ (DWA 2008)	A-2
Abbildung A.5:	Einfluss der Konservierungsmethode und Lagerungszeit auf das Analyseergebnis	A-3
Abbildung A.6:	Box-Wisker-Plots der ermittelten Schwarzwassermengen an den drei Versuchsanlagen	A-5
Abbildung A.7:	Versuchsergebnisse unbelüftete Standversuche mit Roh-Schwarzwasser.....	A-15
Abbildung A.8:	Versuchsergebnisse unbelüftete Standversuche mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser	A-16
Abbildung A.9:	Wirkungsgrad Mechanik anhand korrespondierender Proben.....	A-17
Abbildung A.10:	Versuchsergebnisse zur Bestimmung des S_i in Schwarzwasser für $t_{TS} = 20$ d (Eller 2010), Konzentrationsprofile (oben), Elimination (unten).....	A-18
Abbildung A.11:	Versuchsergebnisse zur Bestimmung des S_i in Schwarzwasser für $t_{TS} = 35$ d (Eller 2010), Konzentrationsprofile (oben), Elimination (unten).....	A-19

Anhang A.1: Systemvarianten neuartiger Sanitärkonzepte nach DWA (2008)

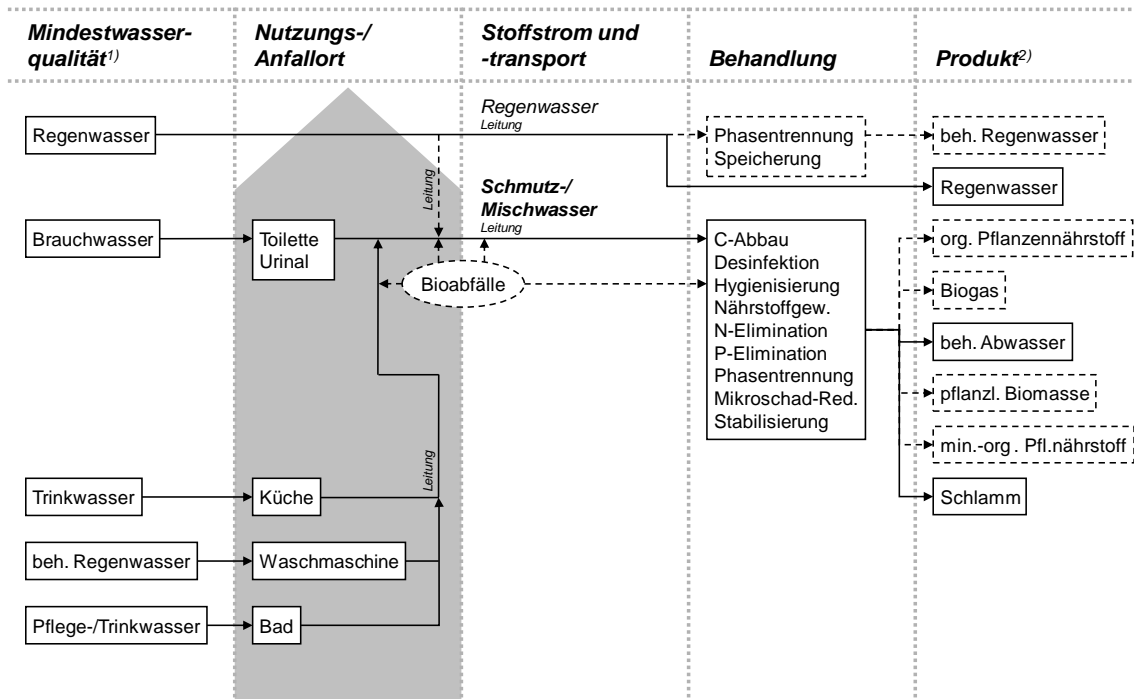


Abbildung A.1: 1-Stoffstromsystem (DWA 2008)

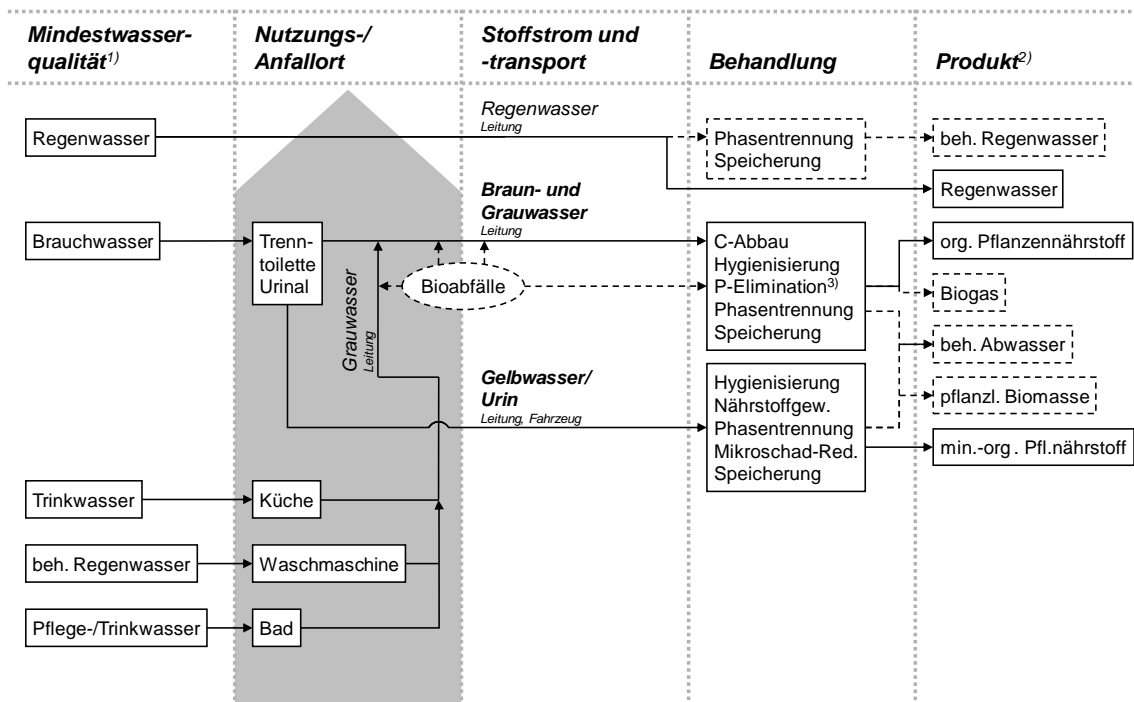


Abbildung A.2: 2-Stoffstromsystem „Urintrennung“ (DWA 2008)

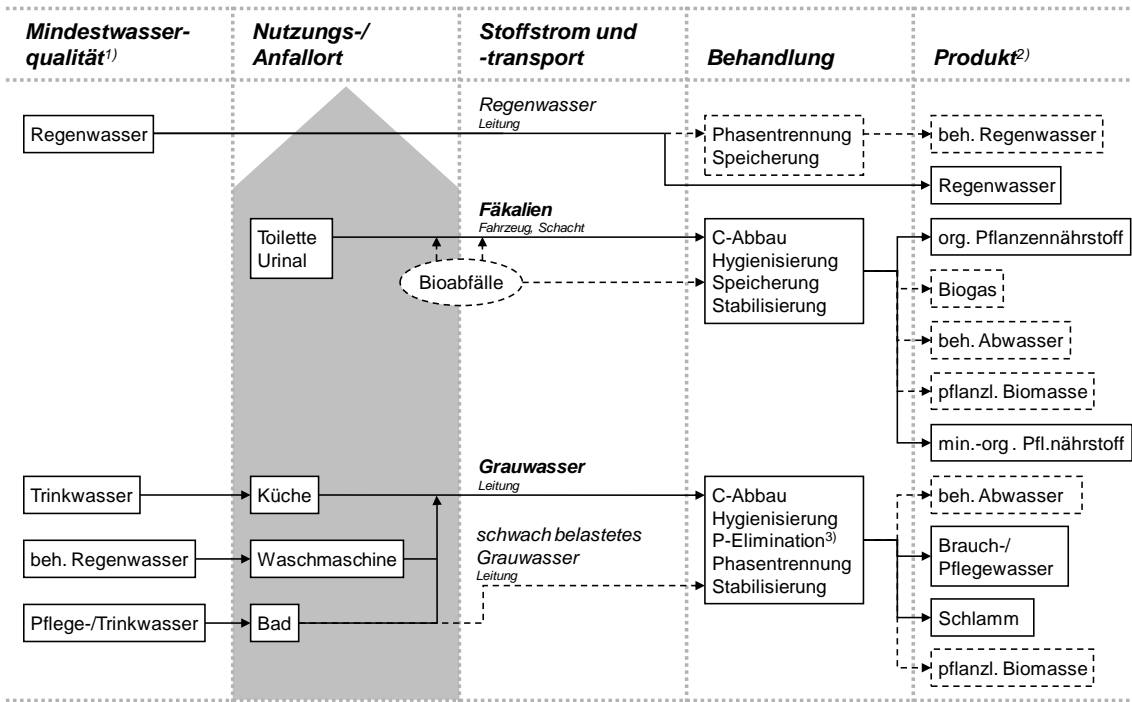


Abbildung A.3: 2-Stoffstromsystem „Fäkalien“ (DWA 2008)

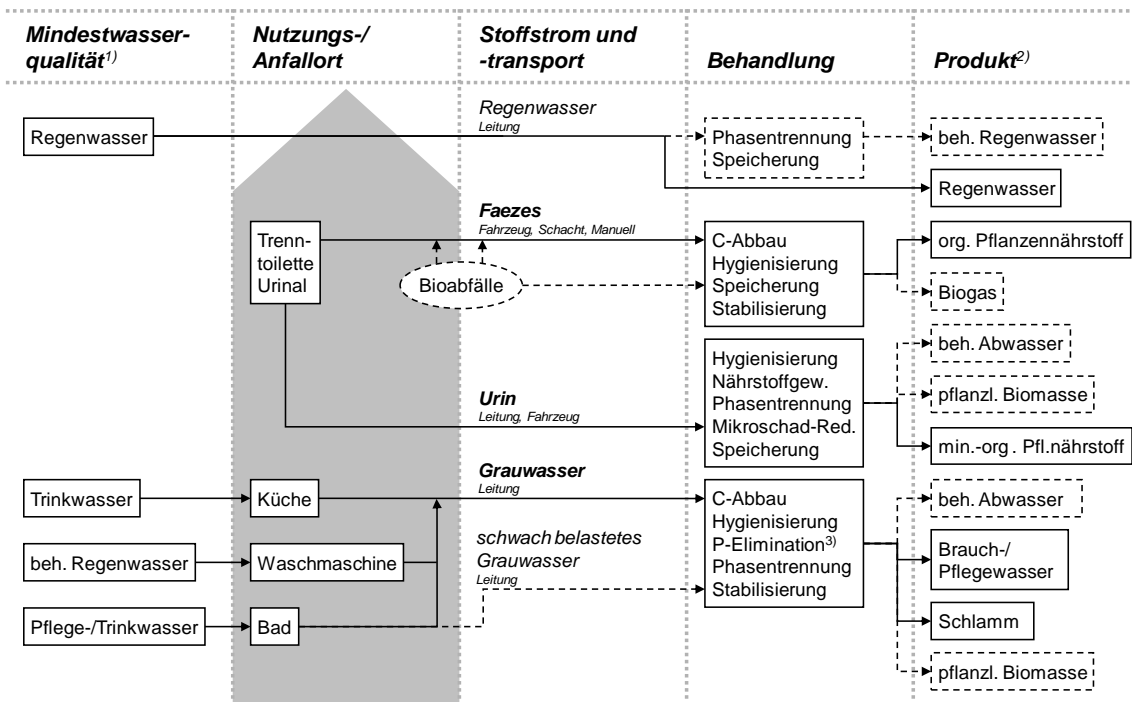


Abbildung A.4: 3-Stoffstromsystem „Urintrennung - Trockentoiletten“ (DWA 2008)

Anhang A.2: Ergebnisse der Konservierungsversuche für die Parameter C_{orgN} , S_{NH_4} , S_{NO_3} , C_{TOC} und S_{PO_4}

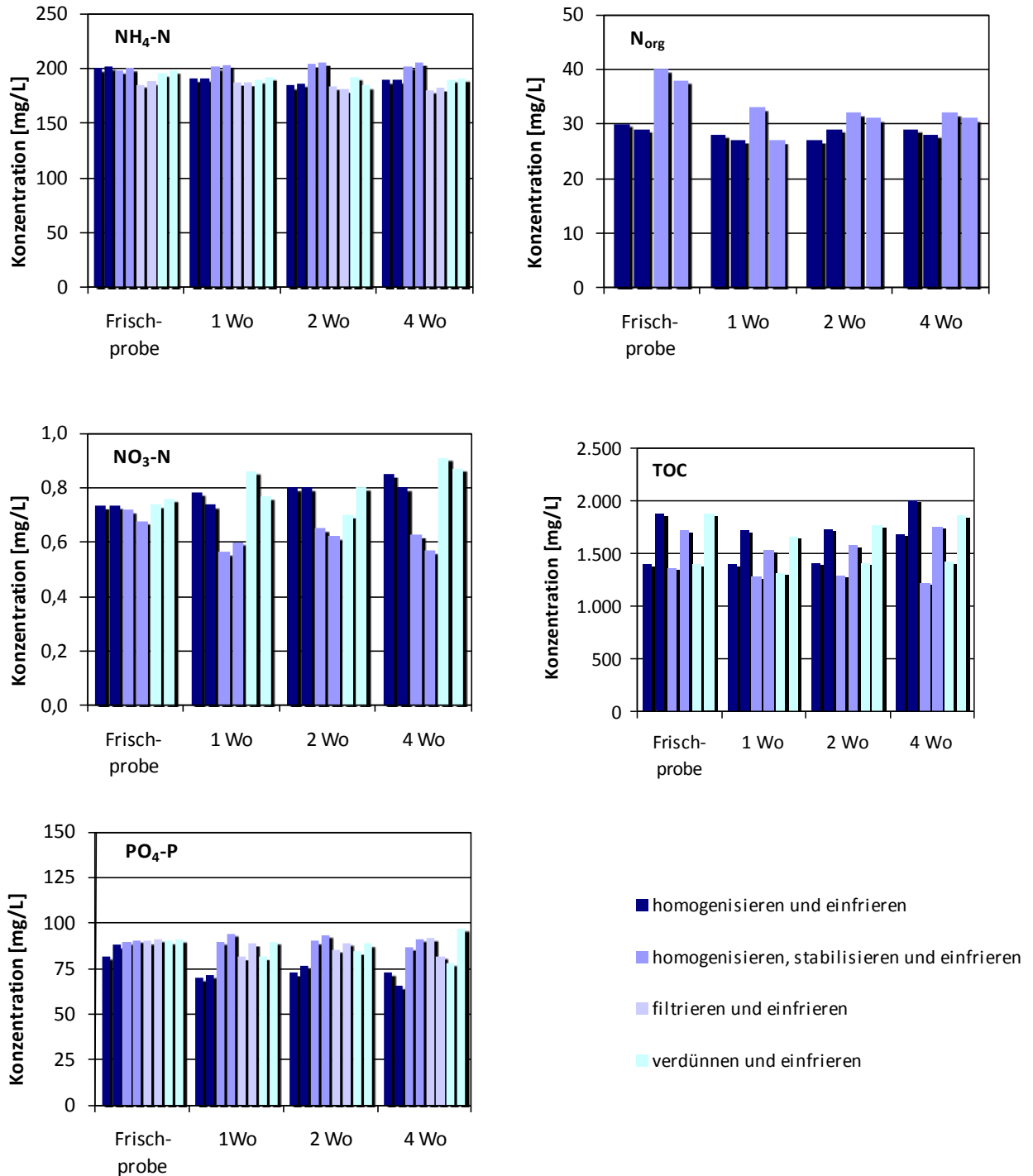


Abbildung A.5: Einfluss der Konservierungsmethode und Lagerungszeit auf das Analyseergebnis

Anhang A.3: Übersicht über die durchgeführten Analysen

Tabelle A.1: Übersicht über die durchgeführten Analysen

Parameter	Zulauf	Zulauf Biologie	Nitrifikation/ Denitrifikation	Ablauf
C _{CSB}	X	X	(X)	X
C _{CSB}	X	X		X
C _{BSB}	X	X		X
C _{TOC}	X	X		X
C _{DOC}	X	X		X
C _N	X	X	(X)	X
C _{orgN}	X	X		X
S _{NH4}	X	X		X
S _{NO3}	X	X		X
S _{NO2}	X	X		X
C _P	X	X	(X)	X
S _{PO4}	x	X		X
X _{AFS}	X	X		X
X _{TS}		X	X	
GV	X	X	X	X
S _{KS4,3}	X	X		X
LF	X	X	X	X
T	X	X	X	X
O ₂			X	X
pH	x	X	X	X
Werte in Klammer = keine regelmäßige Analytik				

Anhang A.4: Box-Wisker-Plots der ermittelten Schwarzwassermengen an den drei Versuchsanlagen

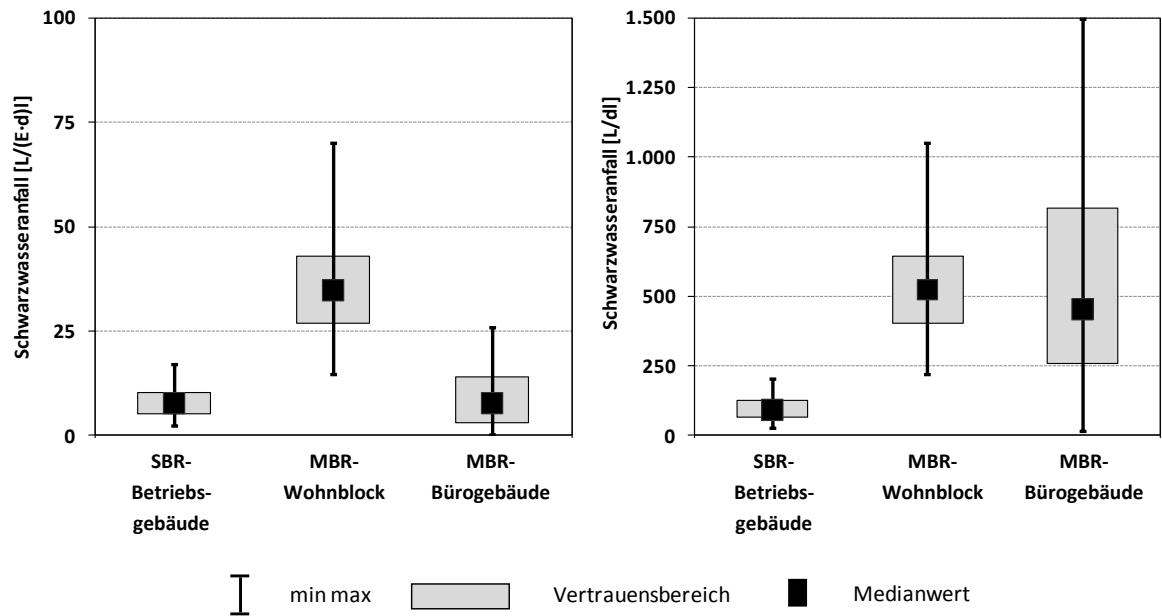


Abbildung A.6: Box-Wisker-Plots der ermittelten Schwarzwassermengen an den drei Versuchsanlagen

Anhang A.5: Zusammenstellung der Messergebnisse für Roh-Schwarzwasser

Tabelle A.2: Statistische Auswertung der Roh-Schwarzwasseranalysen am Betriebsgebäude

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum	15 %- Perzentil	85 %- Perzentil
Betriebsgebäude							
pH-Wert	[-]	21	8,4	8,7	8,9	8,6	8,8
T	[°C]	21	13,8	15,6	21,9	14,7	18,5
S _{KS4,3}	[mmol/L]	19	11,7	20,1	29,0	14,9	25,3
LF	[µS/cm]	18	1.190	2.010	2.660	1.550	2.270
C _{CSB}	[mg/L]	18	523	1.807	2.840	1.002	2.379
S _{CSB}	[mg/L]	18	128	656	984	294	899
C _{BSB}	[mg/L]	19	147	531	830	366	722
C _{TOC}	[mg/L]	19	275	843	1.269	513	1.155
S _{DOC}	[mg/L]	18	115	318	543	269	427
C _{TKN}	[mg/L]	19	165	298	443	235	354
S _{NH4}	[mg/L]	21	122	204	304	148	264
S _{NO3}	[mg/L]	20	0,23	1,88	7,80	0,43	2,92
S _{NO2}	[mg/L]	2	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
C _P	[mg/L]	21	11,0	32,9	53,3	26,2	38,3
S _{PO4}	[mg/L]	19	10,2	21,8	35,2	17,6	23,5
X _{AFS}	[mg/L]	17	172	817	2.604	512	1.240
GV	[%]	17	52	89	92	82	92

Tabelle A.3: Statistische Auswertung der Roh-Schwarzwasseranalysen am Wohnblock

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum	15 %- Perzentil	85 %- Perzentil
Wohnblock							
pH-Wert	[-]	10	8,7	9,0	9,1	8,8	9,1
T	[°C]	-	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾
S _{KS4,3}	[mmol/L]	9	18,1	20,3	25,0	18,4	22,1
LF	[µS/cm]	9	2.025	2.290	2.770	2.084	2.490
C _{CSB}	[mg/L]	10	1.289	2.925	3.989	2.240	3.578
S _{CSB}	[mg/L]	-	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
CX _{B5B}	[mg/L]	10	309	556	667	418	645
C _{TOC}	[mg/L]	10	713	1.098	1.590	1.000	1.484
S _{DOC}	[mg/L]	-	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
C _{TKN}	[mg/L]	10	213	281	328	231	307
S _{NH4}	[mg/L]	10	159	201	252	175	240
S _{NO3}	[mg/L]	10	1,45	2,16	3,95	1,87	2,23
S _{NO2}	[mg/L]	-	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
C _P	[mg/L]	10	26,0	32,0	45,0	30,4	40,8
S _{PO4}	[mg/L]	10	20,6	23,2	26,7	20,9	26,0
X _{AFS}	[mg/L]	6	1.173	1.712	2.208	1.304	2.075
GV	[%]	6	93	96	99	95	97
⁽¹⁾ n.b., da 24.-h-Mischprobe n.b. = nicht bestimmt							

Tabelle A.4: Statistische Auswertung der Roh-Schwarzwasseranalysen am Bürogebäude

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum	15 %- Perzentil	85 %- Perzentil
Bürogebäude							
pH-Wert	[-]	2	8,1	8,2	8,2	8,1	8,3
T	[°C]	-	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
S _{KS4,3}	[mmol/L]	2	22,4	22,6	22,8	22,4	22,7
LF	[µS/cm]	2	3.050	3.090	3.140	3.055	3.125
C _{CSB}	[mg/L]	2	1.489	2.146	2.803	1.686	2.605
S _{CSB}	[mg/L]	2	1.100	1.873	2.647	1.332	2.414
C _{BSB}	[mg/L]	2	678	858	1.038	732	984
C _{TOC}	[mg/L]	1	-	588	-	-	-
S _{DOC}	[mg/L]	1	-	515	-	-	-
C _{TKN}	[mg/L]	2	291	293	295	291	294
S _{NH4}	[mg/L]	2	244	247	251	245	249
S _{NO3}	[mg/L]	2	1,42	1,46	1,49	1,43	1,48
S _{NO2}	[mg/L]	-	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
C _P	[mg/L]	2	26,2	30,5	34,9	27,5	33,6
S _{PO4}	[mg/L]	2	19,6	20,4	21,2	19,8	21,0
X _{AFS}	[mg/L]	2	71,5	136	200	90,7	180
GV	[%]	2	21	38	56	26	51
n.b. = nicht bestimmt							

Anhang A.6: Zusammenstellung der Messergebnisse für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser

Tabelle A.5: Statistische Auswertung der Messergebnisse für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser des Betriebsgebäudes

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum	15 %- Perzentil	85 %- Perzentil
Betriebsgebäude							
pH-Wert	[-]	85	7,8	8,4	9,0	8,2	8,7
T	[°C]	85	7,2	19,3	23,8	13,6	22,0
S _{KS4,3}	[mmol/L]	73	10,0	19,1	33,3	25,7	23,6
LF	[µS/cm]	44	1.215	2.635	3.390	1.931	2.757
C _{CSB}	[mg/L]	86	336	820	1.854	567	1.195
S _{CSB}	[mg/L]	85	299	529	978	431	704
C _{BSB}	[mg/L]	69	107	316	553	232	403
C _{TOC}	[mg/L]	68	142	344	663	233	444
S _{DOC}	[mg/L]	68	130	222	350	175	276
C _{TKN}	[mg/L]	71	114	263	476	221	335
S _{NH4}	[mg/L]	82	77	193	407	145	247
S _{NO3}	[mg/L]	33	0,75	1,50	14,0	1,10	1,90
S _{NO2}	[mg/L]	16	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
C _p	[mg/L]	79	13,6	28,0	56,5	21,9	38,9
S _{PO4}	[mg/L]	73	9,50	20,8	28,2	15,9	24,1
X _{AFS}	[mg/L]	34	65	211	883	127	574
GV	[%]	36	47	80	98	71	84
n.n. nicht nachweisbar							

Tabelle A.6: Statistische Auswertung der Messergebnisse für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser des Wohnblocks

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum	15 %- Perzentil	85 %- Perzentil
Wohnblock							
pH-Wert	[-]	52	7,5	8,5	9,1	8,2	8,7
T	[°C]	-	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾
S _{KS4,3}	[mmol/L]	56	18,5	20,9	26,7	19,3	23,3
LF	[µS/cm]	54	2.120	2.533	3.230	2.400	2.832
C _{CSB}	[mg/L]	53	450	709	1.070	584	869
S _{CSB}	[mg/L]	9	740	790	852	754	811
C _{BSB5}	[mg/L]	52	165	343	545	217	415
C _{TOC}	[mg/L]	53	142	305	481	252	363
S _{DOC}	[mg/L]	-	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
C _{TKN}	[mg/L]	56	214	281	348	239	312
S _{NH4}	[mg/L]	56	181	230	290	204	258
S _{NO3}	[mg/L]	56	1,30	1,70	2,50	1,40	2,10
S _{NO2}	[mg/L]	-	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
C _P	[mg/L]	56	22,5	28,8	38,5	26,0	32,5
S _{PO4}	[mg/L]	55	20,5	25,0	33,0	22,9	27,7
X _{AFS}	[mg/L]	17	6	36	205	16,5	127
GV	[%]	17	43	79	93	60	91
⁽¹⁾ n.b., da 24.-h-Mischprobe n.b. = nicht bestimmt							

Tabelle A.7: Statistische Auswertung der Messergebnisse für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser des Bürogebäudes

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum	15 %- Perzentil	85 %- Perzentil
Bürogebäude							
pH-Wert	[-]	25	6,9	8,0	8,8	7,9	8,5
T	[°C]	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾	n.b. ⁽¹⁾
S _{KS4,3}	[mmol/L]	25	12,0	18,3	22,4	13,5	21,1
LF	[µS/cm]	25	629	2.620	3.030	1.903	2.998
C _{CSB}	[mg/L]	26	261	681	1.134	391	837
S _{CSB}	[mg/L]	26	187	553	777	310	737
CX _{BSB5}	[mg/L]	26	105	304	675	123	428
C _{TOC}	[mg/L]	24	76,2	235	423	135	303
S _{DOC}	[mg/L]	24	65,0	171	394	106	253
C _{TKN}	[mg/L]	26	113	212	269	138	250
S _{NH4}	[mg/L]	26	78	185	238	113	225
S _{NO3}	[mg/L]	26	0,58	1,10	11,2	0,70	1,33
S _{NO2}	[mg/L]	10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
C _P	[mg/L]	26	9,50	22,5	32,3	12,2	27,7
S _{PO4}	[mg/L]	26	5,70	17,3	23,4	12,6	19,0
X _{AFS}	[mg/L]	11	2,0	47	153	13	124
GV	[%]	9	6	32	36	20	35
⁽¹⁾ n.b., da 24.-h-Mischprobe n.b. = nicht bestimmt n.n. = nicht nachweisbar							

Anhang A.7: Tabellarische Zusammenstellung der statistischen Kenngrößen der einwohnerspezifischen Frachten für Roh-Schwarzwasser

Tabelle A.8: Statistische Auswertung der einwohnerspezifischen Frachten für Roh-Schwarzwasser

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum	15 %- Perzentil	85 %- Perzentil
Betriebsgebäude							
BSB ₅		17	1,2	4,0	7,3	2,7	6,4
CSB		16	4,1	10,4	29,7	7,5	21,9
TKN	[g/(E·d)]	17	1,0	2,6	3,7	1,4	2,8
P _{ges}		19	0,09	0,26	0,44	0,15	0,34
AFS		15	1,7	7,0	21,7	2,6	12,4
Wohnblock							
BSB ₅		9	5,1	13,3	35,1	10,0	24,9
CSB		9	33,8	80,2	155	42,2	124
TKN	[g/(E·d)]	9	2,3	8,2	12,9	5,8	11,9
P _{ges}		9	0,3	0,9	2,0	0,8	1,5
AFS		6	20,8	51,8	86,2	34,5	63,5
Bürogebäude							
BSB ₅		2	5,5	13,9	22,3	8,0	19,8
CSB		2	121	36,2	60,3	19,3	53,0
TKN	[g/(E·d)]	2	2,4	4,3	6,2	3,0	5,7
P _{ges}		2	0,3	0,4	0,6	0,3	0,5
AFS		2	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6

Anhang A.8: Tabellarische Zusammenstellung der statistischen Kenngrößen der einwohnerspezifischen Frachten für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser

Tabelle A.9: Statistische Auswertung der einwohnerspezifischen Frachten für mechanisch gereinigtes Schwarzwasser

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum	15 %-Perzentil	85 %-Perzentil
Betriebsgebäude							
BSB ₅		67	0,6	2,3	8,6	1,4	3,8
CSB		72	1,2	6,6	21,0	3,4	10,0
TKN	[g/(E·d)]	70	0,5	2,0	2,6	1,4	2,7
P _{ges}		70	0,10	0,22	0,70	0,14	0,32
AFS		34	0,34	2,0	11,0	0,83	3,70
Wohnblock							
BSB ₅		50	2,7	11,2	32,0	7,2	15,4
CSB		51	6,4	24,2	62,9	18,3	31,9
TKN	[g/(E·d)]	52	2,6	9,6	19,1	7,1	12,3
P _{ges}		51	0,36	1,02	2,30	0,78	1,20
AFS		25	n.n.	1,0	34,8	n.n.	4,8
Bürogebäude							
BSB ₅		30	0,3	2,4	5,5	1,2	3,9
CSB		30	0,7	5,8	12,2	4,3	9,5
TKN	[g/(E·d)]	30	0,04	0,20	0,40	0,12	0,32
P _{ges}		30	0,02	0,15	0,39	0,08	0,29
AFS		28	n.n.	0,01	0,17	n.n.	0,10
n.n. = nicht nachweisbar							

Anhang A.9: Versuchsbeschreibung und Ergebnisse der unbelüfteten Standversuche zum Vorabbau im Vorlagebehälter

Versuchsbeschreibung

Der Vorlagebehälter dient dem hydraulischen und stofflichen Ausgleich des diskontinuierlich anfallenden Schwarzwassers. Aufgrund der kurzen Fließzeiten im Schwarzwasserleitungssystem des Betriebsgebäudes (< 2 Minuten) finden darin aber auch Stoffumwandlungsprozesse, wie der Vorabbau organischer Verbindungen und die Ammonifikation statt. Um die Dynamik dieser Prozesse zu erfassen wurden unbelüftete Standversuche mit Roh-Schwarzwasser und mechanisch gereinigtem Schwarzwasser durchgeführt.

Die Versuche erfolgten Vorort, bei Raumtemperatur nach zwei Methoden. Im ersten Versuchsaufbau wurde eine Frischprobe aufgefangen. Die so gewonnene Probe wurde in fünf gleiche Volumenanteile (1.000 mL) aufgeteilt. Die erste Teilprobe wurde zur Analyse gekühlt (+ 4°C) gelagert. Die Teilproben zwei bis fünf wurden bis zur Analyse nach 0,5 h, 2,0 h, 6,0 h und 24 h mittels Magnetrührer ($U = 100 \text{ min}^{-1}$) kontinuierlich durchmischt.

Im zweiten Versuchsaufbau erfolgten die Probenahme aus dem Vorlagebehälter heraus, der vorher auf ein festes Volumen eingestellt wurde, um vergleichbare Randbedingungen hinsichtlich der Verdünnung zu schaffen. Mit Schwarzwasserzufluss (ca. ein bis zwei Minuten nach Betätigung der Toilettenspülung) wurde der Inhalt des Vorlagebehälters mittels der installierten Schneidradpumpe homogenisiert und eine qualifizierte Stichprobe über einen Zeitraum von fünf Minuten genommen. Die Probenaufbereitung geschah analog zum ersten Versuchsaufbau.

Zur Erfassung der Prozesse im Vorlagebehälter wurden der TOC und DOC, die Stickstoffparameter N_{ges} , N_{org} und $\text{NH}_4\text{-N}$ sowie die Säurekapazität bestimmt. Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit wurde mittels Handsonden gemessen. Zur Analyse der gelösten Konzentrationen (DOC und $\text{NH}_4\text{-N}$) wurde die hierfür erforderlichen Teilmengen Vorort filtriert (Faltenfilter). Die Proben wurden gekühlt transportiert und innerhalb von 4 h analysiert.

Ergebnisse Roh-Schwarzwasser

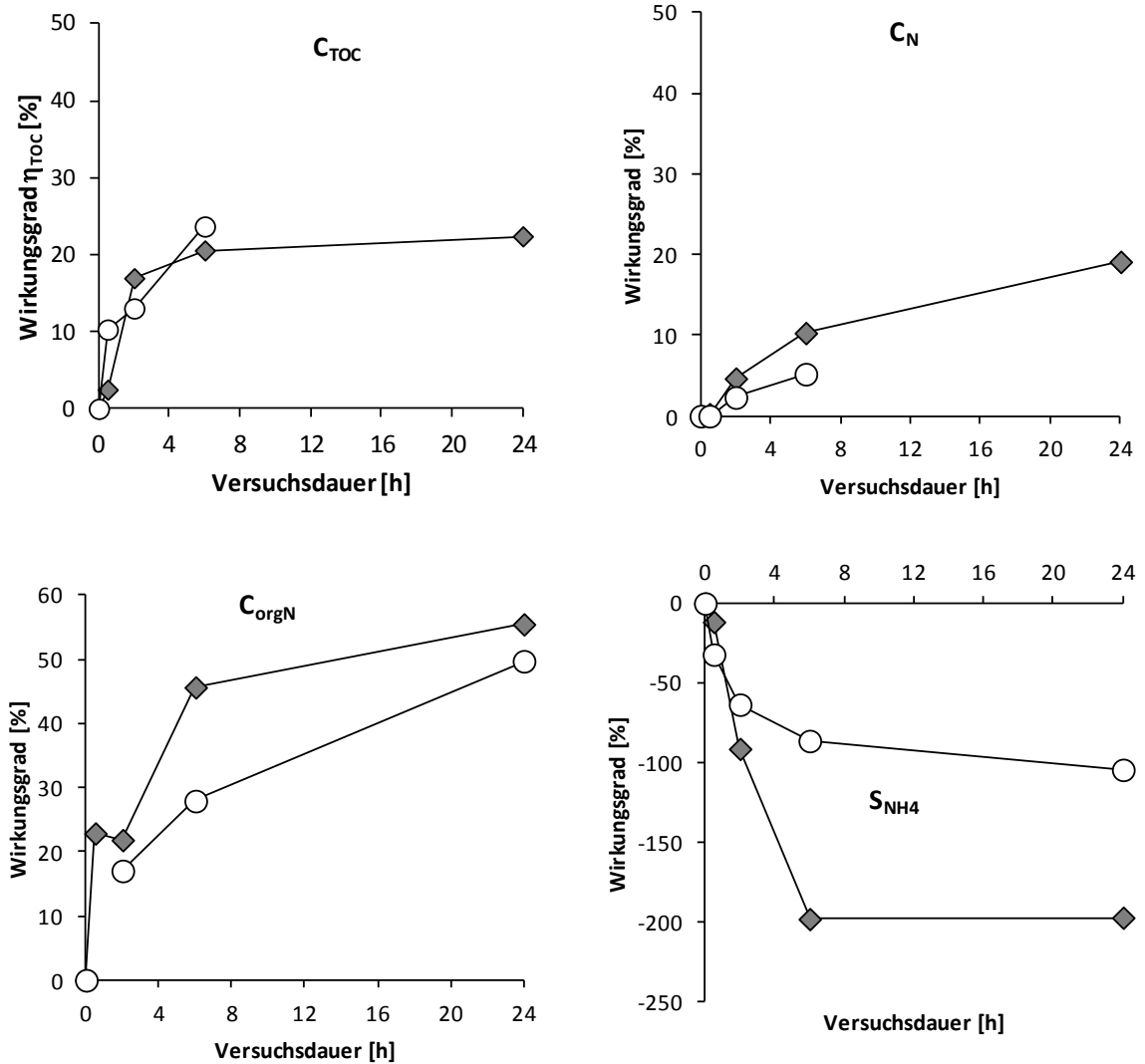


Abbildung A.7: Versuchsergebnisse unbelüftete Standversuche mit Roh-Schwarzwasser

Ergebnisse Schwarzwasser nach mechanischer Vorabscheidung

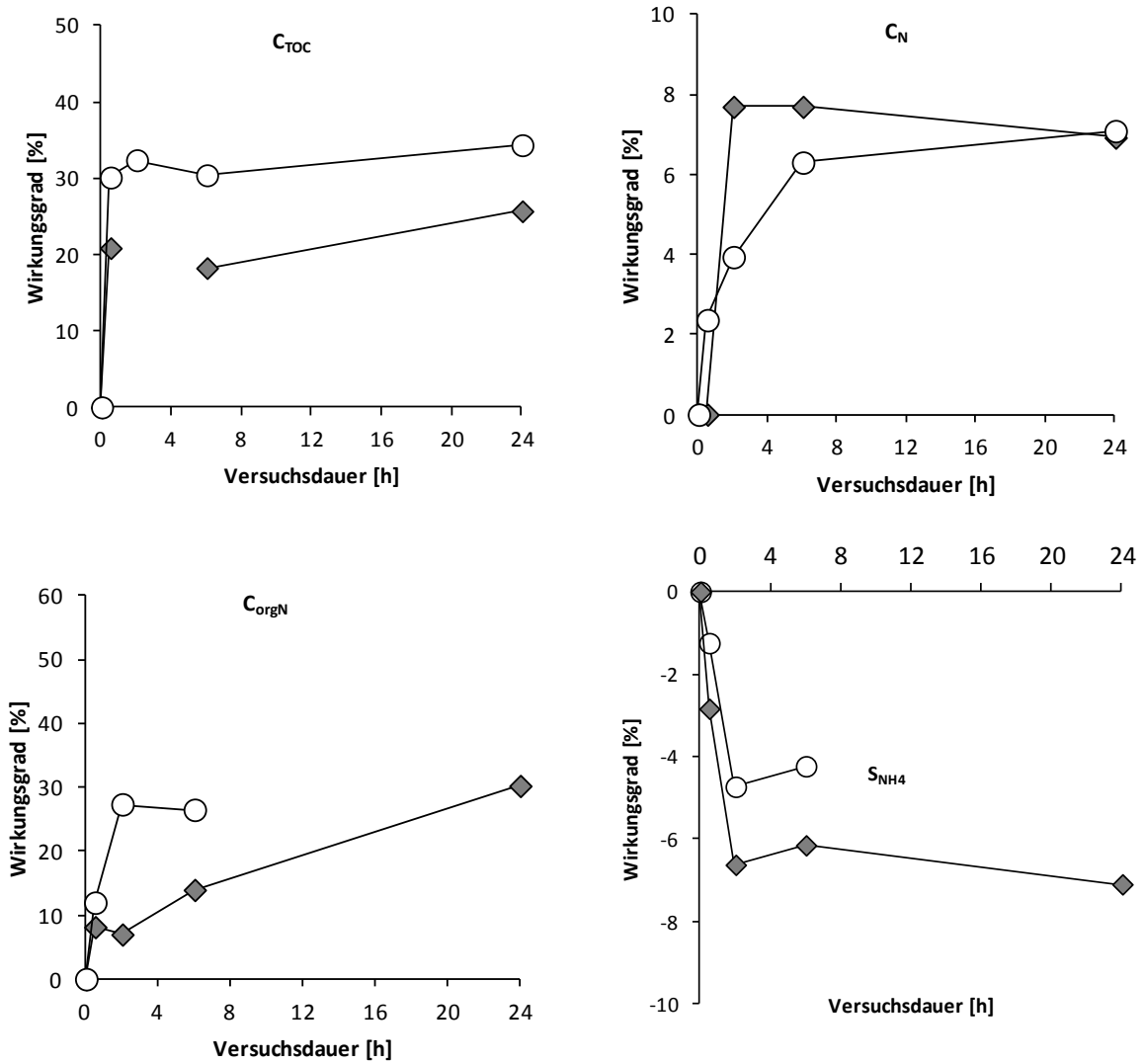


Abbildung A.8: Versuchsergebnisse unbelüftete Standversuche mit mechanisch gereinigtem Schwarzwasser

Anhang A.10: Darstellung des Wirkungsgrades der Mechanik

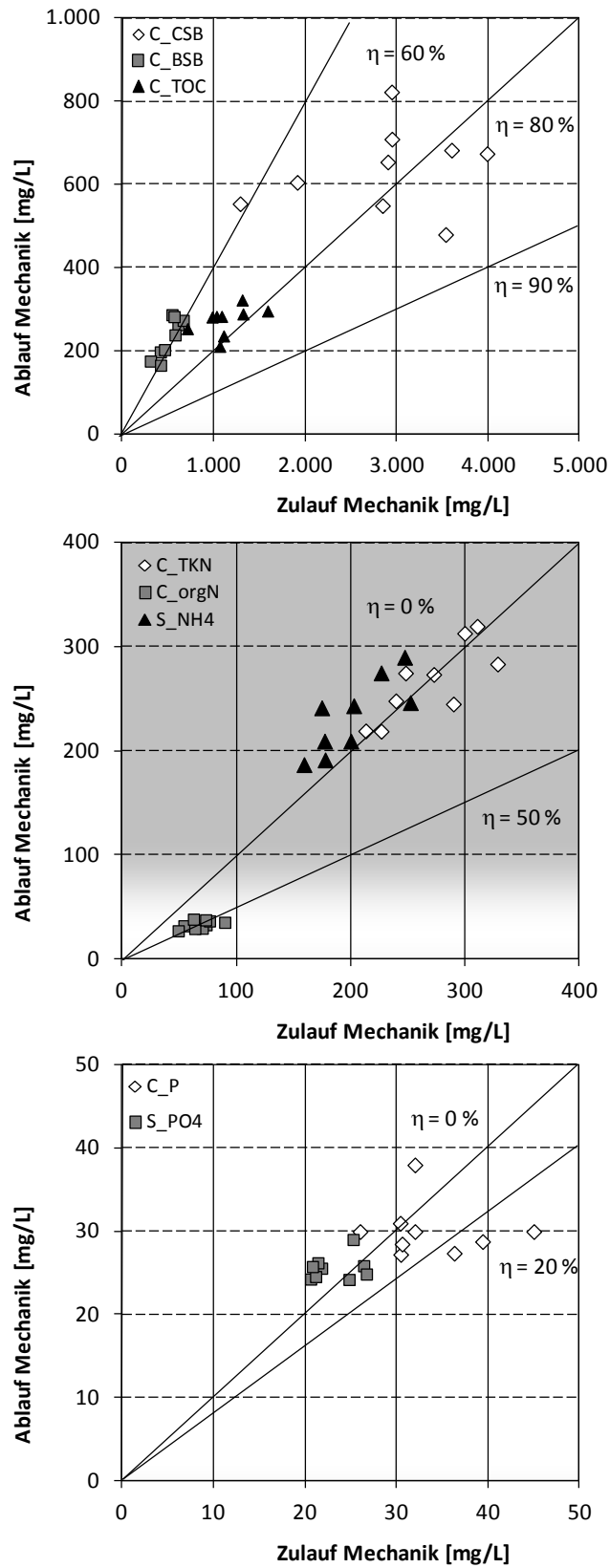


Abbildung A.9: Wirkungsgrad Mechanik anhand korrespondierender Proben

Anhang A.11: Versuchsergebnisse zur Bestimmung des S_i (Eller 2010)

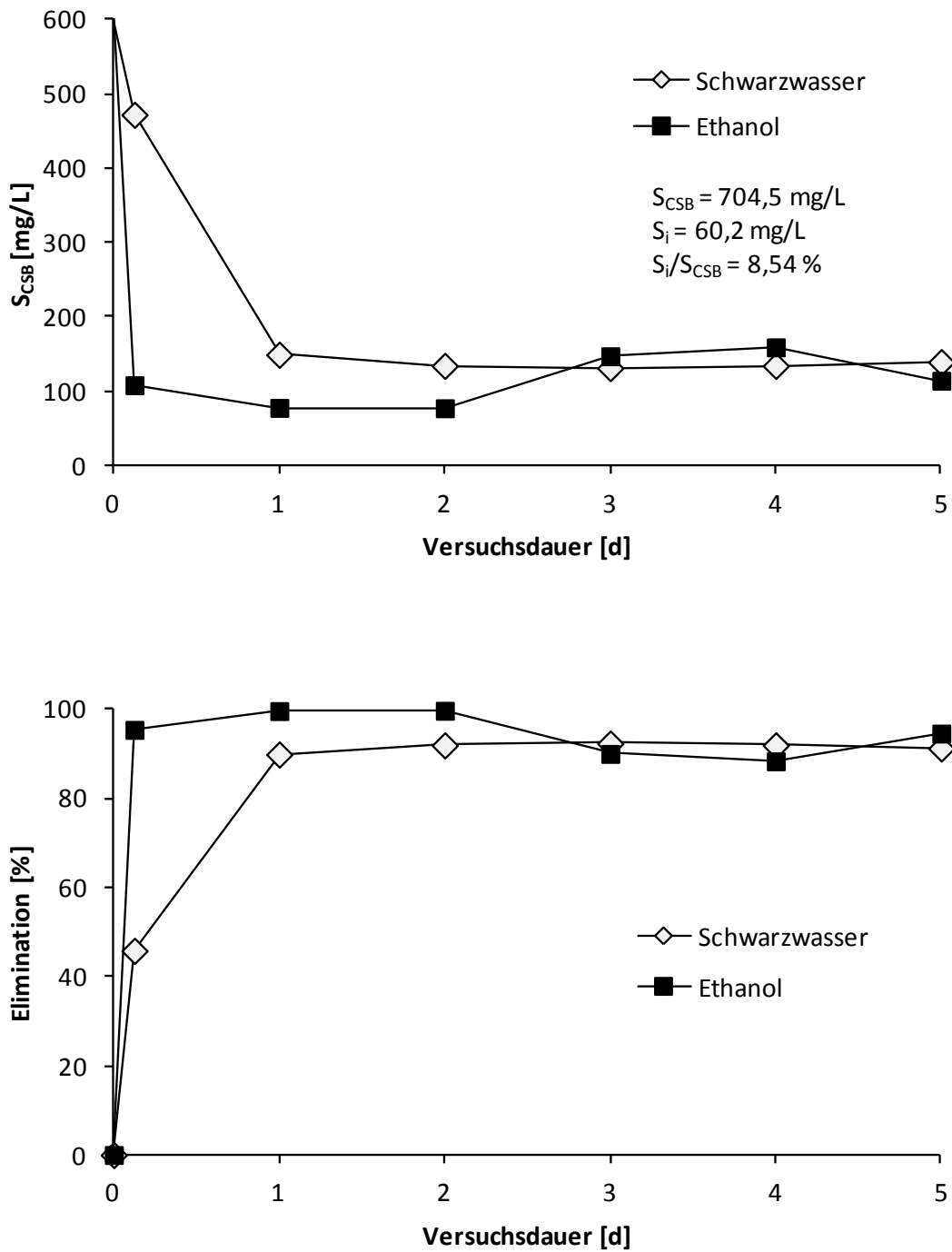


Abbildung A.10: Versuchsergebnisse zur Bestimmung des S_i in Schwarzwasser für $t_{TS} = 20$ d (Eller 2010), Konzentrationsprofile (oben), Elimination (unten)

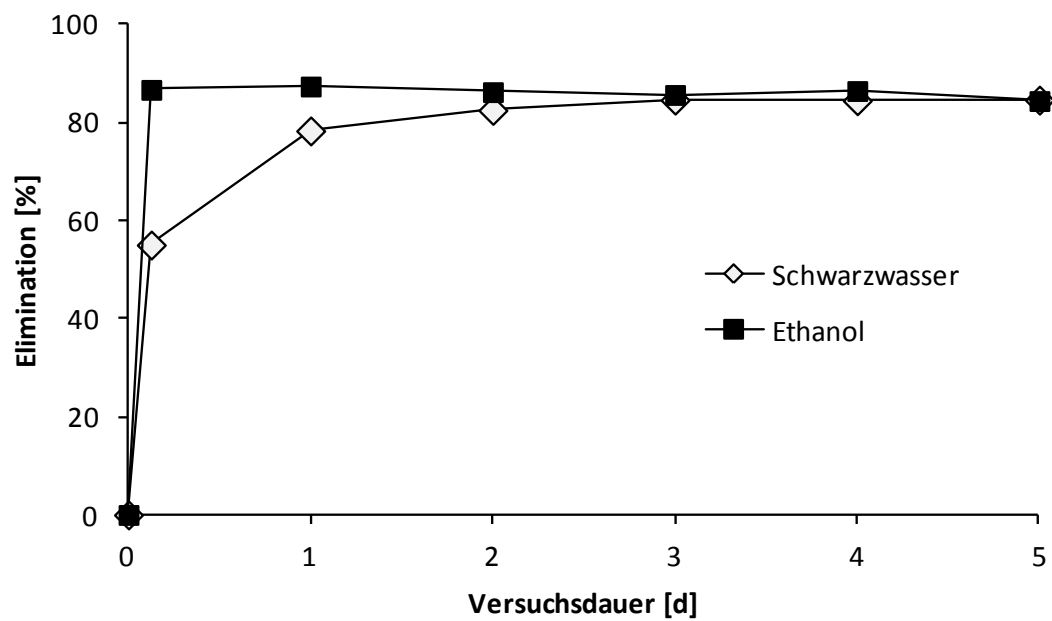
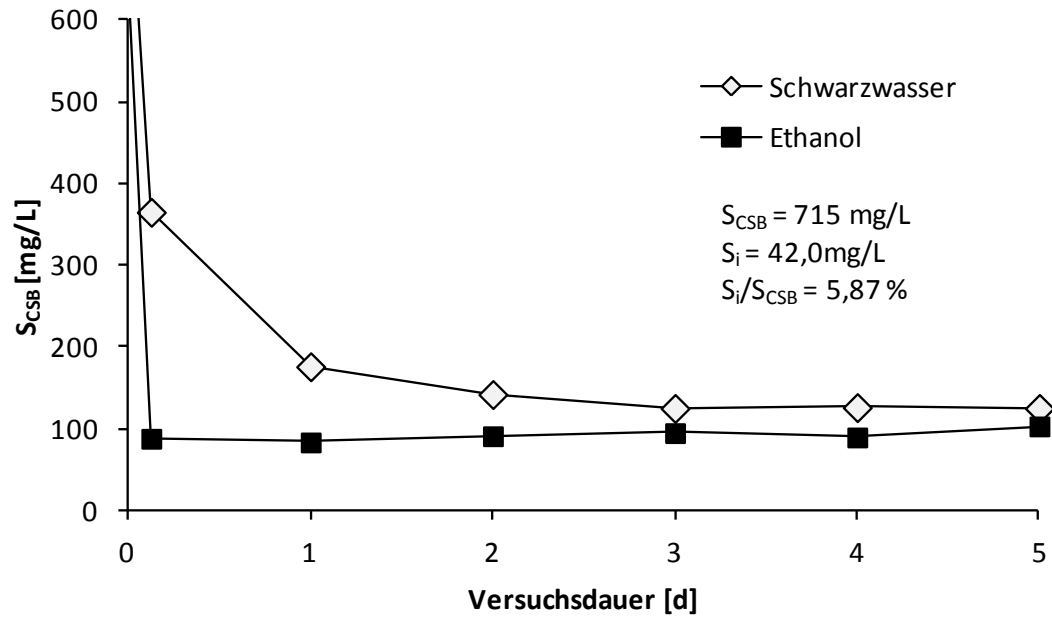


Abbildung A.11: Versuchsergebnisse zur Bestimmung des S_i in Schwarzwasser für $t_{TS} = 35 \text{ d}$ (Eller 2010), Konzentrationsprofile (oben), Elimination (unten)

Kurzvita des Verfassers



Dipl.-Ing. Henning Knerr

Roonstraße 5
67655 Kaiserslautern

Tel.: +49 (0) 173 66 076 93

E-Mail: henning_knerr@web.de

geboren am 20.02.1969 in Kaiserslautern
deutsche Staatsangehörigkeit
verheiratet, zwei Kinder

Beruflicher Werdegang

seit Dezember 2005

Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet
Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern

Januar 2001 – November 2005

Projektleiter bei der WPW Ingenieure GmbH,
Saarbrücken im Fachbereich Wasserwesen /
Umweltverfahrenstechnik

November – Dezember 2000

Freier Mitarbeiter bei der WPW Ingenieure GmbH,
Saarbrücken

Mai 1999 – November 2000

Freier Mitarbeiter beim Ingenieurbüro für
Bauwesen Rogmann GmbH, Homburg /Saar

Juni 1998 – April 1999

Freier Mitarbeiter bei der Peschla & Rochmes
GmbH, Kaiserslautern

Ausbildung & Studium

Oktober 1990 – Dezember 2000

Studium zum Diplom-Bauingenieur an der TU
Kaiserslautern

April 1988

Abitur an der Integrierten Gesamtschule
Kaiserslautern Süd