

Modellierung der biologischen Abbauvorgänge in Kläranlagen

-ein neuer reaktionskinetischer Ansatz-

vom

Fachbereich Chemie der
Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
angenommene Dissertation

vorgelegt von

Frank Uhlenhut
geboren am 24. Februar 1964
in Aurich

Oldenburg 1999

Erstreferent: Prof. Dr. Dieter Schuller
Korreferent: Prof. Dr. Frank Rößner
Korreferent: Prof. Dr. Michael Schlaak

Tag der Disputation: 16. Dezember 1999

Meinen lieben Eltern

Jeder Denker bringt einen Teil der scheinbar festgefügtten Welt
in Gefahr, und niemand kann voraussagen,
was an dessen Stelle treten wird.

(John Dewey)

Die vorliegende Arbeit wurde in der Zeit von Oktober 1995 bis Juni 1999 im Fachbereich Naturwissenschaftliche Technik an der Fachhochschule Ostfriesland durchgeführt.

An dieser Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. Dieter Schuller und Herrn Prof. Dr. Michael Schlaak dafür danken, daß sie mir das Thema der vorliegenden Arbeit zur selbständigen Bearbeitung überlassen haben und mir in zahlreichen Diskussionen beratend zur Seite standen.

Für wertvolle Ratschläge und Hinweise danke ich Herrn Prof. Dr. Eike Siefert.

Mein Dank gilt zudem allen Mitarbeitern des Fachbereichs Naturwissenschaftliche Technik sowie des Instituts für Umwelttechnik - EUTEC, die durch ihre Unterstützung zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Besonders danken möchte ich Frau Dipl.-Biol. Elke Hamel für die Unterstützung bei der Aufnahme der Tagesganglinien für die Kläranlage Emden/Larrelt, Herrn Dipl.-Ing. Oliver Berendes für die Unterstützung bei der Durchführung der Simulationsrechnungen und Frau Dipl.-Ing. Kathryn Berendes für die kritische Durchsicht des Manuskripts und zahlreiche hilfreiche Hinweise. Frau Dipl.-Ing. Antje Sellwig sowie Herrn Dipl.-Ing. Inaki Hernandez möchte ich für die engagierte und fruchtbare Zusammenarbeit im Rahmen der innerhalb des Projektes durchgeführten Diplomarbeiten danken.

Es ist mir ein besonderes Anliegen, dem Betriebspersonal der Kläranlage Emden/Larrelt und insbesondere dem Betriebsleiter Herrn W. van Lessen für die stets gewährte tatkräftige Unterstützung meinen Dank auszusprechen.

Dem Chemischen Untersuchungsamt der Stadt Emden danke ich für die Unterstützung bei der Durchführung der Analytik zur Aufnahme der Tagesganglinien.

Vorwort

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen

1 Zusammenfassung 1

2 Problemstellung 3

3 Theoretische Grundlagen 6

3.1 Modellansätze für die mathematische Beschreibung biologischer Abbauprozesse 6

3.1.1 Monod-Kinetik und Michaelis-Menten-Kinetik 7

3.2 Berechnungsansätze für die C-, N- und P-Elimination in Kläranlagen 11

3.2.1 Statische Ansätze 11

3.2.1.1 Arbeitsblatt ATV – A 131 11

3.2.1.2 Bemessungsansatz der Hochschulen (HSG-Ansatz) 12

3.2.1.3 Vergleich ATV – A 131/HSG-Ansatz 13

3.2.2 Dynamische Ansätze - Modelle der IAWQ 14

3.2.3 Modifikation des ASM 1 im Simulationsprogramm SIMBA 3.0[®] 28

3.2.3.1 Limitierung durch Alkalinität 28

3.2.3.2 Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen 29

3.2.3.3 Vollständige Elimination von Ammoniumverbindungen 29

3.3 Einsatzmöglichkeiten der „Künstlichen Intelligenz“ in der Abwassertechnik 31

3.3.1 Expertensysteme 31

3.3.2 Neuronale Netze	32
3.3.3 Fuzzy-Logic	33
<u>4. Forschungskonzept</u>	35
4.1 Relevanz des IAWQ-Modells ASM 1	35
4.1.1 Grenzen der Monod-Kinetik	35
4.1.2 Methoden zur Parameterbestimmung	36
4.1.3 Sensitivitätsanalyse	38
4.2 Entwicklung eines neuen Modellansatzes	39
4.2.1 Kinetischer Ansatz für den Substratabbau	39
4.2.2 Kinetischer Ansatz für die Nitrifikation	41
4.2.2.1 Biologische Grundlagen der Nitrifikation	41
4.2.2.2 Modellansatz für die Nitrifikation	43
4.2.3 Kinetischer Ansatz für die Beschreibung des C- und N-Abbaus in Kläranlagen	44
<u>5 Funktionsbeschreibung der Kläranlage Emden/Larrelt</u>	48
<u>6 Experimenteller Teil und Diskussion der Ergebnisse</u>	53
6.1 Aufnahme der Tagesganglinien	53
6.2 Bestimmung weiterer für die Simulation benötigter Daten	66
6.2.1 Verteilung des Gesamtzulaufs auf die Zonen der Belebung	66
6.2.1.1 Experiment zur Ermittlung der Aufteilung des Gesamtzulaufs	66
6.2.1.2 Berechnung der theoretischen Ablaufmenge	69
6.2.2 Experimentelle Bestimmung des Faktors TS/CSB für die TS-Berechnung in SIMBA [®]	70
6.2.3 Rückbelastung durch das Filtratwasser aus den Klärschlammverer-	71

dungsbeeten	
6.2.4 Denitrifikation in der Nachklärung	72
6.3 Experimentelle Bestimmung der im IAWQ-Modell No. 1 definierten, gelösten Fraktionen S_I und S_S des CSB	77
6.3.1 Experimentelle Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I	77
6.3.1.1 Definition und Relevanz der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I	77
6.3.1.2 Methode der Bestimmung der CSB-Fraktion S_I	78
6.3.1.3 Durchführung	80
6.3.1.4 Ergebnisse und Diskussion	81
6.3.1.4.1 Adsorptionseffekte	81
6.3.1.4.2 Wasserlöslichkeit der Kontrollsubstanz	86
6.3.1.4.3 Auswertung	88
6.3.1.5 Auswertung unter Berücksichtigung der inerten CSB-Fracht des Belebtschlammes	92
6.3.1.6 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I	96
6.3.2 Experimentelle Bestimmung der gelösten, biologisch rasch abbaubaren CSB-Fraktion S_S	98
6.3.2.1 Methoden für die experimentelle Bestimmung der CSB-Fraktion S_S	98
6.3.2.2 Durchführung	100
6.3.2.3 Ergebnisse der Bestimmung der CSB-Fraktion S_S und Diskussion	101
6.3.3 Vergleich der Ergebnisse für die CSB-Fraktionen S_I und S_S mit Literaturwerten	107
6.4 Bestimmung ausgewählter kinetischer Parameter der autotrophen Mikroorganismen	110
6.4.1 Kenntnisstand zur Bestimmung der Parameter autotropher Mikroorganismen	110
6.4.1.1 Maximale Wachstumsrate	110
6.4.1.2 Halbwertskoeffizient K_{NH}	113
6.4.1.3 Absterberate	115
6.4.1.4 Ertragskoeffizient	115
6.4.2 Experimentelle Bestimmung der maximalen Wachstumsrate und des K_{NH} -Wertes	116

6.4.2.1 Kriterien für die Auswahl der Methoden	116
6.4.3 Vergleich der untersuchten Methoden	117
6.4.4 Parameterbestimmung für den Belebtschlamm der Kläranlage Emden/Larrelt	121
6.4.4.1 Bestimmung der maximalen Wachstumsrate	121
6.4.4.2 Bestimmung des Halbwertskoeffizienten K_{NH}	122
6.4.5 Diskussion der Ergebnisse	122
6.5 Sensitivitätsanalyse	124
6.5.1 Abbildung der Kläranlage Emden/Larrelt im Simulationsprogramm SIMBA [®]	124
6.5.2 Durchführung der Sensitivitätsanalyse	124
6.5.3 Ergebnisse und Diskussion	126
6.5.3.1 Stoffliche Parameter	126
6.5.3.2 Verfahrenstechnische Parameter	131
6.5.4 Schlußfolgerungen	135
6.6 Batch–Versuch zur Kinetik der Nitrifikation	138
6.6.1 Durchführung	138
6.6.2 Modellmäßige Beschreibung der Nitrifikation	140
6.6.2.1 MATLAB [®] -Programm	140
6.6.2.2 Einbindung des kinetischen Modellansatzes für die Nitrifikation in das Simulationsprogramm SIMBA [®]	144
6.6.3 Schlußfolgerungen	148
6.7 Evaluierung des kinetischen Ansatzes für die Vorgänge der C- und N-Elimination am Beispiel der Kläranlage Emden/Larrelt	149
6.7.1 Einbindung des kinetischen Modellansatzes für den C- und N-Abbau in das Simulationsprogramm SIMBA [®]	149
6.7.2 Evaluierung und Sensitivitätsanalyse des Modellansatzes am Beispiel der Kläranlage Emden/Larrelt	151
<u>7 Abschließende Diskussion und Ausblick</u>	168

<u>8 Literatur</u>	171
<u>Anhänge</u>	181
Anhang A	181
Methoden für die experimentelle Bestimmung der maximalen Wachstumsrate	
Anhang A1 Bestimmung von μ_{\max} über einen Batch-Versuch mit hoher Organismenkonzentration (> 100 mg/l)	181
Anhang A2 Bestimmung von μ_{\max} mit der Sequencing-Batch-Methode	183
Anhang A3 Versuche mit der Methode nach Lesouef et al.	186
Anhang A4 Bestimmung von μ_{\max} mit einer kontinuierlichen Methode im Chemostaten	188
Anhang B	193
Batch-Methode mit hoher Organismenkonzentration zur Bestimmung des K_{NH} -Wertes	
Anhang C	195
MATLAB-Programm für die Berechnung der CSB-Fraktion S_S aus den Sauerstoffverbrauchskurven	
Anhang D	197
Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Parameter des Simulationsprogramms SIMBA [®] am Beispiel der Kläranlage Emden	

Verzeichnis der verwendeten Symbole und Abkürzungen

Abkürzung bzw. Symbol	Bedeutung	Einheit	Seite
TN _D	Gesamtstickstoff nach Devarda	[(mg N)/l]	1
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	[(mg O ₂)/l]	1
ASM 1	Activated Sludge Model No.1		1
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e. V.		1
HSG	Hochschulgruppenansatz		1
IAWQ	International Association on Water Quality		1
S	Substratkonzentration	[g/l]	7
E	Enzym	[g/l]	7
ES	Enzym–Substrat–Komplex	[g/l]	7
P	Gebildetes Produkt	[g/l]	7
k ₁	Reaktionsgeschwindigkeitskonstante	[g/(l min)]	7
k ₋₁ , k ₂	Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten	[min ⁻¹]	7
μ	Spezifische Wachstumsgeschwindigkeit	[min ⁻¹]	8
μ _{max}	Maximale spezifische Wachstumsgeschwindigkeit	[min ⁻¹]	8
K _M	Sättigungskonstante	[g/l]	8
Y	Ertragskoeffizient	[-]	8
X	Biomasse	[g/l]	8
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen	[(mg O ₂)/l]	11
t _{TS}	Schlammalter	[d]	12
B _{TS}	BSB ₅ -Schlammbelastung	[kg/(kg d)]	12
B _R	BSB ₅ -Raumbelastung	[kg/(m ³ d)]	12
TKN	Kjeldahl-Stickstoff-Konzentration	[(mg N)/l]	14
N _{anorg}	Anorganisch gebundener Stickstoff	[(mg N)/l]	14
ASM 2	Activated Sludge Model No.2		15
ASM 3	Activated Sludge Model No.3		15
S _I	Biologisch inerte, gelöste organische Stoffe	[(g CSB)/m ³]	17
S _S	Biologisch rasch abbaubare, gelöste organische Stoffe (Substrat)	[(g CSB)/m ³]	17

Abkürzung bzw. Symbol	Bedeutung	Einheit	Seite
X_I	Biologisch inerte, partikuläre organische Stoffe	$[(g\text{ CSB})/m^3]$	17
X_S	Biologisch langsam abbaubare organische Stoffe	$[(g\text{ CSB})/m^3]$	17
X_{BH}	Aktive heterotrophe Biomasse	$[(g\text{ CSB})/m^3]$	17
X_{BA}	Aktive autotrophe Biomasse	$[(g\text{ CSB})/m^3]$	17
X_P	Partikuläre Zerfallsprodukte der Biomasse	$[g\text{ CSB}/m^3]$	17
S_O	Gelöster Sauerstoff	$[-(g\text{ CSB})/m^3]$	17
S_{NO}	Summe aus Nitrat- und Nitrit- Stickstoff	$[(g\text{ N})/m^3]$	17
S_{NH}	Summe aus Ammoniak und Ammonium- Stickstoff	$[(g\text{ N})/m^3]$	17
S_{ND}	Biologisch abbaubarer, gelöster organisch gebundener Stickstoff	$[(g\text{ N})/m^3]$	17
X_{ND}	Biologisch abbaubarer, partikulärer organisch gebundener Stickstoff	$[(g\text{ N})/m^3]$	17
S_{ALK}	Alkalinität (Bikarbonat (HCO_3^-))	$[mol/m^3]$	17
p_j	Prozeßgeschwindigkeit	$[g/(m^3\text{ d})]$	18
r_i	Beobachtete Umwandlungsgeschwindigkeit	$[g/(m^3\text{ d})]$	18
$v_{j,i}$	Stöchiometrischer Faktor		18
$C_{k,i}$	Konzentration des Stoffes i im Reaktor k	$[g/m^3]$	22
$A_{k,i}$	Summe aller Abflüsse des Stoffes i aus dem Reaktor k	$[g/d]$	22
$Z_{k,i}$	Summe aller Zuflüsse des Stoffes i zum Reaktor k	$[g/d]$	22
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organisch gebundener Kohlenstoff)	$[(mg\text{ C})/l]$	23
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organisch gebundener Kohlenstoff)	$[(mg\text{ C})/l]$	23
K_{NH}	Halbwertskoeffizient der Ammonifikation	$[(g\text{ NH}_4\text{-N})/m^3]$	28
η_g	Korrekturfaktor für μ_H unter anoxischen Bedingungen	$[-]$	28
μ_H	Maximale Wachstumsgeschwindigkeit von X_{BH}	$[d^{-1}]$	28
K_S	Sättigungsbeiwert nach Monod	$[(g\text{ CSB})/m^3]$	28

Abkürzung bzw. Symbol	Bedeutung	Einheit	Seite
$K_{O,H}$	Sauerstoff-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BH}	$[(g O_2)/m^3]$	28
K_{NO}	Sättigungsbeiwert nach Monod	$[(g NO_3-N)/m^3]$	28
$K_{O,A}$	Sauerstoff-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BA}	$[(g O_2)/m^3]$	28
$K_{ALK,H}$	Alkalinitäts-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BH}	$[mol/m^3]$	28
$K_{ALK,A}$	Alkalinitäts-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BA}	$[mol/m^3]$	28
η_H	Korrekturfaktor für Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen	$[-]$	29
K_X	Sättigungsbeiwert nach Monod für die Hydrolyse	$[-]$	29
$K_{O,AN}$	Sättigungsbeiwert nach Monod für die Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen	$[(g CSB)/m^3]$	29
$\eta_{H,AN}$	Korrekturfaktor für Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen	$[-]$	29
k_h	Maximale Hydrolyserate	$[1/d]$	29
i_{XB}	Stickstoffgehalt der Biomasse	$[(g N)/(g CSB)]$	30
Y_H	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse	$[(g TS)/(g CSB)]$	30
K_{NHNO}	NH- und NO-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BH}	$[(g N)/m^3]$	30
XS	Fiktiver Biomasse-Substrat-Komplex	$[g/l]$	40
m, n	Stöchiometrische Koeffizienten	$[-]$	40
$[X_{ANSO}]$	Fiktiver Biomasse-Substrat-Komplex (mit Sauerstoff gesättigte Biomasse X_{ANS} , Nitrosomonas)	(mit $[g/l]$)	43
$[X_{ANBO}]$	Fiktiver Biomasse-Substrat-Komplex (mit Sauerstoff gesättigte Biomasse X_{ANB} , Nitrobacter)	(mit $[g/l]$)	43

Abkürzung bzw. Symbol	Bedeutung	Einheit	Seite
$[X_{ANS}NH_4O]$	Fiktiver Biomasse-Substrat-Komplex (nach Aufnahme von Ammonium)	[g/l]	43
$[X_{ANB}NO_2O]$	Fiktiver Biomasse-Substrat-Komplex (nach Aufnahme von Nitrit)	[g/l]	43
k_{N1K}, k_{N2K}	Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten des kinetischen Ansatzes für die Nitrifikation	$l/(mg \text{ min})$ bzw. $[m^3/(g \text{ d})]$	43
$k_{RN1K}, k_{NO2},$ k_{RN2K}, k_{NO3}	Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten des kinetischen Ansatzes für die Nitrifikation	$[\text{min}^{-1}]$ bzw. $[\text{d}^{-1}]$	43
F_1, F_2, F_3	Stöchiometrische Koeffizienten	[-]	43
$k_S, k_{N3K}, k_{HK},$ k_{AK}	Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten des kinetischen Ansatzes für den C- und N-Abbau in Kläranlagen	$[m^3/(g \text{ d})]$	45
$k_{RAK}, k_{RN3K}, k_P,$ k_{RHK}, k_{RS}, k_N	Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten des kinetischen Ansatzes für den C- und N-Abbau in Kläranlagen	$[\text{d}^{-1}]$	45
F_4, F_5, F_6, F_7	Stöchiometrische Koeffizienten	[-]	45
TM	Tagesmischprobe		55
MP	2 h – Mischprobe		56
P_{ges}	Gesamt-Phosphat	$[(mg \text{ P})/l]$	65
\dot{V}	Volumenstrom	$[m^3/h]$	69
A_M	Ausflußquerschnitt	$[m^2]$	69
β	Ausflußzahl	[-]	69
α	Kontraktionszahl	[-]	69
φ	Geschwindigkeitszahl	[-]	69
H	Höhendifferenz	[m]	69
TS	Trockensubstanzgehalt	$[kg/m^3]$	70
KSV	Klärschlammvererdungsbeete		72
CSB_{homo}	CSB-Gehalt der mittels Ultra-Turrax homogenisierten Probe (Gesamt-CSB)	$[(mg \text{ O}_2)/l]$	77
CSB_{filtr}	CSB-Gehalt der filtrierten Probe (gelöster CSB)	$[(mg \text{ O}_2)/l]$	77

Abkürzung bzw. Symbol	Bedeutung	Einheit	Seite
$c(\text{CSB}_i^{\text{Substrat}})$	Konzentration an gelöstem, inertem CSB im Ansatz	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	78
$c(\text{CSB}_s^{\text{Substrat}})$	Konzentration an gelöstem, biologisch abbaubarem CSB im Ansatz	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	78
V	Gesamtvolumen des Ansatzes	[l]	88
V_M	Volumen des Matrixwassers	[l]	88
V_S	Volumen des Substratwassers im Ansatz	[l]	88
C_M	CSB der Matrix	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	88
C_{A1}	CSB des Ansatzes A vor der Belebtschlammzugabe	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	88
C_{A2}	CSB des Ansatzes A zur Zeit $t = 0$ min	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	88
C_{A4}	CSB des Ansatzes A nach $t = 240$ min	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	88
C_{B1}	CSB des Ansatzes B vor der Belebtschlammzugabe	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	88
C_{B2}	CSB des Ansatzes B zur Zeit $t = 0$ min	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	88
C_{B4}	CSB des Ansatzes B nach $t = 240$ min	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	88
STP	Qualifizierte Stichprobe		90
A1	Ansatz A vor der Belebtschlammzugabe		92
A2	Ansatz A zur Zeit $t = 0$ min		92
A4	Ansatz A nach $t = 240$ min		92
B1	Ansatz B vor der Belebtschlammzugabe		92
B2	Ansatz B zur Zeit $t = 0$ min		92
B4	Ansatz B nach $t = 240$ min		92
Index ^B	Belebtschlamm		92
Index ^M	Matrix		92
Index ^S	Substrat		92
Index _I	Inerte Stoffe		92
Index _M	Matrix		92
Index _S	Biologisch abbaubare Stoffe (Substrat)		92
Index _W	Restwasser im abfiltrierten Belebtschlamm		92
n	CSB-Gehalt bezogen auf Molzahl	$[(\text{mol O}_2)/\text{l}]$	92
c	CSB-Konzentration	$[(\text{mg O}_2)/\text{l}]$	92

Abkürzung bzw. Symbol	Bedeutung	Einheit	Seite
k	Konstante zur Beschreibung des Adsorptionsgleichgewichtes		92
f_{cv}	Faktor zur Umrechnung	[(g TS)/(g CSB)]	98
V_{ml}	Eingesetztes Volumen des belebten Schlammes	[ml]	98
V_{ww}	Eingesetztes Volumen des Abwassers	[ml]	98
MO	Berechnete Fläche	[(mg O ₂)/l]	98
$\mu_{max,A}$	Maximale Wachstumsrate der autotrophen Biomasse	[d ⁻¹]	110
D	Verdünnungsrate	[h ⁻¹]	110
D_{krit}	Kritische Verdünnungsrate (Konzentration der Organismen wird = 0)	[h ⁻¹]	110
b_A	Absterberate der autotrophen Biomasse	[d ⁻¹]	115
Y_A	Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse	[(g CSB)/(g NH ₄ -N)]	115
RS	Rücklaufschlamm	[m ³ /d]	124
RZ	Rezirkulation innerhalb des Belebungsbeckens	[m ³ /d]	124
U _{ess}	Überschußschlamm	[m ³ /d]	124
TS _{BB}	Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken	[kg/m ³]	124
i_{XP}	Stickstoffgehalt der Fraktion X _P	[(g N)/(g CSB)]	128
f_P	Anteil partikulärer Produkte am Zerfall von Biomasse	[-]	128
b_H	Zerfallskonstante der heterotrophen Biomasse	[d ⁻¹]	128
k_a	Ammonifikationsgeschwindigkeit	[(m ³ CSB)/(g d)]	128
agf	Ausgasungsfaktor	[-]	141
FOX	Formale Matrixbeschreibung		144
R_0	Referenznitrifikationsrate	[mg/(l d)]	187
R_g	Nitrifikationsrate nach bestimmter Wachstumszeit	[mg/(l d)]	187
t_g	Zeitdauer des Wachstums	[d]	187

Summary

For quite a few years it has become common practice to use the dynamic simulation for the design of biological wastewater treatment plants. The commonly used software for the dynamic simulation of wastewater treatment plants in Germany is the program SIMBA[®]. SIMBA[®] includes the Monod kinetics-based IAWQ models No.1 and No.2. The successful use of dynamic simulation for design and operation of a wastewater treatment plant is significantly dependant on the quality of the input parameters the simulation software requires. This suggests that it is necessary to create methods for an accurate, reproducible and simple estimation of these parameter values.

In the first part of the project the municipal wastewater treatment plant in Emden/Larrelt was reproduced within the program SIMBA[®]. First of all the required input parameters were estimated. Profiles of the parameters COD, ammonium, nitrite, nitrate, TN_D and phosphate were measured. A method for the estimation of the soluble inert COD fraction S_I within the IAWQ model was taken from literature and investigated concerning practicability. An optimized procedure is presented and used to estimate the soluble inert COD fraction in samples from the municipal wastewater treatment plant in Emden/Larrelt. Different methods for the estimation of the maximum specific growth rate of the autotrophic biomass were investigated concerning practicability.

The experimental determination of the parameter values in the simulation software related to the substances and to the process often is difficult and requires much effort. Therefore it would be very helpful to know which of these parameters have to be determined experimental for a considered wastewater treatment plant and which parameter is not so important so that a default value can be taken. The carried out sensitivity analysis for the example of the municipal wastewater treatment plant in Emden/Larrelt gives more detailed informations about the effects of specific parameters on the results of the simulation.

In the second part of the project a new kinetic model (Fundamental Kinetic Approach, FUKA) was developed and applied to several examples.

Monod kinetics-based models are commonly used for the biological degradation processes. The Monod equation is based on the Michaelis-Menten kinetics for enzy-

me catalyzed reactions and its assumptions. It is presented that the description of biodegradation by appropriate differential equations without the assumptions of Michaelis-Menten is more suitable for complex reaction mechanisms (e. g. reactions with intermediates). Therefore the kinetic model seems to be more appropriate than the classical Monod model to describe the biological degradation in activated sludge basins.

In the Activated Sludge Model No.1 nitrification is considered to be a single step process. Nitrite nitrogen and nitrate nitrogen are incorporated into the model as one component. The separated consideration of both steps of the nitrification process and the inclusion of nitrite nitrogen as an own component allows a more sophisticated description.

With the new kinetic model the nitrification process can be described as a reaction with the formation of intermediates. It is presented that the experimental results for the nitrogen components ammonium, nitrite and nitrate can be described by the new kinetic model.

1 Zusammenfassung

Zur Auslegung von biologischen Kläranlagen werden neben den statischen Methoden (Arbeitsblatt ATV - A 131 und HSG-Ansatz) im wachsendem Maße dynamische Simulationen eingesetzt. Mit ihnen soll auch die Fahrweise einer biologischen Kläranlage unterstützt und optimiert werden.

In Deutschland wird für die dynamische Simulation meist das Programm SIMBA[®] eingesetzt, in dem die IAWQ-Modelle No.1 und No.2 implementiert sind. Diese Modelle beruhen auf der Monod-Kinetik. Die in den Modellen enthaltenen reaktionskinetischen Parameter (Geschwindigkeitskonstanten), die stofflichen Parameter (Konzentrationen) sowie die verfahrenstechnischen Parameter (Strömungsverhältnisse) sind teilweise sehr schwierig zu ermitteln.

In der ersten Phase des Projektes erfolgte die Nachbildung der Kläranlage Emden/Larrelt im Simulationsprogramm SIMBA[®] auf der Grundlage des IAWQ-Modells No.1. Zu diesem Zweck wurden zunächst die zur Durchführung einer dynamischen Simulation erforderlichen Informationen beschafft:

Die verfahrenstechnischen Parameter der Kläranlage Emden/Larrelt (Abmessungen und Volumina der Becken, Ströme, etc.) wurden ermittelt. Die Aufteilung des Ablaufes der Vorklärbecken auf die drei unbelüfteten Zonen der Kaskade wurde experimentell bestimmt.

Die Tagesganglinien der Parameter Ammonium, Nitrit, Nitrat, TN_D (Gesamtstickstoff nach Devarda), CSB und Gesamt-Phosphat wurden über den Zeitraum einer Woche für unterschiedliche Prozeßstufen aufgenommen.

Wichtige stoffliche Parameter des IAWQ-Modells No.1 wurden für die biologische Reinigungsstufe der Kläranlage Emden/Larrelt ebenso bestimmt. Diese Untersuchungen erfolgten im Rahmen zweier Diplomarbeiten, wobei aus der Literatur jeweils die als am geeignetsten erscheinenden Methoden angewandt wurden. Dabei wurde für die Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion eine Verbesserung der bestehenden Methode vorgeschlagen [85].

Unter Verwendung der erhaltenen experimentellen Daten wurde im Simulationsprogramm SIMBA[®] am Beispiel der Emden Kläranlage eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Aus den Ergebnissen lassen sich die Beziehungen zwischen den Modellparametern und den im IAWQ-Modell No.1 definierten Stoffgruppen erkennen und Rückschlüsse auf die Relevanz einzelner Parameter ziehen.

In der zweiten Phase des Projektes wurde ein neuer kinetischer Modellansatz formuliert (Fundamentaler Kinetischer Ansatz, FUKA). Dieser Modellansatz besitzt im Vergleich zur Monod-Kinetik einige bedeutende Vorteile. Nachdem dieses neu erstellte Modell bereits erfolgreich auf einfache biologische Systeme angewendet werden konnte [84], wurde dieser neue Modellansatz für die Vorgänge der C- und N-Elimination in der biologischen Reinigungsstufe einer Kläranlage formuliert und als benutzerdefiniertes Modell in das Simulationsprogramm SIMBA[®] eingebunden. Ausgehend von einem vorläufigen Parametersatz (basierend auf experimentellen Werten, Literaturangaben, Korrelationen zu Parametern des IAWQ-Modells No.1, Plausibilitätsannahmen) wurde wiederum am Beispiel der Emden Kläranlage eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Auf der Grundlage der daraus gewonnenen Erkenntnisse war es dann möglich, gezielt einzelne Parameter zu bestimmen (Anpassung an experimentelle Tagesganglinien). Dadurch konnte eine bessere Übereinstimmung zwischen Simulation und Realität erreicht werden. Vor einer praktischen Anwendung des neu formulierten kinetischen Modellansatzes müssen noch einige Erweiterungen realisiert werden.

2 Problemstellung

Die meisten bestehenden Kläranlagen wurden für einen statischen Zustand (z. B. gemäß ATV-Arbeitsblatt 131 [1] und HSG-Ansatz [2]) ausgelegt. Die statischen Berechnungsansätze ermöglichen keine Beschreibung von Belastungstößen, und die Schwankungen in den Tagesgängen der im Zulauf der Kläranlage enthaltenen Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen, deren möglichst weitgehender biologischer Abbau das Ziel des Klärprozesses ist, können nur ungenügend (i. d. R. durch Schwankungsfaktoren) berücksichtigt werden. Dadurch ist in vielen Fällen bei den nach diesen Berechnungsgrundlagen ausgelegten Kläranlagen eine Überdimensionierung festzustellen. Damit waren zum einen durch die Baukosten für die unnötig großen Becken und zum anderen durch anfallende Nachbesserungen vielfach hohe finanzielle Verluste verbunden.

Seit einigen Jahren findet die dynamische Simulation im Bereich der Auslegung und Bemessung von Kläranlagen immer größeren Einsatz. Mit Hilfe geeigneter Modellierungen läßt sich das Verhalten einer Belebungsanlage sowohl hinsichtlich des Kohlenstoffabbaus als auch hinsichtlich der Nitrifikation und Denitrifikation beschreiben. Von besonderer Bedeutung sind dabei die auf dem IAWQ-Modell No.1 [3] basierenden Programmentwicklungen.

Auch bei bestehenden Kläranlagen wachsen die Anforderungen an die Reduzierung der Stickstoff- und Phosphorfrachten. Daraus ergibt sich vielfach die Notwendigkeit der Erweiterung bzw. der Verfahrensumstellung dieser Anlagen.

Unregelmäßige Schmutzfrachten im Zulauf (Stoßbelastung durch industrielle Einleiter, Regenereignisse) verursachen oftmals Probleme mit dem optimalen Betrieb von Kläranlagen. Die Reaktionen des Betriebspersonals auf Grund von Erfahrung führen in vielen Fällen nur bedingt zum gewünschten Erfolg.

Dynamische Simulationsmodelle wurden entwickelt, um die Wirksamkeit biologischer Kläranlagen unter realitätsnahen Bedingungen schon in der Planungsphase testen zu können. Mit solchen Modellen lassen sich Optimierungsmaßnahmen zu einem Zeitpunkt durchführen, zu dem noch ausreichende Korrekturmöglichkeiten bestehen. Dynamische Modelle sind somit ein Hilfsmittel, das geeignet ist, Kläranlagen zu optimieren. Die Wirksamkeit der Kläranlage kann geprüft und verbessert werden, geplante Änderungen der Betriebsweise bzw. beabsichtigte Umbaumaßnahmen können im Vorfeld am Modell hinsichtlich der zu erwartenden Auswirkungen auf den Betrieb der Kläranlage und insb. auf die sich daraus ergebenden Ablaufwerte unter-

sucht werden. Die Modelle dienen somit der Kostenminimierung und der Erhöhung der Zuverlässigkeit klärtechnischer Maßnahmen.

Für den sinnvollen und erfolgreichen Einsatz der dynamischen Simulation ist allerdings eine möglichst genaue Kenntnis folgender Informationen für die betrachtete Kläranlage erforderlich:

- Verfahrenstechnik (Hydrodynamik, Temperatur, etc.)
- anlagentechnische Gegebenheiten (Anlagenkonfiguration, Beckenvolumina, Abmessungen, etc.)
- Zulaufzusammensetzung (Tagesganglinien über einen ausreichend langen Zeitraum, Fraktionierung des CSB)
- Kinetische und stöchiometrische Parameter eines geeigneten Modells

Die praktische Anwendung der dynamischen Simulation zur Unterstützung bzw. Optimierung des Betriebes einer Kläranlage wird von verschiedenen Faktoren bestimmt:

- Verfügbarkeit eines relevanten Modells
- Zuverlässigkeit der berechneten Ergebnisse, d. h. die Abweichung der mit der Simulation berechneten Ablaufwerte von den real gemessenen Ablaufwerten soll möglichst gering sein
- finanzieller, zeitlicher, personeller und apparativer Aufwand für die Bestimmung der als Eingangsdaten benötigten Parameter
- Anschaffungskosten der Simulationssoftware und weitere damit verbundene Kosten (z. B. Anbindung an das Prozeßleitsystem, ggf. Kauf eines neuen Prozeßleitsystems, Online-Analysatoren für die Aufnahme der benötigten Eingangswerte)
- Bedienerfreundlichkeit der Simulationssoftware im Hinblick auf die Nutzung durch das Betriebspersonal der Kläranlage

Um eine Aussage über die Relevanz der dynamischen Simulation in der Abwassertechnik treffen zu können, sind also die genannten Gesichtspunkte eingehend zu betrachten, wobei ein besonderes Augenmerk auf den für die Ermittlung der Eingangsparameter erforderlichen Aufwand zu richten ist. Neben den rein verfahrenstechnischen Daten der betreffenden Kläranlage, die vielfach bereits aus auf der Kläranlage vorhandenen Unterlagen (Bauzeichnungen etc.) entnommen werden können, enthält z. B. das IAWQ-Modell eine Reihe von Parametern zur Charakterisierung der in der biologischen Reinigungsstufe der Kläranlage befindlichen Biomasse. Die experimentelle Bestimmung dieser Größen erfordert z. T. sehr spezielle Verfahren. Zudem existieren für die experimentelle Bestimmung einiger Parameter in der Literatur unterschiedliche Versuchsvorschriften.

Daher ist es notwendig festzustellen, für welche Einflußgrößen einer speziellen Kläranlage eine experimentelle Bestimmung unablässig ist. Die Durchführung einer Sensitivitätsanalyse führt zu Erkenntnissen über die Signifikanz der einzelnen Parameter. Dabei ist sowohl die verfahrenstechnische Seite als auch der gesamte Parametersatz des Modells zu betrachten.

Weiterhin muß dann eine Aussage über die geeignete Methode für die zuverlässige und reproduzierbare Ermittlung der betreffenden Größen getroffen werden.

Grundsätzlich stellt sich zudem die Frage, ob die als Modellgrundlage des IAWQ-Modells und der davon abgeleiteten Simulationsprogramme angesetzte Monod-Kinetik die optimale Lösung zur Beschreibung der biologischen Abbauvorgänge in einer Kläranlage darstellt und inwieweit durch einen anderen Modellansatz Verbesserungen erreicht werden können (realistischere Abbildung der Kläranlage, kürzere Rechenzeit, geringere Anzahl benötigter Eingangsgrößen, experimentell leichter zugängliche Eingangsgrößen, etc.).

Von der Beantwortung der oben aufgeworfenen Fragestellungen wird es abhängen, ob die dynamische Simulation neben der bereits bestehenden Anwendung für die Auslegung geplanter Kläranlagen oder die Erweiterung bereits bestehender Einrichtungen zukünftig auch in den Bereich der aktiven Prozeßüberwachung und -steuerung Einzug halten wird.

3 Theoretische Grundlagen

In diesem Kapitel erfolgt eine vergleichende Gegenüberstellung der in der Literatur vorhandenen Ansätze zur mathematischen Beschreibung biologischer Abbauprozesse.

Zunächst werden nach einigen allgemeinen Anmerkungen über die unterschiedlichen Arten von Modellen die Monod-Kinetik [6] und die Michaelis-Menten-Kinetik [7] als Grundlagen der derzeit verfügbaren Programme zur dynamischen Simulation von Kläranlagen behandelt. Anschließend werden die Berechnungsansätze für die Auslegung von Kläranlagen beschrieben. Während die statischen Ansätze (ATV - A 131, HSG-Ansatz) nur kurz charakterisiert werden, wird das IAWQ-Modell No.1 ausführlich dargelegt, da das eingesetzte Simulationsprogramm SIMBA 3.0⁺[®] auf diesem Ansatz basiert.

3.1 Modellansätze für die mathematische Beschreibung biologischer Abbauprozesse

Mathematische Modelle können in zwei Arten unterteilt werden: empirische und mechanistische Modelle:

Ein empirisches Modell basiert auf der Ermittlung von Parametern, die erfahrungsgemäß für einen Prozeß von Bedeutung sind. Diese Parameter werden mit empirischen Gleichungen, die auf den in der Praxis beobachteten Gegebenheiten basieren, verbunden. Die eigentlichen Mechanismen und Prozesse in dem System sind unbekannt. Dies ist ein typischer "black box"-Ansatz. Ausgehend vom "black box"-Ansatz werden Beschreibungen entwickelt, in denen die Verhaltensweisen immer feiner aufgeschlüsselt werden. Als ein weiter entwickelter empirischer Ansatz kann die Methode der „Künstlichen Intelligenz“ angesehen werden.

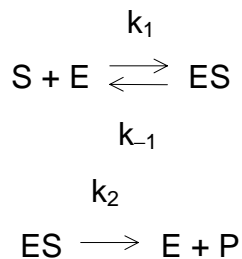
Das mechanistische Modell basiert auf Kenntnissen über die realen biologischen/chemischen/physikalischen Mechanismen des Systems. Auch hier werden nur solche Prozesse und Komponenten, welche für die dem Modell zugrunde liegende Fragestellung wichtig sind, berücksichtigt. Weil mechanistische Modelle eine allgemeinere Grundlage als empirische Modelle haben, können sie zuverlässiger als die empirischen Modelle Vorgänge beschreiben, die noch nicht empirisch abgesichert sind. Die empirischen Modelle sind nur in den Grenzen zuverlässig, in denen die

empirischen Beobachtungen gemacht worden sind (z. B. Abwasserzusammensetzung, Systemparameter). Im Gegensatz dazu haben mechanistische Modelle einen größeren Anwendungsbereich, weil ihnen allgemeinere Vorstellungen zu Grunde liegen.

3.1.1 Michaelis–Menten–Kinetik und Monod–Kinetik

Dem Michaelis–Menten–Ansatz liegt nachstehende Überlegung zugrunde.

Der enzymatische Abbau eines Substrates S kann vereinfacht durch folgenden Mechanismus beschrieben werden:



Dabei bedeuten:

S: Substratkonzentration

E: Enzym

ES: Enzym–Substrat–Komplex

P: gebildetes Produkt

k_1 , k_{-1} und k_2 : Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten

Mit dem Ansatz der Quasistationarität $\frac{d[ES]}{dt} = 0$ für den Zwischenkomplex ergibt

sich die Michaelis–Menten–Kinetik. Die Einführung der quasistationären Näherung war zum Zeitpunkt der Formulierung dieser Modellansätze noch unumgänglich, da erst mit der EDV numerische Lösungen von Differentialgleichungen und Differentialgleichungssystemen leicht möglich wurden. Durch die Näherung der Quasistationarität wurden die Differentialgleichungen häufig exakt lösbar. Mit den heute verfügbaren mathematischen Berechnungsprogrammen und den Fortschritten im Bereich der Hardware im Hinblick auf die benötigte Rechenzeit ist die numerische Lösung gekoppelter Differentialgleichungssysteme jedoch in der Regel unproblematisch.

Für den Substratabbau ergibt sich mit der quasistationären Näherung (siehe z. B. [8])

$$-\frac{d[S]}{dt} = \frac{k_2}{K_M} * [S] * [E] = k_2 * \frac{[S]}{K_M + [S]} * [E]_0 \quad (1)$$

wobei $[E]_0$ die Ausgangskonzentration des Enzyms ist, die sich auf die freie Enzymkonzentration $[E]$ und den Enzym–Substrat–Komplex $[ES]$ verteilt:

$$[E]_0 = [E] + [ES] \quad (1a)$$

Die Enzymmenge bzw. -konzentration in Gl. (1) ist somit konstant. In diesem Ansatz beinhaltet die Michaelis–Konstante K_M die Geschwindigkeitskonstanten k_1 , k_{-1} und k_2 :

$$K_M = \frac{k_2 + k_{-1}}{k_1} \quad (2)$$

Monod hat beobachtet, daß der Abbau eines Substrates S durch Biomasse im wesentlichen der Enzymkinetik nach Michaelis–Menten folgt und entsprechend beschrieben werden kann:

$$-\frac{d[S]}{dt} = \frac{\mu_{\max}}{Y} * \frac{[S]}{K_M + [S]} * [X] = \frac{\mu}{Y} * [X] \quad (3)$$

mit:

μ : spezifische Wachstumsgeschwindigkeit

μ_{\max} : maximale spezifische Wachstumsgeschwindigkeit

K_M : Sättigungskonstante

Y : Ertragskonstante

X : Biomasse

Hierbei wird die Biomasse X mit der gesamten Enzymmenge des Michaelis–Menten–Ansatzes gleich gesetzt, aber nicht mehr als konstant angenommen.

Die freie Enzymkonzentration E entspricht der unbeladenen (inaktiven) Biomasse X und der Enzym–Substrat–Komplex ES der „aktiven Biomasse“.

Wird näherungsweise angenommen, daß sich die aktive Biomasse „zeitlich langsam“ verändert, so daß die Änderung $\frac{d[ES]}{dt}$ nach wie vor im Verhältnis zu den anderen Konzentrationsänderungen vernachlässigt werden kann, so kann die Gl. (3) mit Gl. (1) in Relation gesetzt werden. Dann gilt

$$K_M = \frac{k_2 + k_{-1}}{k_1} \quad \text{und} \quad \frac{\mu_{\max}}{Y} = k_2 \quad (4)$$

Für die quantitative Beschreibung des Wachstums von Mikroorganismen formulierte Monod folgende Beziehung zwischen der Zuwachsgeschwindigkeit der Mikroorganismen und der Abnahmegeschwindigkeit des Substrates:

$$\frac{d[X]}{dt} = -Y^* \frac{d[S]}{dt} \quad (5)$$

$$Y = \frac{X - X_0}{S_0 - S} = \frac{\text{gebildete Biomasse/g}}{\text{verbrauchtes Substrat/g}} \quad (6)$$

Mit Gleichung (3) ergibt sich daraus

$$\frac{d[X]}{dt} = \mu^* [X] \quad (7)$$

Wenn μ und Y konstant sind, ergibt sich daraus für X ein exponentielles Wachstum:

$$[X] = [X]_0^* e^{\mu^* t} \quad (8)$$

bzw. in logarithmischer Darstellung

$$\ln \left(\frac{X}{X_0} \right) = \mu^* t \quad (9)$$

Über die graphische Darstellung $\ln[X] = f(t)$ und $\ln[S] = f(t)$ der experimentellen Daten werden in der Regel Y und μ ermittelt.

Die wesentliche Aussage von Monod bezieht sich auf den Zusammenhang zwischen der spezifischen Wachstumsgeschwindigkeit μ einer Population und der Konzentration des wachstumslimitierenden Nährstoffes (siehe Gl. (3)):

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \left(\frac{S}{K_M + S} \right) \quad (10)$$

Sie beschreibt sehr genau die experimentell ermittelten Kurven bei mikrobiellen Umsetzungen in Analogie zur Michaelis–Menten–Kinetik, die für viele 1–Enzym–1–Substrat–Reaktionen als reaktionskinetischer Ansatz erfolgreich verwendet wird.

3.2 Berechnungsansätze für die C-, N- und P-Elimination in Kläranlagen

3.2.1 Statische Ansätze

3.2.1.1 Arbeitsblatt ATV - A 131

Bei den statischen Ansätzen wird von einer konstanten Belastung über einen langen Zeitraum ausgegangen. Das Arbeitsblatt ATV - A 131 stellt den am häufigsten verwendeten Ansatz zur Auslegung kommunaler Kläranlagen ab 5000 Einwohnerwerten dar und beschreibt die Elimination von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen. Dabei werden die Bemessungsgrundlagen aus den vorhandenen Kennwerten berechnet. In den meisten Fällen steht bei neu zu bauenden bzw. zu erweiternden Kläranlagen umfangreiches Datenmaterial von bestehenden Anlagen zur Verfügung (Eigenüberwachung, behördliche Überwachung). Daraus lassen sich mit statistischen Auswertungen die Bemessungsgrundlagen erhalten. Falls das verfügbare Datenmaterial nicht ausreicht, sind vor der Bemessung gezielte Untersuchungen durchzuführen. Eine ausschließlich rechnerische Ermittlung über bekannte Kennwerte unter Beachtung der örtlichen Verhältnisse sollte nur in Ausnahmefällen vorgenommen werden. Aus dem vorhandenen Datenmaterial sollten die aktuellsten Werte für einen Zeitraum von mindestens 3 Monaten mit maximaler Belastung der Anlage als Grundlage der Berechnung verwendet werden. Um die Belastungsschwankungen erfassen zu können, sind Wochenganglinien zu verschiedenen Jahreszeiten erforderlich. Zudem werden Tagesganglinien für die Verschmutzungsparameter (CSB, BSB₅, N- und P-Verbindungen) benötigt. Für die Berechnung des Schlammalters bei Belebungsanlagen mit Nitrifikation wird der Mittelwert der Woche mit maximaler BSB₅-Belastung verwendet. Maßgebend für die Festlegung des Abwasserzuflusses ist bei Anlagen, deren Abwasser nur aus einer Trennkanalisation stammt, der in 99 % der Arbeitstage unterschrittene Wert des maximalen stündlichen Zuflusses eines Tages und des Tageszuflusses. Bei Vorliegen einer Mischkanalisation wird der an Trockenwettertagen in 85 % der Fälle unterschrittene Wert des Tageszuflusses für die Berechnung angesetzt. Im Zuge der Auslegung der Belebung sind folgende Größen zu bestimmen:

- Volumen, Form und Abmessung der Becken,
- Art, Betriebsweise und Leistung der Belüftung,
- Rücklaufverhältnis,

- Überschußschlammmenge.

Die entscheidende Größe für die Dimensionierung der Beckenvolumina ist das Schlammalter t_{TS} . Dieses entspricht näherungsweise der mittleren Verweilzeit einer Belebtschlammflocke im Belebungsbecken. Das Schlammalter hängt vom angestrebten Reinigungsziel ab und wird aus empirischen Werten entnommen (Tabelle in Lit. [1]). Für die Ermittlung der Beckenvolumina werden daraus zunächst die BSB₅-Schlammbelastung B_{TS} und die BSB₅-Raumbelastung B_R berechnet. Aus diesen beiden Größen läßt sich dann das benötigte Beckenvolumen ableiten.

3.2.1.2 Bemessungsansatz der Hochschulen (HSG-Ansatz)

Der Bemessungsansatz der Hochschulen (HSG-Ansatz) wurde von einer Gruppe von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der siedlungswasserwirtschaftlichen Lehrstühle und Institute von 11 Hochschulen entwickelt. Die Zielvorgabe war die Entwicklung eines Bemessungsverfahrens, das als Grundlage für Berechnungsmodelle und -programme, insbesondere für die Beschreibung der Eliminierung von Stickstoff dienen sollte. Der HSG-Ansatz ist detaillierter formuliert und ermöglicht im Gegensatz zum Arbeitsblatt ATV - A 131 auch die Berechnung mehrstufiger Belebungsanlagen. Als Datenbasis werden gesicherte Meßwerte für den BSB₅, den CSB und die Stickstoffbelastung (N_{ges}) benötigt. Auch beim HSG-Ansatz ist das Schlammalter t_{TS} der ausschlaggebende Parameter für die Berechnung der Beckenvolumina. Im Gegensatz zum ATV-Arbeitsblatt wird im HSG-Ansatz das Schlammalter berechnet und nicht aus einer Tabelle entnommen. Die Schwankungen der Stickstofffracht im Tagesverlauf werden durch die Einführung eines Schwankungsfaktors berücksichtigt. Dieser stellt das Verhältnis der zu nitrifizierenden Stickstofffracht während der Tagesspitze zur mittleren zu nitrifizierenden Stickstofffracht über den Tag dar und geht mit in die Berechnung von t_{TS} ein. Die Berücksichtigung der dynamischen Vorgänge im HSG-Ansatz stellt den entscheidenden Unterschied zum ATV-Arbeitsblatt dar.

Der HSG-Ansatz wird meist in Verbindung mit Computerprogrammen eingesetzt. Verbreitete Programme sind: DENIKA (System zum Bemessen und Nachrechnen von einstufigen Belebungsanlagen mit N-Elimination, ISAH der Universität Hannover), DenNi (Berechnung der N- und P- Elimination in Belebungsanlagen nach ATV, Prof. Kayser und HSG, Dipl.-Ing. G. Fröse, Braunschweig) und ARA-BER (Abwasserreinigungsanlagen-Berechnungsprogramm, ISA der RWTH Aachen). Die genannten

Programme ermöglichen ebenfalls die Berechnung nach dem ATV-Ansatz. Für die Auslegung gemäß ATV - A 131 ist zusätzlich das Programm ANA (Auslegung von Kläranlagen nach ATV, Fa. Invent) verfügbar. ARA-BER wird von den staatlichen Umweltämtern in NRW als offizielles Prüfprogramm verwendet und berücksichtigt die Hinweise der neuen Arbeitsgruppe zum HSG (ergeben größere Denitrifikations- und kleinere Nitrifikationszonen).

3.2.1.3 Vergleich ATV - A 131/HSG-Ansatz

Nachfolgend werden die Gemeinsamkeiten und Unterschiede der beiden genannten statischen Bemessungsansätze charakterisiert.

Die Bemessung einer kommunalen Kläranlage mit durchschnittlichen Belastungsverhältnissen führt nach beiden Ansätzen zu annähernd gleichen Ergebnissen [9]. Die Berechnung nach dem ATV-Ansatz ist nicht möglich, wenn 1) geringe NH_4 - und NO_3 -Ablaufwerte einzuhalten sind oder wenn 2) die Schwankungen der N-Belastungen außerhalb des angegebenen Bereiches liegen. Dagegen ist die Berechnung nach dem HSG-Ansatz prinzipiell für jeden gewünschten Ablaufwert möglich. Für beide Ansätze gilt: Die maßgebenden Parameter bei der Bestimmung der Überschussschlammproduktion und des Sauerstoffbedarfs aus der Kohlenstoffatmung basieren auf Untersuchungen an einstufigen Anlagen. Außerdem wurden alle zugrundegelegten Anlagen mit Raumbelastungen $> 1,0 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ betrieben (dieser Wert wird von allen heute zu bemessenden Anlagen weit unterschritten).

Die erforderlichen Volumina für die Belebungsbecken (Nitrifikation und Denitrifikation) lassen sich unter Berücksichtigung der P-Elimination berechnen. Bei beiden Ansätzen werden konstante Bemessungsfrachten im Zulauf der Belebungsstufe angenommen. Weitere wichtige Einflußgrößen sind die Abwassertemperatur, der TS-Gehalt im Belebungsbecken als Ergebnis der Leistungsfähigkeit der Nachklärung und die zu erreichenden Ablaufwerte.

-Nitrifikation:

Die Auslegung erfolgt bei beiden Ansätzen über das aerobe Schlammalter. Das ATV - A 131 setzt eine Bemessungstemperatur von 10 °C an und gibt dafür ein aerobes Schlammalter von 8 d vor. Bei Anlagen $< 100000 \text{ EW}$ wird dieser Wert um bis zu 2 d erhöht. Im HSG-Ansatz ist die Berechnung des erforderlichen aeroben Schlammalters weiter aufgeschlüsselt, aber es werden die gleichen Parameter wie

zur Auslegung gemäß ATV - A 131 für die Bemessung empfohlen. Zulaufschwankungen werden über einen Schwankungsfaktor berücksichtigt. Außerdem wird die Substratlimitierung bei sehr niedrigen NH_4^{\oplus} -Konzentrationen berücksichtigt. Bei beiden Ansätzen ist das erforderliche aerobe Schlammalter nicht abhängig von den Zulauffrachten (TKN-Frachtschwankungen gehen bedingt ein). Die Überschussschlammproduktion bestimmt die Größe des zur Einhaltung des aeroben Schlammalters benötigten Beckens. Beide Ansätze gehen von ähnlichen Grundlagen aus (HSG-Ansatz ist detaillierter). Die Überschussschlammproduktion ist abhängig von 1) Zulauffrachten bezüglich abfiltrierbarer Stoffe und BSB_5 und 2) Fällschlammanfall aus eventueller Phosphat-Simultanfällung. Im HSG-Ansatz wird zusätzlich der Überschussschlammfall aus dem Zuwachs der Nitrifikanten einbezogen (vernachlässigbar gering). Da die gesamte Bemessung auf das Schlammalter zugeschnitten ist, müssen auch die verwendeten Zulaufparameter als Mittelwert über ein Gesamtschlammalter angesetzt werden.

-Denitrifikation:

Bei beiden Ansätzen ist die Größe der Denitrifikationszone hauptsächlich abhängig vom zu denitrifizierenden Nitrat-Stickstoff und dem dafür vorhandenen Substrat (BSB_5). Auch hier werden Tagesmittelwerte für die Bemessung angesetzt. Eine exakte Vorhersage des einhaltbaren Überwachungswertes in der Tagesspitze bzgl. N_{anorg} ist nicht möglich, da nur Ablaufmittelwerte in die Berechnung eingehen.

Das dynamische Verhalten des Zulaufes und damit auch der Reinigungsprozesse kann mit den genannten Ansätzen nicht nachgebildet werden. Die Einhaltung der Ablaufwerte auch in der Tagesspitze soll durch zusätzliche Sicherheitswerte gewährleistet werden (basierend auf Mittelwerten). Dynamische Vorgänge (Mischwasserzufluß, extreme Tagesschwankungen, Tage mit niedrigen Temperaturen, usw.) lassen sich jedoch nicht nachbilden.

3.2.2 Dynamische Ansätze - Modelle der IAWQ

Die IAWQ (International Association on Water Quality) veröffentlichte mehrere Ansätze zur modellmäßigen mathematischen Beschreibung der biologischen Prozesse in Belebtschlammssystemen auf der Basis der Monod-Kinetik. Den Kern dieser Modelle bildet jeweils ein System gekoppelter Differentialgleichungen (Modellmatrix). In

ihm sind sämtliche Informationen zur Kinetik und Stöchiometrie in einer übersichtlichen Form zusammengefaßt.

Im folgenden werden die IAWQ-Modelle No.1 (Activated Sludge Model No.1, ASM 1), No.2 (Activated Sludge Model No.2, ASM 2) und No.3 (Activated Sludge Model No.3, ASM 3) charakterisiert, wobei nur das IAWQ-Modell No.1 ausführlich behandelt wird, da es die Grundlage des verwendeten Simulationsprogramms SIM-BA[®] bildet.

Das IAWQ-Modell No.1 (Activated Sludge Model No.1, ASM 1) beschreibt die CSB-Elimination sowie die Stickstoffelimination (Nitrifikation und Denitrifikation) in Belebtschlamm-Systemen. Bei der Formulierung des Ansatzes sind verschiedene Aspekte berücksichtigt. Das Modell gibt die wichtigsten Erkenntnisse über das Verfahren korrekt wieder. Der Rechenaufwand zur Lösung der Modellgleichungen ist in Grenzen gehalten: Je mehr Umwandlungs- und Transportprozesse betrachtet und Stoffe berücksichtigt werden, um so aufwendiger wird die Lösung der Gleichungen. Durch sinnvolle Annahmen und Vereinfachungen sind die genannten Gesichtspunkte ausgewogen beachtet worden. Folgende Vereinfachungen wurden im Vorfeld der Modellerstellung gemacht:

- Alle beteiligten Reaktionspartner (Nährstoffe, Elektronendonatoren wie O_2 und NO_3^- , Biomasse, inerte Stoffe) sind gleichmäßig im Reaktionsraum verteilt.
- Nährstoffe werden teilweise durch Summenparameter charakterisiert.
- Die Mikroorganismen haben kein einzeln identifizierbares Schicksal und ihre innere Struktur (Phänotyp) wird als unveränderlich angenommen.

Ziel des Modells ist es, in Abhängigkeit von variablen Zuflußbedingungen (Tagesgang, Regenereignisse usw.) Vorhersagen zu treffen, wie sich bei gegebener Verfahrensvariante der Zustand des Systems und des gereinigten Abwassers ändert (insb. der Abbau organischer Stoffe, die Oxidation von NH_4^+ zu NO_3^- (Nitrifikation) und die Reduktion von NO_3^- zu N_2 (Denitrifikation)).

Die Grundlage des Modells ASM 1 bilden die stöchiometrischen und kinetischen Beziehungen für 13 Stoffgruppen und 8 biologische Prozesse. In Abbildung 1 werden die zugrunde liegenden Vorstellungen in einfacher Form veranschaulicht. In Tabelle 1 sind die im Activated Sludge Model No.1 definierten Stoffgruppen aufgeführt.

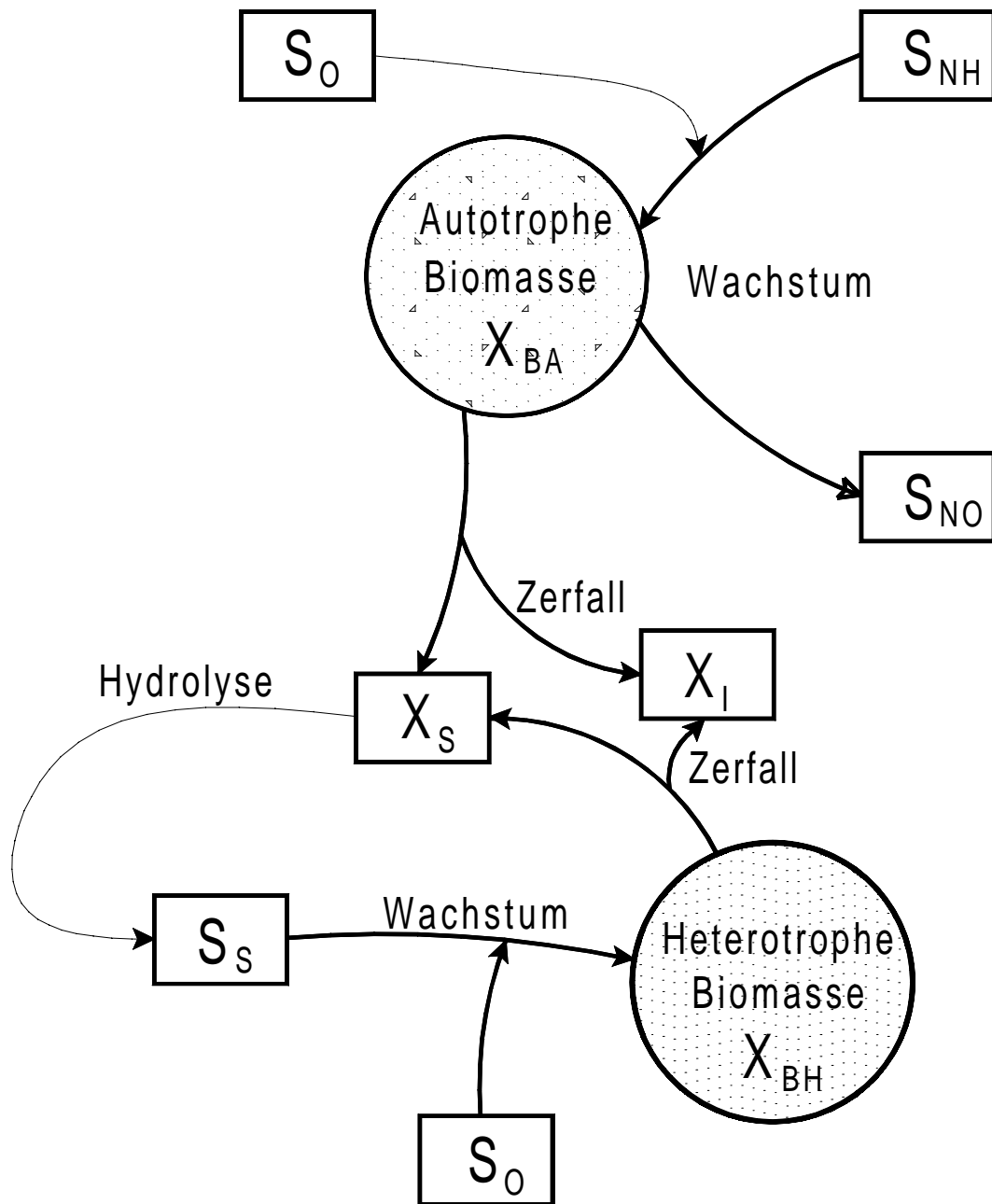


Abbildung 1: Schematische Darstellung der im ASM 1 enthaltenen Modellvorstellungen (gemäß [14], Abkürzungen siehe Tab. 1).

Tabelle 1: Die im Activated Sludge Model No.1 definierten Stoffgruppen.

Abkürzung	Stoffgruppe	Einheit
S_I	Biologisch inerte, gelöste organische Stoffe	(g CSB/m ³)
S_S	Biologisch rasch abbaubare, gelöste organische Stoffe (Substrat)	(g CSB/m ³)
X_I	Biologisch inerte, partikuläre organische Stoffe	(g CSB/m ³)
X_S	Biologisch langsam abbaubare organische Stoffe	(g CSB/m ³)
X_{BH}	Aktive heterotrophe Biomasse	(g CSB/m ³)
X_{BA}	Aktive autotrophe Biomasse	(g CSB/m ³)
X_P	Partikuläre Zerfallsprodukte der Biomasse	(g CSB/m ³)
S_O	gelöster Sauerstoff (Sauerstoff wird von den Organismen als Elektronenakzeptor verwendet und geht aus der Gasphase in Lösung)	(-g CSB/m ³)
S_{NO}	Nitrat- und Nitrit-Stickstoff (Die Modellkomponente S_{NO} beinhaltet sowohl Nitrat- als auch Nitrit-Stickstoff, weil Nitrit nicht als eigene Modellkomponente erfaßt wird. Für stöchiometrische Berechnungen wird angenommen, daß S_{NO} nur aus NO_3^- besteht.)	(g N/m ³)
S_{NH}	Ammoniak und Ammonium-Stickstoff (Für die Ladungsbilanz wird angenommen, daß S_{NH} nur aus NH_4^+ besteht. In Wirklichkeit besteht S_{NH} aus NH_3 und NH_4^+ .)	(g N/m ³)
S_{ND}	Biologisch abbaubarer, gelöster organisch gebundener Stickstoff	(g N/m ³)
X_{ND}	Biologisch abbaubarer, partikulärer organisch gebundener Stickstoff	(g N/m ³)
S_{ALK}	Alkalinität (Für stöchiometrische Berechnungen wird angenommen, daß S_{ALK} nur aus Bicarbonat (HCO_3^-) besteht.)	(mol/m ³)

Folgende acht biologische Prozesse beeinflussen die Konzentrationen der o. g. Stoffgruppen:

- 1) Aerobes Wachstum heterotropher Biomasse
- 2) Anoxisches Wachstum heterotropher Biomasse (Denitrifikation)
- 3) Aerobes Wachstum autotropher Biomasse (Nitrifikation)
- 4) Ammonifikation
- 5) Abbau heterotropher Biomasse

- 6) Abbau autotropher Biomasse
- 7) Hydrolyse partikulärer organischer Verbindungen
- 8) Hydrolyse der Stickstoffverbindungen

Die in Abbildung 1 veranschaulichten Beziehungen zwischen den Stoffgruppen und Prozessen des ASM 1 sind in Tabelle 2 zusammengefaßt. Die daraus resultierenden Differentialgleichungen zur Beschreibung der zeitlichen Konzentrationsänderungen der 13 betrachteten Stoffgruppen sind in Tabelle 3a aufgeführt.

Zur übersichtlichen Darstellung der im ASM 1 enthaltenen Stoffgruppen und Prozesse sowie im Hinblick auf die Umsetzung des Modellansatzes in ein Simulationsprogramm wurde eine spezielle Matrixschreibweise entwickelt. In Tabelle 3b ist das ASM 1 in dieser Schreibweise dargestellt [10]. Die kinetischen Ausdrücke zur Beschreibung der Reaktionsgeschwindigkeiten der im Modellansatz erfassten Umsetzungsvorgänge werden als Prozeßgeschwindigkeiten p_j bezeichnet. In der äußeren rechten Spalte (Tab. 3b) sind die Ausdrücke für die Prozeßgeschwindigkeiten p_j des in der jeweiligen Zeile angeordneten Prozesses aufgeführt. Die grundlegende Bedeutung der Monod-Kinetik für das ASM 1 spiegelt sich deutlich in diesen Formulierungen wieder. Bei Prozessen, für die mehrere Substrate limitierend sind (z. B. Prozeß 2) bzw. bei denen eine Sauerstofflimitierung vorliegt (z. B. Prozeß 1), werden in dem entsprechenden Ausdruck für die Prozeßgeschwindigkeit die Monod-Terme der limitierend wirkenden Stoffgruppen multiplikativ miteinander verknüpft. Für die Abbauprozesse der autotrophen bzw. heterotrophen Biomasse werden einfache lineare Beziehungen (Absterberate) angesetzt.

Aus der Matrix (Tab. 3b) läßt sich für jede der im Modell definierten Stoffgruppen die Gleichung für die beobachtete Umwandlungsgeschwindigkeit r_i ableiten. Die dazu erforderliche Vorgehensweise wird am Beispiel der autotrophen Biomasse X_{BA} demonstriert. Die Stoffgruppe X_{BA} ist in Spalte 6 der Matrix angeordnet. Innerhalb dieser Spalte finden sich lediglich in den Zeilen 3 und 5 Einträge. Damit wird die Konzentration der autotrophen Biomasse durch die in den genannten Zeilen eingetragenen Prozesse beeinflusst. Das aerobe Wachstum der autotrophen Biomasse (Zeile 3) führt zu einer Zunahme der Stoffgruppe X_{BA} mit dem stöchiometrischen Faktor $v_{j,i} = +1$ (im Schnittpunkt von Zeile 3 und Spalte 6), wohingegen der Abbau der autotrophen Biomasse (Zeile 5) eine Abnahme der Stoffgruppe X_{BA} mit dem stöchiometrischen Faktor $v_{j,i} = -1$ bewirkt (im Schnittpunkt von Zeile 5 und Spalte 6).

Tabelle 2: Zusammenhänge zwischen den im ASM 1 [1] definierten Stoffgruppen und Prozessen.

Stoffgruppe i (ASM 1)	Prozesse, die zur Zunahme der Konzentration der Stoffgruppe i führen	Prozesse, die zur Abnahme der Konzentration der Stoffgruppe i führen
S_I	- (inerte Stoffgruppe)	- (inerte Stoffgruppe)
S_S	<ul style="list-style-type: none"> Hydrolyse partikulärer organischer Verbindungen 	<ul style="list-style-type: none"> Aerobes Wachstum heterotropher Biomasse Anoxisches Wachstum heterotropher Biomasse
X_I	- (inerte Stoffgruppe)	- (inerte Stoffgruppe)
X_S	<ul style="list-style-type: none"> Abbau heterotropher Biomasse Abbau autotropher Biomasse 	<ul style="list-style-type: none"> Hydrolyse partikulärer organischer Verbindungen
X_{BH}	<ul style="list-style-type: none"> Aerobes Wachstum heterotropher Biomasse Anoxisches Wachstum heterotropher Biomasse 	<ul style="list-style-type: none"> Abbau heterotropher Biomasse
X_{BA}	<ul style="list-style-type: none"> Aerobes Wachstum autotropher Biomasse 	<ul style="list-style-type: none"> Abbau autotropher Biomasse
X_P	<ul style="list-style-type: none"> Abbau heterotropher Biomasse Abbau autotropher Biomasse 	
S_O		<ul style="list-style-type: none"> Aerobes Wachstum heterotropher Biomasse Aerobes Wachstum autotropher Biomasse
S_{NO}	<ul style="list-style-type: none"> Aerobes Wachstum autotropher Biomasse 	<ul style="list-style-type: none"> Anoxisches Wachstum heterotropher Biomasse
S_{NH}	<ul style="list-style-type: none"> Ammonifikation 	<ul style="list-style-type: none"> Aerobes Wachstum heterotropher Biomasse Anoxisches Wachstum heterotropher Biomasse Aerobes Wachstum autotropher Biomasse
S_{ND}	<ul style="list-style-type: none"> Hydrolyse partikulärer organischer N-Verbindungen 	<ul style="list-style-type: none"> Ammonifikation
X_{ND}	<ul style="list-style-type: none"> Abbau heterotropher Biomasse Abbau autotropher Biomasse 	<ul style="list-style-type: none"> Hydrolyse partikulärer organischer N-Verbindungen
S_{ALK}	<ul style="list-style-type: none"> Anoxisches Wachstum heterotropher Biomasse Ammonifikation 	<ul style="list-style-type: none"> Aerobes Wachstum heterotropher Biomasse Aerobes Wachstum autotropher Biomasse

Tabelle 3a: Differentialgleichungen für die Umsetzungen der im ASM 1 [1] definierten Stoffgruppen.

Stoffgruppe i (ASM 1)	Beobachtete Umwandlungsgeschwindigkeit r_i (bezogen auf den Originalansatz ASM 1)
S_I	$r_{S_I} = \frac{dS_I}{dt} = 0$ (inerte Stoffgruppe)
S_S	$r_{S_S} = \frac{dS_S}{dt} = - \left[\frac{1}{Y_H} * \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) * X_{BH} \right] - \left[\frac{1}{Y_H} * \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_g * X_{BH} \right]$ $+ \left\{ k_h * \frac{X_S / X_{BH}}{K_X + X_S / X_{BH}} * \left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_H * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] * X_{BH} \right\}$
X_I	$r_{X_I} = \frac{dX_I}{dt} = 0$ (inerte Stoffgruppe)
X_S	$r_{X_S} = \frac{dX_S}{dt} = \left[(1 - f_P) * b_H * X_{BH} \right] - \left[(1 - f_P) * b_A * X_{BA} \right] - \left\{ k_h * \frac{X_S / X_{BH}}{K_X + X_S / X_{BH}} * \left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_H * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] * X_{BH} \right\}$
X_{BH}	$r_{X_{BH}} = \frac{dX_{BH}}{dt} = \left[\mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) * X_{BH} \right] + \left[\mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_g * X_{BH} \right] - [b_H * X_{BH}]$
X_{BA}	$r_{X_{BA}} = \frac{dX_{BA}}{dt} = \left[\mu_A * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) * X_B \right] - [b_A * X_{BA}]$
X_P	$r_{X_P} = \frac{dX_P}{dt} = [f_P * b_H * X_{BH}] + [f_P * b_A * X_{BA}]$
S_O	$r_{S_O} = \frac{dS_O}{dt} = - \left[\left(\frac{1 - Y_H}{Y_H} \right) * \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) * X_{BH} \right] - \left[\left(\frac{4,57 - Y_H}{Y_H} \right) * \mu_A * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) * X_{BA} \right]$
S_{NO}	$r_{S_{NO}} = \frac{dS_{NO}}{dt} = - \left[\left(\frac{1 - Y_H}{2,86 * Y_H} \right) * \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_g * X_{BH} \right] + \left[\left(\frac{1}{Y_A} \right) * \mu_A * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) * X_{BA} \right]$
S_{NH}	$r_{S_{NH}} = \frac{dS_{NH}}{dt} = - \left[(i_{XB}) * \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) * X_{BH} \right] - \left[(i_{XB}) * \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_g * X_{BH} \right]$ $- \left[\left(i_{XB} - \frac{1}{Y_A} \right) * \mu_A * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) * X_{BA} \right] + [k_a * S_{ND} * X_{BH}]$
S_{ND}	$r_{S_{ND}} = \frac{dS_{ND}}{dt} = - [k_a * S_{ND} * X_{BH}] + \left\{ k_h * \frac{X_S / X_{BH}}{K_X + X_S / X_{BH}} * \left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_H * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] * X_{BH} * \left(\frac{X_{ND}}{X_S} \right) \right\}$
X_{ND}	$r_{X_{ND}} = \frac{dX_{ND}}{dt} = [(i_{XB} - f_P * i_{XP}) * (b_H * X_{BH})] + [(i_{XB} - f_P * i_{XP}) * (b_A * X_{BA})]$
S_{ALK}	$r_{S_{ALK}} = \frac{dS_{ALK}}{dt} = - \left[\left(\frac{i_{XB}}{14} \right) * \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) * X_{BH} \right] + \left[\left(\frac{1 - Y_H}{14 * 2,86 * Y_H} - \frac{i_{XB}}{14} \right) * \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_g * X_{BH} \right] + \left[\frac{1}{14} * k_a * S_{ND} * X_{BH} \right]$

Tabelle 3b: Darstellung des Modellansatzes ASM 1 in der Matrixschreibweise [3].

Stoffgruppe (i) →	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Prozeßgeschwindigkeit p_i (ML ⁻³ T ⁻¹)
Prozeß (j) ↓	S_i	S_S	X_i	X_S	X_{BH}	X_{BA}	X_P	S_O	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
1 Aerobes Wachstum von X_{BH}		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{(1-Y_H)}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \cdot \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \cdot \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \cdot X_{BH}$
2 Anoxisches Wachstum von X_{BH}		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$		$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2,86 \cdot Y_H}$ $-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \cdot \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot \left(\frac{K_{OH}}{S_O + K_{OH}} \right) \cdot \eta_g \cdot X_{BH}$
3 Aerobes Wachstum von X_{BA}						1		$-\frac{(4,57 - Y_A)}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} \cdot \left(\frac{1}{Y_A} \right)$				$\mu_A \cdot \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot X_{BA}$
4 Abbau von X_{BH}				$1-f_P$	-1		f_P					$i_{XB} \cdot f_P \cdot i_{XB}$		$b_H \cdot X_{BH}$
5 Abbau von X_{BA}				$1-f_P$		-1	f_P					$i_{XB} \cdot f_P \cdot i_{XB}$		$b_A \cdot X_{BA}$
6 Ammonifikation										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a \cdot X_{BH} \cdot S_{ND}$
7 Hydrolyse partikulärer organischer Verbindungen		1		-1										$k_h \cdot \left(\frac{X_S / X_{BH}}{K_X + X_S / X_{BH}} \right) \cdot \left[\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + \eta_H \cdot \left(\frac{K_{OH}}{S_O + K_{OH}} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] \cdot X_{BH}$
8 Hydrolyse partikulärer organischer Stickstoffverbindungen											1	-1		$p_7 \cdot \frac{X_{ND}}{X_S}$

Die beobachtete Umwandlungsgeschwindigkeit $r_{X_{BA}} = dC_{X_{BA}}/dt$ ergibt sich gemäß folgender Beziehung:

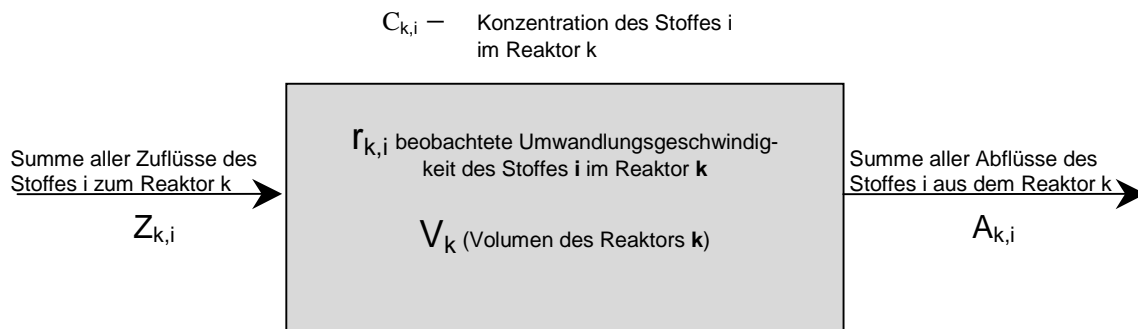
$$r_i = \sum_j p_j^* v_{j,i} \quad (11)$$

bzw. für X_{BA}

$$r_{X_{BA}} = \frac{dC_{X_{BA}}}{dt} = \left[\mu_A^* \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right)^* \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right)^* X_{BA} \right] - [b_A^* X_{BA}] \quad (12)$$

Analog können die beobachteten Umwandlungsgeschwindigkeiten der übrigen Stoffgruppen erhalten werden.

Die aktuellen Konzentrationen der betrachteten Stoffgruppen werden in der Simulation über folgende Bilanzierung ermittelt:



Damit ergeben sich für jeden Stoff i und jeden Reaktorteil k Massenbilanzen der allgemeinen Form:

$$\frac{dC_{k,i}}{dt} = \frac{Z_{k,i}}{V_k} - \frac{A_{k,i}}{V_k} \pm r_{k,i} \quad (13)$$

Bezüglich des zugrundegelegten Reaktors wurden folgende Annahmen getroffen:

- Es handelt sich um einen vollständig durchmischten Rührkesselreaktor.
- In den einzelnen Teilreaktoren treten keine Konzentrationsgradienten auf.
- Die Stoffkonzentrationen im Reaktor entsprechen den Ablaufkonzentrationen.

Da im Abwasser eine große Anzahl chemisch unterschiedlicher organischer Verbindungen vorkommt, kann die Erfassung nur über Summenparameter (BSB₅, TOC, DOC, CSB, etc.) erfolgen. In diesem Fall wird der CSB verwendet, da der Vorteil gegenüber TOC/DOC im direkten Bezug zum O₂-Verbrauch in biochemischen Oxidationen liegt. Allerdings wird der CSB hier als theoretisches Konzept verstanden: Der CSB entspricht den O₂-Äquivalenten, die erforderlich sind, um die organischen Stoffe zu H₂O, CO₂, SO₄²⁻ und NH₄⁺ zu oxidieren bzw. zu reduzieren. Eine Oxidation ergibt dabei einen positiven, eine Reduktion einen negativen Wert der O₂-Äquivalente. Nach dieser Definition entspricht der CSB einer Elektronenbilanz, für die ein Erhaltungssatz gilt. Analytisch kann der CSB mit der gängigen Methode (Dichromat mit Ag-Katalysator, [11]) ausreichend genau bestimmt werden.

Die gesamte CSB-Fracht des Abwassers läßt sich sowohl hinsichtlich der biologischen Abbaubarkeit als auch in Hinblick auf das Lösungsverhalten der Stoffe in mehrere Fraktionen unterteilen. Zunächst erfolgt die Unterscheidung in eine gelöste (Symbol S) und eine partikuläre (Symbol X) Fraktion. Diese Fraktionen werden dann jeweils weiter aufgeteilt in biologisch abbaubare (Index _s) und inerte, biologisch nicht abbaubare Stoffe (Index _i).

Auf eine detaillierte Beschreibung aller 13 Stoffgruppen des ASM 1 wird an dieser Stelle verzichtet (nähere Angaben können der Literatur [3, 12] entnommen werden). Im folgenden sollen lediglich die Fraktionen des CSB, deren experimentelle Bestimmung im Rahmen der vorliegenden Arbeit behandelt wurde, eingehender betrachtet werden:

- I) Biologisch inerte, gelöste organische Stoffe (S_i): Es handelt sich sowohl um bereits im unbehandelten Abwasser vorhandene Stoffe als auch um solche, die im Verlauf des Klärprozesses produziert werden. Sie werden als gelöste Fraktion mit dem Wasser transportiert und können durch Sedimentation nicht abgetrennt werden.
- II) Biologisch inerte, partikuläre organische Stoffe (X_i): Diese sind ebenfalls entweder bereits im unbehandelten Abwasser enthalten oder werden im Verfahren produziert (Zerfall von Biomasse). Diese Stoffe werden in den Belebtschlamm inkorporiert und können durch Sedimentation (Nachklärbecken) entfernt werden.
- III) Biologisch rasch abbaubare, gelöste organische Stoffe (S_s): Die Fraktion S_s (Substrat) umfaßt die organischen Stoffe, die sofort (unverändert) durch Mikroorganismen resorbiert werden können und durch biochemische Reaktionen verändert

werden (weitgehend niedermolekular, in echter Lösung vorliegend, z. B. organische Säuren und Alkohole).

IV) Biologisch langsam abbaubare organische Stoffe (X_S): Es können Molekulargewichte bis in den Bereich von Kolloiden auftreten. Zunächst muß durch extrazelluläre Prozesse eine Umwandlung in niedermolekulare Verbindungen erfolgen. Diese Stoffe lagern sich sehr leicht an Belebtschlamm an (Adsorption, Flockung) und können durch Sedimentation abgetrennt werden. Die Fraktion X_S ist einerseits im Zulauf der Kläranlage enthalten und entsteht andererseits beim Zerfall der Biomasse (Lyse, Prozesse (5) und (6) in Tab. 3b).

Die im ASM 1 vorgeschlagene Aufteilung der gesamten CSB-Fracht in die im Modellansatz definierten Fraktionen beinhaltet einige Unklarheiten:

- Es werden keine genaueren Angaben über die chemische Struktur der in den inerten Fraktionen S_I und X_I zusammengefaßten Kohlenstoffverbindungen gemacht.
- Es wird keine Aussage darüber getroffen, inwieweit die Fraktionen S_I und X_I die adsorbierbaren inerten gelösten bzw. partikulären organischen Verbindungen beinhalten. In Abschnitt 6.3 wird ausführlich dargelegt, daß die adsorbierbaren Stoffe einen nicht unerheblichen Anteil der Fraktion S_I ausmachen und innerhalb kürzester Zeit durch Adsorptionsprozesse gebunden werden.
- Die Einordnung der biologisch langsam abbaubaren organischen Stoffe in die partikuläre Fraktion X_S stellt eine erhebliche Vereinfachung der realen Verhältnisse dar, da im Abwasser auch gelöste, biologisch langsam abbaubare organische Verbindungen enthalten sein können bzw. solche Verbindungen im Verlauf des Klärprozesses gebildet werden können. Auf diese Problematik wird bereits von den Autoren des ASM 1 hingewiesen [3].

Der letztgenannte Punkt wurde bei der Formulierung des nachfolgend vorgestellten Modellansatzes ASM 3 berücksichtigt.

Das bisher noch unveröffentlichte Activated Sludge Model No.3 (ASM 3) [13] kann wie auch das Modell ASM 1 Aussagen über den Sauerstoffverbrauch, die Schlammproduktion und die Nitrifikation und Denitrifikation in Belebtschlammssystemen treffen. In diesem Modell wurden einige Schwächen des ASM 1 beseitigt und den mit diesem Ansatz gemachten Erfahrungen Rechnung getragen, so daß das ASM 3 als überarbeitete Version des ASM 1 verstanden werden kann. Im Vergleich zum ASM 1 wurde

die Speicherung organischer Substrate als zusätzlicher Prozeß eingeführt. Außerdem wurde der Zerfallsprozeß (Lyse) durch eine endogene Respiration ersetzt. Auch bezüglich der Definition der im Modell enthaltenen Stoffgruppen gibt es einige entscheidende Änderungen. Dies gilt insbesondere für die CSB-Fraktion X_S . Im Gegensatz zum ASM 1 stammt hier die gesamte biologisch langsam abbaubare Fraktion aus dem Zulauf und wird nicht durch den Zerfall der Biomasse (X_{BA} und X_{BH} , Prozesse (5) und (6) in Tab. 3b) erzeugt. Die Produkte der Hydrolyse verteilen sich im ASM 3 auf die Fraktionen S_S und S_I . Damit lassen sich die gelösten und partikulären CSB-Fraktionen analytisch durch eine Filtration über Membranfilter (Porendurchmesser $0,45 \mu\text{m}$) trennen.

Das Activated Sludge Model No.2 (ASM 2) [14] behandelt neben den Prozessen der CSB- und Stickstoffelimination auch die Vorgänge der biologischen Phosphorelimination und beinhaltet daher noch einige zusätzliche Stoffgruppen und biologische Prozesse. Damit steigt die Anzahl der im Modell enthaltenen (und zu bestimmenden) Parameter ebenfalls deutlich an.

Auf der Basis des ASM 1 wurden verschiedene Programme zur dynamischen Simulation von Kläranlagen entwickelt. Eine Auswahl der in der verfügbaren Literatur beschriebenen Systeme ist in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: Auswahl der Programme zur dynamischen Simulation von Kläranlagen auf der Grundlage des ASM 1.

Programmname	Ersteller	Kurzbeschreibung
ARASIM	ISA der RWTH Aachen in Zusammenarbeit mit der Universität Passau (Lehrstuhl für Informatik)	Modellbank unter dem Simulationssystem SIMPLEX II; verschiedene Modelle für die Nachklärung.
BIOSEDI		Nachklärbeckenmodell nach Härtel [15]; Biomassenzusammensetzung im IAWQ-Modell um mineralischen Feststoffanteil erweitert.
SIMBA	Institut für Automation und Kommunikation e.V. Magdeburg/Barleben	Simulationspaket unter der Oberfläche MATLAB/SIMULINK (Fa. Mathworks Inc.); Nachbildung erfolgt vollgraphisch; ASM 1 und ASM 2 sind enthalten; alle Module zur Nachbildung des abwasserseitigen Teils einer Kläranlage sind vorhanden; eigene Modelle des Anwenders können implementiert werden; Regelungsbausteine können einbezogen werden.
Programm Nr. 111/Nr. 112/ Nr. 113	aqua-System ag (Winterthur, Schweiz)	Ein- und zweistufige Belebtschlammssysteme; maximal 6 beliebig große Reaktorteile können in Serie geschaltet werden.
GPS-X	Fa. Hydromantis (Kanada)	Sehr umfangreiches System auf Basis der Simulationssprache ACSL; ermöglicht das Erstellen dynamischer Modelle und die interaktive Simulation.

Tabelle 4 (Fortsetzung):

Programmname	Ersteller	Kurzbeschreibung
SimWorks	Fa. Hydromantis (Kanada)	Programm für die dynamische Simulation; es können keine neuen Modelle entwickelt werden.
ASIM	W. Gujer (ETH Zürich)	Entwickelt für Forschung und Lehre.

Die in Tab. 4 aufgelisteten Programme sollen an dieser Stelle nicht detaillierter beschrieben werden. Folgende Gründe führten zur Auswahl des Simulationsprogramms SIMBA 3.0⁺® für die Durchführung des Projektes:

- Das Programm läuft unter dem Betriebssystem MS Windows. Einige der anderen aufgelisteten Programme laufen dagegen noch unter dem Betriebssystem MS DOS und wurden nicht mehr auf das Betriebssystem MS Windows umgestellt bzw. zwischenzeitlich vollständig vom Markt genommen (Programm Nr. 111 / Nr. 112 / Nr. 113).
- SIMBA 3.0⁺® wurde als Unterprogramm (Toolbox) der Simulationssoftware MATLAB®/SIMULINK® entwickelt und ermöglicht die gleichzeitige Nutzung der vielfältigen Möglichkeiten dieses Simulationswerkzeugs (z. B. grafische Darstellung, mathematische Berechnungen etc.).
- Das Programm SIMBA 3.0⁺® wurde als „offenes System“ konzipiert und ermöglicht dem Benutzer die Einbindung eigener Modellansätze (auch ohne Monod-Kinetik) unter Verwendung der grafischen Oberfläche und des gesamten Programmgerüsts. Dieser Punkt war für die Auswahl von entscheidender Bedeutung, da die Entwicklung und Einbindung eines eigenen Modellansatzes eines der Hauptziele der vorliegenden Arbeit war.
- Seit der Markteinführung im Jahre 1995 hat sich SIMBA 3.0⁺® zum verbreitetsten Programm für die dynamische Simulation von Kläranlagen entwickelt und wird teilweise auch bereits von Seiten der staatlichen Aufsichtsbehörden (in Nordrhein-Westfalen) als Prüfinstrument eingesetzt. Ebenfalls gibt es an verschiedenen Hochschulen Arbeitsgruppen, die dieses Programm für Forschungsarbeiten einsetzen und Programmentwicklungen durchführen. Somit ist die Basis für einen wertvollen Erfahrungsaustausch gegeben.

- Der Kaufpreis von SIMBA 3.0⁺® beträgt etwa 1/5 des Anschaffungspreises des qualitativ am ehesten als gleichwertig zu beurteilenden Programms GPS-X.

Auf eine Charakterisierung der im verwendeten Simulationsprogramm SIMBA 3.0⁺® im Vergleich zum ASM 1 vorgenommenen Änderungen der Modellgrundlagen kann jedoch nicht verzichtet werden. Daher befaßt sich der anschließende Abschnitt mit dieser Thematik.

3.2.3 Modifikation des ASM 1 im Simulationsprogramm SIMBA 3.0⁺®

3.2.3.1 Limitierung durch Alkalinität

Eine Limitierung durch Alkalinität kann bei Abwässern mit geringer Säurekapazität auftreten. Damit die Simulation auch in einem solchen Fall zu realistischen Ergebnissen führen kann, muß die Limitierung des Wachstums der Biomasse bei absinkender Alkalinität im Modellansatz berücksichtigt werden. Im Programm SIMBA 3.0⁺® wurden aus diesem Grund die Ausdrücke für die Prozeßgeschwindigkeiten der Prozesse 1 (aerobes Wachstum von X_{BH}), 2 (anoxisches Wachstum von X_{BH}) und 3 (aerobes Wachstum von X_{BA}) um jeweils einen Monod-Term für die Stoffgruppe S_{ALK} (Alkalinität) ergänzt. Dieser wurde wiederum multiplikativ mit den bereits vorhandenen Monod-Termen verknüpft. Es ergeben sich dadurch folgende Ausdrücke für die genannten Prozeßgeschwindigkeiten:

$$p_1 = \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{ALK}}{K_{ALK,H} + S_{ALK}} \right) * X_{BH} \quad (14)$$

$$p_2 = \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \left(\frac{S_{ALK}}{K_{ALK,H} + S_{ALK}} \right) * \eta_g * X_{BH} \quad (15)$$

$$p_3 = \mu_A * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{ALK}}{K_{ALK,A} + S_{ALK}} \right) * X_{BA} \quad (16)$$

3.2.3.2 Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen

Im ASM 1 wird davon ausgegangen, daß die Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen zum Erliegen kommt. Ergebnisse von Experimenten widersprechen jedoch dieser Annahme. Henze und Mladenovski [16] beobachteten bei Batch-Versuchen mit kommunalem Abwasser eine Zunahme von Ammonium. Wenn zeitweise anaerobe Bedingungen vorliegen, verfügen die Mikroorganismen noch über Exoenzyme, und die Hydrolyse erfordert nur einen geringen Energiebedarf, der aus den eingelagerten Speicherstoffen gedeckt werden kann. Um diese Tatsache im Modellansatz zu berücksichtigen, wurde der Ausdruck für die Prozeßgeschwindigkeit der Hydrolyse partikulärer organischer Verbindungen (Prozeß (7) in Tab. 3b) folgendermaßen modifiziert:

$$p_7 = k_h * \frac{X_S / X_{BH}}{K_X + X_S / X_{BH}} * \left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_H * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) + \eta_{H,AN} * \frac{K_{O,AN}}{K_{O,AN} + S_O + S_{NO}} \right] * X_{BH} \quad (17)$$

Der im Vergleich zum ASM 1 eingeführte Term $\eta_{H,AN} * K_{O,AN} / (K_{O,AN} + S_O + S_{NO})$ wird nur dann wirksam, wenn die Konzentrationen von Sauerstoff und Nitrat sehr klein sind.

3.2.3.3 Vollständige Elimination von Ammoniumverbindungen

In einer gering belasteten Anlage kann der gesamte Ammonium-Stickstoff nitrifiziert oder inkorporiert werden. Im ASM 1 gibt es keine Begrenzung hinsichtlich des Ammonium-Abbaus. Daher können rechnerisch auch negative Ammonium-Konzentrationen auftreten [10]. In diesem Fall würde das Modell und damit auch die Simulation versagen. Daher wurde in SIMBA[®] der Modellansatz entsprechend modifiziert. Die in Tabelle 5 angegebenen Veränderungen berücksichtigen, daß Mikroorganismen in der Lage sind, Nitrat aufzunehmen, wenn kein Ammonium-Stickstoff verfügbar ist.

Tabelle 5: Variation der stöchiometrischen Faktoren für die Stoffgruppen S_{NO} und S_{NH} bei den Prozessen 1 und 2 des ASM 1 in SIMBA[®] (siehe Tab. 3b).

Stoffgruppe (i) →	9 S_{NO}	10 S_{NH}
Prozeß (j) ↓		
1 Aerobes Wachstum von X_{BH}	$-\frac{K_{NHNO}}{K_{NHNO} + S_{NH}} * i_{XB}$	$-\frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} * i_{XB}$
2 Anoxisches Wachstum von X_{BH}	$-\frac{1 - Y_H}{2,86 * Y_H} - \frac{K_{NHNO}}{K_{NHNO} + S_{NH}} * i_{XB}$	$-\frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} * i_{XB}$

Der Parameter K_{NHNO} (NH- und NO-Sättigungsbeiwert für die heterotrophe Biomasse) wirkt dabei als „Schaltfaktor“. Wenn die Ammoniumkonzentration hoch ist, entsprechen die stöchiometrischen Faktoren in den Spalten der Stoffgruppen S_{NO} und S_{NH} den Vorgaben des ASM 1. Bei sehr geringen Ammoniumkonzentrationen werden die stöchiometrischen Faktoren in der Spalte der Stoffgruppe S_{NH} vernachlässigbar, so daß dann die stöchiometrischen Faktoren in der Spalte der Stoffgruppe S_{NO} zum Tragen kommen.

3.3 Einsatzmöglichkeiten der „künstlichen Intelligenz“ in der Abwassertechnik

Der Begriff „künstliche Intelligenz“ beschreibt die Fähigkeit von Computerprogrammen, komplexe Probleme der realen Welt mit Hilfe logischer Verknüpfungen, d. h. nicht funktionalanalytisch, zu lösen. Dabei wird versucht, mit diesen Programmen menschliches Verhalten, wie z. B.:

- Lernen durch Ausprobieren
- Logisches Schlußfolgern
- Erkennen von Irrtümern

nachzubilden. In der Technik wird die künstliche Intelligenz hauptsächlich für Probleme angewendet, für die es keine exakten oder nur mit sehr großem Aufwand berechenbare mathematische Zusammenhänge gibt. Der gesamte Bereich der künstlichen Intelligenz umfaßt verschiedene Anwendungsgebiete, von denen folgende im Bereich der Abwassertechnik bereits praktisch eingesetzt wurden:

- Spezialisierte Beratungssysteme (Expertensysteme)
- Neuronale Netze (maschinelles Lernen)
- Fuzzy Logic (Bewertung logischer Ausdrücke, die unbekannte Größen enthalten können).

Diese drei Anwendungsgebiete werden nachfolgend kurz charakterisiert und Anwendungsbeispiele im Bereich der Abwassertechnik beschrieben.

3.3.1 Expertensysteme

Mit dem Begriff „Expertensystem“ werden spezielle Programme bezeichnet, mit denen sich das spezifische Wissen und die Schlußfolgerungsfähigkeiten qualifizierter Fachleute nachbilden lassen. Unter Experten werden in diesem Zusammenhang Personen verstanden, die für ihre berufliche Tätigkeit sowohl eine lange Fachausbildung als auch umfangreiche praktische Erfahrungen benötigen. Durch die Erstellung von Expertensystemen soll das Wissen dieser qualifizierten Personen konserviert und Anwendern reproduzierbar zur Verfügung gestellt werden.

Der Einsatz von Expertensystemen zur Unterstützung des Betriebes von Kläranlagen [17, 18, 19] beschränkt sich im wesentlichen auf die Hilfe bei der Entscheidungsfindung sowie die Bewertung kritischer Anlagenzustände durch das Betriebspersonal

und wird bisher nur in geringem Umfang realisiert. An einen sinnvollen Einsatz von Expertensystemen läßt sich im Bereich der Abwasserreinigung zum Beispiel in Kombination mit der dynamischen Simulation oder mit neuronalen Netzen denken [17]. In diesem Fall würde das Expertensystem die übergeordnete Bedien- und Kommunikationsoberfläche für das Betriebspersonal darstellen. Die aus dem Prozeßleitsystem empfangenen Daten werden mit Hilfe des Expertensystems bewertet, und dem Betriebspersonal werden Ratschläge betreffend der sich daraus ergebenden geeigneten Maßnahmen zur Erhaltung eines stabilen Prozesses gegeben. Als weitere Funktion könnte ein Programm zur dynamischen Simulation oder ein neuronales Netz integriert sein, mit dem sich ausgehend von den aktuellen Meßwerten aus dem Prozeßleitsystem Trends für die zukünftig zu erwartenden Ablaufwerte berechnen lassen. Das Expertensystem könnte wiederum das Betriebspersonal bei der Bewertung der Simulationsergebnisse unterstützen und einerseits Warnmeldungen bei drohenden Abweichungen von einzuhaltenden Grenzwerten generieren und andererseits Hinweise zur Vermeidung von instabilen Betriebszuständen geben.

3.3.2 Neuronale Netze

Ausgehend von den Erkenntnissen der Neurobiologie wird mit der Methode der neuronalen Netze versucht, die Informationsverarbeitung von Lebewesen auf die Lösung technischer Probleme zu übertragen. Dabei dient das menschliche Gehirn als Vorbild für die Funktionsweise dieser speziellen Programme. Die kleinsten Bausteine bilden künstliche Neuronen. Das neuronale Netz muß zunächst mit repräsentativen Ein- und Ausgabedaten trainiert werden. Durch einen Lernalgorithmus werden die mit Gewichten belegten Verbindungen zwischen den einzelnen Neuronen so variiert, daß die Ein- und Ausgabedaten mit einer bestimmten Genauigkeit miteinander assoziiert werden können. In einer anschließenden Testphase werden dem Netz neue Musterdaten präsentiert. Wenn diese ebenfalls mit ausreichender Präzision nachgebildet werden können, ist das neuronale Netz in der Praxis einsetzbar. Der Vorteil neuronaler Netze gegenüber anderen Techniken liegt in deren Lern- und Adaptionsfähigkeit.

Die Anwendung von neuronalen Netzen zur Optimierung des Betriebes von Kläranlagen [20, 21] kann in Konkurrenz zur dynamischen Simulation gesehen werden. Der entscheidende Unterschied besteht darin, daß den neuronalen Netzen kein naturwis-

senschaftlich formulierter Modellansatz zu Grunde liegt, so daß damit keine Aussagen über den Mechanismus der im System ablaufenden Prozesse erhalten werden können. Es handelt sich vielmehr um ein „black box“-System, welches auf empirischen Daten beruht. Für das Training des neuronalen Netzes werden geeignete Datensätze (korrelierende Eingangs- und Ausgangsdaten) benötigt. Die Qualität der Berechnung mittels eines neuronalen Netzes wird in ganz entscheidendem Maße von der Zuverlässigkeit bzw. Genauigkeit der verwendeten Datensätze beeinflusst. Für dieses Projektes wurde der Einsatz eines neuronalen Netzes zunächst erwogen, dann aber davon abgesehen. Der Grund lag in der Notwendigkeit, korrelierende Eingangs- und Ausgangsdatensätze verfügbar zu haben. Die experimentell bestimmten Tagesganglinien konnten für diesen Zweck nicht ohne weiteres verwendet werden, da die zeitliche Verschiebung innerhalb des Prozesses darin nicht berücksichtigt wird. Es hätte zusätzlich das Verweilzeitverhalten in den einzelnen Anlagenteilen (Vorklärbecken, Belebungsbecken, Nachklärbecken) experimentell z. B. durch Tracerversuche ermittelt werden müssen. Auf diese Weise wäre eine Zuordnung der Eingangsdaten zu den Ausgangsdaten an den verschiedenen Meßpunkten möglich gewesen, und die Forderung nach korrelierenden Datensätzen wäre erfüllt worden. Da die Durchführung von Tracerversuchen im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht mehr möglich war, erschien der Einsatz eines neuronalen Netzes wenig erfolgversprechend.

3.3.3 Fuzzy-Logic

Während in der klassischen, binären Logik nur die Wahrheitszustände „wahr“ oder „falsch“ (bzw. „1“ oder „0“) möglich sind, können mit der Fuzzy-Logic weitere Zwischenzustände (z. B. „schwach“, „mittel“, „stark“) ausgedrückt werden. Statt der numerischen Wahrheitswerte „0“ und „1“ der binären Logik werden in diesem Fall die Wahrheitswerte auf einer linguistischen Werteskala in Form verbaler Ausdrücke z. B. „sehr falsch“, „falsch“, „wahr“, „sehr wahr“ etc. beschrieben. Zur Problembeschreibung werden für diese linguistischen Variablen unter Berücksichtigung des vorhandene Expertenwissens WENN/DANN-Regeln aufgestellt. Anschließend erfolgt mittels computergestützter Fuzzy-Entwicklungsprogramme die Umsetzung in einen Hochsprachencode (z. B. C-Programm) oder direkt in Maschinencode. Im Bereich der Steuerung und Regelung lassen sich mit der Fuzzy-Logic „unscharfe“ Regler realisie-

ren. Statt eines mathematisch exakt definierten Regelalgorithmus bilden Regelstrategien, die sich aus den praktischen Erfahrungen des Betriebspersonals ableiten, die Grundlage der Regelung. Der Einsatz der Fuzzy-Logic im Bereich der Abwassertechnik beschränkt sich im wesentlichen auf die Lösung spezieller Regelungsaufgaben [21, 22, 23, 24]. So wird diese Methode bereits erfolgreich für die Steuerung des Sauerstoffeintrags (Belüftung von Belebungsbecken) sowie für die Vergleichmäßigung des Zulaufes (intelligente Pumpensteuerung) zur Vermeidung von Belastungsspitzen eingesetzt.

4 Forschungskonzept

4.1 Relevanz des IAWQ-Modells ASM 1

4.1.1 Grenzen der Monod-Kinetik

Die von Monod zur Aufstellung des Modellansatzes getroffenen Annahmen und Vereinfachungen bedingen gewisse Beschränkungen hinsichtlich der Anwendbarkeit der Modelle. A. Moser [25] nennt folgende Einschränkungen der Monod-Kinetik:

- Es wird angenommen, daß keinerlei Stofftransport in der Flüssig- oder Festphase limitierend sei. Diese Voraussetzung ist in der Praxis jedoch oftmals nicht gegeben.
- Die Monod-Beziehung gilt nur für die „log-Phase“ des Wachstums. In der Praxis weichen die Abbaukurven in der Anfangs-(lag-) und in der Schlußphase vom Idealverhalten ab.
- Die Ertragskonstante Y wird als konstanter Wert angesehen. Umfangreiche Untersuchungen [26] zeigten jedoch, daß Y besonders für den realen Fall natürlicher Populationen (heterogene Mischpopulationen, wie z. B. in Abwasseranlagen) nicht als Konstante betrachtet werden kann.

Die Auswertung experimenteller Daten durch V. A. Vavilin [27] ergab, daß die klassische Monod-Kinetik und deren Extremfall (Gleichung 1. Ordnung) für die Beschreibung der Oxidationsprozesse (mit deutlichen Schwankungen der Eingangskonzentration an Substrat, der Biomasse und der Verweilzeit) des Multikomponentensubstrates in kommunalen Abwässern nicht geeignet ist. Höhere Reaktionsordnungen haben sich nach Angaben des Autors als geeigneter erwiesen.

G. T. Daigger und C. P. L. Grady Jr. [28] geben zu bedenken, daß die Monod-Kinetik für den stationären Zustand entwickelt wurde und daher nicht verwendet werden kann, um die Konzentrationen biologisch leicht abbaubarer Substrate unter streng dynamischen Bedingungen vorherzusagen.

Bei Prozessen, für die mehr als ein Substrat limitierend ist bzw. bei denen eine Sauerstofflimitierung vorliegt, werden die entsprechenden Monod-Terme im ASM 1 multiplikativ verknüpft. Nach Ansicht von C. P. L. Grady Jr. [29] gibt es allerdings die

Tendenz, diese Technik zu übertreiben (teilweise bis zu vier Terme simultan, siehe z. B. Abschnitt 3.2.3.1). Dabei sollte aber beachtet werden, daß Änderungen im Ertragskoeffizienten die Änderung in der Art des limitierenden Substrates begleiten können. Dies hat wiederum große Auswirkungen auf das Verhalten des Modells.

R. Otterpohl [30] ist ebenfalls der Meinung, daß die Anzahl der multiplikativ verknüpften Monod-Terme in Modellen nicht zu groß werden sollte. Bei mehreren multiplikativen Termen wird ein etwas zu kleiner Wert für μ berechnet (Multiplikation mehrerer Zahlen mit einem Wert etwas unter 1). Zur Kompensation dieses Effektes kann der Wert für μ_{\max} entsprechend erhöht werden.

Insgesamt betrachtet gibt es also durchaus Gründe für die Formulierung und Erprobung eines neuen Modellansatzes, der nicht auf der Monod-Kinetik basiert.

4.1.2 Methoden zur Parameterbestimmung

Um eine konkrete Kläranlage mit einem Simulationsprogramm realistisch abbilden zu können, müssen die als Eingangsgrößen benötigten Parameter möglichst exakt angegeben werden. Die Qualität der Parameter hat entscheidenden Einfluß auf die Übereinstimmung der Simulationsergebnisse mit den Ablaufwerten der betrachteten Anlage. Es lassen sich verschiedene Gruppen von Parametern definieren, die sich im Hinblick auf die Zugänglichkeit bzw. Verfügbarkeit erheblich unterscheiden.

a) Verfahrenstechnische und bauliche Parameter:

- Bauliche Abmessungen der Kläranlage (Dimensionierungen der Becken)
- Durchflußmengen und Strömungsführung in den einzelnen Anlagenteilen

b) Stoffparameter (biologische und chemische):

- Zusammensetzung der Stoffströme (unter Berücksichtigung der im verwendeten Modell definierten Stoffe bzw. Stoffgruppen)
- Größen zur Charakterisierung der in der biologischen Reinigungsstufe aktiven Biomasse
- Größen zur Beschreibung der Umsetzungen in der biologischen Reinigungsstufe

Die baulichen Abmessungen der einzelnen Anlagenteile sind in der Regel am einfachsten zu erhalten, da auf Konstruktionszeichnungen und das Wissen des Betriebspersonals zurückgegriffen werden kann. Die verfahrenstechnischen Parameter

sind in der Regel nicht alle verfügbar. Die Durchflußmengen werden üblicherweise an verschiedenen Stellen der Kläranlage (Zulauf, Ablauf) meßtechnisch erfaßt und sind in diesem Falle ebenfalls leicht zugänglich. Dagegen ist die Nachbildung der Strömungsführung bzw. der Strömungsverhältnisse in den unterschiedlichen Becken vielfach sehr schwer realisierbar und ist oftmals nur als grobe Näherung anzusehen. Insbesondere im Belebungsbecken werden in der Regel zahlreiche Ströme zusammengeführt (Zulauf, Ablauf, Rezirkulation, Rücklaufschlamm), so daß nur mit großem Aufwand (experimentelle Bestimmung des Verweilzeitverhaltens über Tracerversuche, Modellierung mit der Finite-Elemente-Methode [31, 32]) versucht werden kann, die dortigen Strömungsverhältnisse nachzubilden. Da dieser Aufwand in den meisten Fällen mit den zur Verfügung stehenden Mitteln nicht erbracht werden kann, muß dann eine näherungsweise Abschätzung der Strömungsverhältnisse vorgenommen werden.

Die Zusammensetzung der Stoffströme läßt sich mit analytischen Methoden bestimmen. Zunächst werden für die Kalibrierung des erstellten Simulationsmodells Tagesganglinien der relevanten Parameter aus verschiedenen Verfahrensstufen über einen genügend langen Zeitraum benötigt. Die Tagesganglinien des Zulaufes werden als Eingangsdaten (Zusammensetzung des eingeleiteten Abwassers) für die dynamische Simulation benötigt. Die Tagesganglinien aus weiteren Verfahrensstufen (Zulauf der Belebungsstufe, Ablauf der Kläranlage) sind für den Abgleich des Simulationsmodells erforderlich. Aus dem Vergleich der mit der Simulation auf der Grundlage der experimentell bestimmten Eingangswerte (Tagesganglinien des Zulaufes) berechneten Ablaufkonzentrationen mit den entsprechenden experimentell ermittelten Tagesganglinien läßt sich eine Aussage über die Güte des Modells bzw. des verwendeten Parametersatzes treffen. Dieses Datenmaterial dient zugleich als Grundlage für die Durchführung einer Sensitivitätsanalyse.

Für die Bestimmung einzelner, im Modell definierter Stoffgruppen kann teilweise nicht auf bekannte Standardverfahren zurückgegriffen werden. Bezüglich der experimentellen Bestimmung der im ASM 1 definierten Fraktionen werden in der Literatur Verfahren beschrieben, wobei für einige Parameter mehrere Methoden zur Verfügung stehen.

Für die Größen zur Charakterisierung der Biomasse sowie die Größen zur Beschreibung der Umsetzungen gelten im wesentlichen die gleichen Aussagen wie für die Zusammensetzung der Stoffströme. Dabei sind einige dieser Parameter nur über sehr aufwendige Methoden zugänglich. Für die Bestimmung einiger Kenngrößen

(z. B. für $\mu_{\max,A}$) existieren mehrere, z. T. sehr unterschiedliche Literaturvorschriften, die außerdem zu abweichenden experimentellen Ergebnissen führen.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurden folgende Parameter experimentell bestimmt:

- Die Tagesganglinien für die relevanten Parameter Ammonium, Nitrit, Nitrat, Gesamt-Stickstoff, CSB und Gesamt-Phosphat aus verschiedenen Verfahrensstufen über einen Zeitraum von einer Woche.
- Die maximale Wachstumsrate $\mu_{\max,A}$ der autotrophen Mikroorganismen und der Ammonium-Sättigungsbeiwert K_{NH} für die autotrophe Biomasse. Diese Untersuchungen erfolgten in Form einer Diplomarbeit in Kooperation mit dem Wupperverband [33].
- Die im Modellansatz ASM 1 definierten gelösten Fraktionen S_I und S_S des CSB. Diese Untersuchungen wurden ebenfalls in Form einer Diplomarbeit durchgeführt [34].

Die Ergebnisse der für die Kläranlage Emden/Larrelt durchgeführten Parameterbestimmungen werden in den Kapiteln 6.1 bis 6.4 dargestellt.

4.1.3 Sensitivitätsanalyse

Der erfolgreiche Einsatz der dynamischen Simulation zur Planung und Betriebsunterstützung von Kläranlagen hängt in entscheidendem Maße von der Güte der stofflichen und verfahrenstechnischen Parameter im Simulationsprogramm ab. Das ASM 1 beinhaltet eine große Anzahl von stöchiometrischen und kinetischen Parametern (diese werden im folgenden unter dem Begriff „stoffliche Parameter“ zusammengefaßt). Damit ein mathematisches Modell wirklichkeitsnah sein kann, müssen realistische Eingangsparameter für die Simulation ermittelt werden. Die experimentelle Bestimmung dieser Parameter ist jedoch vielfach nur mit großem personellen, finanziellen und meßtechnischen Aufwand möglich. Um diesen Aufwand zur Ermittlung der stofflichen Parameter zu rechtfertigen, sind vorher zwei Fragen zu beantworten:

– Variabilität der Parameter:

Ändern sich die stofflichen Parameter für verschiedene Reaktionssysteme und bei verschiedenen Abwässern? Oder können die Parameter als unabhängig von dem

zu betrachtenden System angenommen und somit aus der Literatur übernommen werden?

- Sensitivität des Modells gegenüber dem Parameter:

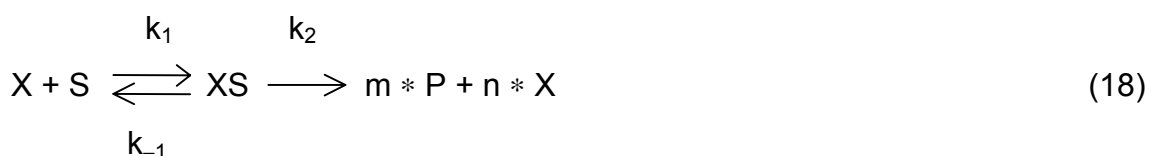
Ändert sich das Ergebnis der Simulation signifikant, wenn ein falscher Parameterwert für die Simulation verwendet wird? Oder ist der Parameter nicht so wichtig und kann der Literatur entnommen werden, obwohl er nicht als konstant angenommen werden kann. Sind die daraus resultierenden Fehler tolerierbar?

Um diese Fragen zu beantworten, wurde eine Sensitivitätsanalyse für das in SIMBA[®] erstellte Modell der Kläranlage Emden/Larrelt durchgeführt (siehe Kapitel 6.5). Auf diese Weise können genauere Erkenntnisse über die Auswirkungen einzelner Parameter auf die im Modell errechneten Stoffgruppen und Summenparameter erhalten werden. Zudem lassen sich möglicherweise durch die Ermittlung der Sensitivität bezüglich der einzelnen Parameter im Simulationsprogramm Aussagen zur Relevanz des verwendeten Simulationsprogrammes bzw. des dem Programm zu Grunde liegenden Modellansatzes (Monod-Kinetik) erhalten.

4.2 Entwicklung eines neuen Modellansatzes

4.2.1 Kinetischer Ansatz für den Substratabbau

Hinweise, daß der Monod-Ansatz nicht alle experimentellen Gegebenheiten beschreiben kann (siehe Abschnitt 4.1), führen dazu, die kinetischen Ansätze ohne quasistationäre Näherung zu lösen. Es wird der komplette reaktionskinetische Ansatz ohne Näherungen zur Lösung gebracht. Für die Formulierung des Modellansatzes wird folgender Reaktionsmechanismus zugrunde gelegt:



Dahinter verbirgt sich folgende Vorstellung:

Das Substrat S ist zunächst in der flüssigen Phase gelöst und gelangt durch einen Diffusionsprozeß an die Zellmembran des Mikroorganismus X. Die Membran wird durch einen Diffusionsvorgang passiert. Im Zellinneren findet der biochemische Abbau des Substrates statt. Obwohl daran in der Regel verschiedene Enzyme beteiligt sind, wird hier nur ein „geschwindigkeitsbestimmender Schritt“ als Gesamtreaktion betrachtet (k_1). Dabei wird zunächst die Bildung eines Enzym–Substrat–Komplexes postuliert. Dieser kann einerseits zum Substrat und freien Enzym zurückreagieren (k_{-1}) und andererseits unter Bildung des Produktes sowie neuer Biomasse weiterreagieren (k_2). Das Produkt gelangt wiederum durch Diffusionsprozesse durch die Zellmembran und verteilt sich anschließend innerhalb der flüssigen Phase. Die Diffusionsvorgänge werden zur Erhaltung eines möglichst einfachen und übersichtlichen Modells nicht explizit betrachtet, sondern gehen in die Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten der betreffenden Schritte mit ein.

Die Ausdrücke für die Reaktionsgeschwindigkeiten der beteiligten Komponenten werden nach dem in der chemischen Reaktionskinetik üblichen Verfahren formuliert:

$$\frac{d[S]}{dt} = -k_1*[S]*[X] + k_{-1}*[XS] \quad (19)$$

$$\frac{d[X]}{dt} = -k_1*[S]*[X] + k_{-1}*[XS] + n*k_2*[XS] \quad (20)$$

$$\frac{d[XS]}{dt} = k_1*[S]*[X] - k_{-1}*[XS] - k_2*[XS] \quad (21)$$

$$\frac{d[P]}{dt} = m*k_2*[XS] \quad (22)$$

mit:

XS: Enzym–Substrat–Komplex (fiktiver Biomasse–Substrat–Komplex)

k_1 , k_{-1} und k_2 : Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten des kinetischen Ansatzes

m , n : stöchiometrische Koeffizienten

4.2.2 Kinetischer Ansatz für die Nitrifikation

Im Modellansatz ASM 1 wird die Nitrifikation als Gesamtprozeß aufgefaßt und mit einer Monod-Kinetik beschrieben, d. h. die beiden Reaktionsschritte Nitritation und Nitratation werden nicht differenziert betrachtet. Daher werden die im Verlauf der Nitrifikation gebildeten Stickstoffverbindungen Nitrit und Nitrat im ASM 1 als gemeinsame Stoffgruppe S_{NO} (Nitrat- und Nitrit-Stickstoff, $[g\ N/m^3]$) definiert. Auch bezüglich der aktiven Biomasse erfolgt im ASM 1 keine Differenzierung. Obwohl für die zwei Nitrifikationsschritte unterschiedliche Bakteriengattungen (Nitrosomonas für die Nitritation und Nitrobacter für die Nitratation) verantwortlich sind, wird im Modellansatz ASM 1 für beide Vorgänge die Stoffgruppe X_{BA} (aktive autotrophe Biomasse) angesetzt.

C. P. L. Grady Jr. [29], einer der Autoren des Modellansatzes ASM 1, äußerte die Ansicht, daß durch eine getrennte Modellierung der beiden Nitrifikationsschritte eine bessere Nachbildung der Stickstoffelimination erreicht werden könne. Gleichzeitig wirft er allerdings die Frage auf, welche Geschwindigkeitsansätze für diese Prozesse gewählt werden sollten und bezweifelt, daß die zusätzliche Verkomplizierung des Modellansatzes angesichts der normalerweise in kommunalen Abwässern gefundenen Ammoniumkonzentrationen gerechtfertigt ist.

Für eine detailliertere Betrachtung der Nitrifikation sowie für die Aufnahme von Nitrit als eigenständige Stoffgruppe in den Modellansatz spricht jedoch die Tatsache, daß die Denitrifikation auch bereits ausgehend vom Nitrit erfolgen kann. Durch technisch anwendbare Varianten des Belebtschlammverfahrens, in denen eine Oxidation des Ammoniums bis zur Stufe des Nitrats entfällt und die Denitrifikation vom Nitrit aus stattfindet, könnten erhebliche Einsparungen hinsichtlich der Betriebskosten erzielt werden (insb. Verringerung der erforderlichen Belüftungsleistung). Damit ist neben der bereits von Grady für möglich gehaltenen besseren Nachbildung der Stickstoffelimination eine weitere Motivation für die Änderung des bestehenden Modellansatzes gegeben.

4.2.2.1 Biologische Grundlagen der Nitrifikation

Die mikrobielle Elimination der im Abwasser enthaltenen Stickstoffverbindungen kann über die Aufnahme des Stickstoffs in die Zellen des Belebtschlammes und die

anschließende Entfernung der Zellen aus dem Abwasser erfolgen. Etwa 20 % des gesamten Stickstoffs wird durch Einbau in die Bakterienmasse entfernt. Von größerer Bedeutung ist die Stickstoffelimination über Oxidations- und Reduktionsprozesse zu gasförmigen Stickstoffverbindungen.

Der aus Eiweißen, Harnstoff und anderen organischen Verbindungen stammende Stickstoff wird zunächst durch mikrobiellen Abbau in Form von Ammonium-Ionen freigesetzt. In häuslichen Abwässern liegt der Stickstoff bei Eintritt in die Kläranlage bereits zum überwiegenden Teil in Form von Ammonium/Ammoniak vor. Die Lage des Dissoziationsgleichgewichtes Ammonium/Ammoniak ist abhängig vom pH-Wert des Mediums sowie von dessen Temperatur. Bei 20 °C liegen im Bereich des pH-Wertes 8 bereits etwa 10 % des Stickstoffs in Form von Ammoniak vor (bei einem pH-Wert von 9 sogar 35 %) [35]. Aus diesem Grunde kann unter entsprechenden Bedingungen (hohe Temperaturen, pH-Werte > 8) auch durch Ausgasung von NH₃ eine signifikante Stickstoffelimination erfolgen.

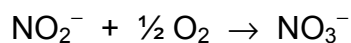
Die biologische Oxidation des Ammoniums über Nitrit zum Nitrat wird als Nitrifikation bezeichnet. Dieser Prozeß läuft in mehreren Schritten ab.

- Nitritation (z. B. Bakterien der Gattung Nitrosomonas):



Literaturangaben für ΔG zwischen –289 kJ/mol und –352 kJ/mol [35, 36]

- Nitratation (z. B. Bakterien der Gattung Nitrobacter):



Literaturangaben für ΔG zwischen –73 kJ/mol und –75 kJ/mol [35, 36]

Die bei den oben aufgeführten Reaktionen gewonnene Energie wird für die Bildung neuer Biomasse (hauptsächlich aus CO₂) verwendet.

Der genaue Reaktionsmechanismus der Nitrifikation wurde bisher noch nicht eindeutig aufgeklärt. Vielfach wird in der Literatur [35] zunächst die Bildung von Hydroxylamin als erste Stufe der Ammoniumoxidation angegeben. Es werden jedoch auch da-

von abweichende Reaktionsmechanismen postuliert. So hält A. Newton [37] die Bildung von Hydroxylamin als Zwischenprodukt aus folgenden Gründen für unwahrscheinlich:

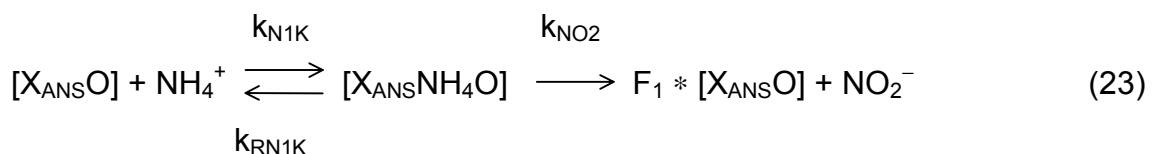
- Hydroxylamin wirkt auf lebende Zellen mutagen und hoch toxisch (unabhängig vom pH-Wert). Die Zugabe von wenigen µg/l Hydroxylamin zu Nitrosomonas hemmt die Oxidation von Ammonium.
- Die Oxidation von Ammonium zu Hydroxylamin benötigt 17 kJ/mol Energie.

Die vom genannten Autor durchgeführten Experimente deuten darauf hin, daß keine Bildung von Hydroxylamin erfolgt. Stattdessen hält er die Bildung von Carbamat als erstes Zwischenprodukt der Oxidation des Ammoniums für plausibel.

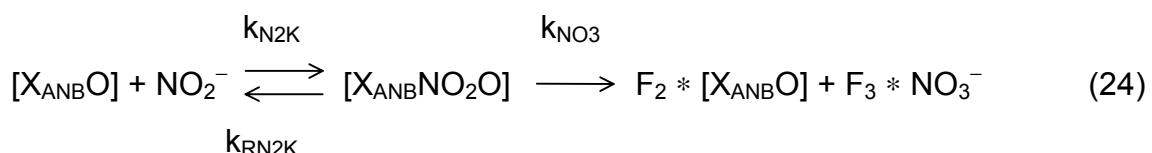
4.2.2.2 Modellansatz für die Nitrifikation

Die Anwendung des in Abschnitt 4.4.1 beschriebenen kinetischen Modellansatzes auf die in Abschnitt 4.4.2.1 aufgeführten Reaktionsschritte der Nitrifikation führt zu folgendem Gleichungssystem:

Nitritation (Aktive Biomasse = vorwiegend Nitrosomonas X_{ANS}):



Nitratation (Aktive Biomasse = vorwiegend Nitrobacter X_{ANB}):



mit:

$[X_{ANS}O]$: fiktiver Biomasse-Substrat-Komplex (mit Sauerstoff gesättigte Biomasse X_{ANS} , Nitrosomonas)

[$X_{ANB}O$]: fiktiver Biomasse–Substrat–Komplex (mit Sauerstoff gesättigte Biomasse X_{ANB} , Nitrobacter)

[$X_{ANS}NH_4O$]: fiktiver Biomasse–Substrat–Komplex (nach Aufnahme von Ammonium)

[$X_{ANB}NO_2O$]: fiktiver Biomasse–Substrat–Komplex (nach Aufnahme von Nitrit)

k_{N1K} , k_{RN1K} , k_{NO2} , k_{N2K} , k_{RN2K} und k_{NO3} : Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten des kinetischen Ansatzes

F_1 , F_2 , F_3 : stöchiometrische Koeffizienten

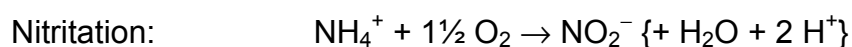
Dabei wurden folgende Annahmen getroffen:

- Die Aufnahme des Sauerstoffs sowie die Aufnahme des jeweiligen Substrates (Ammonium bzw. Nitrit) sind als getrennte Vorgänge zu betrachten. In Analogie zur chemischen Reaktionskinetik wurden Dreierstöße als unwahrscheinlich angenommen.
- Für die Nachbildung des durchgeführten Experimentes wurde der Schritt der Sauerstoffaufnahme durch die Biomasse nicht separat berücksichtigt, da bereits von Beginn an mit Sauerstoff gesättigte Biomasse (Belebtschlamm aus einer belüfteten Zone des Belebungsbeckens) eingesetzt wurde.
- Die Änderungen des pH-Wertes im Verlauf des Experimentes wurden meßtechnisch nicht erfaßt und daher im Modellansatz auch nicht berücksichtigt.

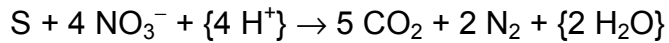
4.2.3 Kinetischer Ansatz für die Beschreibung des C- und N-Abbaus in Kläranlagen

Folgende Reaktionen müssen bei der Formulierung eines Modellansatzes für die Abbauprozesse der Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in der biologischen Reinigungsstufe einer nach dem Belebtschlammverfahren arbeitenden Kläranlage berücksichtigt werden. Die in geschweifte Klammern gesetzten Reaktionspartner (Alkalinität, H_2O) wurden für die Formulierung des kinetischen Ansatzes nicht berücksichtigt und sind hier nur der Vollständigkeit halber aufgeführt worden.

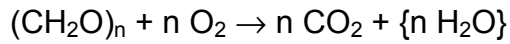
(1) Nitrifikation (autotrophe Biomasse X_{BA})



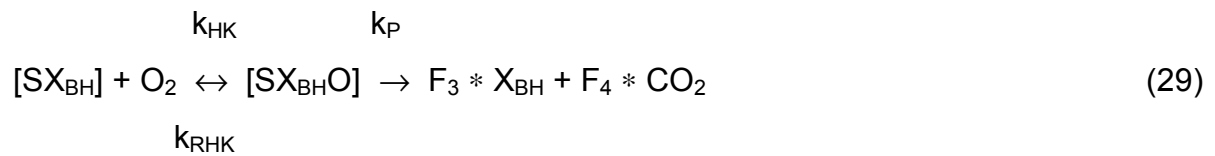
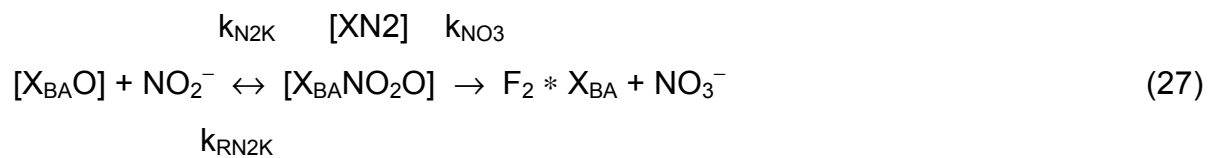
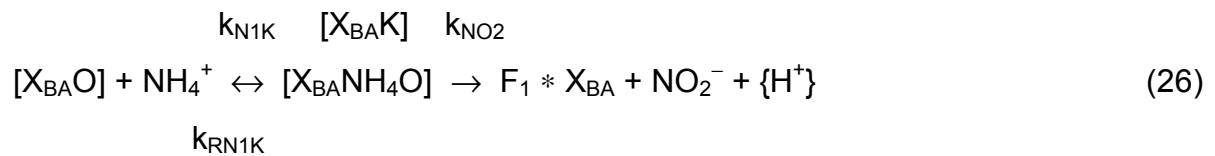
(2) Denitrifikation unter Einbeziehung des C–Abbaus, Nitrat-Atmung (heterotrophe Biomasse X_{BH}):

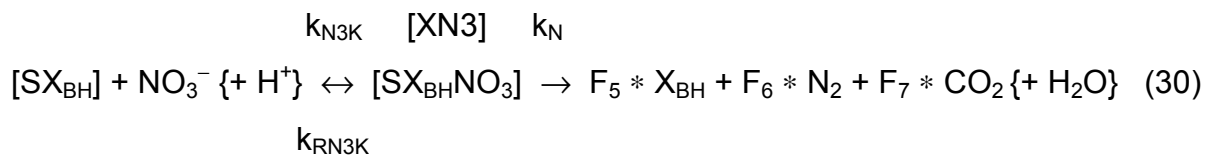


(3) C–Abbau (heterotrophe Biomasse X_{BH}):



Die Anwendung des kinetischen Ansatzes auf die Reaktionen (1) bis (3) ergibt das nachstehende Gleichungssystem:





In den belüfteten Zonen (Nitrifikationsbecken) laufen die Reaktionen (25), (26), (27), (28) und (29) ab. In den unbelüfteten Zonen (Denitrifikationsbecken) laufen die Reaktionen (28) und (30) ab.

Bei der Formulierung des kinetischen Ansatzes müssen die unterschiedlichen Arten von Biomasse (X_{BA} , X_{BH}) berücksichtigt werden. Genaue stöchiometrische Verhältnisse bzw. Faktoren lassen sich in diesem Fall nicht angeben (wie z. B. bei einer chemischen Reaktion), da einer der Reaktionspartner (der Belebtschlamm, bzw. die Biomassen X_{BA} und X_{BH}) nur als ganze Einheit betrachtet werden kann. Durch die Einführung der stöchiometrischen Faktoren F_1 , F_2 , F_3 und F_5 soll das Wachstum der Biomasse erfaßt werden. Dabei wird nicht von vornherein eine Verdopplung der Zellzahl angenommen.

Bei der Erstellung des Modellansatzes wurden folgende Annahmen getroffen:

- 1) Die Alkalinität wurde in den Prozessen nicht berücksichtigt. Nach Meinung von C. P. L. Grady Jr. [29] ist die Einbeziehung der Alkalinität in den Modellansatz (hier: bezogen auf das ASM 1) nicht zwingend erforderlich. Allerdings ist die Aufnahme der Alkalinität wünschenswert, da dann Änderungen des pH-Wertes vorausgesagt bzw. verhindert werden können.
- 2) Die H_2O -Konzentration kann als konstant angesehen werden, da dieser Reaktionspartner stets in großem Überschuß vorhanden ist und sich dessen Konzentration durch die stattfindende Reaktion nicht meßbar verändert.
- 3) Die autotrophe Biomasse wurde nicht weiter differenziert. Es wurde wie auch im ASM 1 eine Biomasse X_{BA} für die Vorgänge der Nitritation und der Nitratation angesetzt.
- 4) Die Aufnahme des Sauerstoffs sowie die Aufnahme des jeweiligen Substrates sind als getrennte Vorgänge zu betrachten. In Analogie zur chemischen Reaktionskinetik wurden Dreierstöße als unwahrscheinlich angenommen.
- 5) Der Schritt der Sauerstoffaufnahme durch die Biomasse wurde separat berücksichtigt.

Die Annahmen 1) bis 3) wurden getroffen, um den Modellansatz möglichst einfach zu gestalten. Dadurch konnte insbesondere die Einführung zusätzlicher Parameter ver-

mieden werden. Andernfalls wäre die Anzahl der im Rahmen der Evaluierung und Sensitivitätsanalyse anzupassenden Parameter zu groß geworden.

5 Funktionsbeschreibung der Kläranlage Emden/Larrelt

In diesem Kapitel wird die Funktionsweise der für alle durchgeführten Arbeiten als Anwendungsbeispiel verwendeten Kläranlage Emden/Larrelt beschrieben. Sämtliche als Eingangsdaten für die Simulation benötigten Informationen werden in Form einer Tabelle (siehe Tab. 6) zusammengefaßt.

Bei der Kläranlage Emden/Larrelt handelt es sich um eine nach dem Belebtschlammverfahren arbeitende Kläranlage, die für 90 000 Einwohner und Einwohnergleichwerte ausgelegt ist und überwiegend mit kommunalen Abwässern beschickt wird.

In Abbildung 2 wird eine schematische Übersicht (eine Luftaufnahme der Kläranlage Emden/Larrelt wird in Abbildung 3 gezeigt) über die Anlage gegeben, deren Funktionsweise im folgenden beschrieben wird. Die Zahlen, mit denen die einzelnen Bauwerke nummeriert sind, finden sich an entsprechender Stelle auch im nachfolgenden Text wieder.

Das ankommende Rohabwasser wird vom Hauptpumpwerk (1) zum Rechengebäude (2) gepumpt, wo die darin enthaltenen Grobstoffe über zwei parallel angeordnete Kletterrechen (Stababstand: 15 mm) entfernt werden. Danach durchfließt das Abwasser im freien Gefälle einen belüfteten Langsand- und Fettfang (3a und b). Über eine Überfallkante, durch deren Höhe ein gewisser Stauspiegel im Sand- und Fettfang konstant gehalten werden kann, fließt das Abwasser den beiden Vorklärbecken (4) zu.

Über jeweils eine DN 600-Leitung gelangt es in die Vorklärung. In diesen Ablaufleitungen befinden sich Regelschieber, die den Zulauf in die Vorklärung begrenzen. Übersteigt die Rohabwassermenge (z. B. bei starkem Regenfall) die maximal zulässige Zulaufmenge in die Vorklärbecken, so fließt die Überschussmenge in das Regenrückhaltebecken. Die Regulierung der Überschussmenge erfolgt über eine Überfallkante im Ablauf des Sand- und Fettfanges.

Das vorgeklärte Abwasser fließt nach der Sedimentation von Feststoff-Partikeln ($> 0,2$ mm) im Hauptstrom der Zone 1 (Denitrifikationszone, anoxisch) des Belebungsbeckens (5) zu. Es wird hier mit dem aus der Nachklärung stammenden Rücklaufschlamm und einem aus Zone 5 stammenden Abwasser-/Belebtschlammstrom gemischt und durchfließt die alternierend angeordneten belüfteten Nitrifikations- und

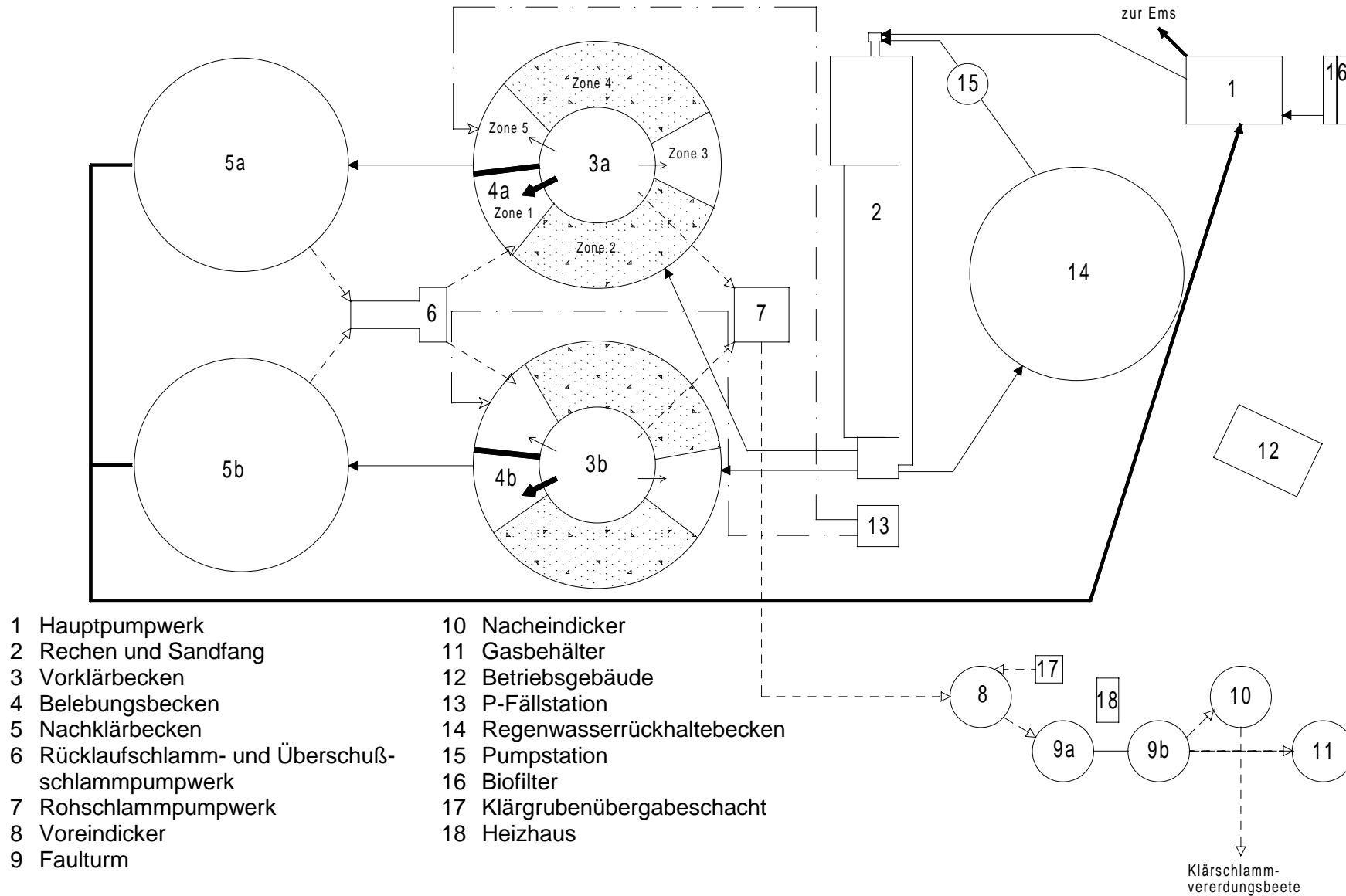


Abbildung 2: Lageplan der Kläranlage Emden/Larrelt (Funktionsbeschreibung siehe Kapitel 5).



Abbildung 3: Luftbildaufnahme der Kläranlage Emden/Larrelt (Quelle: Kläranlage Emden/Larrelt).

unbelüfteten Denitrifikationszonen. Die einzelnen Zonen sind jeweils durch Tauchwände voneinander getrennt. Lediglich Zone 1 und Zone 5 sind durch eine durchgehende Trennwand vollkommen voneinander getrennt, so daß ein Belebtschlammstrom von Zone 5 in Zone 1 nur über die in die Trennwand eingelassenen Rezirkulationspumpen (insgesamt 3) erfolgen kann.

Der BSB-Abbau erfolgt im wesentlichen in den Zonen 2 und 4.

Über eine DN 500-Leitung fließt das Abwasser-/Belebtschlammgemisch im freien Gefälle aus Zone 5 dem Nachklärbecken (6) zu.

Das gereinigte Abwasser beider Nachklärbecken fließt über Überfallkanten in eine gemeinsame Leitung. Es wird über Pumpen (15) dem Hauptpumpwerk zugeleitet und von dort aus über eine Druckrohrleitung in die Ems als Vorfluter eingeleitet.

Der abgesetzte Belebtschlamm des Nachklärbeckens wird als Rücklaufschlamm über eine Rücklaufschlammschnecke (12) gepumpt.

Über das Überschußschlammumpwerk erfolgt in regelmäßigen Abständen der Überschußschlammabzug und seine Zuleitung zu den Vorklärbecken.

Der Rohschlamm (Gemisch des in der Vorklärung abgesetzten Primärschlammes und des in die Vorklärung eingebrachten Überschußschlammes) wird über die Rohschlammleitung und das Frischschlammumpwerk (11) dem Voreindicker (7) zugeleitet. Von dort aus wird der voreingedickte Schlamm über einen Faulschlammischer in die Faultürme (8) eingebracht und verdrängt dabei die seinem Volumen entsprechende Menge Faulschlamm in den Nacheindicker (9) hinein. Aus dem Nacheindicker wird über einen Trübwasserzonenabzugsschieber einmal täglich Trübwasser abgezogen. Dieses Trübwasser wird in den Rohabwasserstrom vor der Rechenanlage (2) wieder eingeleitet.

Die oben beschriebene Betriebsweise für die Behandlung des ausgefaulten Schlammes gilt allerdings nur bis Ende 1996 (also auch für den Zeitraum der Probenahme zur Aufnahme der Tagesganglinien). Seit Dezember 1996 wird der Faulschlamm in Klärschlammvererdungsbeete geleitet [4, 5]. Das dort anfallende Sickerwasser wird in einen Schacht der Schmutzwasserkanalisation eingeleitet.

In Tabelle 6 sind die als Eingangsdaten für die dynamische Simulation benötigten Dimensionierungen der Becken und Stoffströme für die Kläranlage Emden/Larrelt zusammengestellt.

Tabelle 6: Für die dynamische Simulation benötigte Daten der Kläranlage Emden/Larrelt (Stand: Juli 1998).

Vorklärung	
Durchmesser (außen)	20,60 m
Durchmesser (innen)	3,60 m
Radius	10,30 m
Tiefe	3,82 m
Fläche	304 m ²
Volumen	1093 m ³ /1250 m ³

Belebung (Kaskade)	
Durchmesser (gesamtes Becken)	45,00 m
Radius (gesamtes Becken)	22,50 m
Tiefe	3,68 m
Fläche	1257 m ²
Volumen (gesamte Belebung)	4630 m ³
Volumen Nitrifikation (Zonen 2 und 4)	2 x 1505 m ³
Volumen Denitrifikation (Zonen 1, 3 und 5)	3 x 540 m ³
Sauerstoffgehalt in Zone 2	1,5 - 2,0 mg O ₂ /l
Sauerstoffgehalt in Zone 4	0,5 - 1,0 mg O ₂ /l
TS-Gehalt in der Belebung	

Nachklärung	
Durchmesser	38 m
Radius	19 m
Tiefe (mittlere Wassertiefe)	2,60 m
Fläche	1124 m ²
Volumen	2922 m ³

Volumenströme	
Gesamtzulauf (Mittelwert für die Woche vom 03.06.1996 bis 10.06.1996)	9972 m ³ /d
Überschußschlamm-Abzug	151 m ³ /d
Rücklaufschlamm	11232 m ³ /d
Rezirkulation in der Belebung	36600 m ³ /d

6 Experimenteller Teil und Diskussion der Ergebnisse

6.1 Aufnahme der Tagesganglinien

Für die Aufnahme der als Eingangsgrößen für die dynamische Simulation sowie zur Anpassung des Modells benötigten Tagesganglinien, wurden an vier verschiedenen Orten der Kläranlage Emden/Larrelt automatische Probenehmer installiert. In Abb. 4 sind die Verfahrensstufen der Kläranlage Emden/Larrelt mit den gewählten Entnahmestellen schematisch dargestellt. Am Entnahmeort ① kann eine den Zulauf charakterisierende Probe erhalten werden. Die groben Feststoffe sind nach Passieren des Rechens und des Sandfanges bereits entfernt worden, so daß die Gefahr von Verstopfungen der Zuleitungsschläuche zum Probenehmer geringer ist. Die an den Stellen ② und ③ erhaltenen Proben repräsentieren den Zulauf in die Vorklärbecken der beiden Straßen. Der Probenahmeort ④ kennzeichnet den Gesamtablauf der Kläranlage. Auf die Beprobung der Abläufe der beiden einzelnen Straßen mußte verzichtet werden, da insgesamt nur vier geeignete automatische Probenehmer zur Verfügung standen. Zusätzlich wurden jeweils eine mengenproportionale Mischprobe für das Trübwasser (Entnahme im Trübwasserschacht) sowie Stichproben für den Überschußschlamm (Entnahme aus der Schnecke des Rücklaufschlammumpwerkes mittels einer Schlauchpumpe) entnommen.

Aus einem Vergleich der Ergebnisse für die an der Stelle ① gewonnenen Proben mit den an den Stellen ② und ③ erhaltenen Proben lassen sich Aussagen über die in der Vorklärung stattfindenden Prozesse treffen. Ein Vergleich dieser Proben mit den Resultaten der an der Stelle ④ entnommenen Proben ermöglicht Betrachtungen über die in der Belebung ablaufenden Vorgänge.

In Tabelle 7 sind für die einzelnen Probenahmeorte die Art der Probenahme, die Anzahl der entnommenen Proben sowie die gewählten Zeitintervalle zusammengestellt.

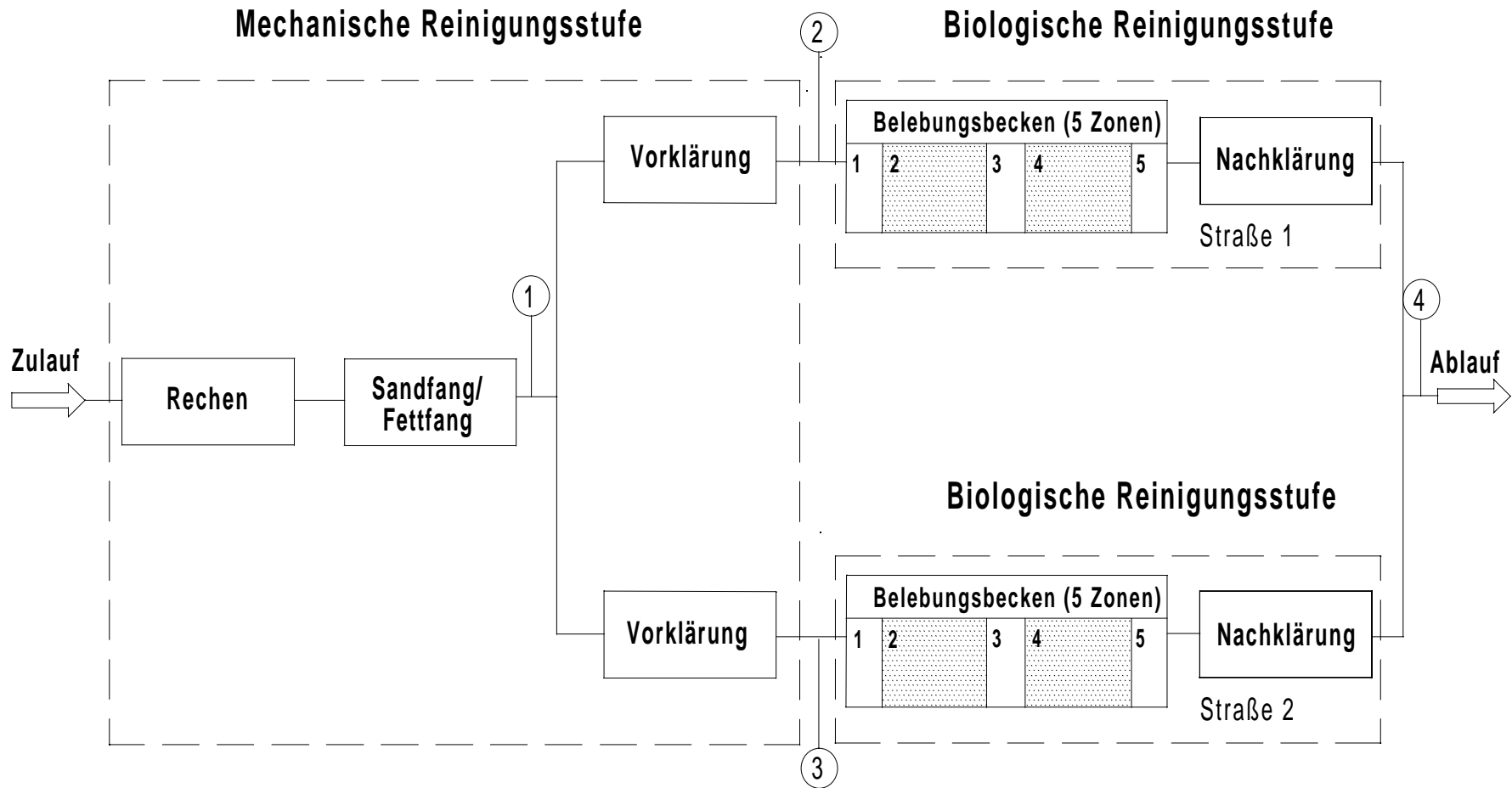


Abbildung 4: Schematische Darstellung der Kläranlage Emden/Larrelt mit Angabe der Probeentnahmestellen.

Tabelle 7: Übersicht der Probenahme zur Ermittlung der Tagesganglinien für die relevanten Parameter (Zeitraum: 03.06.1996 bis 10.06.1996).

Entnahmeort	Art der Probenahme	Zeitintervall	Zeitpunkte	Anzahl
① Zulauf	mengenproportional	Tagesgang 2 h – Mischprobe	von 8 ⁰⁰ – 0 ⁰⁰ h von 2 ⁰⁰ – 6 ⁰⁰ h	9 Proben 1 Probe 1 TM
② Vorklärung I	zeitproportional	Tagesgang 2 h – Mischprobe	von 8 ⁰⁰ – 0 ⁰⁰ h von 2 ⁰⁰ – 6 ⁰⁰ h	9 Proben 1 Probe 1 TM
③ Vorklärung II	zeitproportional	Tagesgang 2 h – Mischprobe	von 8 ⁰⁰ – 0 ⁰⁰ h von 2 ⁰⁰ – 6 ⁰⁰ h	9 Proben 1 Probe 1 TM
④ Nachklärung (Gesamtablauf)	zeitproportional	Tagesgang 2 h – Mischprobe	von 8 ⁰⁰ – 0 ⁰⁰ h von 2 ⁰⁰ – 6 ⁰⁰ h	9 Proben 1 Probe 1 TM
Trübwasser	mengenproportional	Mischprobe	von 8 ⁰⁰ – 0 ⁰⁰ h von 2 ⁰⁰ – 6 ⁰⁰ h	1 TM
Stichproben: Überschußschlamm I, Überschlußschlamm II				

(mit: TM = Tagesmischprobe)

In Tabelle 8 sind die untersuchten Parameter sowie das dafür eingesetzte Probenmaterial zusammengefaßt. Alle Analysen wurden gemäß der entsprechenden DIN-Vorschriften durchgeführt. Diese sind in Tabelle 9 aufgelistet.

Tabelle 8: Untersuchte Parameter und Anzahl der eingesetzten Proben zur Ermittlung der Tagesganglinien.

Ort	Probe	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	TN _D	CSB	BSB ₅	PO ₄ ³⁻	SK
Zulauf	MP	10	10	10	10	10		10	
	TM	1	1	1	1	1	1	1	1
Vorklärung I	MP	10	10	10	10	10		10	
	TM	1	1	1	1	1	1	1	1
Vorklärung II	MP	10	10	10	10	10		10	
	TM	1	1	1	1	1	1	1	1
Nachklärung (Gesamt- ablauf)	MP	10	10	10	10	10		10	
	TM	1	1	1	1	1	1	1	1
Trübwasser	TM	1	1	1	1	1	1	1	1
Stichproben: Überschußschlamm I, Überschlußschlamm II									

(mit: TM = Tagesmischprobe, MP = 2 h – Mischprobe, Abkürzungen der Parameter in Tab. 9)

Tabelle 9: Angabe der eingesetzten DIN-Vorschriften für die Bestimmung der in Tab. 8 aufgelisteten Parameter.

Parameter	DIN-Vorschrift	Datum
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E5) DIN 38 406 Teil 5 [38]	Oktober 1983
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	Bestimmung des Nitrat-Ions (D9) DIN 38 405 Teil 9 [39]	Mai 1979
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	Bestimmung von Nitrit Spektrometrisches Verfahren DIN EN 26 777 [40]	April 1993

Tabelle 9 (Fortsetzung):

Parameter	DIN-Vorschrift	Datum
Gesamtstickstoff nach Devarda (TN _D)	Bestimmung von gebundenem Stickstoff. Verfahren nach Reduktion mit Devardascher Legierung und katalytischem Aufschluß (H28) DIN 38 409 Teil 28 [41]	April 1992
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l (H41) DIN 38 409 Teil 41 [11]	Dezember 1980
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs in n Tagen nach dem Verdünnungsprinzip (H51) DIN 38 409 Teil 51 [42]	Mai 1987
Gesamt-Phosphat (PO ₄ ³⁻)	Bestimmung von Phosphorverbindungen (D11) DIN 38 405 Teil 11 [43]	Oktober 1983
Säurekapazität (SK)	Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H7) DIN 38 409 Teil 7 [44]	Mai 1979
Trockensubstanz	Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz (S2) DIN 38 414 Teil 2 [45]	November 1985

Die Resultate der beschriebenen Untersuchungen sollen an dieser Stelle anhand der Wochengänge für die erfaßten Parameter an den vier verschiedenen Entnahmestellen veranschaulicht und diskutiert werden. Die Abbildungen 5 a-d, 6 und 7 zeigen die Wochengänge der Fracht an Ammonium, Nitrit, Nitrat, TN_D, CSB und Gesamt-Phosphat an den vier ausgewählten Orten der Kläranlage Emden/Larrelt für den Zeitraum vom 03. Juni bis zum 10. Juni 1996. Für die Größen Säurekapazität und BSB₅ läßt sich ein Wochengang nicht darstellen, da in diesen beiden Fällen nur Stichproben bzw. Tagesmischproben analysiert wurden.

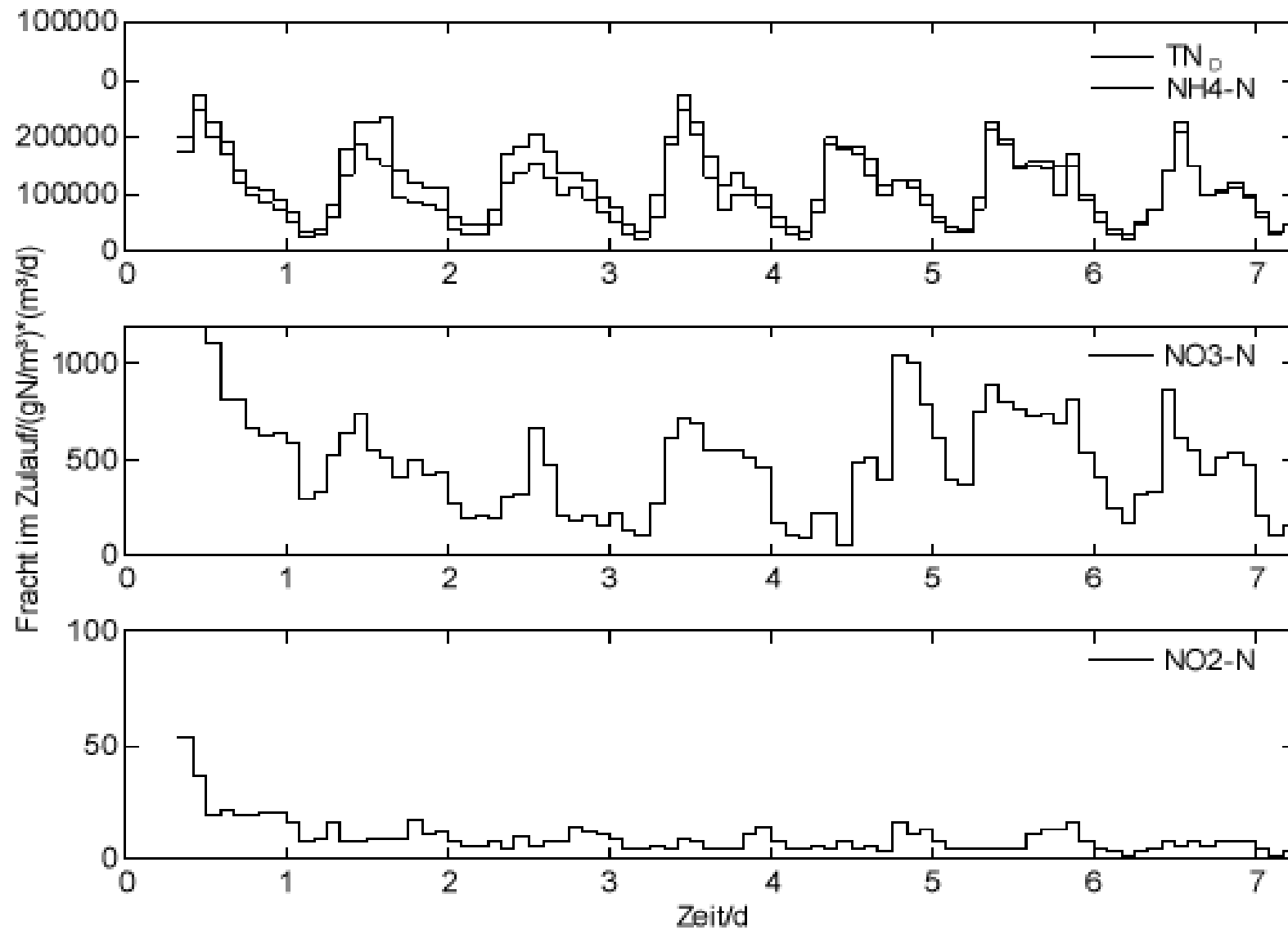


Abbildung 5a: Wochengänge der Frachten der Stickstoffparameter im Zulauf der Kläranlage Emden für den Zeitraum 03.06.1996 bis 10.06.1996.

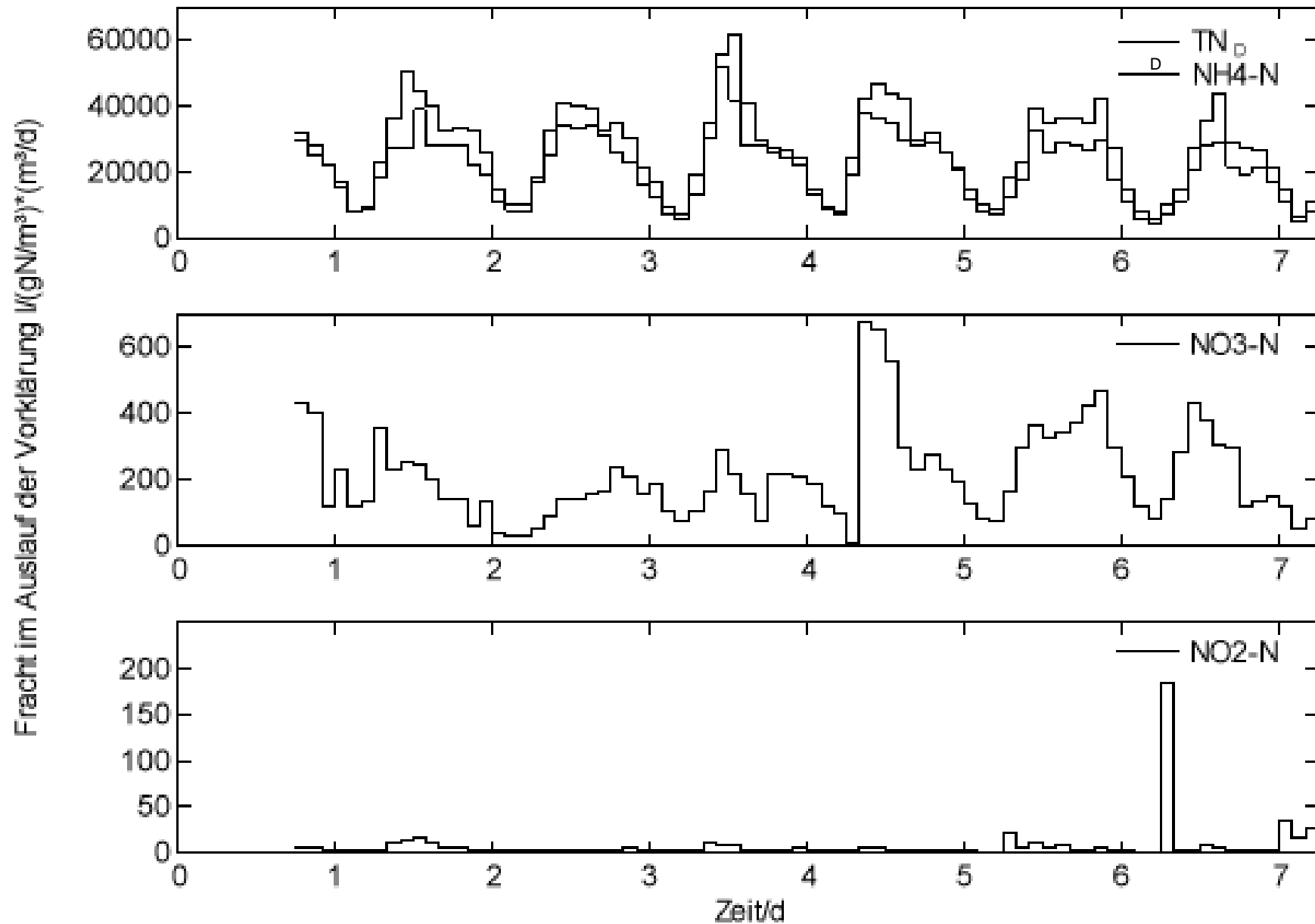


Abbildung 5b: Wochengänge der Frachten der Stickstoffparameter im Auslauf der Vorklärung I der Kläranlage Emden für den Zeitraum 03.06.1996 bis 10.06.1996.

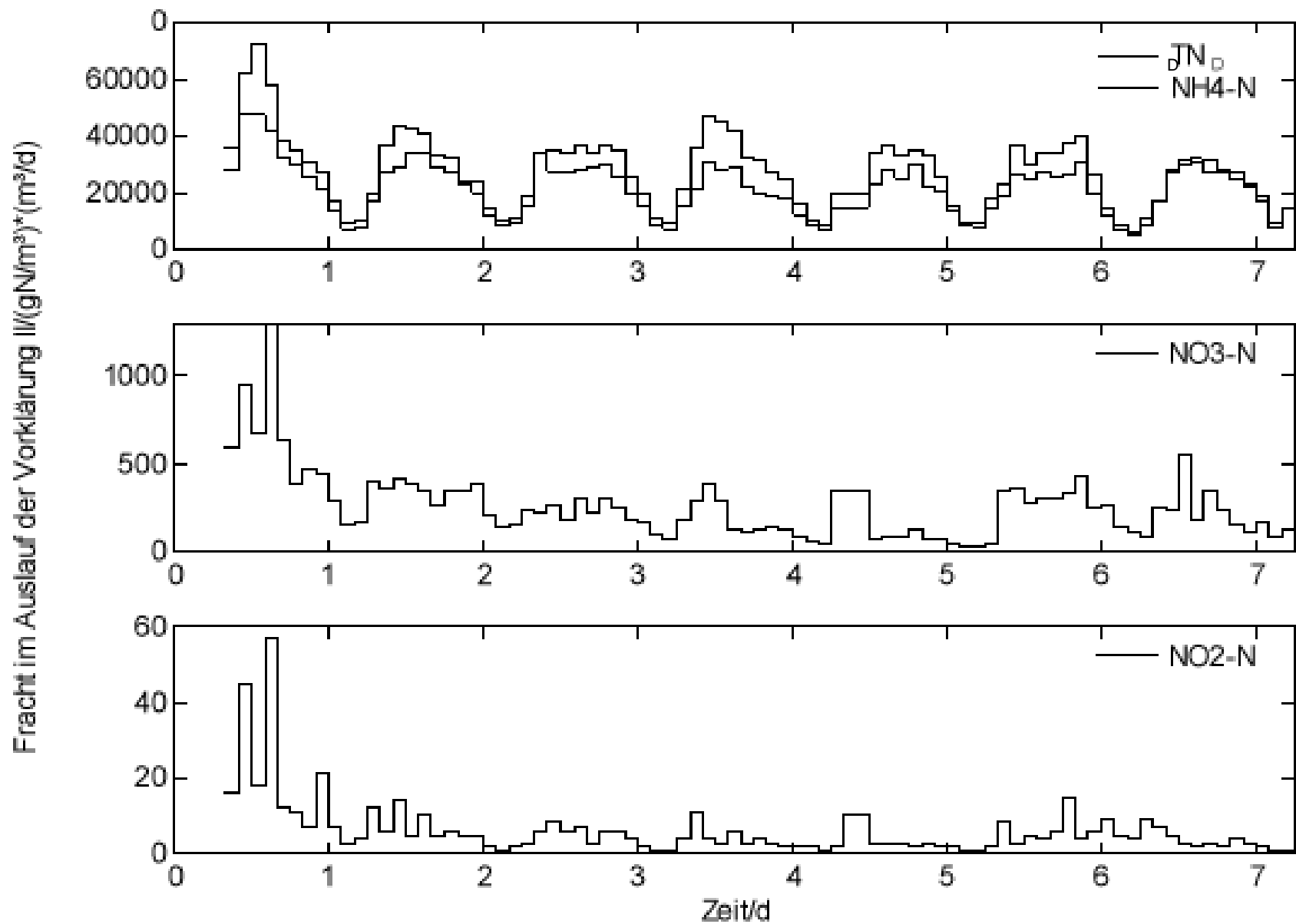


Abbildung 5c: Wochengänge der Frachten der Stickstoffparameter im Auslauf der Vorklärung II der Kläranlage Emden für den Zeitraum 03.06.1996 bis 10.06.1996.

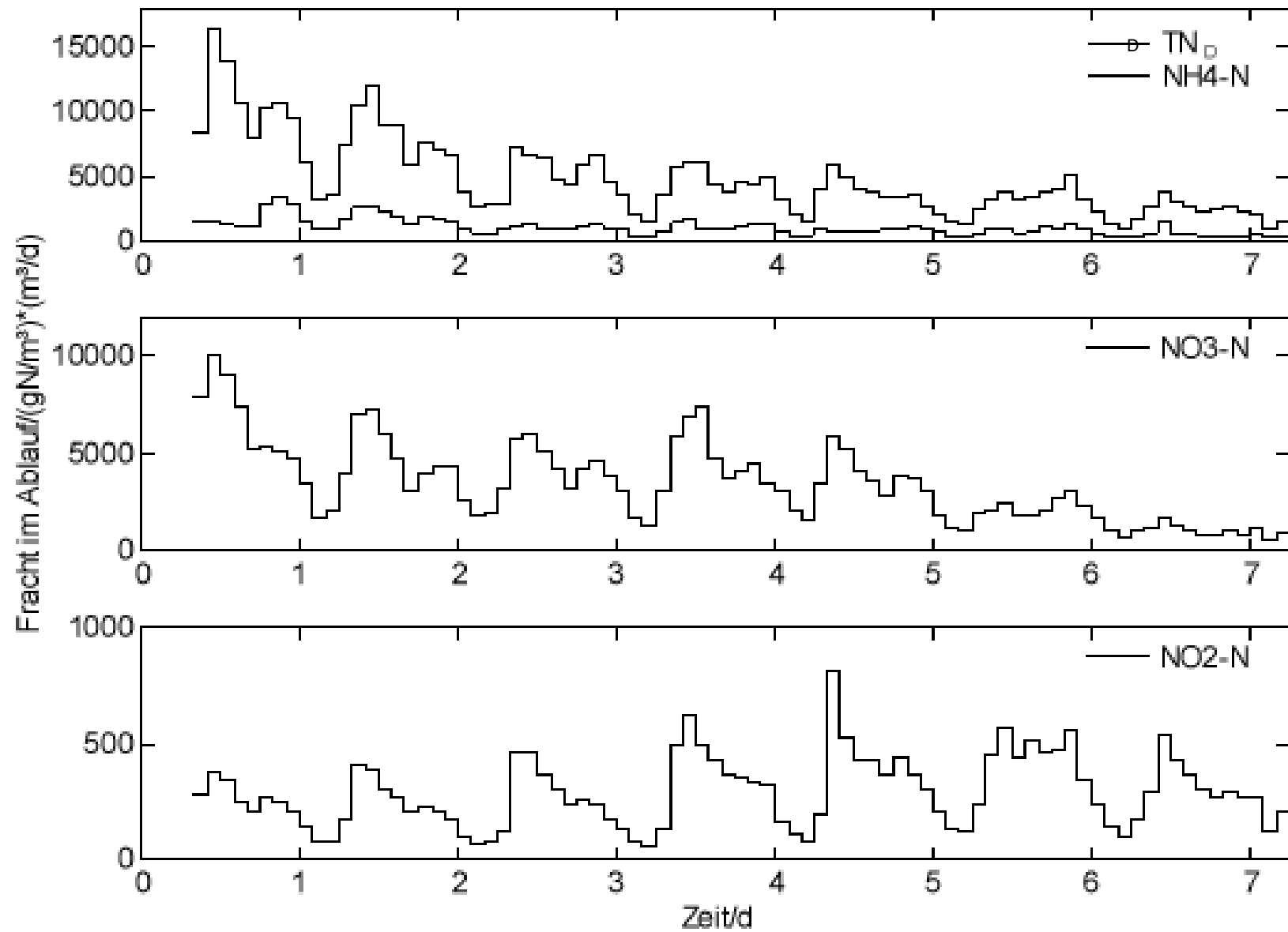


Abbildung 5d: Wochengänge der Frachten der Stickstoffparameter im Ablauf der Kläranlage Emden für den Zeitraum 03.06.1996 bis 10.06.1996.

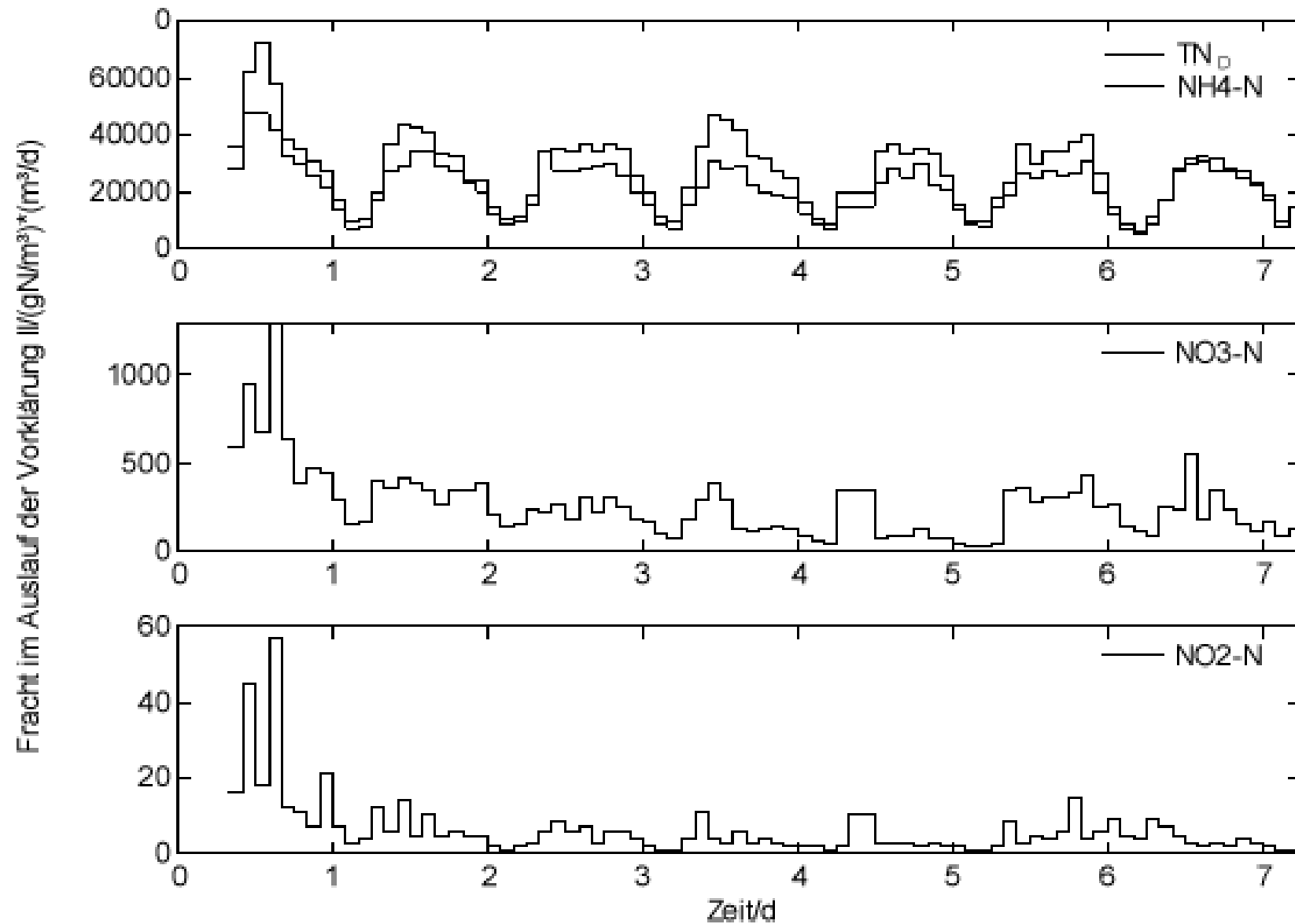


Abbildung 6: Wochengang der CSB-Frachten für den Zeitraum 03.06.1996 bis 10.06.1996.

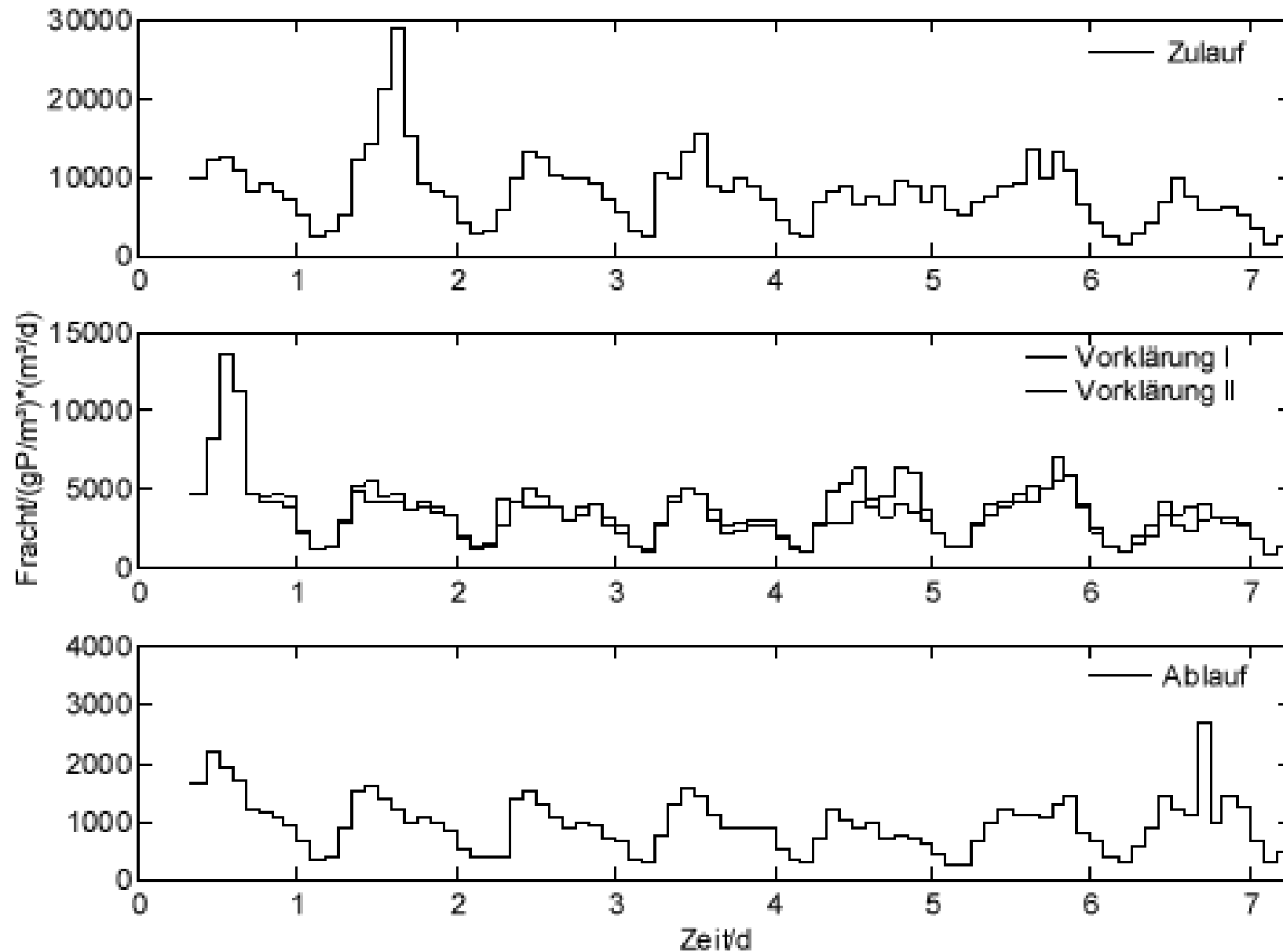


Abbildung 7: Wochengang der Frachten an Gesamt-Phosphat für den Zeitraum 03.06.1996 bis 10.06.1996.

Aus der Betrachtung der Abbildungen 5 a-d, 6 und 7 ergeben sich folgende Aussagen:

N-Parameter:

In den Wochenganglinien des Zulaufs lassen sich bei allen vier Stickstoffparametern die einzelnen Tagesgänge deutlich erkennen. Die Ganglinien des TN_D sowie des NH_4^+ zeigen einen annähernd identischen Verlauf. Im Tagesgang tritt ab ca. 6 bis 8 h ein steiler Anstieg der Fracht auf. Das Maximum wird in den Mittagsstunden (12 bis 14 h) erreicht. Danach läßt sich eine Abnahme beobachten. Die niedrigsten Werte werden stets in den Nachtstunden (0 bis 6 h) registriert. Der Vergleich der beiden genannten Graphen zeigt, daß im Zulauf die Stickstoffverbindungen überwiegend in Form von Ammonium vorliegen. Nitrat und Nitrit sind dagegen nur in geringen Mengen enthalten. Die Wochenganglinien dieser beiden Parameter sind nur wenig differenziert und lassen die Tagesgänge nur undeutlich erahnen.

In den Wochengängen der Vorklärungen I und II weisen die Parameter TN_D und NH_4^+ ebenso wie im Zulauf einen beinahe identischen Verlauf auf. Auch hier wird erkennbar, daß der größte Teil der gesamten N-Verbindungen als Ammonium vorliegt. Nitrat und Nitrit sind nur in geringen Mengen enthalten. Allerdings sind die Ganglinien dieser beiden Parameter in Vorklärung II deutlicher ausdifferenziert als in Vorklärung I.

In den Wochenganglinien des Ablaufes lassen sich bei Ammonium die einzelnen Tagesgänge nicht mehr eindeutig ausmachen. Im Gegensatz dazu treten bei den Ganglinien von Nitrat und Nitrit die Tagesgänge sehr deutlich hervor. Der größte Unterschied zu den oben diskutierten Wochenganglinien besteht daran, daß in diesem Fall die Übereinstimmung zwischen TN_D und Ammonium nicht mehr gegeben ist. Stattdessen ähneln sich die Ganglinien des TN_D und des Nitrates. Es wird klar erkennbar, daß im Ablauf der größte Teil der N-Verbindungen als Nitrat vorliegt.

CSB:

In allen vier Ganglinien lassen sich die einzelnen Tagesgänge sichtbar ausmachen. Dies gilt auch für die Wochenganglinie des Ablaufes. Die Graphen der Vorklärungen I und II zeigen in gewissen Bereichen unverkennbare Differenzen. In der Ganglinie der Vorklärung I treten in mehreren Fällen die Belastungsspitzen um einige Stunden früher auf als in der Vorklärung II. Dies läßt sich eventuell auf die unterschiedlich

ausgeführte Zuleitung zu den beiden Straßen zurückführen. Im Zulauf sind die Belastungen wie auch im Falle der N-Parameter in der Zeit von 0 bis 6 h am geringsten.

Gesamt-Phosphat:

Auch in den Ganglinien des P_{ges} lassen sich die einzelnen Tagesgänge eindeutig ausmachen. Unterschiede zwischen den Vorklärungen I und II sind erkennbar, allerdings weniger stark ausgeprägt als bei den entsprechenden Ganglinien des CSB. In einem Fall tritt auch hier die Belastungsspitze in der Vorklärung I um einige Stunden früher als in der Vorklärung II auf.

Zusammenfassend betrachtet liefern die erhaltenen Wochenganglinien der untersuchten Parameter in vielen Punkten übereinstimmende und plausible Aussagen (Ausnahme: In einigen Fällen liegen die Werte für NH_4^+ über den entsprechenden Resultaten für TN_D . Dies ist theoretisch unmöglich und muß auf Fehler in der Probenbehandlung bzw. Analytik zurückgeführt werden.)

6.2 Bestimmung weiterer für die Simulation benötigter Daten

6.2.1 Verteilung des Gesamtzulaufs auf die Zonen der Belebung

6.2.1.1 Experiment zur Ermittlung der Aufteilung des Gesamtzulaufs

Als Konsequenz einer im Jahre 1994 durchgeführten Diplomarbeit [46] wurde die Verteilung des aus der Vorklärung in die Belebung geführten Abwassers geändert. Zunächst wurde der gesamte Strom über sechs in der Trennwand zwischen Vorklärung und Belebung befindliche und in die Überlaufrinne des Vorklärbeckens mündende DN 300-Rohre in die Zone 1 der Belebung geleitet. Da sich aber bei der o. g. Untersuchung gezeigt hatte, daß die beobachteten Probleme bei der Denitrifikation aus einem Mangel an Kohlenstoffverbindungen (als C-Quelle für die Denitrifikation) in den unbelüfteten Zonen 3 und 5 resultieren, wurde der gesamte Zulauf zur Belebung auf die drei unbelüfteten Zonen verteilt. Zu diesem Zweck wurden in die Trennwand zwischen dem Vorklärbecken und den unbelüfteten Zonen 3 und 5 jeweils zwei DN 100-Rohre installiert. Diese sind im Gegensatz zu den DN 300-Rohren in Zone 1 nicht mit der Überlaufrinne der Vorklärung verbunden. In Abbildung 8 wird die unterschiedliche Anordnung der Zulaufrohre in die Belebung schematisch dargestellt.

Um die Aufteilung des gesamten Zulaufs auf die drei anoxischen Zonen der Belebung in der Simulation nachbilden zu können, muß eine Aussage über die prozentuale Verteilung getroffen werden. Aus Abb. 8 wird ersichtlich, daß sich die Überlaufrinne füllt, sobald der Wasserspiegel im Vorklärbecken das Niveau der inneren Kante der Überlaufrinne erreicht. In diesem Fall erfolgt aus der Rinne ein Ablauf über die damit verbundenen sechs DN 300-Rohre in die Zone 1 der Belebung. Zugleich fließt auch durch die insgesamt vier DN 100-Rohre die maximal mögliche Wassermenge in die Zonen 3 und 5 der Belebung. Sobald der Wasserspiegel nun die Höhe der inneren Kante der Überlaufrinne unterschreitet und sämtliches, darin enthaltenes Wasser in die Zone 1 abgelaufen ist, erfolgt nur noch über die vier DN 100-Rohre ein Ablauf (solange bis der Wasserspiegel die obere Kante der Rohröffnungen erreicht). In diesem Fall läßt sich eine direkte Korrelation zwischen dem Absinken des Wasserspiegels im Vorklärbecken und der in die Zonen 3 und 5 der Belebung fließenden Wassermenge herstellen.

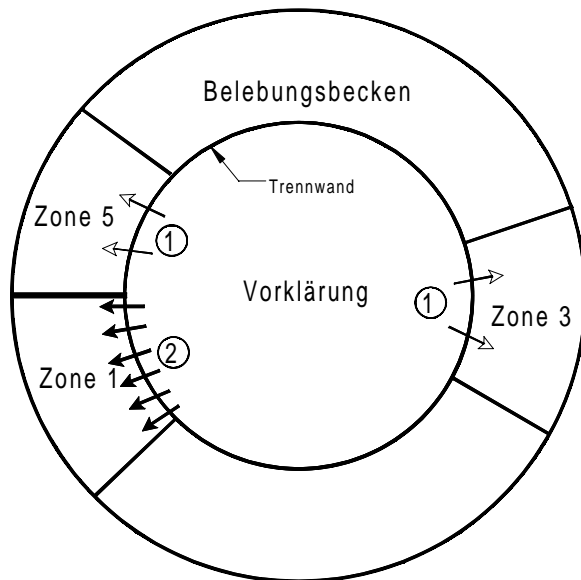
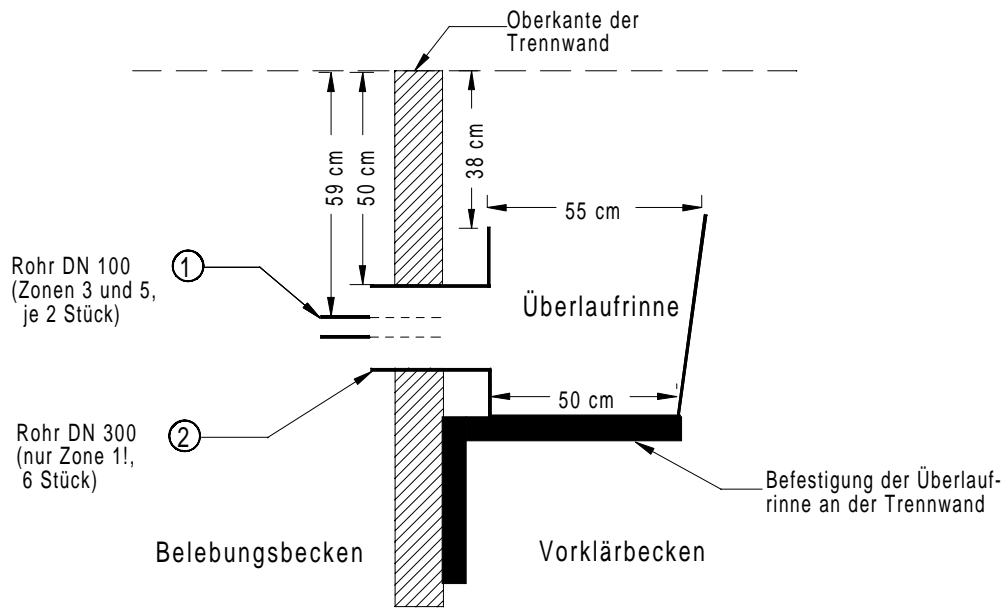


Abbildung 8: Detailskizze zur Darstellung der Verteilung des Ablaufs aus der Vorklärung auf die belüfteten und die unbelüfteten Zonen der Belebung (siehe Abb. 2).

Unter Berücksichtigung dieser Erkenntnisse ergibt sich eine Aussage über die Aufteilung des Zulaufs in die Belebung, indem bei Vorliegen der oben beschriebenen Situation der zeitliche Verlauf des Absinkens des Wasserspiegels in der Vorklärung erfaßt wird (Messung des Abstands des Wasserspiegels von der oberen Beckenkante der Vorklärung und Aufzeichnung der zugehörigen Zeitpunkte).

In Tabelle 10 sind die auf diese Weise erhaltenen Meßwerte zusammengefaßt.

Tabelle 10: Experiment zur Bestimmung der durch die vier DN 100 - Rohre abfließenden Wassermenge (Messung vom 30.05.1997).

Uhrzeit	Ereignis
8 h 36 min	Wasserspiegel 4 cm unterhalb der Überlaufkante (außen)
8 h 37 min 30 s	Überlauf in das Umlaufgerinne beginnt
8 h 39 min	Überlauf beendet (Start der Messung)
nach 5 min 30 s	Wasserspiegel 3,7 cm unterhalb der Überlaufkante
nach 10 min	Wasserspiegel 7,5 cm unterhalb der Überlaufkante
nach 15 min	Wasserspiegel 11,0 cm unterhalb der Überlaufkante
nach 20 min	Wasserspiegel 14,5 cm unterhalb der Überlaufkante
nach 25 min	Wasserspiegel 18,5 cm unterhalb der Überlaufkante
nach 30 min	Wasserspiegel 21,5 - 22,0 cm unterhalb der Überlaufkante

Aus den in Tabelle 10 aufgeführten Werten kann die Aufteilung des Zulaufs folgendermaßen berechnet werden:

Ergebnis: Der Wasserspiegel sinkt in 5 Minuten um 3,5 cm ab.

Vorklärbecken (Maße):

∅ außen: 20,00 m

∅ innen: 3,60 m

$$\text{Fläche: } F = (20^2 - 3,6^2) \cdot \frac{\pi}{4} = 304 \text{ m}^2$$

$$\text{Volumen: } V = F \cdot h = 304 \text{ m}^2 \cdot 0,035 \text{ m} = 10,64 \text{ m}^3$$

$$10,64 \text{ m}^3 \text{ in 5 Minuten} \Rightarrow 2,13 \text{ m}^3/\text{min} = 0,035 \text{ m}^3/\text{s} = 127,7 \text{ m}^3/\text{h}$$

Berücksichtigung des Umlaufgerinnes:

Das Volumen des dadurch verdrängten Wassers wird vom obigen Ergebnis subtrahiert.

$$\text{Hohlzylinder: } V = \Pi \cdot h \cdot (R^2 - r^2) = \Pi \cdot 0,035 \text{ m} \cdot (9,875^2 - 9,6^2) \text{ m}^2 = 0,589 \text{ m}^3$$

$$\text{Damit ergibt sich: } V_{\text{vk}} = 10,64 \text{ m}^3 - 0,589 \text{ m}^3 = 10,05 \text{ m}^3$$

$$10,05 \text{ m}^3 \text{ in 5 Minuten} \Rightarrow 2,01 \text{ m}^3/\text{min} = 0,0335 \text{ m}^3/\text{s} = 120,6 \text{ m}^3/\text{h} = F_{1\text{max}}$$

6.2.1.2 Berechnung der theoretischen Ablaufmenge (Strömungstechnische Berechnung)

Bei kleinen Öffnungen kann unabhängig von der Anordnung für die Berechnung des ausfließenden Volumenstroms die aus der Energiegleichung abgeleitete Torricelli-Beziehung [47] verwendet werden:

$$V\dot{=} = \beta \cdot A_M \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot H} \quad (31)$$

mit:

A_M - Ausflußquerschnitt ($A_M = \Pi \cdot r^2$, $r = 0,05 \text{ m}$)

β - Ausflußzahl, $\beta = \alpha \cdot \varphi$, α - Kontraktionszahl (abhängig von der Mündungsform, Strahleinschnürung infolge starker Umlenkung), φ - Geschwindigkeitszahl (abhängig von der Mündungsform sowie der Fluidviskosität, Strömungsverluste durch Fluidreibung).

H - Höhendifferenz (Wasserspiegel/Mittellinie des Rohres), wird als konstant angenommen.

Berechnung:

Abstand (Oberkante des Umlaufgerinnes / Oberkante der Wand): 38 cm

Abstand (Oberkante des DN 100 Rohres / Oberkante der Wand): 59 cm

\Rightarrow Abstand (Mittellinie des DN 100 Rohres / Oberkante der Wand): 64 cm

$\Rightarrow H = 0,26 \text{ m}$

$$V\dot{=} = \beta \cdot \Pi \cdot (0,05 \text{ m}^2) \cdot \sqrt{2 \cdot 9,81 \frac{\text{m}}{\text{s}^2} \cdot 0,26 \text{ m}}$$

$$\dot{V} = \beta \cdot 0,01774 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$$

mit $\beta = 0,63$ (Seitenablaß, scharfkantig (siehe [47], S.110)):

$$\dot{V} = 0,0112 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} = 40,22 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \quad \text{bzw. für vier Rohre} = 160,9 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Die Abweichung dieses Ergebnisses vom experimentell ermittelten Wert läßt sich durch die Wahl der Ausflußzahl β begründen. Die Fluidviskosität des Abwassers ist sicherlich größer als diejenige von reinem Wasser.

6.2.2 Experimentelle Bestimmung des Faktors TS/CSB für die TS-Berechnung in SIMBA[®]

Das Simulationsprogramm SIMBA[®] beinhaltet einen Block „TS-Messung“ mit dem der Trockensubstanzgehalt als Summe der partikulären CSB-Fractionen multipliziert mit einem Umrechnungsfaktor in der berechneten Kläranlage erhalten werden kann. Für die Anpassung dieses Blockes an die reale Kläranlage muß der genannte Umrechnungsfaktor experimentell bestimmt werden.

Zu diesem Zweck wurden in der Kläranlage Emden/Larrelt zu verschiedenen Zeitpunkten Belebtschlammproben entnommen und für diese Proben sowohl der CSB-Gehalt (gemäß [11]) als auch der Trockensubstanzgehalt (gemäß [45]) experimentell bestimmt. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in Tabelle 11 zusammengefaßt.

Tabelle 11: Ergebnisse der experimentellen Bestimmung des Umrechnungsfaktors.

Probe (Ort und Datum der Probenahme)	CSB _{gesamt} (mg O ₂ /l)	TS, Mittelwert aus 4 Bestimmungen (g/l)	Umrechnungsfaktor TS/CSB-Gehalt (g/g O ₂)
Belebtschlamm, 16.10.1997	2652	3,534	1,333
Belebtschlamm, 17.10.1997	2439	3,549	1,455
Überschußschlamm, 20.10.1997	3422	5,049	1,475
Überschußschlamm, 21.10.1997	3196	4,894	1,531
Belebtschlamm, 22.10.1997	2553	3,940	1,543

6.2.3 Rückbelastung durch das Filtratwasser aus den Klärschlammvererdungsbeeten

Seit Ende 1996 wird der ausgefaulte Überschussschlamm der Kläranlage Emden/Larrelt in Klärschlammvererdungsbeete geleitet. Damit verbunden ist eine Veränderung der Rückbelastung durch anfallende Prozeßwässer. Während vorher sowohl vom Voreindicker als auch vom Nacheindicker und der Siebbandpresse Trübwasser (insgesamt ca. 300 m³/d) in den Zulauf der Kläranlage eingeleitet wurde, fällt nach der Verfahrensumstellung lediglich das aus den Vererdungsbeeten stammende Filtratwasser als Rückbelastung an (dieses wird in einen Sammelschacht der Schmutzwasserkanalisation eingeleitet). Aus dem Pumpenschacht auf dem Gelände der Vererdungsanlage wurden Proben des Filtratwassers entnommen und anschließend analysiert. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in Tabelle 12 zusammengefaßt.

Tabelle 12: Belastung des Filtratwassers aus den Klärschlammvererdungsbeeten.

Probe (Ort und Datum der Probenahme)	CSB _{homo} (mg O ₂ /l)	CSB _{filtr} (mg O ₂ /l)
Filtrat KSV, 23.10.1997	426	k. A.
Filtrat KSV, 24.10.1997	449	438
Probe KSV vom 24.10.1997 nach 3 d (belüftet)	415	410
Filtrat KSV, 12.11.1997	514	468

(k. A.: keine Angabe)

Die Resultate der Untersuchung zeigen, daß die CSB-Gehalte des Filtratwassers im Bereich der CSB-Belastung des Zulaufs der Käranlage liegen. Lediglich das Verhältnis CSB_{homo}/CSB_{filtr} weicht von den Ergebnissen des Zulaufs ab (das Filtrat enthält mehr als 90 % gelösten CSB).

Bei Betrachtung der Mengenverhältnisse (pro Tag ca. 180 m³ Filtratwasser und ca. 12000 m³ Zulauf) wird deutlich, daß dieser Einfluß vernachlässigbar ist. Insgesamt läßt sich feststellen, daß durch die Rückführung des Filtratwassers zumindest bezüglich des CSB keine Stoßbelastung der Kläranlage erfolgt.

6.2.4 Denitrifikation in der Nachklärung

In Kapitel 6.2.1.1 wurde bereits darauf verwiesen, daß im Jahre 1994 in der Kläranlage durch bauliche Maßnahmen (Verteilung des Gesamtzulaufs zur Belebung auf die drei anoxischen Zonen) auf beobachtete Probleme bezüglich der Denitrifikation reagiert worden war. Zu dieser Zeit hatte in den anoxischen Zonen des Belebungsbeckens nur eine unvollständige Denitrifikation stattgefunden. Stattdessen trat dann in den Nachklärbecken bezogen auf die Ablaufwerte eine mehr als 50 % betragende Reduktion des Nitrats zum elementaren Stickstoff auf. Diese Gasbildung bewirkte erhebliche Probleme in Form von Schwimmschlamm- und Schwierigkeiten

bezüglich der Abtrennung (Sedimentation) der Belebtschlammflocken. Die durchgeführten Maßnahmen hatten zu einer Verbesserung der Situation in der Nachklärung geführt, wobei bislang keine konkreten Untersuchungen bezüglich einer eventuell auch noch nach der Umbaumaßnahme auftretenden Denitrifikation durchgeführt worden waren. Da diese Fragestellung im Hinblick auf die Nachbildung der Kläranlage in der Simulation eindeutig beantwortet werden mußte, wurden entsprechende Analysen durchgeführt. Dazu erfolgte eine Probenahme an den in Abb. 9 eingezeichneten Stellen. Für den Zulauf in die Nachklärung wurde die Probe aus dem im Zentrum des Nachklärbeckens befindlichen Dom entnommen. Das entsprechende Rohr (Zuleitung aus der Belebung) endet unterhalb des Wasserspiegels. Deshalb erfolgte die Probenahme an der Stelle, die sich augenscheinlich aufgrund der an der Wasseroberfläche deutlich zu erkennenden turbulenten Strömung direkt über dem Zuleitungsrohr befindet. Die mit dem Schöpfbecher entnommene Probe wurde vor Ort über ein Papierfilter (Faltenfilter) in einen Kanister abgefüllt, um die Biomasse weitgehendst abzutrennen und auf diese Weise eine Fortsetzung der Denitrifikation im Probenmaterial zu unterbinden. Für den Ablauf der Nachklärung erfolgte die Probenahme mittels des Schöpfbechers unmittelbar aus der Ablaufrinne des Nachklärbeckens. Dabei wurden zeitgleich qualifizierte Stichproben vom Zulauf und Ablauf eines Nachklärbeckens sowohl für die Straße 1 (NK 1), als auch für die Straße 2 (NK 2) genommen. Die erhaltenen Proben wurden gemäß der entsprechenden DIN-Vorschriften [38, 39, 40] hinsichtlich der Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und Nitrat analysiert. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in Tabelle 13 zusammengestellt.

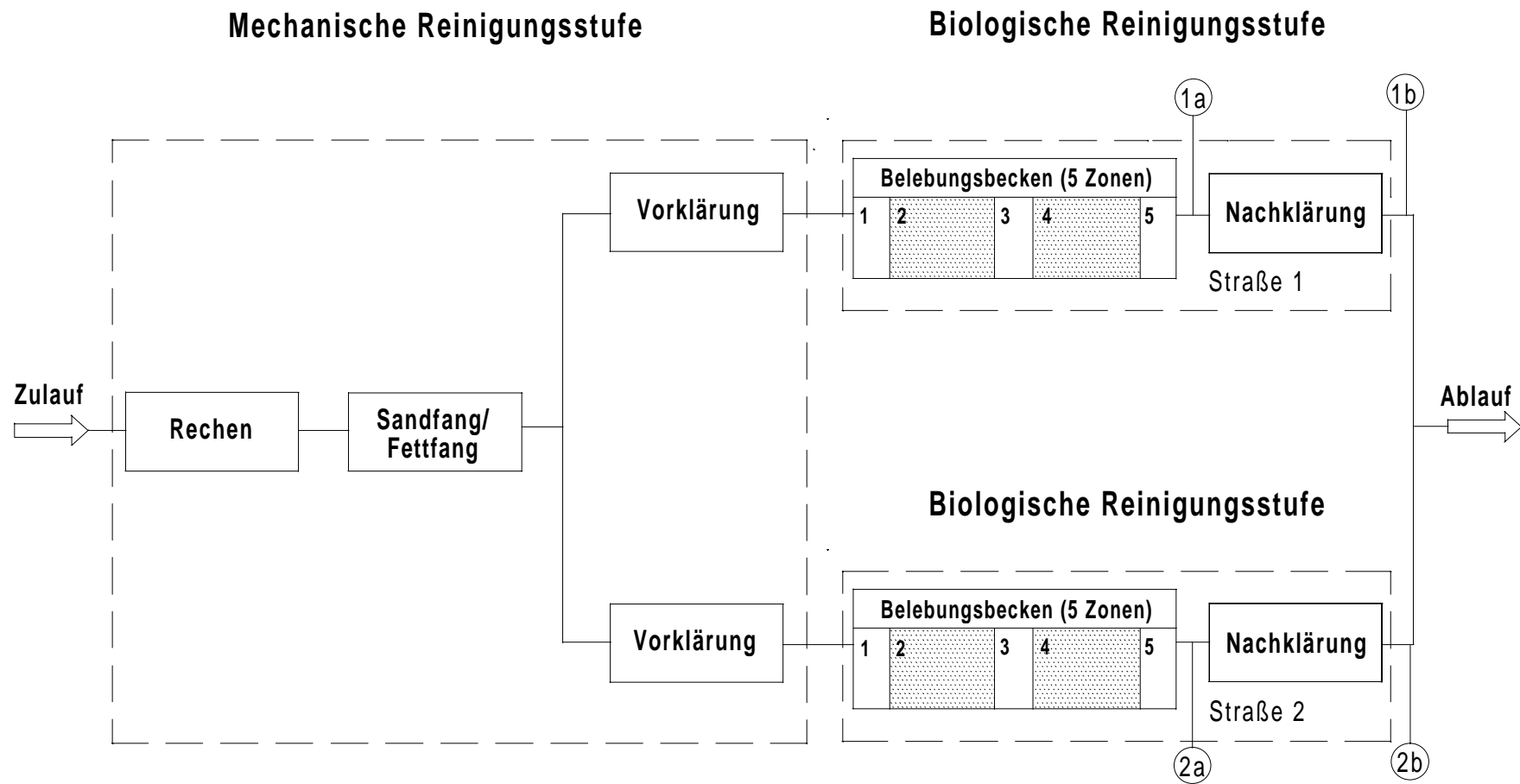


Abbildung 9: Schematische Darstellung der Kläranlage Emden/Larrelt mit den Probeentnahmestellen für die Untersuchung einer eventuellen Denitrifikation in der Nachklärung.

Tabelle 13: Vergleich der Konzentrationen von Ammonium, Nitrit, Nitrat und CSB im Zulauf und Ablauf der Nachklärung.

Probe (Ort und Datum der Probenahme)	CSB _{gesamt} (mg O ₂ /l)	Ammonium (mg NH ₄ -N/l)	Nitrat (mg NO ₃ -N/l)	Nitrit (mg NO ₂ -N/l)
Zulauf NK I 19.11.1997	41,60	0,89	1,25	k. A.
Ablauf _{gesamt} 19.11.1997	40,80	2,06	0,89	k. A.
Zulauf NK I 26.11.1997	36,00	1,03	1,01	0,09
Ablauf NK I 26.11.1997	42,00	5,20	1,15	0,06
Zulauf NK II 02.12.1997	52,80	1,84	2,74	0,06
Ablauf NK II 02.12.1997	54,40	5,32	2,70	0,09
Zulauf NK II 10.12.1997	61,20	17,00	1,21	0,25
Ablauf NK II 10.12.1997	61,60	20,04	1,16	0,01
Zulauf NK II 15.12.1997	51,60	16,46	1,39	0,20
Ablauf NK II 15.12.1997	46,40	14,76	1,19	0,05
Zulauf NK I 14.01.1998	67,20	3,68	2,17	0,72
Ablauf NK I 14.01.1998	60,00	6,70	1,37	0,36

Aus den Ergebnissen in Tabelle 13 läßt sich erkennen, daß in der Nachklärung keine weitere Denitrifikation stattfindet (die Nitratwerte im Zulauf und Ablauf unterscheiden sich nicht signifikant). Auch für die Parameter CSB und Nitrit zeigen sich bei einem

Vergleich der Zulaufwerte mit den entsprechenden Ablaufwerten keine bemerkenswerten Abweichungen.

Bei Betrachtung der Ammoniumkonzentrationen treten dagegen in mehreren Fällen Ablaufwerte auf, die um einen Faktor 2 bis 3 über den entsprechenden Zulaufwerten liegen. Dies kann eventuell durch Rücklöseeffekte in Folge Bakterienlyse erklärt werden. Außerdem lassen sich bei den Ammoniumwerten der unterschiedlichen Probenahmezeitpunkte starke Schwankungen feststellen. Insbesondere am 10. und 15. Dezember lagen die Ammoniumwerte außergewöhnlich hoch. Dies läßt sich darauf zurückführen, daß die Abwassertemperatur in dieser Zeit deutlich unterhalb von 10 °C lag (Umgebungstemperatur < 0 °C), wodurch die Nitrifikation nicht in vollem Umfang stattgefunden hat.

6.3 Experimentelle Bestimmung der im IAWQ-Modell No. 1 definierten gelösten Fraktionen S_I und S_S des CSB

6.3.1 Experimentelle Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I

6.3.1.1 Definition und Relevanz der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I

Im ASM 1 wird der Gesamt-CSB im Zulauf in 4 unterschiedliche Stoffgruppen unterteilt [3, 48] (siehe Abschnitt 3.2.2).

Bei den in der Fraktion S_I zusammengefaßten biologisch inerten, gelösten organischen Stoffen handelt es sich sowohl um bereits im unbehandelten Abwasser vorhandene Stoffe (z. B. Huminstoffe, Tenside, Ligninsulfonsäuren) als auch um solche, die im Verfahren produziert werden. Sie werden als gelöste Fraktion mit dem Wasser transportiert und können durch Sedimentation nicht abgetrennt werden.

Bei gut funktionierenden Kläranlagen mit vollständigem biologischen Abbau müßte der Rest-CSB im gereinigten Ablaufwasser in etwa der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I entsprechen. Daraus lassen sich jedoch keine Rückschlüsse auf die Fraktion S_I im Abwasser des Zulaufs in die Kläranlage ziehen, da durch die vielfältige Vermischung der Abwasserströme im Verlauf des Klärprozesses (Rückführung von Trübwassern aus der Schlammbehandlung etc.) eine Übereinstimmung der Ganglinien in Bezug auf die Fraktion S_I von Zulauf und Ablauf nicht gegeben ist. Ferner besteht die Möglichkeit, daß inerte Stoffe an den Belebtschlammflocken adsorbiert und dadurch aus dem Wasser eliminiert werden. Der Anteil der Fraktion S_I im Zulauf der Kläranlage ist jedoch eine für den optimalen Betrieb sehr wertvolle Information in Bezug auf den Leitparameter CSB, da eine Aussage über die biologische Abbaubarkeit des in die Kläranlage eingeleiteten Substrates erhalten werden kann.

Außerdem muß ein Wert für S_I bei der Anwendung des IAWQ-Modells angesetzt werden.

Die gelöste, inerte CSB-Fraktion S_I ist wie folgt definiert:

$$S_I = \frac{\text{CSB-Inertfaktor} \cdot \text{CSB}_{\text{filtr}}}{\text{CSB}_{\text{hom o}}} \quad (32a)$$

und :

$$\text{CSB-Inertfaktor} = \frac{c(\text{CSB}_i^{\text{Substrat}})}{c(\text{CSB}_i^{\text{Substrat}}) + c(\text{CSB}_s^{\text{Substrat}})} \quad (32b)$$

Mit:

$c(\text{CSB}_i^{\text{Substrat}})$ Konzentration an gelöstem, inertem CSB im Ansatz

$c(\text{CSB}_s^{\text{Substrat}})$ Konzentration an gelöstem, biologisch abbaubaren CSB im Ansatz

CSB_{homo} CSB-Gehalt der mittels Ultra-Turrax homogenisierten Probe (Gesamt-CSB)

$\text{CSB}_{\text{filtr}}$ CSB-Gehalt der filtrierten Probe (gelöster CSB)

6.3.1.2 Methode der Bestimmung der CSB-Fraktion S_i

Die gelöste, inerte CSB-Fraktion S_i wurde gemäß der von F. Malz et al. [49, 50] beschriebenen Batch-Versuche ermittelt. Zu diesem Zweck wurden die in Tabelle 14 aufgeführten vier Ansätze hergestellt und unter Belüftung (Frittensteine) sowie zusätzlicher Durchmischung mittels eines Magnetrührers über einen Zeitraum von 4 Stunden untersucht.

Tabelle 14: Zusammensetzung der Ansätze zur experimentellen Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I . (*Erläuterungen siehe Text)

Ansatz	Matrix* (ml)	Substrat* (ml)	Kontrollsubstanz* (mg)	Belebtschlamm* (g)
A	500	1000	–	60
B	1500	–	–	60
C	1500	–	90	60
D	500	1000	90	60

Matrix:

Filtrierter Ablauf der biologischen Kläranlage, in der das zu prüfende Substrat aufgenommen ist. Das Matrixwasser muß ausgezehrt sein ($BSB_5 < 5 \text{ mg O}_2/\text{l}$). Gegebenenfalls muß das Wasser des Kläranlagenablaufes noch so lange belüftet werden, bis der BSB_5 unterhalb von $5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ liegt. Damit kann davon ausgegangen werden, daß kein BSB -Anteil mit dem Matrixwasser eingebracht wird und bei der Bewertung berücksichtigt werden muß. (Anmerkung: Das als Matrix verwendete Wasser aus dem Ablauf der Kläranlage Emden/Larrelt weist einen relativ konstanten CSB-Gehalt von $49 (\pm 8) \text{ mg O}_2/\text{l}$ auf. Der BSB_5 liegt bei Werten $< 5 \text{ mg O}_2/\text{l}$.)

Substrat:

Als Substrat werden filtrierte Abwässer (Schwarzband-Filter) verwendet. Es können auch wasserlösliche Stoffe, die auf ihre biologische Abbaubarkeit geprüft werden sollen, eingesetzt werden. Bei einem Matrix-CSB (C_M) zwischen 35 und $60 \text{ mg O}_2/\text{l}$ sollte die Aufstockung mit dem zu prüfenden Substrat im Ansatz A zu einer CSB-Konzentration (C_{AO}) um $300 \text{ mg O}_2/\text{l}$ führen.

Kontrollsubstanz:

Natriumbenzoat, das in einer Menge um 60 mg/l zu den Ansätzen C und D gegeben wird. Hierdurch erfolgt eine Aufstockung des CSB um rund $100 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Bei an Phenol adaptierten Belebtschlämmen kann auch Phenol in einer Einwaage um 40 mg/l verwendet werden. (Anmerkung: Im Falle der Kläranlage Emden/Larrelt zeigten die durchgeführten Versuche, daß Phenol in der genannten Konzentration innerhalb der Versuchsdauer von 4 Stunden nicht biologisch abgebaut werden kann.)

Belebtschlamm:

Abfiltrierter Belebtschlamm der Kläranlage, von der auch das Matrixwasser stammt. Im Ansatz sollen ca. 3 g TS/l erreicht werden. Um diesen TS-Gehalt zu erreichen, müssen (60 ± 1) g des abfiltrierten Belebtschlammes pro Ansatz zugegeben werden.

Mit jedem der Ansätze wird eine bestimmte Zielsetzung verfolgt:

- Ansatz A dient der eigentlichen Bestimmung der Fraktion S_I .
- Mit Ansatz B läßt sich die Stabilität und der CSB-Gehalt der Matrix nachweisen bzw. kontrollieren, ob das Matrixwasser noch BSB-Anteile enthält.
- Mittels Ansatz C kann eine Aussage über die Aktivität des Belebtschlammes getroffen werden.
- Ansatz D gibt einen Hinweis darauf, ob in der untersuchten Probe (Substrat) Hemmstoffe enthalten sind, welche die Aktivität des Belebtschlammes verringern.

6.3.1.3 Durchführung

Zu den Zeitpunkten $t = 0$, $t = 120$ Minuten und $t = 240$ Minuten werden pro Ansatz 50 ml Probe entnommen und über ein gewaschenes (mit ca. 20 ml der Probe, Filtrat wird verworfen) Schwarzband-Filter filtriert. Anschließend wird der CSB-Wert des Filtrates gemäß DIN 38 409 (H41) [11] bestimmt.

Die zuverlässige Durchführung der CSB-Bestimmung wird durch die Untersuchung einer Referenzlösung überprüft. Dabei werden statt der Analysenprobe 20 ml einer Kaliumhydrogenphthalat-Lösung (CSB beträgt 200 mg O_2/l) eingesetzt. Das Ergebnis der mehrfach durchgeführten Bestimmung lag zwischen 192 und 208 mg O_2/l CSB. Der Fehlerbereich dieser Mehrfachbestimmung wurde in der Abb. 10 als Fehlerbalken berücksichtigt.

6.3.1.4 Ergebnisse und Diskussion

6.3.1.4.1 Adsorptionseffekte

Abweichend von der oben beschriebenen Versuchsdurchführung erfolgte zusätzlich eine Probenahme unmittelbar vor der Belebtschlammzugabe (ohne BS). In Abbildung 10 sind typische zeitliche Verläufe für die Ansätze A bis D aufgetragen. Dabei wurde der Bereich zwischen der Probenahme unmittelbar vor Belebtschlammzugabe und dem Zeitpunkt $t = 0$ vergrößert dargestellt (real handelt es sich um einen Zeitraum von ca. 1 Minute), um die infolge der Belebtschlammzugabe auftretenden Effekte zu verdeutlichen.

Bei Ansatz A läßt sich ein großer Sprung zwischen dem Wert ohne Belebtschlamm und dem CSB unmittelbar nach Zugabe des Belebtschlammes erkennen. Diese rasche CSB-Abnahme kann nur durch eine adsorptive Elimination von im Substrat enthaltenen Verbindungen plausibel erklärt werden. Danach wird der Anfangs-CSB von ca. 300 mg O₂/l innerhalb von 4 Stunden weitgehend eliminiert, wobei der Abbau bzw. die Elimination größtenteils in den ersten 120 Minuten abgeschlossen ist. Das Verhältnis der CSB-Abnahme innerhalb der Zeit von 0-120 Minuten zur Abnahme innerhalb von 120-240 Minuten beträgt etwa 10 : 1.

Bei Ansatz B führt die Zugabe des Belebtschlammes zunächst zu einer Erhöhung des CSB-Gehaltes. Dieser Effekt kann zwei Ursachen haben:

- a) Das im abfiltrierten Belebtschlamm vorhandene Restwasser, das im Vergleich zum gereinigten Wasser im Ablauf einen relativ hohen CSB-Wert (im wesentlichen inerte CSB) aufweist, gibt die miteingebrachte CSB-Menge in die Lösung.
- b) Der an dem Belebtschlamm adsorbierte inerte CSB-Anteil wird im Matrixwasser wieder teilweise desorbiert bzw. gibt diesen inerten CSB-Anteil in die Meßlösung.

Im Ansatz C findet ebenfalls zunächst eine Erhöhung des CSB-Gehaltes statt (Erklärung s. o.). Die Kontrollsubstanz Natriumbenzoat wird in dem Zeitraum von 240 Minuten vollständig abgebaut, so daß der Endwert annähernd dem CSB-Gehalt von Ansatz A nach 240 Minuten entspricht.

Im Ansatz D ähnelt der Verlauf des CSB-Wertes über 4 Stunden dem bei Ansatz A beobachteten Ergebnis. Auch hier findet unmittelbar nach der Zugabe des Belebtschlammes eine Elimination statt. Auch in diesem Fall erfolgt der Abbau im wesentlichen innerhalb der ersten 120 Minuten.

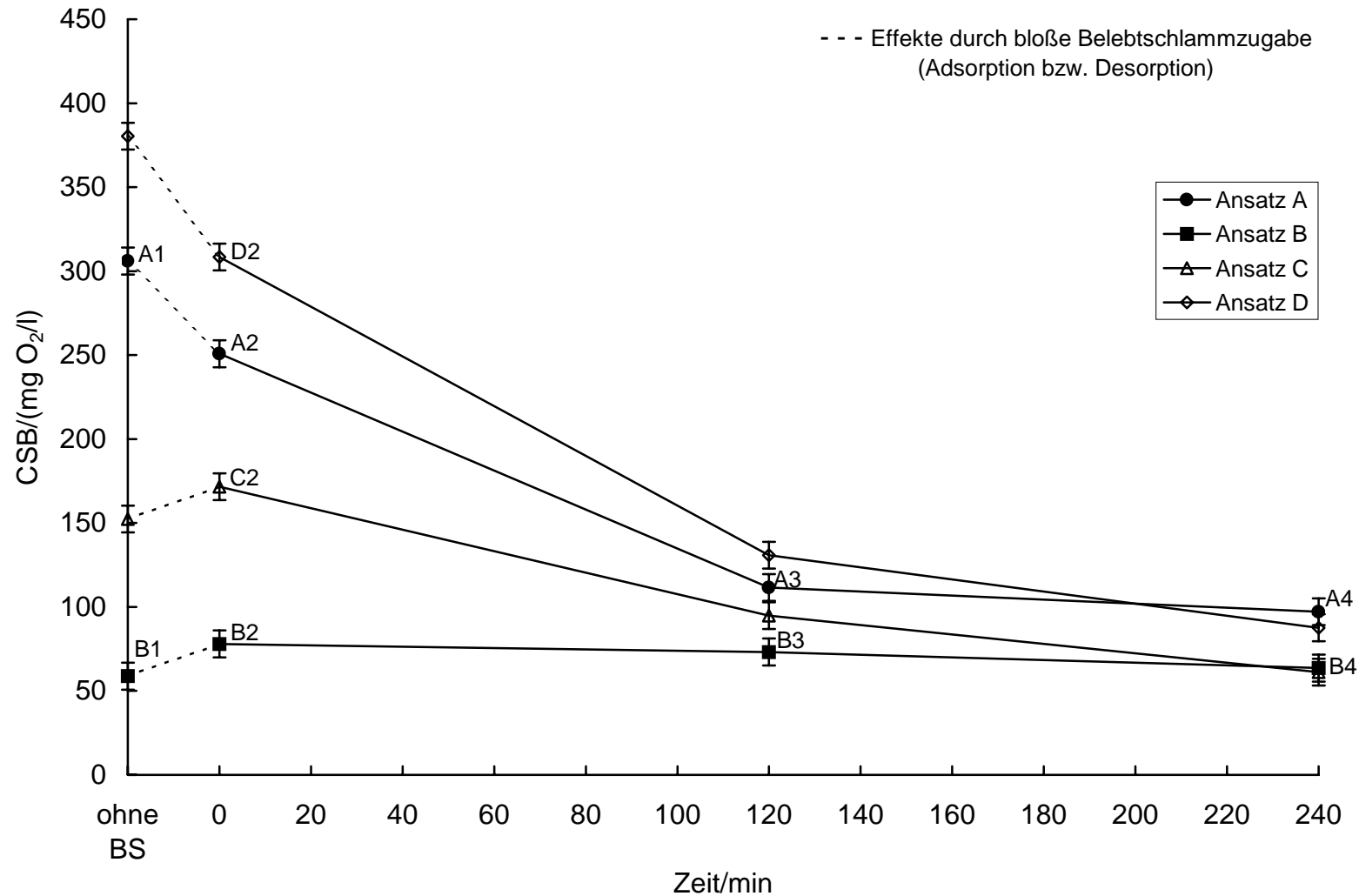


Abbildung 10: Zeitlicher Verlauf des CSB-Gehaltes für die vier Ansätze zur experimentellen Bestimmung des inerten CSB (SI). Der Bereich zwischen der Probenahme ohne Belebtschlamm und dem Zeitpunkt $t=0$ wurde im Diagramm gedehnt dargestellt (in der Realität betrug die Differenz weniger als 1 Minute). (Weitere Angaben zu den Ansätzen siehe Abschnitt 6.3.1.2; Erläuterungen zu A1-A4 und B1-B4 siehe Abschnitt 6.3.1.5)

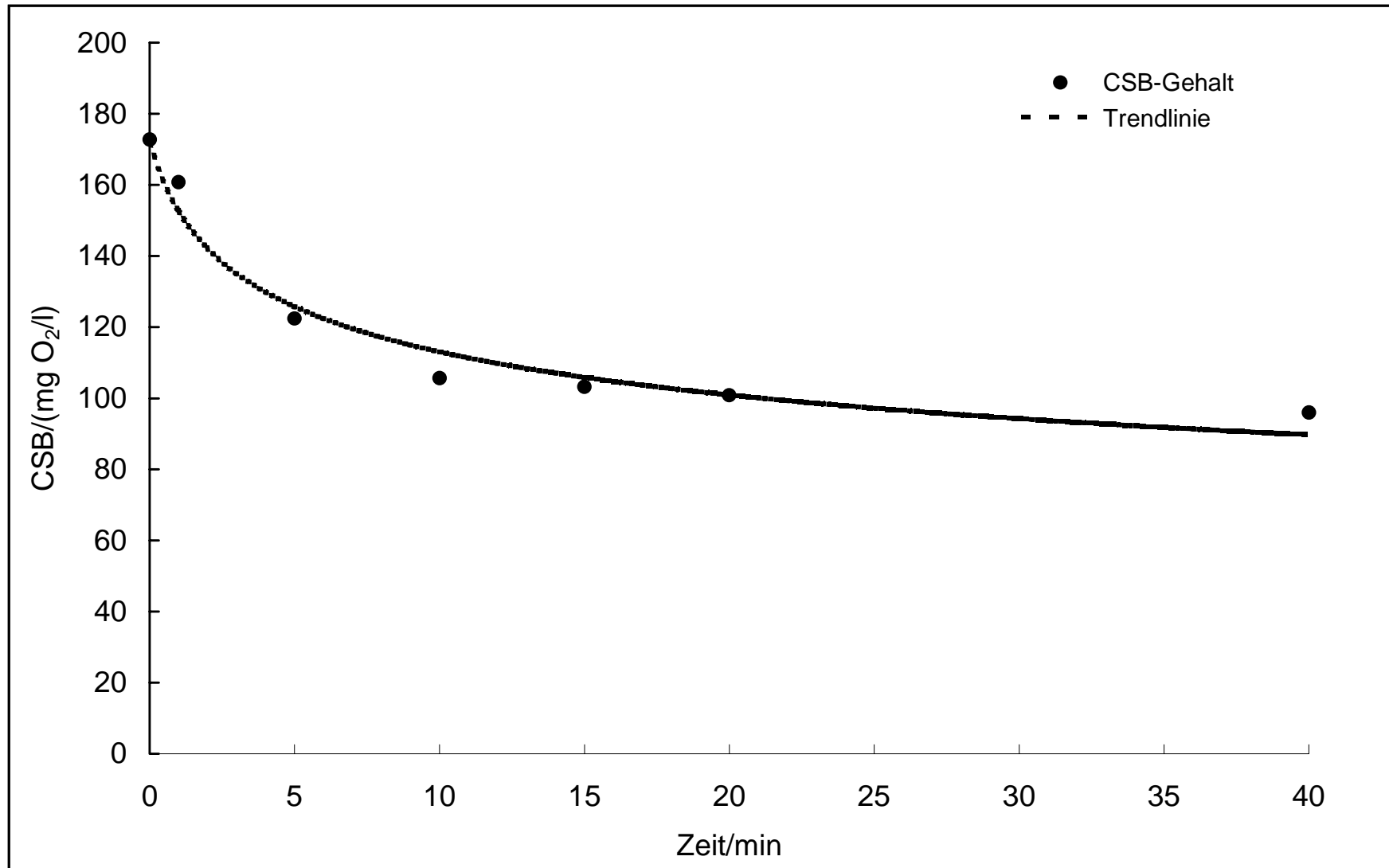


Abbildung 11: Kinetik der CSB-Elimination in den ersten 40 Minuten nach Zugabe von Belebtschlamm zu Ansatz A.

Insgesamt zeigen sich bei allen vier Ansätzen deutliche Unterschiede zwischen den CSB-Gehalten unmittelbar vor der Belebtschlammzugabe und zum Zeitpunkt $t = 0$ (der Belebtschlammzugabe), wobei in den Ansätzen A und D eine deutliche Abnahme und in den Ansätzen B und C eine Zunahme auftritt. Diese Beobachtungen lassen sich durch zwei gegenläufige Effekte erklären:

- Die Zugabe von ca. 60 g (Feuchtmasse) abfiltrierten Belebtschlamm führt zu einer leichten Erhöhung des CSB-Gehaltes der gesamten Probe, da mit dem Schlamm ein CSB-Anteil in die Matrix eingebracht wird.
- An den Belebtschlammteilchen werden unmittelbar nach Zugabe des Schlammes im Abwasser enthaltene Substanzen teilweise adsorbiert. Hierbei handelt es sich offensichtlich um im Zulauf vorhandene Kohlenstoffverbindungen, die innerhalb kürzester Zeit adsorbiert werden können. Dieser Effekt überlagert bei den genannten Ansätzen die durch die Belebtschlammzugabe verursachte geringfügige Erhöhung des CSB-Gehaltes.

Zur detaillierteren Untersuchung des zuletzt genannten Effektes wurde ein weiteres Experiment durchgeführt. Hierbei wurden aus dem Ansatz A unmittelbar vor der Belebtschlammzugabe sowie 1, 5, 10, 15, 20 und 40 Minuten nach der Belebtschlammzugabe Proben entnommen und wie oben beschrieben analysiert. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in Abbildung 11 dargestellt. Der Verlauf der CSB-Abnahme zeigt, daß bereits innerhalb der ersten 10 Minuten die Elimination von Kohlenstoffverbindungen weitgehend abgeschlossen ist.

Diese schnelle Elimination des CSB läßt zunächst keine Aussage darüber zu, ob es sich um einen biologischen Abbauvorgang oder um einen physikalisch chemischen Adsorptionsprozeß handelt. Um diese Frage näher zu untersuchen, wurde ein ähnliches Experiment mit dem biologisch nicht abbaubaren Schwermetall Cadmium durchgeführt. Bei der Zugabe von Belebtschlamm zu cadmiumhaltigem Abwasser zeigt sich eine vergleichbar schnelle Elimination.

Die Adsorption der Schwermetallionen erfolgt größtenteils innerhalb weniger Minuten [51, 52, 53, 54]. Abbildung 12 zeigt den zeitlichen Verlauf der Cadmiumkonzentration in der flüssigen Phase nach Zugabe von Belebtschlamm (3,5 g TS/l) zu einer schwermetallhaltigen Lösung mit einer Anfangskonzentration von 50 ppm Cadmium (Cd^{2+}).

Die Analogie der beiden beschriebenen Eliminationsvorgänge deutet darauf hin, daß in beiden Fällen ein ähnlicher Prozeß zugrunde gelegt werden könnte, nämlich eine

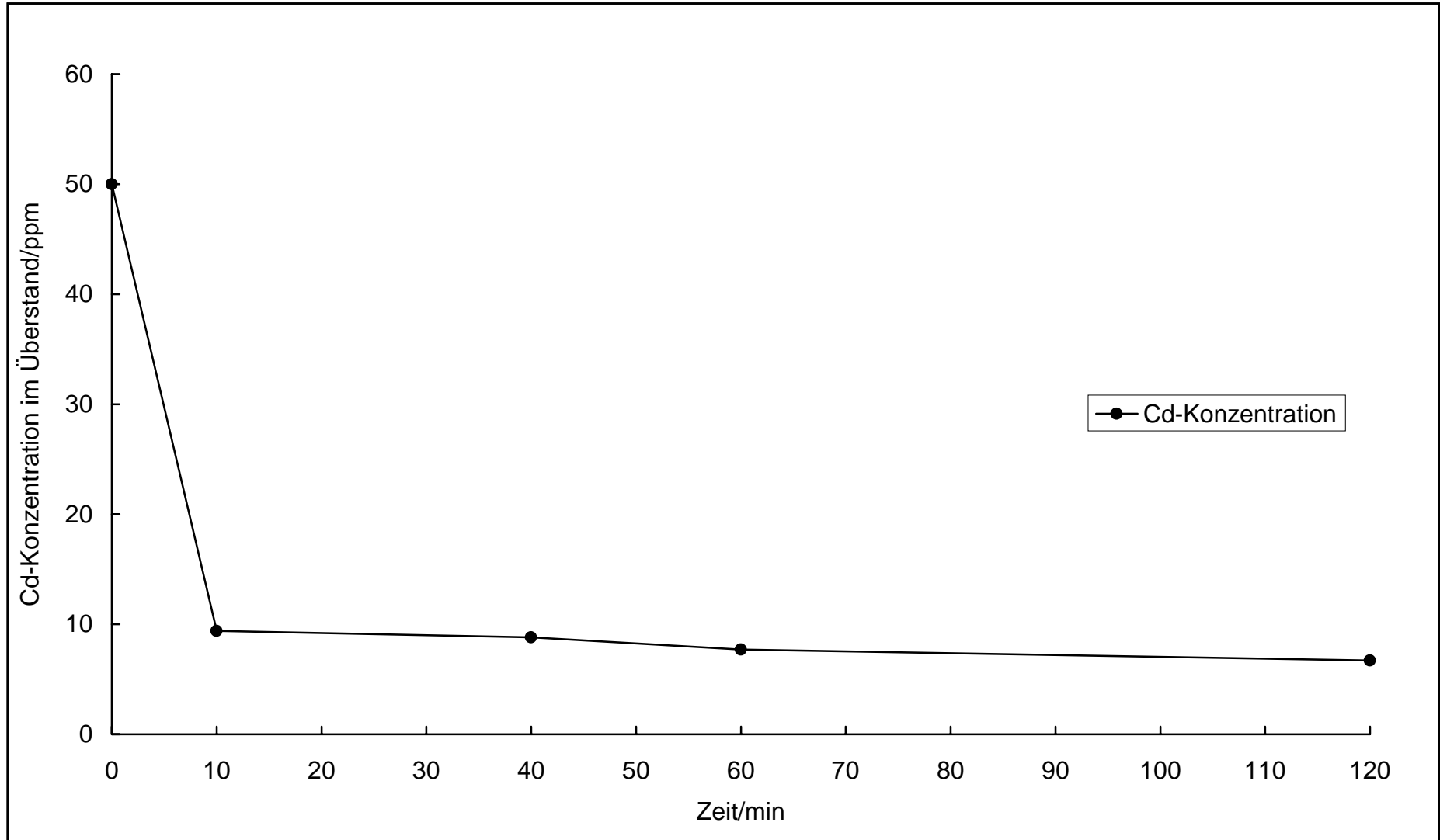


Abbildung 12: Zeitliche Änderung der Cadmiumkonzentration in der flüssigen Phase nach Zugabe von Belebtschlamm (3,5 g TS/l) zu einer 50 ppm haltigen Cadmiumlösung. Die Cadmiumkonzentration wurde mittels Atomabsorptionsspektroskopie ermittelt [55].

Adsorption. In der Literatur finden sich zudem entsprechende Hinweise auf eine adsorptive CSB-Elimination durch Belebtschlamm innerhalb sehr kurzer Zeit [30, 56].

6.3.1.4.2 Wasserlöslichkeit der Kontrollsubstanz

Durch die Zugabe von 90 mg Natriumbenzoat zu den Ansätzen B und C (Gesamtvolumen jeweils 1500 ml) sollte deren CSB-Gehalt theoretisch um 100 mg O₂/l erhöht werden. Dies gilt nur unter der Annahme, daß die Kontrollsubstanz vollständig in Lösung gegangen ist. Andernfalls würden bei der Filtration der entnommenen Proben ungelöste Anteile der Kontrollsubstanz zurückbleiben und zu einem Fehlbetrag bei der anschließenden CSB-Bestimmung führen. Aus diesem Grunde wurde die Wasserlöslichkeit von Natriumbenzoat untersucht. Dazu wurden vier parallele Ansätze aus 1000 ml Leitungswasser und 100 mg Natriumbenzoat (dies entspricht einer theoretischen Erhöhung des CSB-Gehaltes um 166,5 mg O₂/l) hergestellt und mit einem Magnetrührer durchmischt. Daraus wurden zu verschiedenen Zeitpunkten (5, 15, 30, 60 Minuten) Proben entnommen und deren CSB-Gehalt bestimmt. In Abbildung 13 sind die dabei erhaltenen Resultate dargestellt. Die Auftragung zeigt, daß der Lösungsvorgang erst nach etwa einer Stunde als abgeschlossen betrachtet werden kann. Diese Ergebnisse wurden bei der Durchführung des in Abb. 10 beschriebenen Versuches berücksichtigt.

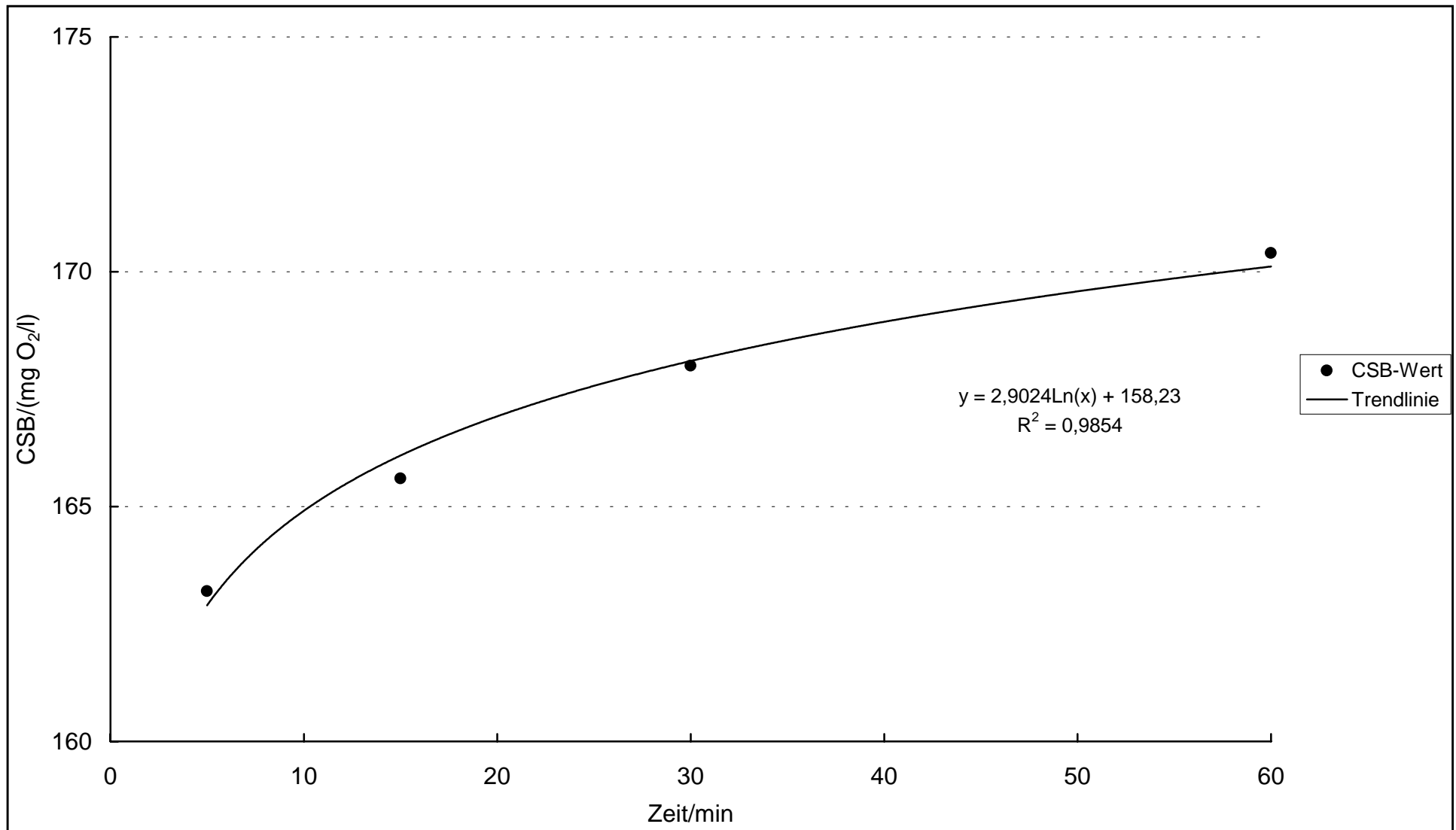


Abbildung 13: Versuch zur Wasserlöslichkeit der Kontrollsubstanz Natriumbenzoat. (Es handelt sich um bereinigte Werte, d.h. der CSB-Gehalt des Leitungswassers von 16,8 mg O₂/l wurde bereits von den Ergebnissen des Versuches subtrahiert.)

6.3.1.4.3 Auswertung

Für die Berechnung des CSB-Inertfaktors (siehe Gl. 32b) wird in der Literatur [50] folgende Berechnungsformel angegeben:

$$\text{CSB-Inertfaktor} = \frac{\frac{V_M}{V_S} \cdot (c_{A4} - c_M) + c_{A4}}{\frac{V_M}{V_S} \cdot (c_{A2} - c_M) + c_{A2}} \quad (33)$$

Mit:

V_M Volumen des Matrixwassers

V_S Volumen des Substratwassers im Ansatz

C_{A2} CSB des Ansatzes A zur Zeit $t = 0$ min in mg O_2/l

C_{A4} CSB des Ansatzes A nach $t = 240$ min in mg O_2/l

C_M CSB der Matrix in mg O_2/l

Da die in Abschnitt 6.3.1.4.1 diskutierten Effekte der Wirkung des Belebtschlammes auf den inerten CSB-Anteil in dieser Berechnungsformel nicht berücksichtigt werden, wurde ein modifizierter Ansatz zur Ermittlung der inerten, gelösten CSB-Fraktion aus den experimentellen Ergebnissen entwickelt:

$$\text{CSB-Inertfaktor} = \frac{V \cdot \left(\frac{(c_{A1} - c_{B1})}{(c_{A2} - c_{B2})} \right) \cdot (c_{A4} - c_{B4}) - c_{B1} \cdot (V_M - V)}{V \cdot c_{A1} - V_M \cdot c_{B1}} \quad (34)$$

Mit:

V Gesamtvolumen des Ansatzes

C_{A1} CSB des Ansatzes A vor der Belebtschlammzugabe in mg O_2/l

C_{B1} CSB des Ansatzes B vor der Belebtschlammzugabe in mg O_2/l

C_{B2} CSB des Ansatzes B zur Zeit $t = 0$ min in mg O_2/l

C_{B4} CSB des Ansatzes B nach $t = 240$ min in mg O_2/l

Die Herleitung des modifizierten Berechnungsansatzes wird in Abschnitt 6.3.1.5 dargestellt.

Mit dem modifizierten Ansatz wurden Abwässer aus verschiedenen Stufen der Kläranlage Emden/Larrelt untersucht. Aus dem Ablauf des Sandfanges (Probe für den Zulauf der Kläranlage) sowie dem Ablauf der Vorklärung (Probe für den Zulauf zur Belebung) wurden mehrmals qualifizierte Stichproben sowie Tagesmischproben (automatischer Probenehmer Aqua Sampler HCV 26 der Firma Struersk's) entnommen und untersucht. Außerdem wurde das aus den Klärschlammvererdungsbeeten (KSV) stammende Filtratwasser (Stichprobe aus dem Sammelschacht) analysiert. Zur Charakterisierung der unterschiedlichen Abwässer wurden auch der unfiltrierte homogenisierte und der filtrierte CSB bestimmt. In Tabelle 15 sind die erhaltenen Ergebnisse zusammengefaßt und mit den Werten verglichen, die sich nach der in der Literatur [50] angegebenen Berechnungsformel (siehe Gl. (33)) ergeben.

Tabelle 15: Ergebnisse der Bestimmung des CSB-Inertfaktors und der inerten, gelösten CSB-Fraktion S_I für Probenmaterial aus verschiedenen Verfahrensstufen der Kläranlage Emden, einmal nach der Formel aus Lit. [50], Gl. (33), einmal nach der neu aufgestellten Formel Gl. (34) berechnet.

06

Probe/Substrat (Entnahmeort, Datum)	CSB _{homo} Substrat (mg O ₂ /l)	CSB _{filtr} Substrat (mg O ₂ /l)	Verhältnis CSB _{homo} / CSB _{filtr}	CSB-Inertfaktor nach Lit. [50] Gl. (33)	Fraktion S _I Gl. (32a)	CSB-Inertfaktor nach Gl. (34)	Fraktion S _I Gl. (32a)
Ablauf Sandfang (TM), 08.04.1997	654	333,6	1,96	0,24	0,12	0,46	0,23
Ablauf Sandfang (TM), 15.04.1997	660	256,8	2,57	0,25	0,10	0,35	0,14
Ablauf Sandfang (TM), 22.04.1997	738	178,8	4,13	0,24	0,06	0,30	0,07
Ablauf Sandfang (TM), 06.05.1997	732	185,6	3,95	0,22	0,06	0,29	0,07
Zulauf Belebung (STP), 27.01.1998	467	278,4	1,68	0,36	0,21	0,52	0,31
Zulauf Belebung (STP), 04.02.1998	393	277,2	1,42	0,34	0,24	0,32	0,23
Filtratwasser KSV (STP), 24.10.1997	449	438	1,03	0,95	0,93	0,94	0,92

(TM: Tagesmischprobe, STP: qualifizierte Stichprobe)

Der Vergleich der nach der modifizierten Berechnungsformel erhaltenen Ergebnisse mit den nach der in der Literatur angegebenen Gleichung ermittelten Werten läßt signifikante Unterschiede erkennen. Es zeigt sich, daß durch die Berücksichtigung der auftretenden Adsorptions- und Desorptionseffekte deutlich abweichende Ergebnisse erhalten werden. Durch den modifizierten Ansatz wird verhindert, daß derjenige Anteil der Kohlenstoffverbindungen, der innerhalb kürzester Zeit vom Belebtschlamm eliminiert (adsorbiert) werden kann, unberücksichtigt bleibt. Dies würde andernfalls zu einem signifikanten Fehler in der Berechnung des Inertfaktors führen, da die Differenz zwischen den Werten unmittelbar vor bzw. nach der Belebtschlammzugabe in der Größenordnung von 10 % liegt.

Bei der Betrachtung der Werte in Tabelle 15 zeigt sich, daß zwischen den Proben aus dem Zulauf der Kläranlage (Ablauf des Sandfanges) gewisse Abweichungen auftreten. Die Ergebnisse für die Fraktion S_i bewegen sich in einem Bereich von 0,07 bis 0,23 nach Gl. (34) (bzw. 0,06 bis 0,12 nach Lit. [50]). Diese Schwankungen lassen sich auf die inhomogene Zusammensetzung des Zulaufs zurückführen. Die Proben aus dem Zulauf zur Belebung weisen im Vergleich zum Ablauf des Sandfanges einen höheren Anteil an gelöstem, inerten CSB auf. Dies läßt sich darauf zurückführen, daß in der Vorklärung bereits ein gewisser Anteil des CSB (überwiegend biologisch leicht abbaubare Stoffe) eliminiert wird.

Das Ergebnis des Filtratwassers aus den Klärschlammvererdungsbeeten liegt dagegen völlig außerhalb der genannten Bereiche. Die darin enthaltenen Kohlenstoffverbindungen sind zu mehr als 90 % inert. Dies ist allerdings auch zu erwarten, da die biologisch abbaubaren Substanzen bereits größtenteils im Verlauf des Klär- und Faulprozesses eliminiert werden und die danach verbleibenden biologischen Stoffe in den Vererdungsbeeten abgebaut werden. Die Gehalte des homogenisierten CSB und des filtrierte CSB im Filtratwasser lassen zudem erkennen, daß die partikulären Stoffe fast vollständig in den Vererdungsbeeten zurückgehalten werden.

6.3.1.5 Auswertung unter Berücksichtigung der inerten CSB-Fracht des Belebtschlammes

Mit:

A1	Ansatz A vor der Belebtschlammzugabe
A2	Ansatz A zur Zeit $t = 0$ min
A4	Ansatz A nach $t = 240$ min
B1	Ansatz B vor der Belebtschlammzugabe
B2	Ansatz B zur Zeit $t = 0$ min
B4	Ansatz B nach $t = 240$ min
Index ^B	Belebtschlamm
Index ^M	Matrix
Index ^S	Substrat
Index _i	inerte Stoffe
Index _M	Matrix
Index _S	biologisch abbaubare Stoffe (Substrat)
Index _W	Restwasser im abfiltrierten Belebtschlamm
n	CSB-Gehalt bezogen auf Molzahl
c	CSB-Konzentration in mg O ₂ /l
k	Konstante zur Beschreibung des Adsorptionsgleichgewichts

Die Messungen erfolgten so, daß

- zunächst das Matrixwasser mit einem Volumen V_M (hier 500 ml) vorgelegt wird,
- dann wird das Substrat mit einem Volumen V_S (hier 1000 ml) vorgelegt,
- anschließend wird die Menge n^B an Belebtschlamm zugegeben.

Das Gesamtvolumen der flüssigen Phase beträgt dann ca.

$$V = V_S + V_M \quad (35)$$

CSB wird durch folgende Komponenten in die Probe eingebracht:

- a) Der Belebtschlamm kann auf zwei Arten eine CSB-Menge in die Probe bringen
 - mit dem Restwasser im Belebtschlamm: $n^B_W(\text{CSB})_i$
 - mit den Belebtschlammflocken, an denen eine Menge $n^B(\text{CSB})_i$ adsorbiert ist.

Für die Adsorption wird eine Langmuirisotheime angesetzt, die für kleine Konzentrationen durch eine lineare Beziehung angenähert werden kann (Gl. (36)).

$$n_{\text{ads}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} = k \cdot c(\text{CSB})_{\text{I}} \quad (36)$$

Es wird davon ausgegangen, daß der Belebtschlamm nur inerten CSB in die Probe einbringt. Der biologisch abbaubare CSB_S wurde bereits abgebaut. Dabei werden Absterbevorgänge der Biomasse während der relativ kurzen Versuchsdauer (4 h) vernachlässigt.

a) Mit dem Matrixwasser wird ebenfalls eine CSB-Menge in die Probe eingebracht (Gl. (37)).

$$n^{\text{M}}(\text{CSB})_{\text{I}} = V_{\text{M}} \cdot c^{\text{M}}(\text{CSB})_{\text{I}} \quad (37)$$

b) Mit dem Substrat (der eigentlich zu untersuchenden Komponente) wird sowohl eine inerte CSB-Menge als auch eine biologisch abbaubare CSB-Menge in die Probe eingebracht (Gl. (38)).

$$n^{\text{S}}(\text{CSB})_{\text{S}} + n^{\text{S}}(\text{CSB})_{\text{I}} = V_{\text{S}} \cdot (c^{\text{S}}(\text{CSB})_{\text{S}} + c^{\text{S}}(\text{CSB})_{\text{I}}) \quad (38)$$

Wird nun der Belebtschlamm zur Probe gegeben, so wird der CSB aus dem Restwasser des Belebtschlammes und ein Teil des adsorbierten inerten CSB, nämlich der desorbierte Anteil, in die Probe eingetragen (Gl. (39)).

$$n_{\text{W}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} + n_{\text{des}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} \quad (39)$$

Der desorbierte Anteil ergibt sich aus der Differenz zwischen der CSB-Menge, die vor dem Einbringen des Belebtschlammes (n^{B}) in die Probe auf den Flocken adsorbiert war und der Menge, die auf den Flocken in der flüssigen Phase im Gleichgewicht noch adsorbiert ist ($n_{\text{ads}}^{\text{B}}$):

$$n_{\text{des}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} = n^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} - n_{\text{ads}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} \quad (40)$$

wobei sich $n_{\text{ads}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}}$ aus der CSB-Konzentration im Gesamtansatz A ergibt:

$$n_{\text{ads}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} = k \cdot c(\text{CSB})_{\text{I}} \quad (\text{siehe Gl. (36)}) \quad (41)$$

$$n_{\text{des}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} = n^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} - k \cdot c(\text{CSB})_{\text{I}} \quad (42)$$

Die Gesamtmenge an CSB im Gesamtansatz A ist dann (die adsorbierte Menge auf der Flocke ist hierbei nicht zu berücksichtigen):

$$n^{\text{Probe}}(\text{CSB}) = n_{\text{des}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} + n_{\text{W}}^{\text{B}}(\text{CSB})_{\text{I}} + n^{\text{M}}(\text{CSB})_{\text{I}} + n^{\text{S}}(\text{CSB})_{\text{S}} + n^{\text{S}}(\text{CSB})_{\text{I}} \quad (43)$$

Die Konzentration $c(\text{CSB})$ im Gesamtansatz A wird dann ermittelt, indem die Probe über ein Filter gegeben wird, wobei der Belebtschlamm zurückgehalten und anschließend die CSB-Konzentration im Filtrat bestimmt wird:

$$c(\text{CSB}) = \frac{1}{V} \cdot (n^B(\text{CSB})_l - k \cdot c(\text{CSB})_l + n^B_w(\text{CSB})) + \frac{V_M}{V} \cdot c^M(\text{CSB}) + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_l + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_s \quad (44)$$

Für die verschiedenen Proben A1, A2, A4, B1, B2 und B4 ergeben sich dann folgende Konzentrationswerte:

Für die Blindprobe B ist $V = V_M$ (hier 1,5 l, siehe Tabelle 14).

$$\text{B1: } c_{B1} = c^M(\text{CSB})_l \quad (45)$$

$$\text{B2: } c_{B2} = c^M(\text{CSB})_l + \frac{1}{V} \cdot (n^B(\text{CSB})_l - k \cdot c_{B2} + n^B_w(\text{CSB})) \quad (46)$$

$$\text{B4: } c_{B2} = c_{B4} \quad (47)$$

Für den Ansatz A ist $V = V_S + V_M$ (hier 1,5 l, siehe Tabelle 14).

$$\text{A1: } c_{A1} = \frac{V_M}{V} \cdot c^M(\text{CSB})_l + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_l + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_s \quad (48)$$

$$\text{A2: } c_{A2} = \frac{1}{V} \cdot (n^B(\text{CSB})_l - k \cdot c_{A2} + n^B_w(\text{CSB})) + \frac{V_M}{V} \cdot c^M(\text{CSB})_l + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_l + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_s \quad (\text{siehe Gl. (44)}) \quad (49)$$

$$\text{A4: } c_{A4} = \frac{1}{V} \cdot (n^B(\text{CSB})_l - k \cdot c_{A4} + n^B_w(\text{CSB})) + \frac{V_M}{V} \cdot c^M(\text{CSB})_l + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_l \quad (50)$$

Der CSB-Inertfaktor ergibt sich dann nach (siehe Gl. (32b))

$$\text{CSB-Inertfaktor} = \frac{c^S(\text{CSB})_l}{c^S(\text{CSB})_l + c^S(\text{CSB})_s} \quad (51)$$

aus den folgenden Beziehungen:

$$(c_{A4} - c_{B4}) = \left\{ \frac{1}{V} (n^B(\text{CSB})_l - k \cdot c_{A4} + n^B_w(\text{CSB})) + \frac{V_M}{V} \cdot c^M(\text{CSB})_l + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_l \right\} - \left\{ c^M(\text{CSB})_l + \frac{1}{V} (n^B(\text{CSB})_l - k \cdot c_{B4} + n^B_w(\text{CSB})) \right\} \quad (52)$$

Dann ergibt sich:

$$(c_{A4} - c_{B4}) = \frac{V_M}{V} \cdot c^M(\text{CSB})_l + \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_l - c^M(\text{CSB})_l - \frac{k}{V} \cdot c_{A4} + \frac{k}{V} \cdot c_{B4} = \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_l + c^M(\text{CSB})_l \cdot \left(\frac{V_M}{V} - 1 \right) - \frac{k}{V} \cdot (c_{A4} - c_{B4}) \quad (53)$$

Die Adsorptionskonstante k wird aus folgenden Zusammenhängen erhalten:

$$c_{A2} - c_{A1} = \frac{1}{V} \cdot (n^B(\text{CSB})_I - k \cdot c_{A2} + n^B_w(\text{CSB})_I) \quad (54)$$

$$c_{B2} - c_{B1} = \frac{1}{V} \cdot (n^B(\text{CSB})_I - k \cdot c_{B2} + n^B_w(\text{CSB})_I) \quad (55)$$

$$(c_{A2} - c_{A1}) - (c_{B2} - c_{B1}) = \frac{1}{V} \cdot (-k \cdot c_{A2} + k \cdot c_{B2}) = \frac{k}{V} \cdot (c_{B2} - c_{A2}) \quad (56)$$

$$c_{A2} - c_{A1} - c_{B2} + c_{B1} = (c_{A2} - c_{B2}) + (c_{B1} - c_{A1}) = -\frac{k}{V} \cdot (c_{A2} - c_{B2}) \quad (57)$$

$$1 + \frac{(c_{B1} - c_{A1})}{(c_{A2} - c_{B2})} = -\frac{k}{V} \quad (58)$$

$$k = V \cdot \left(\frac{(c_{A1} - c_{B1})}{(c_{A2} - c_{B2})} - 1 \right) \quad (59)$$

Mit $c^M(\text{CSB})_I = c_{B1}$ ergibt sich aus Gl. (53) und Gl. (59):

$$(c_{A4} - c_{B4}) - c_{B1} \cdot \left(\frac{V_M}{V} - 1 \right) + \left(\frac{(c_{A1} - c_{B1})}{(c_{A2} - c_{B2})} - 1 \right) \cdot (c_{A4} - c_{B4}) = \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_I \quad (60)$$

$$\left(\frac{(c_{A1} - c_{B1})}{(c_{A2} - c_{B2})} \right) \cdot (c_{A4} - c_{B4}) - c_{B1} \cdot \left(\frac{V_M}{V} - 1 \right) = \frac{V_S}{V} \cdot c^S(\text{CSB})_I \quad (61)$$

$$c^S(\text{CSB})_I = \frac{V}{V_S} \cdot \left(\frac{(c_{A1} - c_{B1})}{(c_{A2} - c_{B2})} \right) \cdot (c_{A4} - c_{B4}) - c_{B1} \cdot \left(\frac{V_M}{V_S} - \frac{V}{V_S} \right) \quad (62)$$

Der Gesamt-CSB wird aus folgender Beziehung ermittelt:

$$\frac{V}{V_M} \cdot c_{A1} - c_{B1} = c^M(\text{CSB})_I + \frac{V_S}{V_M} \cdot (c^S(\text{CSB})_I + c^S(\text{CSB})_S) - c^M(\text{CSB})_I \quad (63)$$

$$= \frac{V_S}{V_M} \cdot (c^S(\text{CSB})_I + c^S(\text{CSB})_S)$$

$$c^S(\text{CSB})_I + c^S(\text{CSB})_S = \frac{V_M}{V_S} \cdot \left(\frac{V}{V_M} \cdot c_{A1} - c_{B1} \right) = \frac{V}{V_S} \cdot c_{A1} - \frac{V_M}{V_S} \cdot c_{B1} \quad (64)$$

Damit ergibt sich für den CSB-Inertfaktor nach Gl. (32b) aus Gl. (62) und Gl. (64):

$$\text{CSB-Inertfaktor} = \frac{\frac{V}{V_S} \cdot \left(\frac{(c_{A1} - c_{B1})}{(c_{A2} - c_{B2})} \right) \cdot (c_{A4} - c_{B4}) - c_{B1} \cdot \left(\frac{V_M}{V_S} - \frac{V}{V_S} \right)}{\frac{V}{V_S} \cdot c_{A1} - \frac{V_M}{V_S} \cdot c_{B1}} \quad (65)$$

$$= \frac{V \cdot \left(\frac{c_{A1} - c_{B1}}{c_{A2} - c_{B2}} \right) \cdot (c_{A4} - c_{B4}) - c_{B1} \cdot (V_M - V)}{V \cdot c_{A1} - V_M \cdot c_{B1}} \quad (66)$$

Mit den hier verwendeten Volumina $V = 1$ l; $V_M = 0,5$ l und $V_S = 1$ l ergibt sich:

$$\text{CSB-Inertfaktor} = \frac{1,5 \cdot \left(\frac{c_{A1} - c_{B1}}{c_{A2} - c_{B2}} \right) \cdot (c_{A4} - c_{B4}) - c_{B1} \cdot (0,5 - 1,5)}{1,5 \cdot c_{A1} - 0,5 \cdot c_{B1}} \quad (67)$$

$$\text{CSB-Inertfaktor} = \frac{1,5 \cdot \left(\frac{c_{A1} - c_{B1}}{c_{A2} - c_{B2}} \right) \cdot (c_{A4} - c_{B4}) + c_{B1}}{1,5 \cdot c_{A1} - 0,5 \cdot c_{B1}} \quad (68)$$

Die Adsorption von biologisch abbaubarer CSB-Fracht an die Belebtschlammflocke wird nicht in die Berechnung einbezogen. Dieser Anteil wird nach der Elimination auch meßtechnisch nicht erfaßt. Man muß davon ausgehen, daß der adsorbierte BSB-Anteil an der Flocke mit der Zeit (z. B. in 5 Tagen) abgebaut wird, aber schon nach 240 Minuten nicht mehr gelöst in der Flüssigkeit verfügbar ist.

6.3.1.6 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I

Die durchgeführten Versuche zeigen, daß die oben beschriebene Methode zur Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_I im Hinblick auf Praktikabilität, apparativen und zeitlichen Aufwand sowie Reproduzierbarkeit der Ergebnisse geeignet ist. Durch die Berücksichtigung der in Abschnitt 6.3.1.4.1 diskutierten Effekte der Adsorption und Desorption von CSB-Anteilen an den Belebtschlammflocken und der in Abschnitt 6.3.1.4.2 beschriebenen Wasserlöslichkeit der Kontrollsubstanz lassen sich systematische Fehler bei der Versuchsdurchführung vermeiden bzw. minimieren. Die Anwendung der Methode auf Probenmaterial aus verschiedenen Verfahrensstufen der Kläranlage Emden/Larrelt ergab insgesamt plausible Resultate. Die Notwendigkeit zur Erfassung der Fraktion S_I ergibt sich aus den Werten in Tabelle 15. Bei in etwa gleich hohem Gesamt-CSB (CSB_{homo}) variiert die Verteilung auf die unterschiedlichen CSB-Fraktionen erheblich (bis zu einem Faktor 2). Ausschlaggebend für die maximal erreich-

bare Reinigungsleistung einer Kläranlage ist aber nicht der Gesamt-CSB sondern der gelöste inerte Anteil S_i .

6.3.2 Experimentelle Bestimmung der gelösten, biologisch rasch abbaubaren CSB-Fraktion S_S

6.3.2.1 Methoden für die experimentelle Bestimmung der CSB-Fraktion S_S

Die gelöste, biologisch rasch abbaubare CSB-Fraktion S_S kann über Zehrungsmessungen ermittelt werden. Dies kann sowohl über die Messung der Sauerstoffatmung [57, 58] als auch über die Messung der Nitratatmung [57, 58] geschehen. In den durchgeführten Experimenten wurde die Sauerstoffzehrung mit Hilfe des Sapromaten D125 der Firma VOITH bestimmt.

Der eingesetzte Belebtschlamm wird aus einer kontinuierlich laufenden Abwasserreinigungsanlage entnommen und bis zur Verwendung belüftet. Der Versuch wird gestartet, indem eine bestimmte Menge Belebtschlamm in einem Reaktionsgefäß des Sapromaten vorgelegt und ein definiertes Volumen Abwasser zugegeben wird. Der CSB_{homo} (CSB-Wert der homogenisierten Probe) und der CSB_{filtr} (CSB-Wert der filtrierten Probe) des Abwassers werden vor Versuchsbeginn bestimmt, um die Belastung genau einstellen zu können. Der Versuch soll bei einer Belastung (F/M Verhältnis, siehe S. 80) zwischen 0,5-0,8 (g CSB)/(g oTS) erfolgen. Über die Zeit wird dann der Sauerstoffverbrauch bestimmt. Aus dem Verlauf der Zehrungskurve läßt sich die Konzentration des gelösten, biologisch rasch abbaubaren Anteils S_S am Gesamt-CSB berechnen.

Ekama et. al. [48, 58] geben folgende Formel zur Berechnung der CSB-Fraktion S_S an:

$$S_S = (1/(1 - f_{CV} \cdot Y_H)) \cdot MO \cdot (V_{ml} + V_{ww}) / V_{ww} \quad (69)$$

Mit:

f_{CV} : Faktor zur Umrechnung mg oTS in mg CSB

Y_H : Yield der Heterotrophen in oTS-Einheiten

V_{ml} : eingesetztes Volumen des Belebtschlammes (ml)

V_{ww} : eingesetztes Volumen des Abwassers (ml)

MO: die berechnete Fläche (mg O_2/l)

Der gesuchte MO-Wert läßt sich bei idealem Kurvenverlauf durch einfache Multiplikation von T mit $(PI_1 - PI_2)$ ermitteln (Abbildung 14).

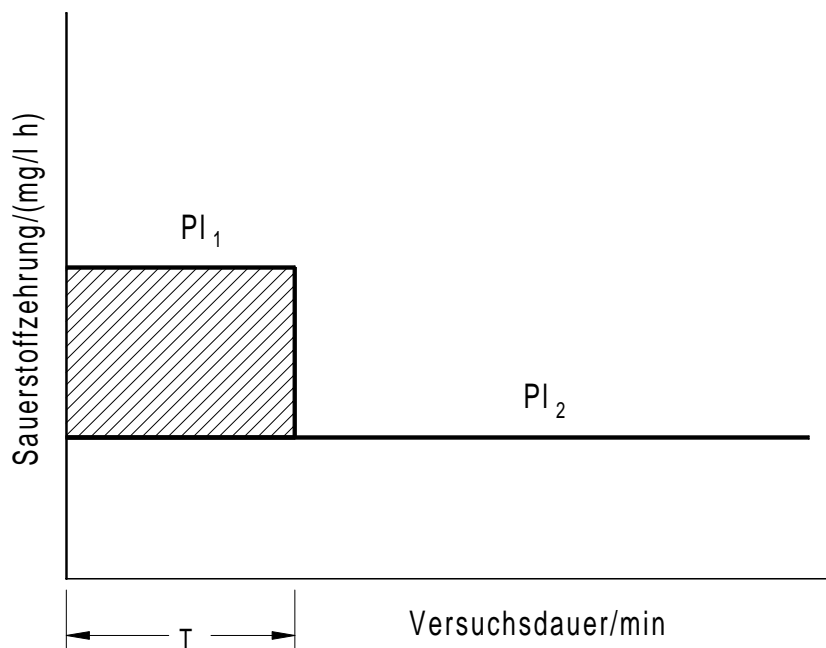


Abbildung 14: Idealer Kurvenverlauf der Sauerstoffzehrung nach [57].

Weil im Normalfall kein eindeutiger Plateau-Wert bestimmt werden kann, empfiehlt es sich, die schraffierten Flächen immer mit Hilfe der Trapezregel [59] zu ermitteln (Abbildung 15). Die Anwendung dieser Form der Auswertung ist besonders dann sinnvoll, wenn verschiedene Teilströme eines kommunalen Gesamt-Abwassers untersucht werden. Dann kann es vorkommen, daß der Schlamm eine gewisse Zeit braucht, um sich an dieses Abwasser zu adaptieren. Die Kurven haben dann ein typisches „Sägezahn-Profil“ oder ein Profil wie in der Abbildung 15 dargestellt.

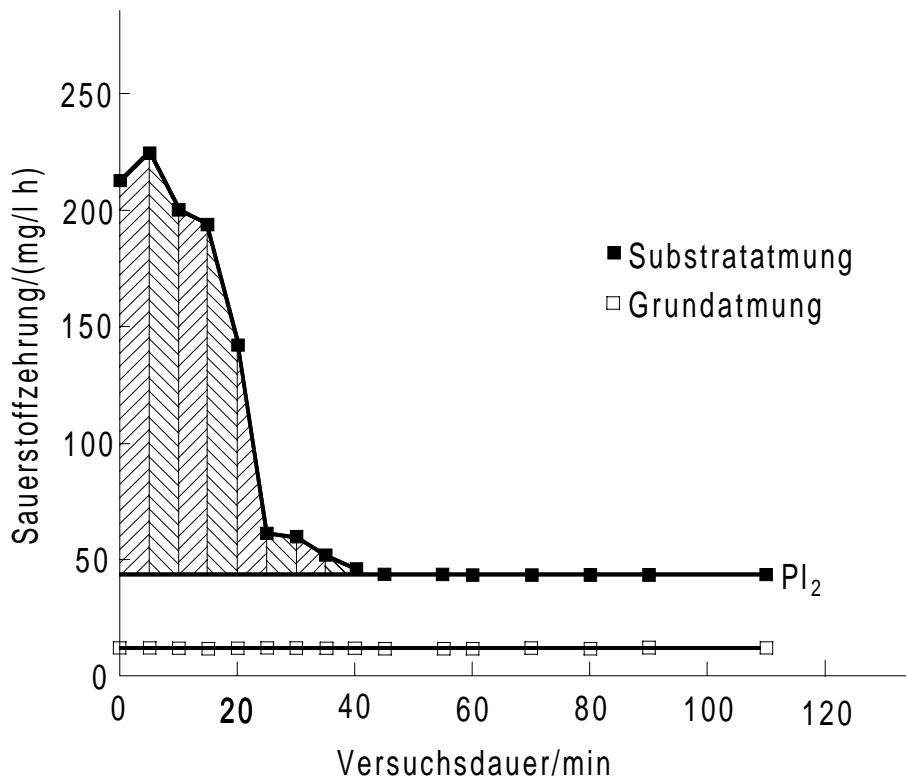


Abbildung 15: Bestimmung der schraffierten Fläche mit der Trapezregel [59].

6.3.2.2 Durchführung

Zur Bestimmung der Fraktion S_s des Zulaufs und des Ablaufs der Vorklärung wurden in wöchentlichen Abständen Mischproben entnommen (vom Zulauf insgesamt fünfmal, vom Ablauf der Vorklärung insgesamt zweimal) und gemäß Abschnitt 6.3.2.1 untersucht.

Um in den Ansätzen das erforderliche F/M-Verhältnis (Nährstoffkonzentration / Mikroorganismenkonzentration) von 0,5 - 0,8 (g CSB)/(g oTS) zu erreichen, wurden 150 ml der Probe und 50 ml Belebtschlamm eingesetzt.

Bei einigen Experimenten (alle Mischproben außer Zulauf vom 10.04.1997) wurden zu allen Ansätzen jeweils 0,1 ml einer N-Allylthioharnstoff-Lösung (ATH-Lösung, entspricht 1 mg ATH/l Ansatz) hinzugefügt. Da ATH als Nitrifikationshemmer wirkt, kann sichergestellt werden, daß der gesamte Sauerstoffverbrauch auf den aeroben Abbau der Kohlenstoffverbindungen zurückzuführen ist.

Zusätzlich erfolgte die Untersuchung einer Blindprobe (150 ml Leitungswasser + ggf. 0,1 ml ATH-Lösung), um den Eigenverbrauch an Sauerstoff des Belebtschlamm zu ermitteln.

In Abbildung 16 werden typische Ergebnisse der durchgeführten Versuche dargestellt.

6.3.2.3 Ergebnisse der Bestimmung der CSB-Fraktion S_S und Diskussion

Die Kurven der Ansätze 1 bis 3 in Abb. 16 zeigen einen relativ ähnlichen Verlauf. Es lassen sich 3 Bereiche mit unterschiedlicher Steigung erkennen. Im unteren Bereich (bis ca. 240 Minuten) gibt es zunächst einen sehr steilen Anstieg. Dieser läßt sich auf den Abbau der zur Fraktion S_S zählenden Substanzen erklären. Durch das eingestellte F/M-Verhältnis kann in diesem Bereich ein exponentielles Wachstum der Mikroorganismen erfolgen.

Anschließend folgt ein Bereich mit wesentlich flacherer Steigung, der sich bis ca. 3000 Minuten (bzw. bei Ansatz 1 bis zu 5000 Minuten) erstreckt. Dieser kann im Falle der mit ATH versetzten Proben in eine Beziehung zur Fraktion X_S gebracht werden.

In dem darauf folgenden Abschnitt flacht die Steigung nochmals sehr stark ab und geht nach 5 Tagen gegen 0. Dies deutet darauf hin, daß das gesamte in der Probe enthaltene Substrat abgebaut worden ist und der noch zu beobachtende Sauerstoffverbrauch auf den Erhaltungsstoffwechsel zurückgeführt werden kann.

Für die Blindprobe ergibt sich ein völlig anderer Verlauf. Hier gibt es zunächst einen Bereich (bis ca. 120 Minuten), in dem kein Sauerstoff verbraucht wird. Dann erfolgt ein relativ gleichmäßiger Anstieg, wobei die Steigung in etwa derjenigen des letzten Bereiches der Ansätze 1 bis 3 entspricht.

Diese Beobachtung läßt sich dadurch erklären, daß hier nur der Erhaltungsstoffwechsel stattfinden kann.

Im Bereich ab ca. 5500 Minuten wird kein Sauerstoff mehr verbraucht, da der Stoffwechsel vollständig zum Erliegen kommt.

Aus den experimentell erhaltenen Kurven wird zunächst die Sauerstoffverbrauchsrate ermittelt, indem die Steigung zwischen den einzelnen Meßpunkten berechnet wird. Diese Ergebnisse werden gegen die Zeit aufgetragen. In den Abbildungen 17a/b wird für das obige Beispiel das dabei erhaltene Diagramm dargestellt.

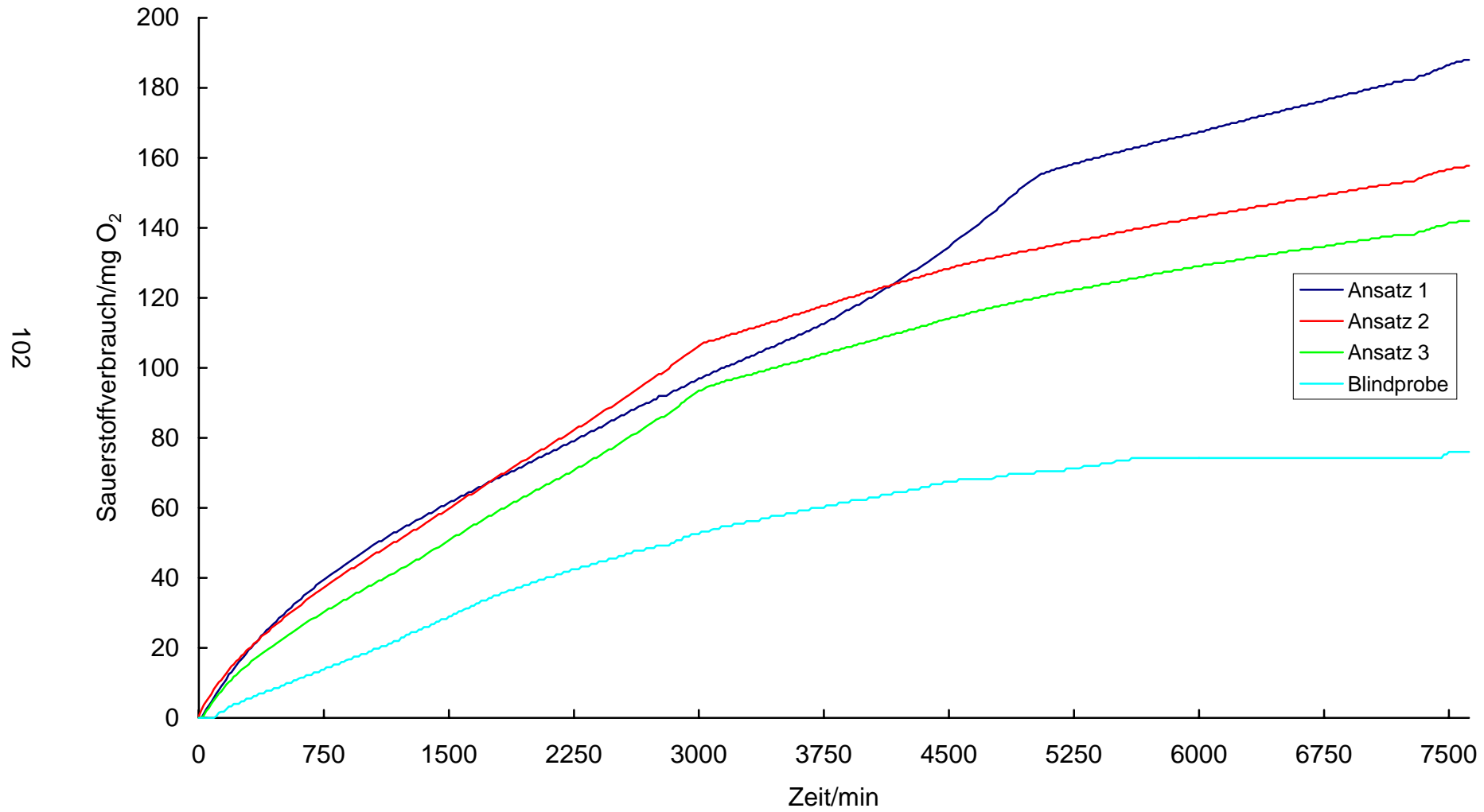


Abbildung 16: Typische Kurvenverläufe des Sauerstoffverbrauchs für die Sapromatversuche.

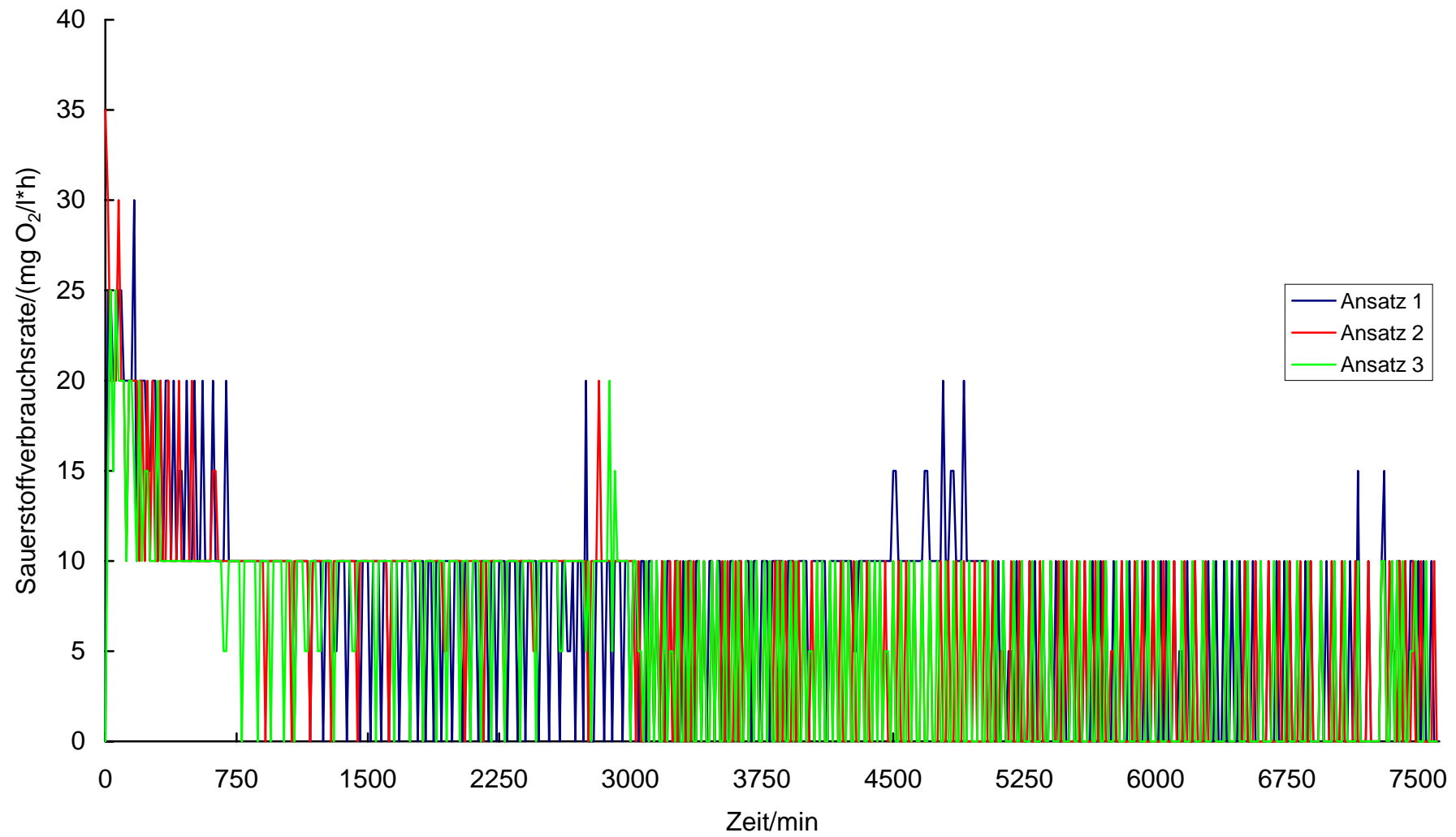


Abbildung 17a: Darstellung der Sauerstoffverbrauchsrate.

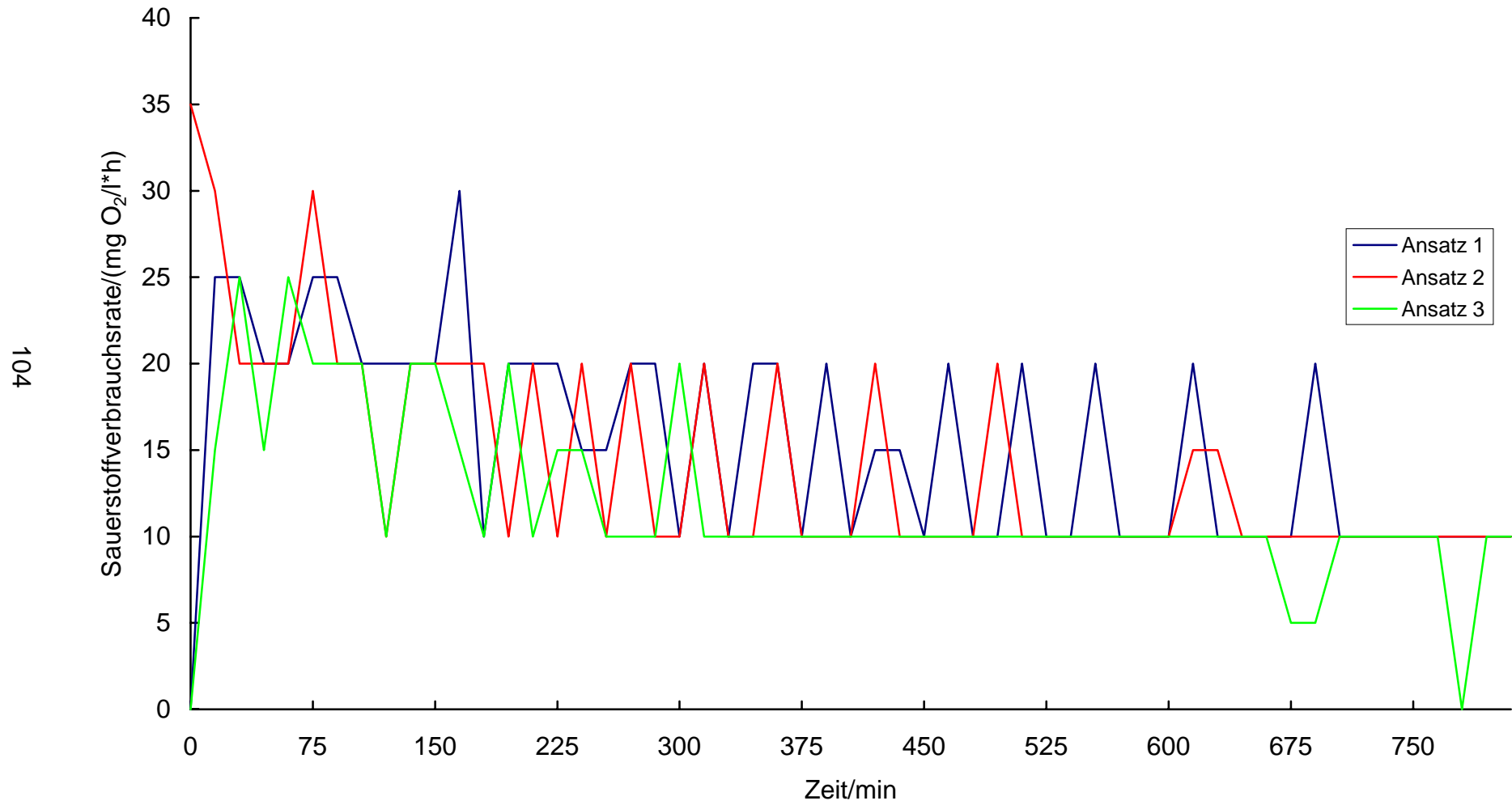


Abbildung 17b: Vergrößerte Darstellung des Anfangsbereiches von Abbildung 17a.

Aus dieser Kurve kann mit Hilfe von Gl. (69) die Fraktion S_S berechnet werden.

Der benötigte Umrechnungsfaktor f_{cv} (mg TS in mg CSB) beträgt für den Belebtschlamm der Kläranlage Emden/Larrelt 0,97.

Für den Ertragskoeffizienten der heterotrophen Biomasse wird der Literaturwert von $Y_H = 0,45$ g TS / g CSB benutzt.

Die Fläche unter dem ersten in Abbildung 17b erkennbaren Plateau wird mit einem für die Mathematiksoftware MATLAB[®] geschriebenen Programm (siehe Anhang C) berechnet. Der dort verfügbare Befehl „TRAPZ“ berechnet die Fläche mit der in Abschnitt 6.3.2.1 beschriebenen Trapezregel. In Tabelle 16 sind die berechneten Ergebnisse zusammengestellt.

Tabelle 16: Ergebnisse der experimentellen Bestimmung der CSB-Fraktion S_s .

Probe/Substrat (Entnahmeort, Datum)	CSB_{homo} Substrat (mg O₂/l)	CSB_{filtr} Substrat (mg O₂/l)	Fraktion S_s Ansatz 1 (mg O₂/l)	Fraktion S_s Ansatz 2 (mg O₂/l)	Fraktion S_s Ansatz 3 (mg O₂/l)	Fraktion S_s Mittelwert (mg O₂/l)	Fraktion S_s Anteil am CSB_{homo} (%)
Zulauf, 08.04.1997	654,0	333,6	–	113,9	110,9	112,39	17
Zulauf, 15.04.1997	660,0	256,8	105,0	116,8	–	110,92	17
Zulauf, 22.04.1997	738,0	178,8	102,0	125,7	–	113,87	15
Zulauf, 29.04.1997	690,0	231,6	79,9	84,3	53,2	72,46	11
Zulauf, 06.05.1997	732,0	185,6	44,4	66,6	51,8	54,23	07
Auslauf VK, 14.05.1997	314,4	278,4	50,3	65,1	68,0	61,13	19
Auslauf VK, 22.05.1997	408,0	277,2	44,4	50,3	53,2	49,30	12

6.3.3 Vergleich der Ergebnisse für die CSB-Fraktionen S_I und S_S mit Literaturwerten

In den Tabellen 17 und 18 sind die in der verfügbaren Literatur vorhandenen Angaben bezüglich des Anteils der Fraktionen S_I und S_S am Gesamt-CSB für Abwässer verschiedener Herkunft zusammengestellt. Ein Vergleich dieser Werte mit den in Tabelle 19 aufgelisteten experimentellen Ergebnissen für die Kläranlage Emden/Larrelt führt zu folgenden Aussagen:

- Die für die Kläranlage Emden/Larrelt experimentell bestimmten Werte für die CSB-Fraktionen S_I und S_S liegen für beide Parameter in dem Bereich, der durch die Literaturwerte (siehe Tab. 17) abgesteckt wird. Dabei fallen die Resultate für S_I eher in den oberen Bereich des durch die Literaturwerte vorgegebenen Spektrums. Die Resultate für die Fraktion S_S liegen bezogen auf Tabelle 17 mehr im unteren Bereich des Spektrums.
- Im Vergleich mit den Angaben in Tabelle 18 läßt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen für die Proben vom Zulauf der Kläranlage Emden und dem in der Tab. 18 genannten Wert für den Zulauf einer kommunalen Kläranlage feststellen.
- Bei einem Vergleich der Ergebnisse für die beiden unterschiedlichen Entnahmestellen ergibt sich, daß im Falle der Fraktion S_I ein deutlicher Unterschied auftritt. Der Mittelwert für die Proben des Zulaufs ist etwa doppelt so groß wie der Mittelwert für die Proben vom Auslauf der Vorklärung.
- Im Falle der Fraktion S_S läßt sich dagegen kein signifikanter Unterschied feststellen. Die Mittelwerte für die beiden Entnahmestellen sind ungefähr gleich.
- Die bezüglich der Proben aus den verschiedenen Prozeßstufen gemachten Beobachtungen lassen sich in den Literaturwerten (Tab. 17) ebenfalls erkennen. Für die Fraktion S_I liegen die angegebenen Werte des Rohabwassers deutlich höher als die Werte für das vorgeklärte Abwasser.
- Für die Fraktion S_S läßt sich dagegen kein eindeutiger Unterschied feststellen.

Tabelle 17: Angaben für den prozentualen Anteil der Fraktionen S_I und S_S am CSB_{homo} für Abwasser aus verschiedenen Ländern [60].

Art der Probe	S_I (%)	S_S (%)	Autor(en)
Rohabwasser:			
Südafrika	5	20	Ekama et al., 1986
Switzerland	11	32	Henze et al., 1987
Ungarn	9	29	- " -
Dänemark	8	24	- " -
Schweiz, Flawil (22 °C)	20	11	Kappeler und Gujer, 1992
Schweiz, Tuffenwies (13 °C)	10	7	- " -
Schweiz, Dietikon (15 °C)	12	8	- " -
Dänemark, Lundtofte	2	20	Henze et al., 1992
Abwasser:			
Dänemark, Lundtofte	3	29	Henze et al., 1992
Schweiz, Zürich	10	16	Sollfrank, 1988
Frankreich, Pilot	10	33	Lesouef et al., 1992
Frankreich, Valenton	6	25	- " -
Südafrika	8	28	Ekama et al., 1986
Vorgeklärtes Abwasser:			
Dänemark, Lundtofte	5	56	Henze et al., 1992

Tabelle 18: Anteil der Fraktion S_S der wichtigsten Teilströme des Gesamt-Abwassers einer kommunalen Kläranlage (80.000 EGW) mit hohem Industrieabwasseranteil (67 %) [57].

Teilstrom	CSB_{homo} (mg O_2/l)	Fraktion S_S (mg O_2/l)	Anteil der Fraktion S_S (%)
Zulauf Industrie	5270	1137	21,6
Zulauf Kommune	1290	195	15,1
Zulauf Biologie	1505	267	17,7

Tabelle 19: Angaben für den prozentualen Anteil der Fraktionen S_I und S_S am CSB_{homo} für Abwasser aus der Kläranlage Emden/Larrelt.

Art der Probe	S_I nach Lit. [50] (%)	S_I nach Gl. (34) (%)	S_S (%)
Ablauf Sandfang (TM), 08.04.1997	12	23	17
Ablauf Sandfang (TM), 15.04.1997	10	14	17
Ablauf Sandfang (TM), 22.04.1997	06	07	15
Ablauf Sandfang (TM), 29.04.1997	06	08	11
Ablauf Sandfang (TM), 06.05.1997	06	07	07
Auslauf VK, 14.05.1997	30	25	19
Auslauf VK, 22.05.1997	18	17	12

6.4 Bestimmung ausgewählter kinetischer Parameter der autotrophen Mikroorganismen

6.4.1 Kenntnisstand zur Bestimmung der Parameter autotropher Mikroorganismen

6.4.1.1 Maximale Wachstumsrate

Die maximale Wachstumsrate $\mu_{\max,A}$ ist der wichtigste Parameter für die Nitrifikation, da sie ein Maß für die Geschwindigkeit des unlimitierten Wachstums bei Substratüberschuß darstellt. Eine Bestimmung dieses Parameters ist unumgänglich, da er von mehreren Faktoren (Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Hemmstoffe, organischer Kohlenstoff, Substrat, Schlammalter) stark beeinflusst wird. Er kann für unterschiedliche Abwässer stark schwankende Werte aufweisen. In der Literatur findet man Werte von 0,28 - 2,2 d⁻¹ [61].

In Tabelle 20 sind die wichtigsten, in der Literatur beschriebenen Methoden zur Bestimmung des Parameters $\mu_{\max,A}$ aufgeführt, um einen Überblick über deren Vielzahl und Problematiken zu geben.

Tabelle 20: Zusammenstellung der in der Literatur beschriebenen Methoden für die Bestimmung der maximalen Wachstumsrate der autotrophen Biomasse.

Methoden	Vor- und Nachteile	Quelle
<p>Kontinuierliche Kultur im Chemostaten</p> <p>In einer kontinuierlichen Kultur liegt ein Fließgleichgewicht vor, und das Wachstum findet mit einer konstanten Rate bei konstanten Milieubedingungen statt. Es gilt $D = \mu$. Im Fließgleichgewicht ist die Substratkonzentration durch Limitierung nahe 0, da die Organismen das vorhandene Substrat vollständig verwerten. Mit steigender Verdünnungsrate nimmt auch die Substratkonzentration zu und die Konzentration der Organismen nimmt ab, bis zum kritischen Wert D_{krit}, bei dem die Konzentration der Organismen 0 wird.</p>	<p>Der Hauptnachteil liegt in der langen Zeitdauer zur Einstellung des Fließgleichgewichtes. Dies kann bei Organismen mit langen Generationszeiten mehrere Tage dauern. Während dieser langen Zeit kann sich die Biozönose grundlegend ändern, so daß andere Verhältnisse als im Belebtschlammbecken vorliegen. Der Vorteil dieser Methode ist das Fließgleichgewicht,</p>	<p>Herbert, Telling, Elsworth, 1956 [62]</p> <p>(Diese Methode wurde verwendet.)</p>

$D_{krit} = \mu_{max,A}$	so daß konstante Milieubedingungen vorliegen.	
<p>Fill and Draw-Reaktor</p> <p>Ein vollständig durchmischter und belüfteter Reaktor wird als Sequencing-Batch-Reaktor ohne Überschußschlammabzug betrieben. Durch das Wachstum der Biomasse beschleunigt sich proportional der Umsatz des Substrates, das in nicht limitierenden Mengen zugegeben wird. Die erhaltenen Produktionsraten werden logarithmisch gegen die Zeit aufgetragen. Aus der Steigung kann $\mu_{max,A}$ ermittelt werden.</p>	Der Versuch läuft über eine recht lange Zeitdauer (ca. 30 Tage), da die auswertbaren Ergebnisse erst in der Phase des exponentiellen Wachstums erhalten werden. Andererseits ist der Versuchsaufbau nicht aufwendig und der Versuch ist nicht besonders betreuungsintensiv.	Downing, Painter, Knowles, 1964 [63]
<p>Batch-Versuch mit niedriger Organismenkonzentration</p> <p>Es werden belüftete und gerührte Batch-Reaktoren verwendet, in denen die Nährstoffe in nicht limitierenden Konzentrationen vorliegen. Der Reaktor wird mit Belebtschlamm beimpft und die Abnahme des zugegebenen Substrates gemessen und gegen die Zeit aufgetragen. Die Daten werden mit Hilfe eines Computermodelles ausgewertet. Man kann eine maximale Wachstumsrate abschätzen.</p>	Die Bestimmung der Wachstumsrate ist in diesem Fall eher eine indirekte Bestimmung, da die gemessenen Daten erst über ein Computermodell angepaßt werden. Bei der Berechnung wird auch ein Wert für den Ertragskoeffizienten angenommen.	Stratton, Mc Carty, 1967 [64]
<p>Kontinuierlicher Reaktor mit Schlammrückführung</p> <p>Die Wachstumsrate wird während eines dynamischen Tests in einem vollständig durchmischten, belüfteten Reaktor bestimmt. Voraussetzung ist, daß er anfangs kaum nitrifiziert und eine hohe Sauerstoffkonzentration hat. Die Konzentration an Nitrat wird gemessen und die Änderung gegen die Zeit aufgetragen. Aus der Steigung wird $\mu_{max,A}$ bestimmt.</p>	Der Zeit- und Materialaufwand für diesen Versuch ist relativ hoch. Für die Berechnung muß ein Wert für die Absterberate angenommen werden.	Hall, 1974 [65]
<p>Methode der unendlichen Verdünnung und</p>	Für diese Methoden muß zur Bestimmung von μ_{max}	Williamson, Mc Carty,

<p>Batch-Versuch mit hoher Organismenkonzentration</p> <p>(Nähere Beschreibung s. Abschnitt 6.4.1.2)</p>	<p>ein Wert für den Ertragskoeffizienten angenommen werden.</p>	<p>1975 [66]</p> <p>(Diese Methode wurde verwendet.)</p>
<p>Batch-Versuch unter Zusatz von adaptierten Reinkulturen</p> <p>Reinkulturen wurden an bestimmte Bedingungen adaptiert und verschiedenen Batch-Ansätzen zugesetzt. Man mißt Raten der Substratabnahme und Produktzunahme, die Rückschlüsse auf die Reaktion der Nitrifikanten unter realistischen Bedingungen zulassen.</p>	<p>Dieses Experiment erfordert aufwendige Versuchsserien, die z. T. unter Bedingungen eines mikrobiologischen Labors durchgeführt werden müssen (z. B. Zucht der Reinkulturen und deren Adaptation).</p>	<p>Hall, Murphy, 1979 [67]</p>
<p>Respiration</p> <p>Mit Hilfe eines speziellen Respirometers wird die Respiration bei unterschiedlichen Substratkonzentrationen gemessen.</p>	<p>Die Methode wurde zur Bestimmung der heterotrophen Organismen entwickelt und nun auch auf die Nitrifikanten angewendet. Werte für $\mu_{max,A}$ erhält man nur für Nitrosomonas. Um $\mu_{max,A}$ auch für Nitrobacter zu ermitteln, muß ein Batch-Versuch abgeschlossen werden.</p>	<p>Chudoba, Cech, Chudoba, 1985 [68]</p>
<p>Schneller Batch-Versuch</p> <p>Belebtschlamm wird mit Nährstoffen in nicht limitierenden Mengen versetzt und belüftet. Es wird über einen bestimmten Zeitraum die Nitrifikationsrate gemessen. Der Schlamm bleibt eine Zeit lang stehen, um signifikantes Wachstum zu ermöglichen. Eine zweite Nitrifikationsrate wird bestimmt. Aus den beiden Nitrifikationsraten kann $\mu_{max,A}$ ermittelt werden.</p>	<p>Die Versuchsdauer beträgt ca. 2 Tage. Es kann zusätzlich die Absterberate bestimmt werden.</p>	<p>Lesouef, Payraudeau, Rogalla, Kleiber, 1992 [69]</p> <p>(Diese Methode wurde verwendet.)</p>
<p>Kontinuierliche Kultur im Chemostaten</p> <p>Der Auswaschpunkt der Nitrifikanten, und damit auch $\mu_{max,A}$ wurde durch systematische, aber sehr geringe Steigerungen der Verdünnungsrate ermittelt.</p>	<p>Diese Methode ist sehr zeit- und sehr betreuungsintensiv.</p>	<p>Geiger, Linke 1992 [70]</p> <p>Geiger, Hübner, Kolisch, 1994 [71]</p> <p>Brunsbach, 1994 [72]</p>

<p>Sequencing-Batch-Versuch</p> <p>Modifizierte Methode nach Downing, Painter, Knowles.</p>	<p>Diese Methode erscheint als nicht sehr zeit- und betreuungsintensiv.</p>	<p>Liebeskind, 1994 [73]</p> <p>Bornemann, 1995 [74]</p> <p>(Diese Methode wurde verwendet.)</p>
--	---	---

6.4.1.2 Halbwertskoeffizient K_{NH}

Der Halbwertskoeffizient (auch: Halbsättigungs- oder Halbgeschwindigkeitskonstante, Sättigungsbeiwert) in Monod-Termen gibt die Konzentration an, bei der die sich durch die Substratlimitierung ergebende Wachstumsgeschwindigkeit halb so groß ist wie die ohne Limitierung mögliche.

Der Halbwertskoeffizient K_{NH} für die Ammoniumaufnahme ist von großer Bedeutung, da die Aktivität der Nitrifikanten durch die Substratkonzentration beeinflusst wird. Zur Bestimmung des Parameters K_{NH} findet man in der Literatur unterschiedliche Methoden, die in Tabelle 21 beschrieben sind. Die Bestimmung des Halbwertskoeffizienten ist notwendig, da dieser Parameter von Abwasser zu Abwasser sehr stark variieren kann. In der Literatur findet man eine Bandbreite dieses Wertes von 0,06 - 5,6 mg NH_4-N/l [61].

Tabelle 21: Zusammenstellung der in der Literatur beschriebenen Methoden für die Bestimmung des Halbwertskoeffizienten K_{NH} der Ammonifikation.

Methode	Vor- und Nachteile	Quelle
<p>Batch-Versuch mit hoher Organismenkonzentration (> 100 mg/l)</p> <p>Die Substratkonzentration entspricht K_{NH}, wenn die Substratverbrauchsrate der halbmaximalen Rate entspricht.</p>	<p>Es ist die einfachste und schnellste Methode</p> <p>Die Grenze der Genauigkeit wird erreicht, wenn K_{NH} kleine Werte (< 20 mg/l) annimmt, da der analytische Fehler groß wird und die Substratkonzentration sehr schnell abnimmt</p>	<p>Williamson, Mc Carty, 1975 [66]</p> <p>(Diese Methode wurde verwendet.)</p>
<p>Batch-Versuch mit niedriger Organismenkonzentration</p> <p>Die Zeitdauer des Versuches wird so verlängert, daß die Substratkonzentration für lange Zeit nahe K_{NH} verbleibt, während die Raten gemessen werden.</p> <p>Der Verlauf der Substratkonzentration wird gegen die Zeit aufgetragen und die Daten an ein Computermodell angepaßt.</p>	<p>Dieser Versuch ermöglicht die Bestimmung einer großen Anzahl von Parametern, sowohl unter Laborbedingungen als auch näherungsweise unter natürlichen Bedingungen.</p> <p>Die Methode ist nur genau für kleine Werte von K_{NH}.</p>	<p>Williamson, Mc Carty, 1975 [66]</p>
<p>Kontinuierliche Versuche</p> <p>Die hydraulische Verdünnungsrate ist der Wachstumsrate äquivalent. Im Versuch kann die vollständige Monod-Kurve (D gegen S) durch Variation der Verdünnungsrate ermittelt werden (von nahezu 0 bis zu μ_{max}).</p>	<p>Mit dieser am häufigsten verwendeten Methode können mehrere Parameter ermittelt werden. Die Bestimmungen erfordern ein Fließgleichgewicht, dessen Erreichen gerade bei Organismen mit langen Generationszeiten sehr lange dauert.</p>	<p>Williamson, Mc Carty, 1975 [66]</p>
<p>Methode der unendlichen Verdünnung</p> <p>Spezialfall der Chemostatmethode mit kurzer Versuchsdauer. Für eine Serie von konstanten Substratmassenflüssen und eine Anzahl von Bakteriensuspensionen werden die Substratkonzentrationen im Fließgleichgewicht gemessen, wobei die Flußrate variiert. Aus der vollständigen</p>	<p>Das Fließgleichgewicht für das Substrat kann innerhalb kurzer Zeit (2 bis 3 Stunden) erhalten werden. Die anschließende Bestimmung kann während einer Dauer von 1 Stunde</p>	<p>Williamson, Mc Carty, 1975 [66]</p>

<p>Substratverbrauchsrate kann ein zugeordneter K_{NH}-Wert ermittelt werden.</p>	<p>durchgeführt werden. Die Methode erlaubt eine genaue Bestimmung, auch bei kleinen Werten von K_{NH}. Allerdings ist der Materialaufwand recht hoch (z. B. Pumpen mit genauer, sehr niedriger Pumpleistung).</p>	
--	---	--

6.4.1.3 Absterberate

Die Absterberate b_A der autotrophen Biomasse hat durch die Verringerung der Bakterienmasse ebenfalls einen Einfluß auf das Wachstumsverhalten. Sie gehört zu den kinetischen Parametern, deren Wert sich nur geringfügig von Schlamm zu Schlamm unterscheidet. Es kommt hinzu, daß die Absterberate der autotrophen Mikroorganismen sich im Belebtschlamm nicht bestimmen läßt, da das gleichzeitige Absterben der heterotrophen Organismen immer Ammonium freisetzt, welches den Nitrifikanten als Substrat dient und so die Absterberate vermindert.

Im ASM 1 wird für die Absterberate einen Bereich von $0,05 - 0,15 \text{ d}^{-1}$ angegeben [73].

6.4.1.4 Ertragskoeffizient

Der Ertragskoeffizient Y_A für die autotrophe Biomasse gibt den Zusammenhang der Zuwachsgeschwindigkeit der Mikroorganismen mit der Abbaugeschwindigkeit des Substrates wieder. Die autotrophe Biomasse setzt sich im Gegensatz zur heterotrophen Biomasse aus nur wenigen Bakterienarten zusammen. Bei dem Ertragskoeffizienten handelt es sich um eine substrat- und mikroorganismenspezifische Konstante. Da sowohl das Substrat (Ammonium und Nitrit) als auch die Mikroorganismen bekannt sind, können die in Reinkultur gewonnenen Werte auf die Verhältnisse im Belebungsbecken übertragen werden. Im Mittel wird mit einem Zellertrag von $0,24 \text{ mg Zell-CSB pro mg oxidiertem NH}_4\text{-N}$ gerechnet [73].

Dieser theoretische Wert folgt aus der Beobachtung, daß $4,33 \text{ g Sauerstoff}$ erforderlich sind, um $1 \text{ g Nitrat-Stickstoff}$ zu synthetisieren [3].

6.4.2 Experimentelle Bestimmung der maximalen Wachstumsrate und des K_{NH} -Wertes

6.4.2.1 Kriterien für die Auswahl der Methoden

Für die Bestimmung der maximalen Wachstumsrate wurden aus der Literatur vier Methoden ausgewählt.

Zum einen handelt es sich dabei um drei Variationen der Batch-Methode und zum anderen um einen kontinuierlichen Versuch in einem Chemostaten.

Die verwendeten Batch-Methoden sind ein Batch-Versuch mit hoher Organismenkonzentration ($> 100 \text{ mg/l}$), ein Sequencing-Batch-Versuch und die Methode nach Lesouef et al. [69].

Der Batch-Versuch mit hoher Organismenkonzentration wurde ausgewählt, da er in der Literatur weit verbreitet ist und im allgemeinen gut reproduzierbare Werte liefert. Zudem ist der experimentelle Aufbau nicht besonders groß und mit dieser Methode wurden bereits Erfahrungen gesammelt, so daß die erhaltenen Werte als Vergleichswerte für die anderen ausgewählten Methoden dienen können.

Die Entscheidung für den Sequencing-Batch-Versuch (auch „fed-batch“ genannt) beruht auf Beschreibungen in der Literatur, wonach es sich bei dieser Methode um ein Experiment handelt, daß in relativ kurzer Zeit (ca. 5 Tage) durchzuführen ist. Auch hier ist die experimentelle Ausstattung nicht aufwendig [73, 74].

Die letzte Batch-Methode ist die Methode nach Lesouef et al. [69]. In der Literatur wird sie als eine extrem schnelle Methode beschrieben, mit der zusätzlich die Absterberate bestimmt werden kann.

Da alle Batch-Methoden den Nachteil der ständigen Veränderung im Kulturgefäß durch Substratabbau, Organismenzuwachs und Produktzunahme haben, wurde ergänzend ein kontinuierlicher Versuch im Chemostaten unter Fließgleichgewichtsbedingungen durchgeführt. Durch Modifikation einiger Literaturmethoden sollte die Versuchsdauer drastisch reduziert werden.

Die Batch-Versuche wurden zunächst mit Nitrifikanten einer Laborkläranlage mit Überschußschlammrückführung durchgeführt. Es kann davon ausgegangen werden, daß diese Organismensuspension keine heterotrophen Organismen mehr enthält, da die Nitrifikanten durch selektive Fütterung aus Belebtschlamm herausgezüchtet worden sind. So sollten Werte ermittelt werden, die von heterotrophen und anderen Or-

ganismen im Abwasser unbeeinflusst sind. Diese Werte sollten anschließend mit den für Belebtschlamm ermittelten Werten verglichen werden.

Zur Bestimmung des Halbwertskoeffizienten wurde der Batch-Versuch mit hoher Organismenkonzentration eingesetzt. Obwohl diese Methode in der Literatur als problematisch beschrieben wird, findet sie in der Praxis wegen ihrer schnellen und einfachen Durchführbarkeit eine breite Anwendung. Die in der Literatur als zuverlässig beschriebene Methode der unendlichen Verdünnung [66] erfordert dagegen die Verwendung spezieller Pumpen mit sehr niedrigem Fördervolumen, die in diesem Fall nicht zur Verfügung standen.

An dieser Stelle werden keine detaillierteren Angaben zur praktischen Durchführung der Versuche gemacht. Nähere Informationen zu diesem Thema sind den Anhängen A und B sowie der Diplomarbeit von A. Sellwig [33] zu entnehmen.

Die gesamte Analytik wurde mit Hilfe von Küvettentests durchgeführt.

6.4.3 Vergleich der untersuchten Methoden

Bei dem Batch-Versuch mit hoher Organismenkonzentration (> 100 mg/l) handelte es sich um eine sehr einfache Methode, bei der unter nicht limitierenden Bedingungen von Substrat und Sauerstoff der Verlauf der Produktzunahme gemessen und als Produktbildungsrate gegen die Zeit aufgetragen wurde. Die Ergebnisse ($\mu_{\max,A} = 0,20 \text{ d}^{-1}$ für die Nitrifikantenkultur und $\mu_{\max,A} = 0,60 \text{ d}^{-1}$ für den Belebtschlamm Buchenhofen) zeigen recht unterschiedliche Werte für die Nitrifikanten. Es war zu erwarten, daß die Wachstumsrate der Nitrifikanten aus der Laborkläranlage höher sein würde, da es sich um Kulturen handelte, die einer Reinkultur sehr nahe kommen. Aber es hat den Anschein, daß sich in dieser Biozönose die langsam wachsenden Arten durchgesetzt haben. In der Laborkläranlage scheint es nicht nur eine Selektion der Nitrifikanten gegenüber den heterotrophen Organismen gegeben zu haben, sondern auch eine Selektion innerhalb der Nitrifikantenstämme. Da jeder Belebtschlamm Unterschiede in seiner Zusammensetzung aufweist, scheint diese Methode trotz der Unterschiede in den bestimmten Werten zur Bestimmung der maximalen Wachstumsrate geeignet zu sein. Sie hat aber den Nachteil, daß es sehr lange dauert (ca. 4 Wochen), ehe die exponentielle Wachstumsphase erreicht wird.

Wichtig ist eine regelmäßige pH-Kontrolle und die Verwendung von Pufferlösungen, um den pH-Wert innerhalb des nicht hemmenden Bereiches zu halten. Außerdem ist eine regelmäßige Kontrolle der Substratkonzentration erforderlich, damit sie nicht in den limitierenden Bereich fällt. Bei dieser Methode kann die Ermittlung der Wachstumsrate nur über die Produktentwicklung erfolgen, da regelmäßig Substrat zugefügt werden mußte, um nicht unterhalb der limitierenden Konzentration zu gelangen. Die Zugabe einer ausreichend hohen Konzentration zu Versuchsbeginn ist nicht möglich, da es durch zu hohe Konzentrationen zu einer Substrathemmung kommt.

Die Sequencing-Batch-Methode erwies sich als geeignetstes Verfahren. Es handelt sich um eine sehr einfache, schnell durchführbare Methode ohne großen Materialaufwand, die zudem gute und reproduzierbare Ergebnisse liefert. Belebtschlamm wurde mit Nachklärwasser, Nährstoffen und Puffer versetzt und stehengelassen. Nach einem Tag wurde der Belebtschlamm abgetrennt, erneut mit Nachklärwasser und Zusätzen versetzt und der Zyklus mehrfach wiederholt. Die entstandenen Produktkonzentrationen wurden als Raten gegen die Zeit aufgetragen, und aus dem exponentiellen Anstieg ließ sich die maximale Wachstumsrate bestimmen. Die mit dieser Methode ermittelte maximale Wachstumsrate von Belebtschlamm betrug $0,21 \text{ d}^{-1}$. Auch hier ist die pH-Kontrolle und der Zusatz von Puffer wichtig, so daß Einflüsse durch pH-Wert-Schwankungen ausgeschlossen werden können. Das tägliche Wechseln des Mediums ist ebenso notwendig aufgrund von eventuell auftretenden Hemmwirkungen. Es ist zudem darauf zu achten, daß der Überstand nicht sofort verworfen wird, sondern stehenbleibt und der sich noch abgesetzte Schlamm dem Kulturgefäß nachträglich noch zugefügt wird. Ansonsten kann es zu Minderbefunden der Wachstumsrate kommen.

Diese Methode war mit Nitrifikanten aus der Laborkläranlage nicht durchführbar. Da reine Nitrifikanten keine Flocken bilden und sich daher auch nicht absetzen, konnte der Versuch von Anfang an nicht als Absetzversuch durchgeführt werden. Aber auch die Abtrennung der Organismen durch Zentrifugation und Membranfiltration führte zu keinem verwertbaren Ergebnis. Diese Problematik sollte im weiteren noch einmal betrachtet werden.

Diese Methode kommt mit einem geringen Zeit- und Materialaufwand aus, sie liefert reproduzierbare Werte und wurde daher zur Bestimmung der Parameter für den Belebtschlamm der Kläranlage Emden/Larrelt verwendet.

Die Methode nach Lesoeuf et al. [69] führt zu keinem verwertbaren Ergebnis, da die Referenznitrifikationsrate generell höher ist als die Rate, die nach erfolgtem Wachstum gemessen wurde. Einflüsse des pH-Wertes lassen sich ausschließen, da der pH-Wert regelmäßig gemessen wurde und sich im nicht hemmenden Bereich befand. Es besteht die Möglichkeit, daß die verwendeten Pufferkonzentrationen einen hemmenden Einfluß ausübten. Rückfragen bei der Arbeitsgruppe Lesoeuf et al. ergaben, daß dort der Puffer kontinuierlich zugegeben wurde [75]. Weitere Versuche zur Klärung dieses Sachverhaltes konnten aus Zeitgründen nicht mehr durchgeführt werden. Die Annahme, daß es durch die Verwendung von synthetischem Abwasser zu Adaptionsproblemen gekommen ist, haben sich nicht bestätigt. Die Experimente sind über einen längeren Zeitraum durchgeführt worden, und die Tendenz im Verhältnis der Raten zueinander hat sich nicht geändert. Es war während der Versuchszeit nicht möglich, diese Probleme zu lösen, daher besteht auch hier Untersuchungsbedarf. Diese Methode könnte aufgrund ihrer schnellen Durchführbarkeit (Zeitdauer ca. 2 Tage) gut geeignet sein, vor allem wenn sich bestätigt, daß hiermit auch die Absterberate bestimmt werden könnte. Daher besteht in diesem Bereich weiterer Untersuchungsbedarf. Die Versuche zur Bestimmung der Absterberate sind hier nicht durchgeführt worden aufgrund der Probleme, die bereits bei der Bestimmung der Wachstumsrate aufgetreten sind.

Die Versuche im Chemostaten ergaben als Wert für die Wachstumsrate $0,51 \text{ d}^{-1}$. Dieser Wert ist ein Mittelwert aus den Wachstumsraten für Nitrosomonas und Nitrobacter. Wird dieses Ergebnis mit der Wachstumsrate aus dem Batch-Versuch verglichen ($\mu_{\max,A} = 0,60 \text{ d}^{-1}$ für Belebtschlamm Buchenhofen), so zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung der Werte. Die Methode mit dem Chemostaten ist allerdings noch nicht ausgereift und bedarf einiger Verbesserungen. Der verwendete Glasfermenter sollte so verändert werden, daß er am Reaktorboden keinerlei Nischen bietet, in denen sich die Feststoffe sammeln können und so der vollständigen Durchmischung entgehen. Zudem bilden die verwendeten Schläuche ein großes Problem. Trotz regelmäßiger Reinigung bildete sich innerhalb kurzer Zeit ein Wandbelag in den Schläuchen, der vermutlich auch zur Nitrifikation führte. Somit wurden die Meßwerte ein wenig verfälscht. Ein regelmäßiger Austausch aller Schläuche stellt allerdings einen hohen Kostenfaktor dar. Denkbar wäre eine Reaktorentwicklung in Richtung eines Überlaufreaktors, um den gleichen Zu- und Abfluß zu gewährleisten. Damit würde sich das Bewuchsproblem in den Schläuchen erübrigen. Das zusätzli-

che Problem mit dem Bewuchs der Reaktorinnenwände durch sessile Organismen läßt sich durch regelmäßige Reinigung der Reaktoren lösen. Es ist auch auf die Verdunstungsverluste zu achten, die beträchtlich sein können. Obwohl der Reaktor mit einem Glasdeckel, der verschiedene Öffnungen aufwies, versehen war, machte sich der Austrag mit der Luft schnell bemerkbar.

Die größten Nachteile dieser Methode sind die lange Zeitdauer und der relativ hohe Materialaufwand. Die Verdünnungsrate wurde nach Erreichen des Fließgleichgewichtes in einem Schritt weit über die erwartete maximale Wachstumsrate hinaus gesteigert und der Konzentrationsverlauf des Substrates und der Produkte im Ablauf gemessen. Diese Steigerung der Verdünnungsrate in einem Schritt war ein wesentlicher Unterschied zu den bisher in der Literatur beschriebenen Arbeiten. Hier war die Steigerung der Verdünnungsrate sehr langsam. Durch diese Modifikation war es möglich, die Zeitdauer des Experimentes von ca. 160 Tagen auf ca. 31 Tage zu verkürzen. Trotzdem ist der Zeitaufwand immer noch hoch; alleine die Einstellung des Fließgleichgewichtes benötigte 25 Tage. Der Vorteil dieser Methode ist das Vorhandensein von quasistationären Verhältnissen, die eine genaue Bestimmung der Wachstumsrate ermöglichen. Die Ergebnisse ($\mu_{\max,A} = 0,51 \text{ d}^{-1}$) stimmten mit den Ergebnissen des einfachen Batch-Versuches ($\mu_{\max,A} = 0,60 \text{ d}^{-1}$) nahezu überein.

Nach dieser kritischen Betrachtung der verwendeten Methoden bietet sich nur eine Methode zur schnellen Bestimmung der Wachstumsrate an. Es handelt sich dabei um die Sequencing-Batch-Methode. Auch hier gibt es noch einige Probleme in Bezug auf den pH-Wert, insbesondere mit der Durchführung der Versuche bei höheren Temperaturen. Wichtig sind dabei dann auch die Konzentrationsverhältnisse. Eine hohe Konzentration an Mikroorganismen führt zum schnellen Abbau von Substrat, was wiederum zu einer höheren Säureentwicklung führt, die den pH-Wert beeinflusst. Dennoch scheint diese Methode gut geeignet zu sein und wurde in den nachfolgenden Experimenten zur Bestimmung der Parameter in kommunalen Abwässern verwendet.

Zur Bestimmung des K_{NH} -Wertes wurde nur die Batch-Methode mit hoher Organismenkonzentration getestet, da der Materialaufwand für die in der Literatur empfohlene Methode der unendlichen Verdünnung zu hoch war. Bei der Batch-Methode mit hoher Organismenkonzentration wird der Belebtschlamm mit einer geringen Menge an Substrat versetzt und der Konzentrationsverlauf bis zum vollständigen Abbau verfolgt. Wird dieser Konzentrationsverlauf gegen die Zeit aufgetragen, ergibt sich als

K_{NH} -Wert der Berührungspunkt einer Tangente mit halbmaximaler Steigung mit der Konzentrationskurve. Obwohl der Substratabbau zum Ende des Experimentes hin sehr schnell verläuft, zeigen die aufgetragenen Meßpunkte deutlich den Übergang zwischen nicht limitierender und limitierender Konzentration. Durch den schnellen Substratabbau muß die Probenahme in sehr kurzen zeitlichen Abständen erfolgen, um den Konzentrationsverlauf ausreichend genau beobachten zu können. Die Ergebnisse der Versuchsansätze zeigen ebenfalls eine gute Übereinstimmung (0,56 mg/l NH_4 -N für den ersten Ansatz und 0,50 mg/l NH_4 -N für den zweiten Ansatz). Daher wurde diese Methode als geeignet angesehen und zur Bestimmung des K_{NH} -Wertes für Belebtschlamm kommunaler Kläranlagen verwendet.

6.4.4 Parameterbestimmung für den Belebtschlamm der Kläranlage Emden/Larrelt

6.4.4.1 Bestimmung der maximalen Wachstumsrate

Die maximale Wachstumsrate wurde nach der oben beschriebenen Fed-Batch-Methode bei 20 °C ermittelt. Die Ergebnisse des Experimentes sind in Abbildung 18 dargestellt.

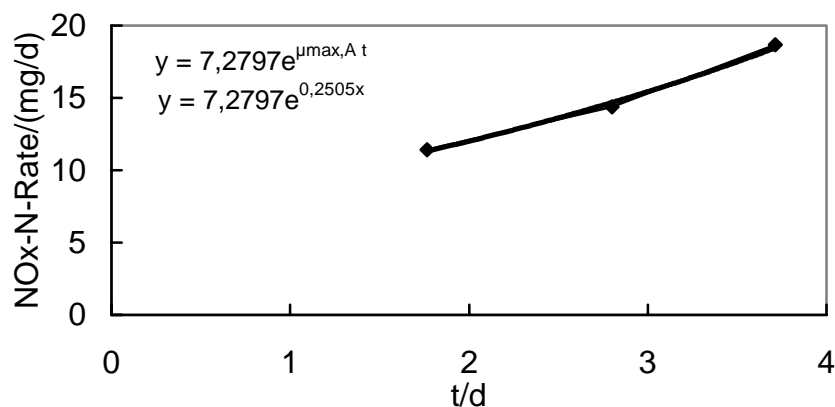


Abbildung 18: Bestimmung von $\mu_{max,A}$ für Belebtschlamm der Kläranlage Emden/Larrelt aus der exponentiellen Regressionskurve.

Die daraus ermittelte Wachstumsrate beträgt bei 20 °C $\mu_{max,A} = 0,25 \text{ d}^{-1}$ (unter Einbeziehung der Absterberate von $0,05 - 0,15 \text{ d}^{-1}$ [73] ergibt sich $\mu_{max,A} = 0,30 - 0,40 \text{ d}^{-1}$).

6.4.4.2 Bestimmung des Halbwertskoeffizienten K_{NH}

Der Halbwertskoeffizient wurde nach der in Anhang B beschriebenen Methode des Batch-Versuches mit hoher Organismenkonzentration bei 20 °C bestimmt. Abbildung 19 zeigt die experimentell erhaltenen Meßwerte.

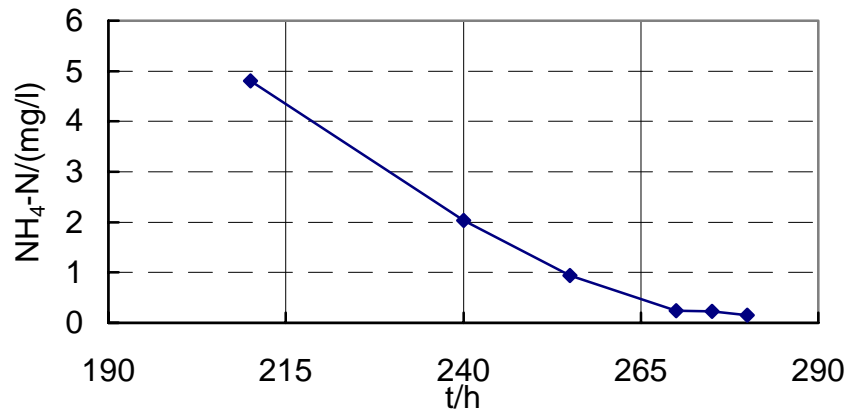


Abbildung 19: Darstellung des Verlaufes der Substratkonzentrationskurve gegen die Zeit zur Bestimmung des K_{NH} -Wertes.

Der daraus ermittelte Halbwertskoeffizient beträgt bei 20 °C $K_{NH} = 0,28$ mg NH_4 -N/l.

6.4.5 Diskussion der Ergebnisse

Die Parameterbestimmungen für den Belebtschlamm der Kläranlage Emden/Larrelt ergeben Werte, die im Bereich der Literaturwerte liegen. Um die Werte für die Wachstumsrate mit den Literaturwerten besser vergleichen zu können, kann die Absterberate von 0,05 - 0,15 d^{-1} [73] noch hinzuaddiert werden, so daß sich für die Wachstumsrate des Belebtschlammes der Kläranlage Emden/Larrelt ein Wert von 0,30 bis 0,40 d^{-1} ergibt. Es erscheint sinnvoll, den Parameter $\mu_{max,A}$ für die dynamische Simulation zu bestimmen, da die erhaltenen Werte sich zwar einerseits in das Spektrum der Literaturwerte ($\mu_{max,A} = 0,28 - 2,2$ d^{-1} [61]) einreihen, aber andererseits ist das Spektrum der Literaturwerte so groß, daß ein willkürlich gewählter Wert während einer Simulation doch zu erheblichen Abweichungen von den realen Verhältnissen einer Kläranlage führen kann. Mit der ausgewählten Methode kann die Bestimmung der Wachstumsrate ohne großen apparativen und zeitlichen Aufwand durchgeführt werden.

Auch der erhaltene Wert für den Halbwertskoeffizienten K_{NH} liegt im Bereich der Literaturwerte ($K_{NH} = 0,06 - 5,6 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$). Die Abweichung ist allerdings größer als im Fall der maximalen Wachstumsrate, so daß der Parameter K_{NH} für die dynamische Simulation ebenfalls experimentell bestimmt werden sollte. Vor allem, da die verwendete Methode ohne großen Aufwand durchgeführt werden kann.

Bei einem Vergleich der experimentell ermittelten Werte mit den Defaultwerten* des ASM 1 ($\mu_{\max,A} = 0,8 \text{ d}^{-1}$, $K_{NH} = 1 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ [3]), lassen sich deutliche Abweichungen erkennen. Daher sollten vor der Durchführung einer dynamischen Simulation die wichtigsten Parameter für die autotrophen Organismen in der entsprechenden Kläranlage bestimmt werden, da vor allem die maximale Wachstumsrate einen großen Einfluß auf die Simulation ausübt (siehe nachfolgendes Kapitel 6.5). Die Unterschiede zwischen dem von der IAWQ vorgeschlagenen Wert und dem tatsächlich ermittelten Wert können beachtlich sein und das Ergebnis der Simulation beträchtlich beeinflussen. Um die Qualität einer Simulation zu steigern, ist es also notwendig, die Einflußgrößen, auf die jeweilige Anlage bezogen, so genau wie möglich zu bestimmen.

Obwohl die Literatur seit langem viele Möglichkeiten zur Bestimmung der maximalen Wachstumsrate und des Halbwertskoeffizienten aufführt, zeigen sich bei der Durchführung dieser Methoden immer noch Probleme und Schwierigkeiten. Vor allem die Entwicklung von Methoden, die mit geringem Zeit- und Materialaufwand auskommen, sind noch nicht weit genug gediehen, um optimale Ergebnisse zu liefern.

* (Anmerkung:

Defaultwert = Ersatzwert. Vorgegebener Wert für einen Parameter, der experimentell nicht bestimmt wurde. Diese Vorgabe wird für die Simulationsrechnung verwendet, wenn ein experimentell bestimmter Wert nicht verfügbar ist.)

6.5 Sensitivitätsanalyse

6.5.1 Abbildung der Kläranlage Emden/Larrelt im Simulationsprogramm SIMBA®

Unter Verwendung der experimentell ermittelten Eingangsgrößen (Tagesganglinien des Zulaufes, Fraktionierung des CSB, Kenngrößen der autotrophen Biomasse) wurde ein Modell der Kläranlage Emden/Larrelt in SIMBA® erstellt. In Abbildung 20 wird das entsprechende Verfahrensfliessbild der Kläranlage Emden/Larrelt im Simulationsprogramm SIMBA® gezeigt. Die unbelüfteten Zonen 1, 3 und 5 des Belebungsbeckens (siehe Abb. 2) wurden im Modell jeweils durch fünf Reaktoren mit unterschiedlichen Volumina (V_1 bis V_5) abgebildet. Bei der Sensitivitätsanalyse für die stofflichen Parameter (s. Abschnitt 6.5.3.1) wurden folgende Volumina in den Zonen 1, 3 und 5 angesetzt:

V_1 und V_2 : 30 m³

V_3 , V_4 und V_5 : 160 m³

Die in Abb. 20 eingetragenen Ströme wurden entsprechend der nach Angaben des Betriebspersonals der Kläranlage Emden/Larrelt anzusetzenden Erfahrungswerte für den Normalbetrieb der Anlage vorgegeben:

Rücklaufschlamm (RS): 11232 m³/d

Rezirkulation innerhalb der Belebung (RZ): 36600 m³/d

Überschußschlammabzug (U_{ess}): 151 m³/d

Das in Abb. 20 dargestellte Modell wurde für die Durchführung der Sensitivitätsanalyse benutzt.

6.5.2 Durchführung der Sensitivitätsanalyse

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wurde die Auswirkung einer Änderung der Modellparameter auf die in Tabelle 1 aufgeführten Stoffgruppen des ASM 1 (außer X_P , S_O und S_{ALK}) sowie die Summenparameter CSB, TN_D und Trockensubstanzgehalt in der Belebung (TS_{BB}) untersucht. Um die beobachteten Auswirkungen konkret auf die Änderung einer Einflußgröße zurückführen zu können, wurde eine eindimensionale Sensitivitätsanalyse durchgeführt, d. h. es wurde jeweils nur eine einzige Variation vorgenommen.

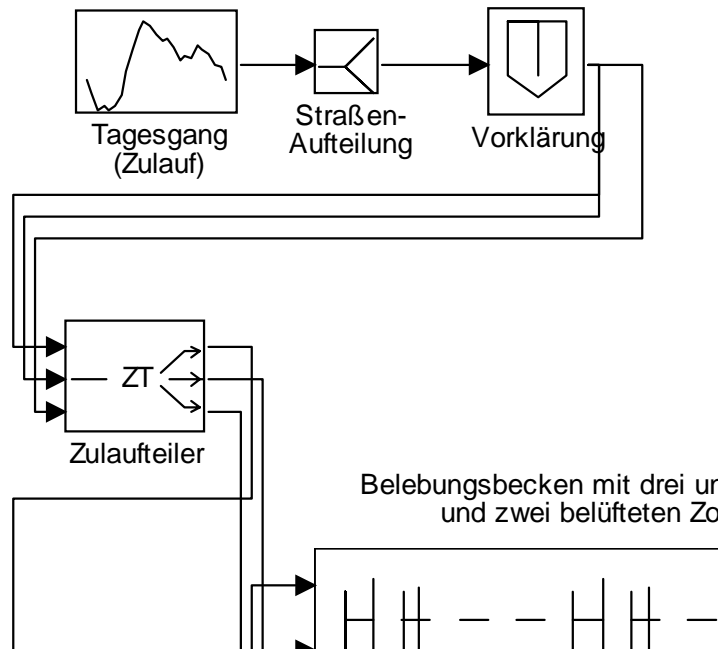


Abbildung 20: Verfahrensfließbild der Kläranlage Emden im Simulationsprogramm SIMBA[®] (Abkürzungen siehe Abschnitt 6.5.1).

Die dabei gewählte Vorgehensweise wird schematisch in Abbildung 21 verdeutlicht. Im ersten Schritt wurden sukzessive alle in Tabelle 22 aufgelisteten stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ [10] um jeweils $\pm 50\%$ des Defaultwertes variiert und die Auswirkungen dieser Änderung auf die zuvor genannten Stoffgruppen und Summenparameter nach einer Simulationsdauer von 90 Tagen (nach Erreichen des stationären Zustands) betrachtet.

Im zweiten Schritt wurden die relevanten verfahrenstechnischen Parameter (siehe linke Spalte von Tabelle 24) des Modells variiert und wiederum die Auswirkungen dieser Änderung auf die zuvor genannten Größen nach einer Simulationsdauer von 90 Tagen (nach Erreichen des stationären Zustands) betrachtet.

6.5.3 Ergebnisse und Diskussion

6.5.3.1 Stoffliche Parameter

Die Ergebnisse dieser Untersuchung sollen zunächst detailliert an zwei Beispielen aufgezeigt werden. In Abbildung 22a werden die zu beobachtenden Veränderungen der Stoffgruppe S_{NH} bei einer Variation der stofflichen Parameter aus Tabelle 22 um $\pm 50\%$ im Vergleich mit dem Wert bei Verwendung der Defaulteinstellungen (als durchgezogene Linie eingezeichnet) dargestellt. Aus dem Diagramm wird deutlich erkennbar, daß der Parameter μ_A (maximale Wachstumsgeschwindigkeit der autotrophen Biomasse) einen sehr großen Einfluß auf die Stoffgruppe S_{NH} (Ammoniumgehalt) hat. Daneben gibt es noch einige Parameter (b_A , K_{NH} , $K_{O,A}$), durch die S_{NH} signifikant beeinflusst werden kann.

In Abbildung 22b werden die zu beobachtenden Veränderungen der Stoffgruppe S_{NO} bei einer Variation der stofflichen Parameter aus Tabelle 22 um $\pm 50\%$ im Vergleich mit dem Wert bei Verwendung der Defaulteinstellungen (als durchgezogene Linie eingezeichnet) dargestellt. Im Gegensatz zum ersten Beispiel ist der Zusammenhang in diesem Fall nicht so eindeutig ausgeprägt. Es läßt sich erkennen, daß einige Parameter keinen Einfluß auf die Stoffgruppe S_{NO} haben. Bei drei Parametern (Y_H , η_g , μ_A) zeigt sich eine recht deutliche Auswirkung auf die Stoffgruppe S_{NO} . Daneben gibt es eine ganze Reihe von Parametern, deren Variation nur zu geringfügigen Änderungen der Stoffgruppe S_{NO} führt.

Variiert wurden:

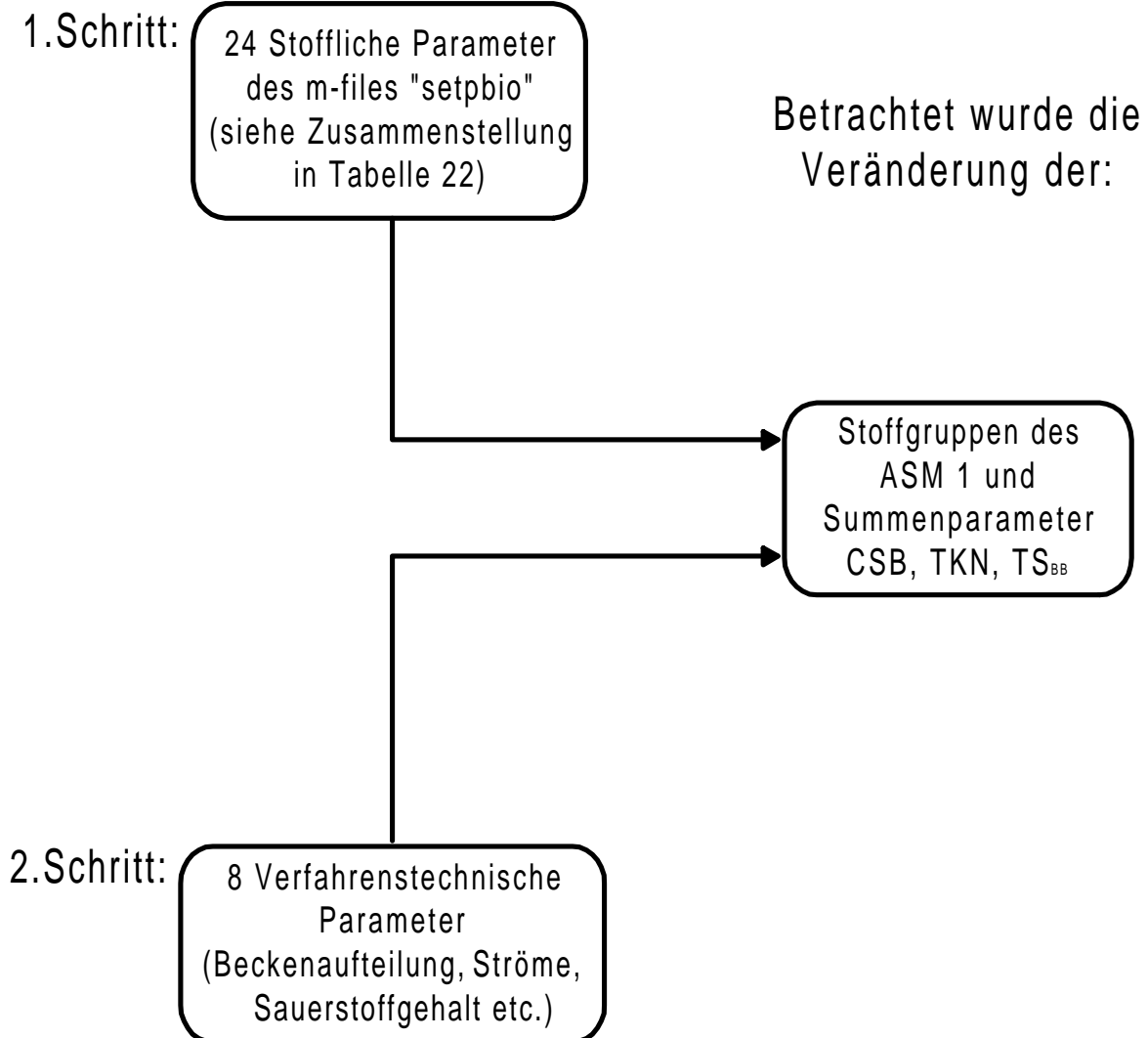


Abbildung 21: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Durchführung der Sensitivitätsanalyse.

Tabelle 22: Übersicht der im Modellansatz ASM 1 enthaltenen stofflichen Parameter zur Charakterisierung der im System aktiven Biomasse (enthalten in der Datei „setpbio“ des Programmes SIMBA® [10]).

Parameter (ASM 1)	Abkürzung	Bedeutung
Y_H	YH	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse X_{BH}
Y_A	YA	Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse X_{BA}
i_{XB}	iXB	Stickstoffgehalt der Biomasse
i_{XP}	iXP	Stickstoffgehalt der Fraktion X_P
f_P	fp	Anteil partikulärer Produkte am Zerfall von Biomasse
μ_H	μ_H	Maximale Wachstumsgeschwindigkeit von X_{BH}
K_S	KS	Sättigungsbeiwert nach Monod
$K_{O,H}$	KO,H	Sauerstoff-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BH}
K_{NO}	KNO	Sättigungsbeiwert nach Monod
b_H	bH	Zerfallskonstante der heterotrophen Biomasse
b_A	bA	Zerfallskonstante der autotrophen Biomasse
η_g	eta_g	Korrekturfaktor für μ_H unter anoxischen Bedingungen
η_h	eta_h	Korrekturfaktor für die Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen
k_h	kh	Maximale Hydrolyserate
K_X	KX	Sättigungsbeiwert nach Monod für die Hydrolyse
μ_A	μ_A	Maximale Wachstumsgeschwindigkeit von X_{BA}
K_{NH}	KNH	Ammonium-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BA}
$K_{O,A}$	KO,A	Sauerstoff-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BA}
k_a	ka	Ammonifikationsgeschwindigkeit
$K_{ALK,H}$	KALK,H	Alkalinitäts-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BH}
$K_{ALK,A}$	KALK,A	Alkalinitäts-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BA}
$K_{O,AN}$	KO,AN	Sättigungsbeiwert nach Monod für die Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen
$\eta_{H,AN}$	eta_H,AN	Korrekturfaktor für die Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen
K_{NHNO}	KNHNO	NH- und NO-Sättigungsbeiwert nach Monod für X_{BH}

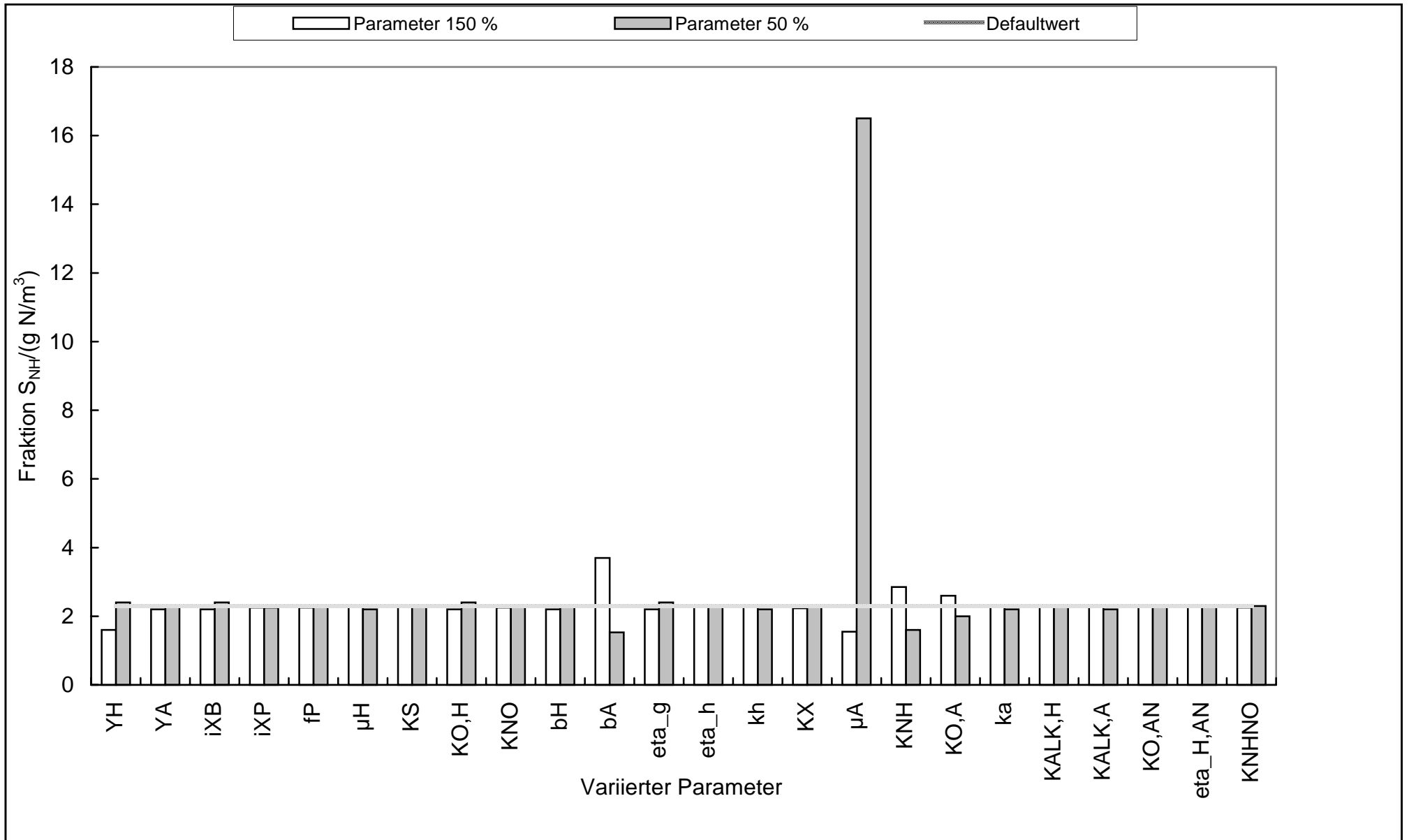


Abbildung 22a: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files "setpbio" (siehe Tabelle 22) auf die Stoffgruppe S_{NH} im Ablauf der Kläranlage.

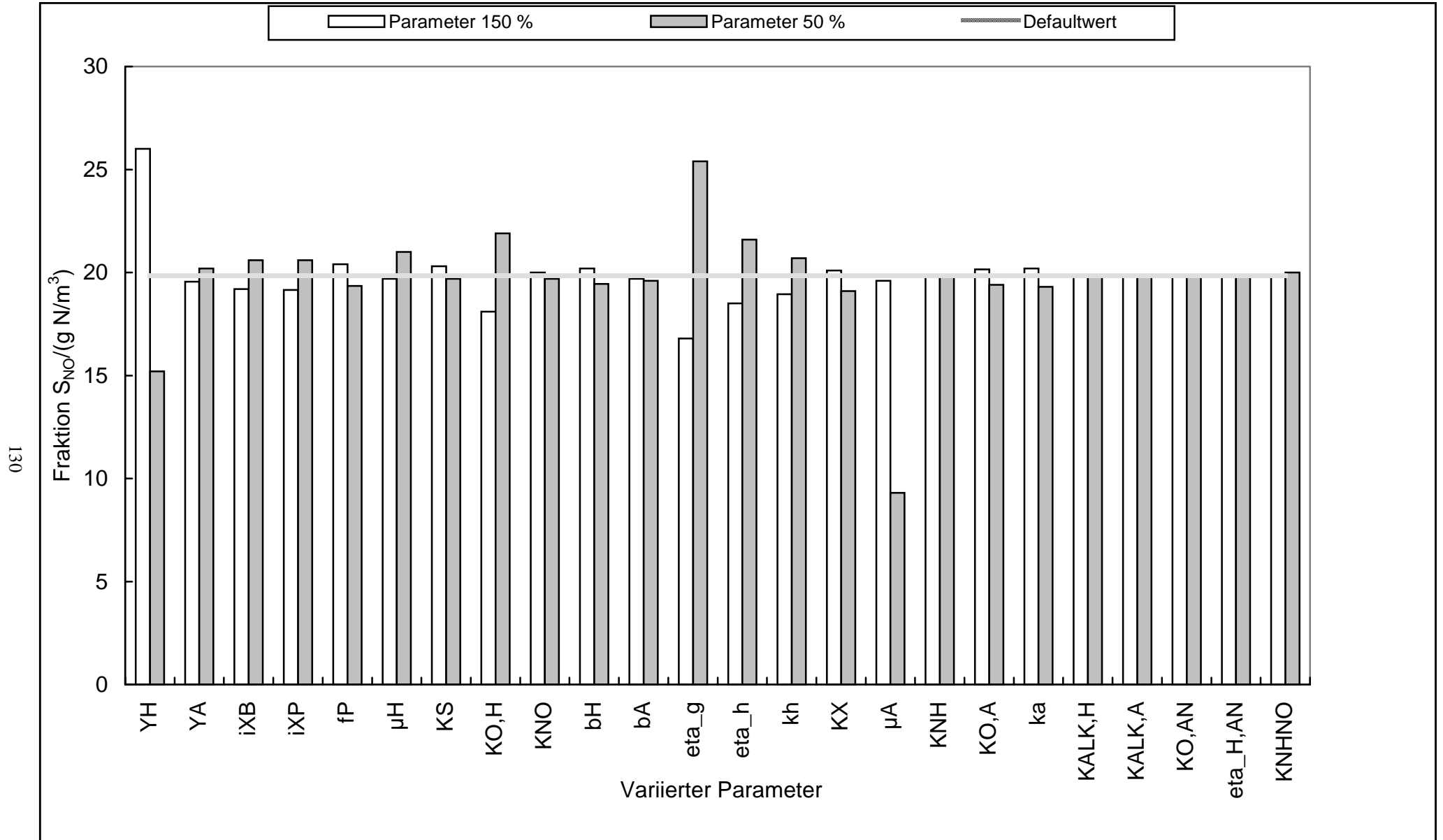


Abbildung 22b: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files "setpbio" (siehe Tabelle 22) auf die Stoffgruppe S_{NO} im Ablauf der Kläranlage.

Für alle 13 betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter wurden ähnliche Diagramme erstellt und ausgewertet. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in Tabelle 23 zusammengefaßt. Dabei wurden die Parameter in vier Kategorien eingeordnet. Bei den als „punktuell wichtig“ bezeichneten Parametern ist in Klammern diejenige Stoffgruppe angegeben, die durch eine Variation dieses Parameters selektiv beeinflusst werden kann.

6.5.3.2 Verfahrenstechnische Parameter

Abbildung 23 zeigt das detaillierte Resultat für die Variation der Aufteilung des Belebungsbeckens. Dabei wurde die Aufteilung des Gesamtvolumens des Belebungsbeckens (4630 m^3) in belüftete und unbelüftete Abschnitte folgendermaßen verändert:

- Aufteilung des Belebungsbeckens in der Kläranlage Emden/Larrelt (siehe Abb. 2):
Unbelüftete Zonen 1, 3 und 5: jeweils 540 m^3
Belüftete Zonen 2 und 4: jeweils 1505 m^3
- Parameter 50 % (siehe Abb. 23):
Unbelüftete Zonen 1, 3 und 5: jeweils 270 m^3
Belüftete Zonen 2 und 4: jeweils 1910 m^3
- Parameter 150 % (siehe Abb. 23):
Unbelüftete Zonen 1, 3 und 5: jeweils 810 m^3
Belüftete Zonen 2 und 4: jeweils 1100 m^3

Die Auswirkungen der Variation dieser Volumenverhältnisse auf die betrachteten 13 Stoffgruppen und Summenparameter werden in Form eines Säulendiagramms visualisiert. Vier Stoffgruppen bzw. Summenparameter (S_I und X_I , X_{BH} , TS_{BB}) werden nicht beeinflusst, während bei den übrigen ein unterschiedlich starker Einfluß erkennbar wird (insbesondere die Stoffgruppen S_{NH} und S_{NO} werden beeinflusst).

Durch die Variation weiterer verfahrenstechnischer Parameter (siehe linke Spalte von Tabelle 24) wurden für alle 13 betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter ähnliche Diagramme erstellt und ausgewertet. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in Tabelle 24 zusammengefaßt. In diesem Fall erfolgte die Einteilung der Parameter in fünf Kategorien. Bei der Betrachtung der erhaltenen Tabelle wird auf den ersten

Tabelle 23: Bewertung der stofflichen Parameter des ASM 1 basierend auf den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse (Bewertet wird die Auswirkung einer 50 %igen Verringerung und Erhöhung des jeweiligen Parameters auf die 13 betrachteten Stoffgruppen und Summenparameter.

(Simulationszeitraum: jeweils 90 Tage).

Parameter des ASM 1 (setpbio) (siehe Tab. 22)	sehr wichtig (beeinflusst mehr als 5 Stoffgruppen)	wichtig (beeinflusst mehrere Stoffgruppen)	Einfluß beschränkt sich auf eine Stoffgruppe	unbedeutend (für alle 13 Stoffgruppen)
Y_H	●			
Y_A			● (X_{BA})	
i_{XB}		●		
i_{XP}				*
f_P				*
μ_H			● (S_S)	
K_S			● (S_S)	
$K_{O,H}$			● (S_{NO})	
K_{NO}				*
b_H	●			
b_A		●		
η_g		●		
η_h		●		
k_h		●		
K_X		●		
μ_A	●			
K_{NH}			● (S_{NH})	
$K_{O,A}$		●		
k_a			● (S_{ND})	
$K_{ALK,H}$				*
$K_{ALK,A}$				*
$K_{O,AN}$				*
$\eta_{H,AN}$				*
K_{NHNO}				*

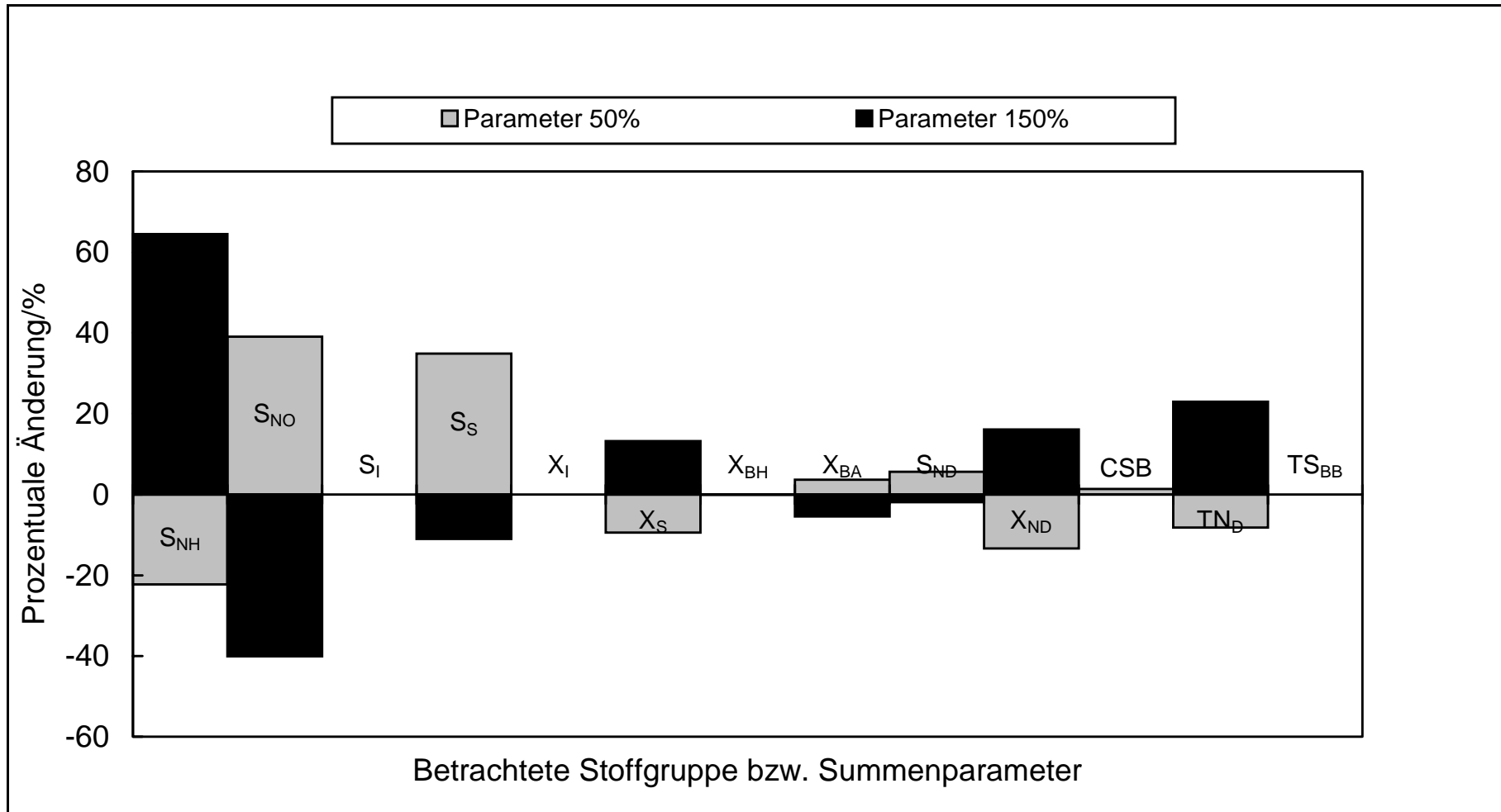


Abbildung 23: Einfluß der Variation der Einteilung des Belebungsbeckens (siehe Abschnitt 6.5.3.2) auf die betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter.

Tabelle 24: Bewertung der verfahrenstechnischen Parameter basierend auf den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse.
 Bewertet wird die Auswirkung einer Verringerung und Erhöhung des jeweiligen Parameters auf die 13 betrachteten Stoffgruppen und Summenparameter (siehe Abschnitt 6.5.2). (Simulationszeitraum: jeweils 90 Tage)

Variierter Parameter	Betrachtete Stoffgruppe bzw. Summenparameter												
	S _{NH}	S _{NO}	S _I	S _S	X _I	X _S	X _{BH}	X _{BA}	S _{ND}	X _{ND}	CSB	TN	TS _{BB}
Überschußschlammabzug	●●●	●	0	●●	●●●●	●●	●●	●●●	●	●●	●●●	●	●●●●
Rücklaufschlammmenge	●●●	●●	0	●●	●	●●●●	●●●	●●●	●	●●●●	●●	●●●	●●●
Rezirkulationsmenge	●●●●	●●●	0	●●●	0	●●●	●	●	●●●	●●●	●	●●●	0
Einteilung des Belebungsbeckens	●●●●	●●●●	0	●●●●	0	●●●	0	●	●	●●●	●	●●●	0
Sauerstoffgehalt in Zonen 2 und 4	●●●●	●●●●	0	●●	0	●●●	0	●●	●●	●●●	0	●●●	0
Aufteilung Denitrifikationszonen	●●●●	●	0	●●●	●●●●	●●●	●●●	●●●	●	●●●	●●●	●	●●●●
Abtriebsfaktor für die Nachklärung	●●●	●	0	●	●●●	●●●●	●●●●	●●●	●	●●●●	●●●	●●●	●●●
Wirkungsgrad für die Vorklärung	●	●	0	●●●	●●●●	●●●	●●●	●	●	●●●	●●●	●●●	●●●

(Bewertung:

●●●● – großer Einfluß ●●● – deutlicher Einfluß ●● – signifikante Änderung ● – geringer Einfluß 0 – kein Einfluß)

Blick ersichtlich, daß die inerte gelöste CSB-Fraktion S_I durch eine Variation der verfahrenstechnischen Parameter nicht beeinflußt werden kann (ergibt sich aus der Definition dieser Stoffgruppe im ASM 1).

6.5.4 Schlußfolgerungen

Das wesentliche Resultat der durchgeführten Sensitivitätsanalyse bezogen auf die Nachbildung der Kläranlage Emden/Larrelt im Simulationsprogramm SIMBA[®] ist in Abbildung 24 dargestellt. Bei Verwendung der Defaultwerte zeigten die mit der Simulation berechneten Ablaufwerte für die meisten Stoffgruppen eine befriedigende Übereinstimmung mit den experimentell ermittelten Ablaufwerten. Die simulierten Werte für die Stoffgruppe S_{NO} (Nitrat/Nitrit) lagen bei Vorgabe der Defaultwerte jedoch um bis zu einem Faktor 3 über den realen Nitratgehalten im Ablauf der Kläranlage. Aus der Sensitivitätsanalyse ergab sich, daß nur über den Parameter $K_{O,H}$ die Stoffgruppe S_{NO} selektiv beeinflußt werden kann. Durch eine Erhöhung des Parameters $K_{O,H}$ von 0,2 auf 1,6 verschieben sich die simulierten Nitratwerte im Ablauf in den Bereich der experimentell gemessenen Tagesganglinien. Diese Aussage steht jedoch im Widerspruch zu den in der Literatur [3, 12, 30, 76] als sinnvoll zu erachtenden Werten für den Parameter $K_{O,H}$. In diesem Zusammenhang ist allerdings zu erwähnen, daß im überarbeiteten Standardparametersatz [76] für den Parameter $K_{O,H}$ bereits eine Schwankungsbreite von 0,2 bis 0,5 angegeben wird. Härtel [15] nennt sogar einen Bereich von 0,002 bis 1,0.

Inwieweit durch die gleichzeitige Veränderung mehrerer Parameter (mehrdimensionale Sensitivitätsanalyse) eine bessere Übereinstimmung zwischen Simulationswerten und gemessenen Werten erzielt werden könnte, läßt sich an dieser Stelle nicht beantworten. Die Durchführung einer mehrdimensionalen Sensitivitätsanalyse erscheint allerdings auch nicht praktikabel, da bei insgesamt 24 stofflichen Parametern (siehe Tabelle 22) die Kombinationsmöglichkeiten für die gleichzeitige Variation mehrerer Einflußgrößen unüberschaubare Dimensionen annehmen.

Dieses Beispiel zeigt, daß bei der Parameteranpassung großer Wert auf die Beachtung der als naturwissenschaftlich plausibel erscheinenden Grenzbereiche der einzelnen Parameter gelegt werden muß. Die beobachtete Abweichung der simulierten Ablaufwerte für Nitrat von den realen Ablaufwerten der Kläranlage läßt wohl eher darauf schließen, daß mit dem verwendeten Simulationsmodell bestimmte Gegeben-

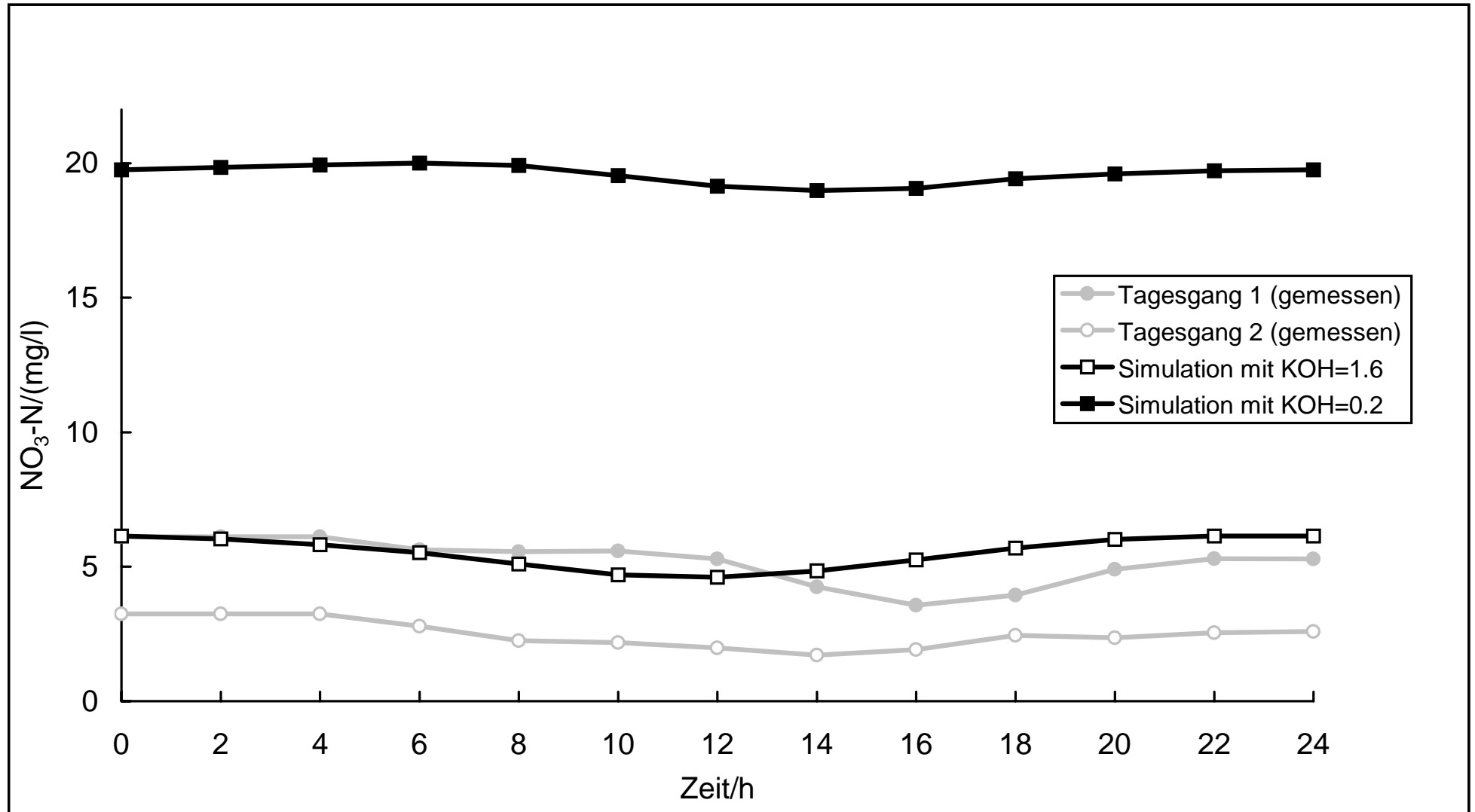


Abbildung 24: Vergleich der simulierten Ablaufwerte für Nitrat mit gemessenen Tagesgängen der Kläranlage Emden einmal mit dem Defaultwert 0.2 für den Parameter K_{OH} und einmal mit dem Wert 1.6 (siehe Abschnitt 6.5.4) berechnet.

heiten der Kläranlage Emden/Larrelt nur unzureichend abgebildet werden konnten, wodurch die beschriebenen Diskrepanzen verursacht wurden. Folgende Aspekte sind als denkbare Ursachen in Betracht zu ziehen:

- Die komplizierten strömungsmechanischen Verhältnisse im Belebungsbecken der Kläranlage Emden/Larrelt wurden experimentell nicht näher untersucht und konnten daher im Simulationsmodell nicht differenziert nachgebildet werden. Andere Untersuchungen zeigten jedoch, daß die realistische Nachbildung der Strömungsverhältnisse von großer Bedeutung für die Güte der Simulation ist [31, 77].
- Zudem handelt es sich bei der Belegung der Kläranlage Emden/Larrelt um eine relativ spezielle Konstruktionsform, bei der nach Angaben des Konstrukteurs [78] das Auftreten der oben beschriebenen Abweichungen zwischen den simulierten und den gemessenen Nitrat-Ablaufwerten durchaus plausibel erscheint.
- Das ASM 1 bzw. die darauf basierenden Simulationsprogramme ergaben bereits in verschiedenen Fällen [30, 79] gerade im Bereich der Nachbildung der Stickstoffelimination (insb. für Nitrat) unrealistische Resultate. Daher stellt sich die Frage, ob möglicherweise mit einem anderen Modellansatz eine realistischere Nachbildung dieser Prozesse erreicht werden könnte.

6.6 Batch-Versuch zur Kinetik der Nitrifikation

6.6.1 Durchführung

Für die Untersuchung der Kinetik der Nitrifikation wurde in einem 5000 ml-PE-Becherglas ein Ansatz aus ca. 5 l ammoniumhaltigem Abwasser (Zulauf der Belebung der Kläranlage Emden/Larrelt nach erfolgter Vorklärung) und ca. 150 g abfiltriertem Belebtschlamm aus einer belüfteten Zone des Belebungsbeckens der Kläranlage (über Papierfilter abfiltriert) hergestellt.

Durch dieses Mischungsverhältnis wurde in dem Ansatz ein Trockensubstanzgehalt von etwa 3,5 bis 4,0 g TS pro Liter erreicht, was den Verhältnissen im Belebungsbecken der realen Kläranlage Emden/Larrelt entspricht. Die gesamte Versuchsdauer betrug 24 Stunden. Der Ansatz wurde über drei Frittensteine gut belüftet, wodurch gleichzeitig auch eine gute Durchmischung gegeben war. Zusätzlich erfolgte eine Durchmischung durch den Einsatz eines Magnetrührers.

Zu verschiedenen Zeitpunkten (unmittelbar vor Zugabe des Belebtschlammes, zum Zeitpunkt $t = 0$ min (sofort nach Zugabe des Belebtschlammes), im Bereich zwischen 1 Stunde und 10 Stunden jeweils alle 60 Minuten, nach 22 Stunden und nach 24 Stunden) wurden Proben (je ca. 50 ml) entnommen und sofort über ein gewaschenes (mit ca. 20 ml der Probe, Filtrat wird verworfen) Papierfilter abfiltriert.

Die Proben wurden tiefgekühlt aufbewahrt und vor der Durchführung der photometrischen Bestimmungen membranfiltriert (Porenweite: $0,45 \mu\text{m}$).

Zur Untersuchung der Kinetik wurden für alle Proben die Parameter Ammonium, Nitrat und Nitrit gemäß der entsprechenden DIN-Vorschriften [38, 39, 40] bestimmt.

Nach der oben beschriebenen Vorgehensweise wurden drei voneinander unabhängige Ansätze (mit Probenmaterial aus der Kläranlage Emden/Larrelt in einem zeitlichen Abstand von jeweils einer Woche) untersucht. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in Abbildung 25 dargestellt.

Es zeigt sich, daß die Konzentrationsverläufe der untersuchten Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und Nitrat in den drei durchgeführten Experimenten eine große Übereinstimmung aufweisen. Ausgangsmaterialien (Abwasser aus dem Zulauf der Belebung, Belebtschlamm), die zu unterschiedlichen Zeitpunkten aus der Kläranlage entnommen wurden, zeigten die gleichen Ergebnisse, d. h. es ist eine gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse feststellbar.

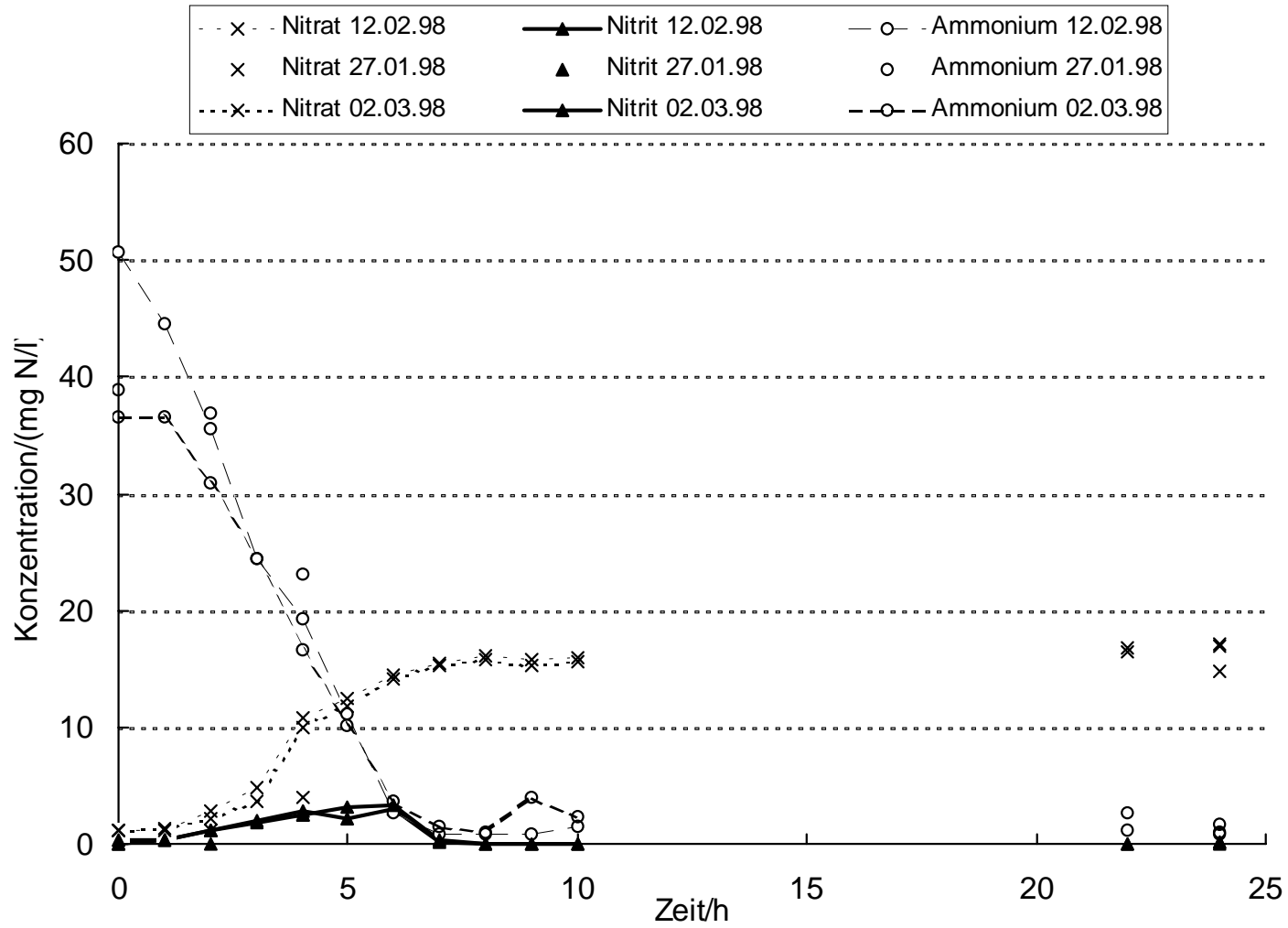


Abbildung 25: Konzentrationsverläufe der untersuchten Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und Nitrat in den durchgeführten Experimenten zur Kinetik der Nitrifikation.

Allerdings zeigte sich in allen Fällen eine deutliche Diskrepanz zwischen dem Anfangswert der Ammoniumkonzentration und dem Endwert der Nitratkonzentration: fast 60 % des zu Beginn des Versuches in Form von Ammonium vorliegenden Stickstoffs wurde nicht in Nitrat umgewandelt. Dies kann z. T. mit der Inkorporation von Stickstoff in die Biomasse erklärt werden. Bei den vorliegenden pH-Werten wird Ammonium in Ammoniak umgewandelt. Als weiterer möglicher Faktor ist die Ausgasung von Ammoniak in die Umgebung in Betracht zu ziehen. Es erfolgte ein erheblicher Lufteintrag, wodurch das Ammoniak ausgetrieben wurde.

6.6.2 Modellmäßige Beschreibung der Nitrifikation

6.6.2.1 MATLAB[®]-Programm

Der in Abschnitt 4.4.2.2 postulierte Reaktionsmechanismus für die Nitrifikation führt zu folgendem System von Differentialgleichungen zur Beschreibung der Konzentrationsänderungen der beteiligten Stoffe:

$$\frac{d[\text{NH}_4^{\oplus}]}{dt} = -k_{N1K} * [\text{NH}_4^{\oplus}] * [\text{X}_{\text{ANSO}}] + k_{RN1K} * [\text{X}_{\text{ANSNH}_4\text{O}}] - \text{agf} * [\text{NH}_4^{\oplus}] \quad (70)$$

$$\frac{d[\text{X}_{\text{ANSO}}]}{dt} = -k_{N1K} * [\text{X}_{\text{ANSO}}] * [\text{NH}_4^{\oplus}] + k_{RN1K} * [\text{X}_{\text{ANSNH}_4\text{O}}] + F_1 * k_{\text{NO}_2} * [\text{X}_{\text{ANSNH}_4\text{O}}] \quad (71)$$

$$\frac{d[\text{X}_{\text{ANSNH}_4\text{O}}]}{dt} = k_{N1K} * [\text{X}_{\text{ANSO}}] * [\text{NH}_4^{\oplus}] - k_{RN1K} * [\text{X}_{\text{ANSNH}_4\text{O}}] - F_1 * k_{\text{NO}_2} * [\text{X}_{\text{ANSNH}_4\text{O}}] \quad (72)$$

$$\frac{d[\text{NO}_2^-]}{dt} = k_{\text{NO}_2} * [\text{X}_{\text{ANSNH}_4\text{O}}] - k_{N2K} * [\text{X}_{\text{ANBO}}] * [\text{NO}_2^-] + k_{RN2K} * [\text{X}_{\text{ANBNO}_2\text{O}}] \quad (73)$$

$$\frac{d[\text{X}_{\text{ANBO}}]}{dt} = -k_{N2K} * [\text{X}_{\text{ANBO}}] * [\text{NO}_2^-] + k_{RN2K} * [\text{X}_{\text{ANBNO}_2\text{O}}] + F_2 * k_{\text{NO}_3} * [\text{X}_{\text{ANBNO}_2\text{O}}] \quad (74)$$

$$\frac{d[\text{X}_{\text{ANBNO}_2\text{O}}]}{dt} = k_{N2K} * [\text{X}_{\text{ANBO}}] * [\text{NO}_2^-] - k_{RN2K} * [\text{X}_{\text{ANBNO}_2\text{O}}] - F_2 * k_{\text{NO}_3} * [\text{X}_{\text{ANBNO}_2\text{O}}] \quad (75)$$

$$\frac{d[\text{NO}_3^-]}{dt} = F_3 * k_{\text{NO}_3} * [X_{\text{ANB}}\text{NO}_2\text{O}] \quad (76)$$

mit:

agf Ausgasungsfaktor (Berücksichtigung des Ammoniumanteils, der nicht in Nitrat umgewandelt wird. Dabei wird angenommen, daß dieser gesamte Anteil in Form von Ammoniak aus dem System ausgast).

Dieses Differentialgleichungssystem wurde zunächst mit dem Softwarepaket MATLAB[®] berechnet. Zu diesem Zweck wurden die Gleichungen in die MATLAB[®]-Notation überführt und ein entsprechendes Programm zur Parametereingabe und Visualisierung der Ergebnisse erstellt. Die Vorgaben für die im Modellansatz enthaltenen Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten wurden folgendermaßen aus den experimentell erhaltenen Konzentrationsverläufen der Parameter Ammonium, Nitrit und Nitrat erhalten:

k_{N1K} → ergibt sich aus der Steigung der Ammoniumkurve (Abnahme)

k_{NO_2} → ergibt sich aus der Steigung der Nitritkurve (Zunahme, linker Teil)

k_{N2K} → ergibt sich aus der Steigung der Nitritkurve (Abnahme, rechter Teil)

k_{NO_3} → ergibt sich aus der Steigung der Nitratkurve (Zunahme)

Die für die Simulationsrechnungen zugrundegelegten Werte der im Modellansatz enthaltenen Parameter und Anfangskonzentrationen sind in Tabelle 25 zusammengestellt. Die Werte für die Parameter k_{RN1K} und k_{RN2K} wurden durch Variation und Anpassung an die experimentellen Kurven mit Hilfe des Simplex-Verfahrens erhalten. Unter Verwendung der in Tab. 25 aufgeführten Werte wurden mit dem erstellten MATLAB[®]-Programm die in Abbildung 26 aufgetragenen Konzentrationsverläufe für die Größen Ammonium, Nitrit und Nitrat berechnet. Dabei dienten die Ergebnisse des Experimentes vom 02.03.1998 als Ausgangsdaten. Für Nitrit und Nitrat zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit den experimentell erhaltenen Kurvenverläufen (Abb. 26). Die mit der Simulation berechnete Kurve für Ammonium weicht dagegen erkennbar vom experimentell erhaltenen Verlauf ab und zeigt eine deutlich schnellere Abnahme der Ammoniumkonzentration. Diese Diskrepanz ließ sich auch durch eine Variation der Parameter nicht weiter beheben und liegt vermutlich im gewählten Modellansatz begründet. Während in der Praxis die Prozesse der Nitrifikation durch

Tabelle 25: Zusammenstellung der für die Simulationsrechnungen verwendeten Parameter und Anfangskonzentrationen.

Symbol	Bedeutung	Zahlenwert	Einheit
nh4n	Anfangskonzentration NH_4^+	36,55	(mg l^{-1})
no2n	Anfangskonzentration NO_2^-	0,3	(mg l^{-1})
no3n	Anfangskonzentration NO_3^-	1,24	(mg l^{-1})
xanson	Anfangskonzentration $[\text{X}_{\text{ANS}}\text{O}]$	3,0	(mg l^{-1})
xanbon	Anfangskonzentration $[\text{X}_{\text{ANB}}\text{O}]$	0,2	(mg l^{-1})
xakn	Anfangskonzentration $[\text{X}_{\text{A}}\text{NH}_4\text{O}]$	0,2	(mg l^{-1})
xn2n	Anfangskonzentration $[\text{X}_{\text{A}}\text{NO}_2\text{O}]$	0,2	(mg l^{-1})
kn1k	Geschwindigkeitskonstante der Komplexbildung	6,706	($\text{l mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)
krn1k	Geschwindigkeitskonstante des Komplexzerfalls	0,00002914	(min^{-1})
kno2	Geschwindigkeitskonstante der Nitritbildung	0,706	(min^{-1})
kn2k	Geschwindigkeitskonstante der Komplexbildung	3,08	($\text{l mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)
krn2k	Geschwindigkeitskonstante des Komplexzerfalls	0,3696	(min^{-1})
kno3	Geschwindigkeitskonstante der Nitratbildung	8,9155	(min^{-1})
F ₁	Stöchiometrischer Koeffizient	0,98	(-)
F ₂	Stöchiometrischer Koeffizient	0,98	(-)
F ₃	Stöchiometrischer Koeffizient	2,14	(-)
agf	Ausgasungsfaktor	0,5	(min^{-1})

(Anmerkung: Die gewählten Anfangskonzentrationen der Parameter Ammonium, Nitrit und Nitrat entsprechen den im Experiment vom 02.03.1998 ermittelten Gehalten zum Zeitpunkt $t = 0$.)

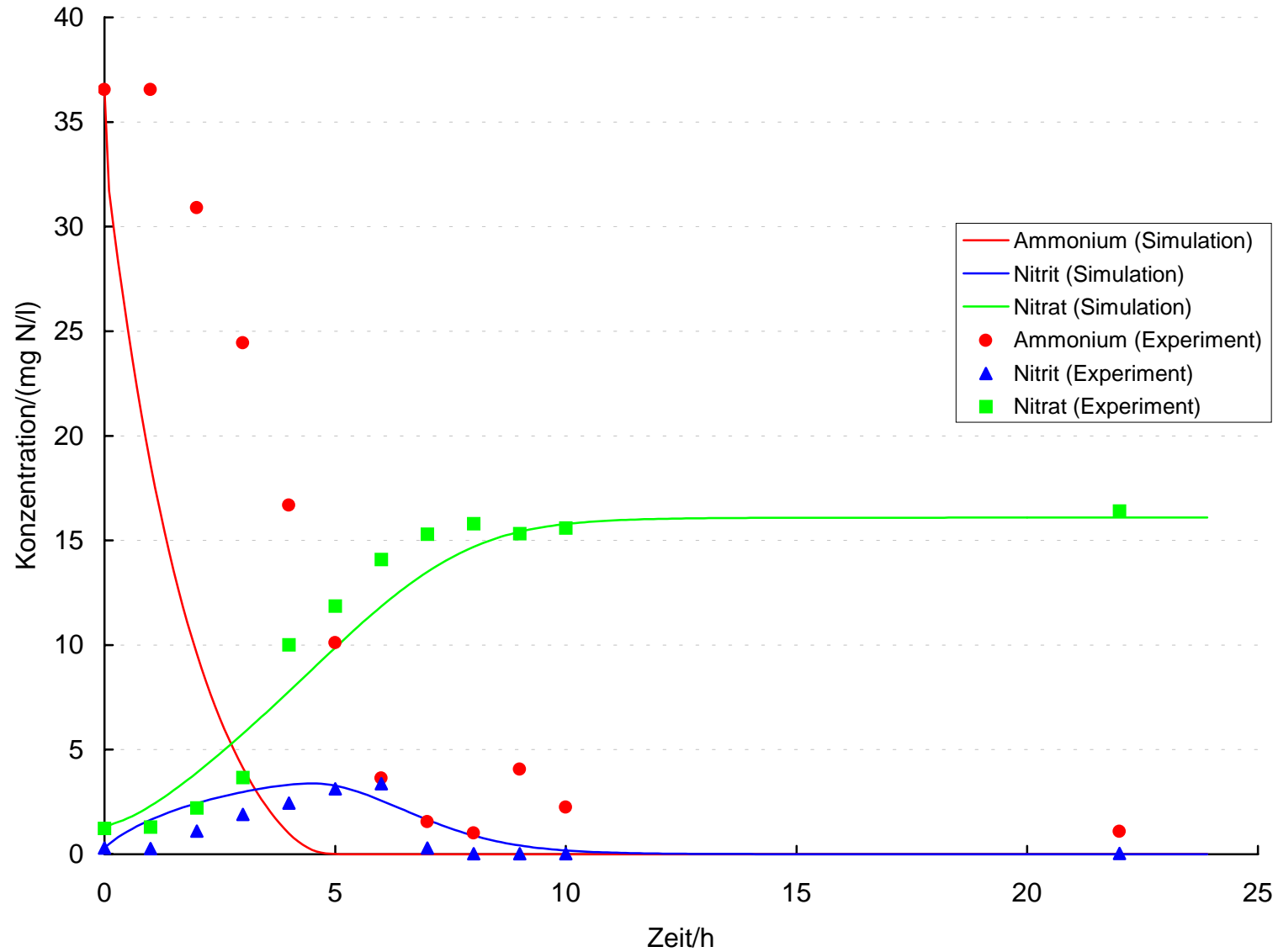


Abbildung 26: Ergebnisse der Simulationsrechnung mit dem auf der Basis eines neuen kinetischen Modells erstellten MATLAB-Programm. Die Parameter Ammonium, Nitrit und Nitrat im Vergleich mit den Ergebnissen des Experimentes vom 02.03.1998.

eine Reihe von Hemmstoffen beeinflusst werden können, wurden solche Effekte im Modell nicht berücksichtigt. In diesem Zusammenhang ist zu bedenken, daß für Nitrosomonas wesentlich mehr Hemmstoffe nachgewiesen worden sind als für Nitrobacter. Dabei erfolgt die Hemmung zum Teil auch durch eigene Stoffwechselprodukte. Nitrosomonas wird z. B. durch Ammoniak gehemmt. Außerdem ist Nitrobacter im Vergleich zu Nitrosomonas unempfindlicher gegen Hemmstoffe [80].

6.6.2.2 Einbindung des kinetischen Modellansatzes für die Nitrifikation in das Simulationsprogramm SIMBA[®]

Das in Abschnitt 6.6.2.1 aufgeführte Differentialgleichungssystem wurde zunächst in die Matrix-Notation der IAWQ [10, 81] übertragen. Die dabei erhaltene Matrix ist in Tabelle 26 dargestellt. Anschließend wurde der Modellansatz unter Verwendung des FOX-Formates [10, 81] als benutzerdefiniertes Modell in die offene Modellbibliothek der Simulationssoftware SIMBA[®] implementiert. Der Versuchsaufbau wurde in SIMBA[®] durch das in Abbildung 27 gezeigte Verfahrensflißbild dargestellt. Als Reaktor wurde der Block „Reaktor_oh“ (Rührkesselreaktor ohne Hydraulik) [10] verwendet. Das Volumen wurde entsprechend der experimentellen Durchführung mit 5000 ml angegeben. Für den Tagesgang wurde ein Belastungsstoß mit den drei im Experiment ermittelten Anfangskonzentrationen der Parameter Ammonium, Nitrit und Nitrat vorgegeben (bei $t = 0$ wurden die experimentell bestimmten Anfangskonzentrationen eingesetzt, für alle anderen Zeitpunkte wurden die Eingangskonzentrationen auf 0 gesetzt). Für die Simulationsrechnungen wurden ebenfalls die in Tabelle 25 zusammengestellten Werte der im Modellansatz enthaltenen Parameter und Anfangskonzentrationen zugrundegelegt. In Abbildung 28 sind die mit dem in SIMBA[®] implementierten kinetischen Modellansatz für die Nitrifikation berechneten Konzentrationsverläufe für die Größen Ammonium, Nitrit und Nitrat aufgetragen. Die Ergebnisse stimmen mit den durch das MATLAB[®]-Programm berechneten Kurven (Abb. 26) überein.

Tabelle 26: Darstellung des kinetischen Ansatzes für die Nitrifikation in der Matrix-Notation der IAWQ.

NH_4^+	$[\text{X}_{\text{ANS}}\text{O}]$	$[\text{X}_{\text{ANS}}\text{NH}_4\text{O}]$	NO_2^-	$[\text{X}_{\text{ANB}}\text{O}]$	$[\text{X}_{\text{ANB}}\text{NO}_2\text{O}]$	NO_3^-	Ausdruck für Prozeßgeschwindigkeit p_j	Prozeß
-1	-1	+1					$k_{\text{N1K}} * [\text{X}_{\text{ANS}}\text{O}] * \text{NH}_4^+$	Komplexbildung
+1	+1	-1					$k_{\text{RN1K}} * [\text{X}_{\text{ANS}}\text{NH}_4\text{O}]$	Komplexzerfall
	F_1	$-F_1$	+1				$k_{\text{NO2}} * [\text{X}_{\text{ANS}}\text{NH}_4\text{O}]$	Zwischenprodukt Nitrit
			-1	-1	+1		$k_{\text{N2K}} * [\text{X}_{\text{ANB}}\text{O}] * \text{NO}_2^-$	Komplexbildung
			+1	+1	-1		$k_{\text{RN2K}} * [\text{X}_{\text{ANB}}\text{NO}_2\text{O}]$	Komplexzerfall
				F_2	$-F_2$	F_3	$k_{\text{NO3}} * [\text{X}_{\text{ANB}}\text{NO}_2\text{O}]$	Endprodukt Nitrat
-1							$\text{agf} * \text{NH}_4^+$	Ausgasung von NH_3

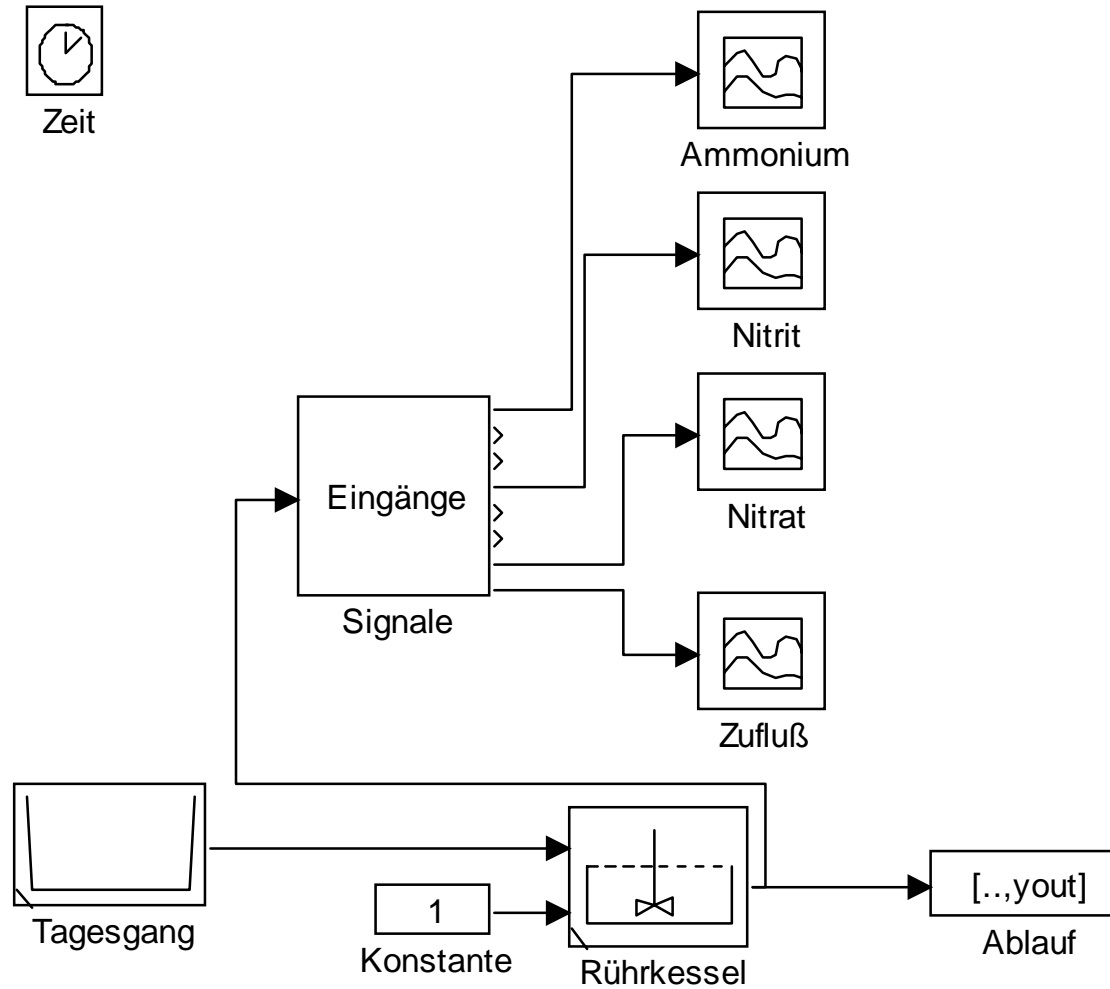


Abbildung 27: Verfahrensfließbild für die Nachbildung des Experimentes zur Kinetik der Nitrifikation im Simulationsprogramm SIMBA®.

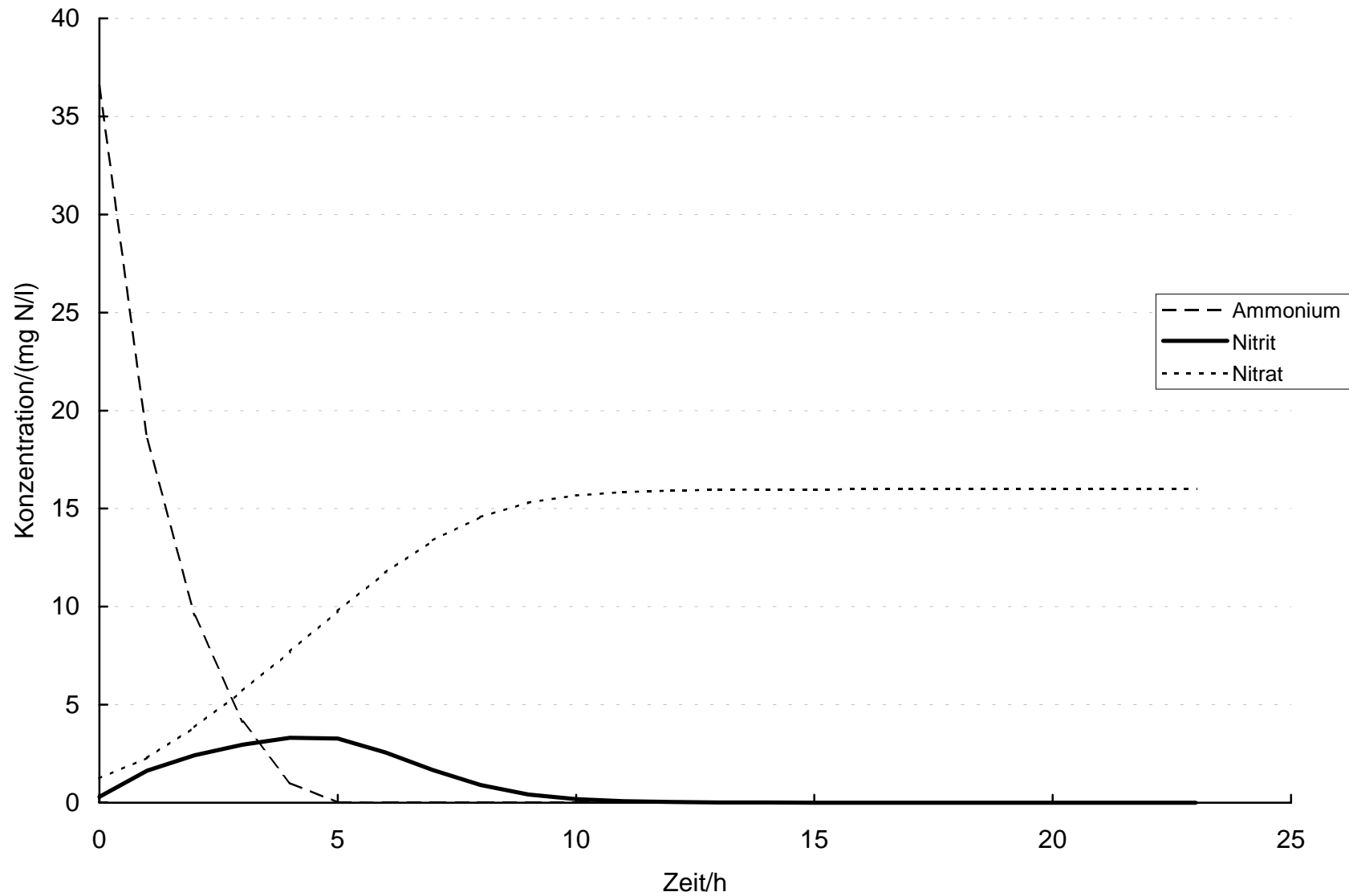


Abbildung 28: Ergebnisse der Simulationsrechnungen mit dem in das Programm SIMBA[®] eingebundenen Modellansatz für die Parameter Ammonium, Nitrit und Nitrat.
Als Ausgangsdaten dienen die Ergebnisse des Experimentes vom 02.03.1998 (siehe Abb.25).

6.6.3 Schlußfolgerungen

Als Ursache für den in allen drei Versuchen aufgetretenen Fehlbetrag von bis zu 50 % bezüglich des Stickstoffs wurden in Abschnitt 6.6.1 bereits die Inkorporation von Stickstoff in die Biomasse sowie die Verschiebung des Gleichgewichts Ammonium/Ammoniak in Richtung des Ammoniaks (Ausgasung) genannt. Dieser Prozeß wird im ASM 1 nicht berücksichtigt und könnte die Ursache der zu hohen Nitratgehalte bei der Nachbildung der Kläranlage Emden/Larrelt in der Simulation sein (siehe Abschnitt 6.5). Dort war stets die von der Simulation errechnete Menge an Stickstoff zu groß. Auch in der realen Kläranlage dürfte der Prozeß der Ausgasung von Ammoniak eine nicht zu vernachlässigende Rolle spielen (insb. in den belüfteten Zonen, wo ein starker Lufteintrag erfolgt). Der pH-Wert in der Belebung der Kläranlage Emden/Larrelt liegt in einem Bereich zwischen 7,0 und 8,0 (maximaler Wert: 8,5).

Die im Experiment beobachteten Ergebnisse (Fehlbetrag in der Stickstoffbilanz von bis zu 50 %) lassen sich möglicherweise auch durch die Annahme eines anderen Reaktionsmechanismus für die Nitrifikation erklären.

Wenn tatsächlich der postulierte Weg $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ beschritten würde, müßte der im Ammonium gebundene Stickstoffanteil, abgesehen von dem in die Biomasse eingebauten Anteil (hier findet aber keine Zunahme der Biomasse statt!) und dem in Form von NH_3 ausgegasten Anteil, vollständig in Nitrat-Stickstoff überführt worden sein. Da dies aber vermutlich nicht der Fall ist, könnten evtl. andere Reaktionsprodukte entstehen, die analytisch nicht erfaßt wurden.

Die getrennte Erfassung von Nitrit als eigenständige Stoffgruppe im Modellansatz erscheint im Hinblick auf neue Verfahrensvarianten des Belebtschlammverfahrens, bei denen durch eine geeignete Prozeßführung eine Weiteroxidation des Nitrits zum Nitrat unterbunden wird [82], als sehr sinnvoll, da sich unter Verzicht auf den Teilschritt der Nitratation erhebliche Einsparungen hinsichtlich der Betriebskosten erzielen lassen. So reduziert sich der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation um ca. 25 % (stöchiometrisch) und der CSB-Bedarf für die Denitrifikation um ca. 40 % (stöchiometrisch) [82]. Zudem verläuft die Nitritdenitrifikation im allgemeinen schneller als die Nitratdenitrifikation. Dies ermöglicht kleinere Reaktorvolumina.

Eine weitere Verfahrensvariante stellt die aerobe Deammonifikation dar. Dabei wird Ammonium autotroph und heterotroph zu elementarem Stickstoff umgesetzt. Drei Prozesse könnten hierbei von Bedeutung sein:

- Bestimmte nitrifizierende Mikroorganismen (z. B. *Paracoccus denitrificans* DSM 2944) können auch im aeroben Milieu denitrifizieren. Dieser Prozeß läßt sich als aerobe Denitrifikation im Rahmen der heterotrophen Nitrifikation bezeichnen.
- Experimentell wurde nachgewiesen, daß Nitrifikanten auch denitrifizieren können. Dieser Prozeß kann als autotrophe, aerobe Denitrifikation innerhalb der autotrophen Nitrifikation angesehen werden.
- Bei der anaeroben Ammoniumoxidation wird vorausgesetzt, daß eine Nitritation des Ammoniums stattfindet. Es besteht die Annahme, daß äquimolare Mengen an Ammonium und Nitrit unter Bildung von elementarem Stickstoff umgesetzt werden [83].

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß sich mit dem neuen kinetischen Ansatz für die Nitrifikation die experimentellen Ergebnisse sowohl in Form eines MATLAB®-Programms (ohne Berücksichtigung der Verfahrenstechnik) als auch in der in das Simulationsprogramm SIMBA® eingebundenen Form (unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik) mit großer Übereinstimmung nachbilden lassen. Damit könnte dieses neue Modell im Hinblick auf die oben beschriebenen Verfahrensvarianten bei einer Erweiterung auf sämtliche im Belebtschlammverfahren relevanten biologischen Prozesse der Kohlenstoff- und Stickstoffelimination eine interessante Alternative zum bisher verwendeten ASM 1 darstellen.

6.7 Evaluierung des kinetischen Ansatzes für die Vorgänge der C- und N-Elimination am Beispiel der Kläranlage Emden/Larrelt

6.7.1 Einbindung des kinetischen Modellansatzes für den C- und N-Abbau in das Simulationsprogramm SIMBA®

Aus den in Abschnitt 4.2.3 formulierten Reaktionsgleichungen zur Beschreibung der Prozesse des C- und N-Abbaus in der biologischen Reinigungsstufe einer Kläranlage ergibt sich nachfolgendes System von Differentialgleichungen für die zeitlichen Änderungen der im Modellansatz enthaltenen Komponenten:

(Anmerkung:

Da die Menge des durch Ausgasung in Form von NH_3 aus dem System entfernten Ammoniums nicht bekannt ist, wurde dieser Prozess im nachfolgenden Ansatz nicht diskutiert. Der in Abschnitt 6.6.2.1 eingeführte Parameter „ agf “ tritt daher in diesem Ansatz nicht auf.)

$$\frac{dS}{dt} = -k_S * S * X_{BH} + k_{RS} * [SX_{BH}] \quad (77)$$

$$\frac{dSI}{dt} = 0 \quad (78)$$

$$\frac{dXI}{dt} = 0 \quad (79)$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = -k_S * S * X_{BH} + k_{RS} * [SX_{BH}] + F_3 * k_P * [SX_{BH}O] + F_5 * k_N * [XN3] - b_H * X_{BH} \quad (80)$$

$$\begin{aligned} \frac{d[SX_{BH}]}{dt} = & k_S * X_{BH} * S - k_{RS} * [SX_{BH}] - k_{N3K} * [SX_{BH}] * \text{NO}_3^- + k_{RN3K} * [XN3] \\ & - k_{HK} * [SX_{BH}] * \text{O}_2 + k_{RHK} * [SX_{BH}O] \end{aligned} \quad (81)$$

$$\frac{d[SX_{BH}O]}{dt} = k_{HK} * [SX_{BH}] * \text{O}_2 - k_{RHK} * [SX_{BH}O] - k_P * [SX_{BH}O] \quad (82)$$

$$\frac{d\text{CO}_2}{dt} = F_4 * k_P * [SX_{BH}O] + F_7 * k_N * [XN3] \quad (83)$$

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = -k_{AK} * X_A * \text{O}_2 + k_{RAK} * [X_{BA}O] + F_1 * k_{\text{NO}_2} * [X_{BA}K] + F_2 * k_{\text{NO}_3} * [XN2] - b_A * X_{BA} \quad (84)$$

$$\frac{d\text{O}_2}{dt} = -k_{AK} * X_{BA} * \text{O}_2 + k_{RAK} * [X_{BA}O] - k_{HK} * [SX_{BH}] * \text{O}_2 + k_{RHK} * [SX_{BH}O] \quad (85)$$

$$\begin{aligned} \frac{d[X_{BA}O]}{dt} = & k_{AK} * X_{BA} * \text{O}_2 - k_{RAK} * [X_{BA}O] - k_{N1K} * [X_{BA}O] * \text{NH}_4^+ + k_{RN1K} * [X_{BA}K] \\ & - k_{N2K} * [X_{BA}O] * \text{NO}_2^- + k_{RN2K} * [XN2] \end{aligned} \quad (86)$$

$$\frac{d\text{NH}_4^+}{dt} = -k_{\text{N1K}} * [\text{X}_{\text{BAO}}] * \text{NH}_4^+ + k_{\text{RN1K}} * [\text{X}_{\text{BAK}}] \quad (87)$$

$$\frac{d[\text{X}_{\text{BAK}}]}{dt} = k_{\text{N1K}} * [\text{X}_{\text{BAO}}] * \text{NH}_4^+ - k_{\text{RN1K}} * [\text{X}_{\text{BAK}}] - k_{\text{NO2}} * [\text{X}_{\text{BAK}}] \quad (88)$$

$$\frac{d\text{NO}_2^-}{dt} = k_{\text{NO2}} * [\text{X}_{\text{BAK}}] - k_{\text{N2K}} * [\text{X}_{\text{BAO}}] * \text{NO}_2^- + k_{\text{RN2K}} * [\text{XN2}] \quad (89)$$

$$\frac{d[\text{XN2}]}{dt} = k_{\text{N2K}} * [\text{X}_{\text{BAO}}] * \text{NO}_2^- - k_{\text{RN2K}} * [\text{XN2}] - k_{\text{NO3}} * [\text{XN2}] \quad (90)$$

$$\frac{d\text{NO}_3^-}{dt} = k_{\text{NO3}} * [\text{XN2}] - k_{\text{N3K}} * [\text{SX}_{\text{BH}}] * \text{NO}_3^- + k_{\text{RN3K}} * [\text{XN3}] \quad (91)$$

$$\frac{d[\text{XN3}]}{dt} = k_{\text{N3K}} * [\text{SX}_{\text{BH}}] * \text{NO}_3^- - k_{\text{RN3K}} * [\text{XN3}] - k_{\text{N}} * [\text{XN3}] \quad (92)$$

$$\frac{d\text{N}_2}{dt} = F_6 * k_{\text{N}} * [\text{XN3}] \quad (93)$$

Dieses Differentialgleichungssystem wurde zunächst in die Matrix-Notation der IAWQ [10, 81] übertragen. Die dabei erhaltene Matrix ist in Tabelle 27 dargestellt. Anschließend wurde der Modellansatz unter Verwendung des FOX-Formates [10, 81] als benutzerdefiniertes Modell in die offene Modellbibliothek der Simulationssoftware SIMBA[®] implementiert.

6.7.2 Evaluierung und Sensitivitätsanalyse des Modellansatzes am Beispiel der Kläranlage Emden/Larrelt

Um für den neuen kinetischen Modellansatz eine Sensitivitätsanalyse sowie eine Anpassung der Modellparameter durchführen zu können, wurde die Kläranlage Emden/Larrelt im Simulationsprogramm SIMBA[®] unter Verwendung der entsprechenden Blöcke der offenen Modellbibliothek abgebildet. Die Darstellung der belüfteten und

Tabelle 27: Darstellung des kinetischen Modellansatzes zur Beschreibung der Prozesse des C- und N-Abbaus in der biologischen Reinigungsstufe einer Kläranlage in der Matrix-Notation der IAWQ.

S	SI	XI	X _{BH}	[SX _{BH}]	[SX _{BH} O]	CO ₂	X _{BA}	O ₂	[X _{BA} O]	NH ₄ ⁺	[X _{BA} K]	NO ₂ ⁻	[XN2]	NO ₃ ⁻	[XN3]	N ₂	Prozeß	Nr.
0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	1	0	0	0	0	0	0	0	k _{AK} * X _{BA} * O ₂	1
0	0	0	0	0	0	0	1	1	-1	0	0	0	0	0	0	0	k _{RAK} * [X _{BA} O]	2
0	0	0	0	-1	1	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	k _{HK} * [SX _{BH}] * O ₂	3
0	0	0	0	1	-1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	k _{RHK} * [SX _{BH} O]	4
0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	1	0	0	0	0	0	k _{N1K} * [X _{BA} O] * NH ₄ ⁺	5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	-1	0	0	0	0	0	k _{RN1K} * [X _{BA} K]	6
0	0	0	0	0	0	0	F ₁	0	0	0	-1	1	0	0	0	0	k _{NO2} * [X _{BA} K]	7
0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	-1	1	0	0	0	k _{N2K} * [X _{BA} O] * NO ₂ ⁻	8
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	-1	0	0	0	k _{RN2K} * [XN2]	9
0	0	0	0	0	0	0	F ₂	0	0	0	0	0	-1	1	0	0	k _{NO3} * [XN2]	10
0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	1	0	k _{N3K} * [SX _{BH}] * NO ₃ ⁻	11
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-1	0	k _{RN3K} * [XN3]	12
0	0	0	F ₅	0	0	F ₇	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	F ₆	k _N * [XN3]	13
-1	0	0	-1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	k _S * S * X _{BH}	14
1	0	0	1	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	k _{RS} * [SX _{BH}]	15
0	0	0	F ₃	0	-1	F ₄	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	k _P * [SX _{BH} O]	16
0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	b _A * X _{BA}	17
0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	b _H * X _{BH}	18

unbelüfteten Zonen des Kaskadensystems erfolgte unter Verwendung des Blockes „Reaktor_oh“ (Rührkesselreaktor ohne Hydraulik) [10]. Die verfahrenstechnischen Parameter (Abmessungen der Becken, Ströme, etc.) wurden im Rahmen dieser Sensitivitätsanalyse nicht variiert. Es wurden die in Tabelle 6 sowie Abschnitt 6.5.1 gemachten Vorgaben verwendet. Für den Tagesgang wurde der Block „Tagesgang“ der offenen Modellbibliothek verwendet und ein m-file mit den 24 h-Werten für alle im Modellansatz definierten Komponenten erstellt. Dabei konnte im Fall der Komponenten NH_4^+ (Ammonium), NO_2^- (Nitrit), NO_3^- (Nitrat) und S (CSB) auf die experimentell bestimmten Tagesganglinien für den Zulauf der Kläranlage Emden/Larrelt zurückgegriffen werden. Da es sich bei den übrigen Komponenten um Stoffe handelt, deren Konzentration sich experimentell nicht bestimmen läßt, mußten die Vorgaben auf der Grundlage von Plausibilitätsüberlegungen getroffen werden. Für die Simulationsrechnungen wurden die in Tabelle 28 zusammengestellten Werte der im Modellansatz enthaltenen stofflichen Parameter zugrundegelegt. Einige dieser Größen wurden aus Korrelationen zwischen den Parametern des Monod-Ansatzes und des kinetischen Ansatzes erhalten. Gemäß Abschnitt 3.1.1 gelten folgende Zusammenhänge:

$$K_M = \frac{k_2 + k_{-1}}{k_1} \quad \text{Gl.(2)}$$

$\mu_{\max} = k_2$, wenn $\frac{d[\text{XS}]}{dt}$ vernachlässigbar ist (zeitlich langsame Änderung der Biomasse)

$$Y = n - 1 \quad \text{bzw.} \quad F - 1, \quad \text{damit:} \quad F = Y + 1$$

Zudem wird angenommen, daß die Geschwindigkeitskonstante der Rückreaktion wesentlich kleiner als die Geschwindigkeitskonstante der jeweiligen Hinreaktion ist:

$$k_{-1} \ll k_1, \quad \text{hier:} \quad k_{-1} = \frac{k_1}{10} \quad \text{oder} \quad \frac{k_1}{100}$$

Unter Verwendung dieser Beziehungen ließen sich ausgehend von Defaultwerten des ASM 1 [3, 30] bzw. SIMBA® [10] Ausgangswerte für einige Parameter des kineti-

Tabelle 28: Vorgaben für die stofflichen Parameter des kinetischen Modellansatzes (Abbau der C- und N-Verbindungen).

(Anmerkung: Die Einheiten der Parameter sind im Verzeichnis der verwendeten Symbole und Abkürzungen enthalten und werden daher an dieser Stelle nicht angegeben).

Parameter (Bedeutung)	Defaultwert	Quelle
k_{AK} (Komplexbildung $X_{BA}O$)	4	Annahme (Vorgabe: $K_{OA} = 0.4$ [g O ₂ /m ³])
k_{RAK} (Komplexezerfall $X_{BA}O$)	0.04	Annahme (Vorgabe: $K_{OA} = 0.4$ [g O ₂ /m ³])
k_{HK} (Komplexbildung $SX_{BH}O$)	4	Annahme (Vorgabe)
k_{RHK} (Komplexezerfall $SX_{BH}O$)	0.04	Annahme (Vorgabe)
k_{N1K} (Komplexbildung XAK)	6.706	Experiment zur Nitrifikation
k_{RN1K} (Komplexezerfall XAK)	0.00002914	Experiment zur Nitrifikation
k_{NO2} (Nitritbildung)	0.706	Experiment zur Nitrifikation
k_{N2K} (Komplexbildung $XN2$)	3.08	Experiment zur Nitrifikation
k_{RN2K} (Komplexezerfall $XN2$)	0.3696	Experiment zur Nitrifikation
k_{NO3} (Nitratbildung)	8.9155	Experiment zur Nitrifikation
k_{N3K} (Komplexbildung $XN3$)	15	Annahme (Vorgabe: $K_{NO} = 0.5$ [g NO ₃ -N/m ³])
k_{RN3K} (Komplexezerfall $XN3$)	1.5	Annahme (Vorgabe: $K_{NO} = 0.5$ [g NO ₃ -N/m ³])
k_N (Stickstoffbildung)	6	Annahme (Vorgabe: $K_{NO} = 0.5$ [g NO ₃ -N/m ³])
k_S (Komplexbildung SX_{BH})	4.3	Annahme (Vorgabe)
k_{RS} (Komplexezerfall SX_{BH})	0.003	Annahme (Vorgabe)
k_P (CO ₂ -Bildung)	1.97	Annahme (Vorgabe)
b_A (Absterben von X_{BA})	0.15	Literatur (IAWQ, SIMBA)
b_H (Absterben von X_{BH})	0.62	Literatur (IAWQ, SIMBA)
F_1 (Ertrag: X_{BA} für Reaktion (2))	1.24	Vorgabe: $Y_A = 0.24$ [gCSB/gN], $\mu_A = 0.8$ [1/d]
F_2 (Ertrag: X_{BA} für Reaktion (3))	1.24	Vorgabe: $Y_A = 0.24$ [gCSB/gN], $\mu_A = 0.8$ [1/d]
F_3 (Ertrag: X_{BH} für Reaktion (5))	1.67	Vorgabe: $Y_H = 0.67$ [gCSB/gCSB], $\mu_H = 6.0$ [1/d]
F_4 (Ertrag: CO ₂ für Reaktion (5))	1.67	Vorgabe: $Y_H = 0.67$ [gCSB/gCSB], $\mu_H = 6.0$ [1/d]
F_5 (Ertrag: X_{BH} für Reaktion (6))	3.5	Annahme
F_6 (Ertrag: N ₂ für Reaktion (6))	1.67	Vorgabe: $Y_H = 0.67$ [gCSB/gCSB], $\mu_H = 6.0$ [1/d]
F_7 (Ertrag: CO ₂ für Reaktion (6))	1.67	Vorgabe: $Y_H = 0.67$ [gCSB/gCSB], $\mu_H = 6.0$ [1/d]

schen Modellansatzes berechnen. Dies soll nachfolgend anhand einiger Beispiele demonstriert werden:

1) Berechnung von k_{N3K} , k_{RN3K} und k_N :

$$K_{NO} = \frac{k_N + k_{RN3K}}{k_{N3K}} = 0,5 \quad \text{und} \quad \mu_H = 6,0 = k_N$$

$$0,5 = \frac{6,0 + (x/10)}{x} \quad 0,5x = 6 + 0,1x$$

$$0,4x = 6; \text{ d. h. } x = 15$$

Damit: $k_{N3K} = 15$ und $k_{RN3K} = 1,5$

2) Berechnung von k_S , k_{RS} und k_P :

$$K_S = \frac{k_P + k_{RS}}{k_S} = 20 \quad \text{und} \quad \mu_H = 6,0 = k_P$$

$$20 = \frac{6,0 + (x/10)}{x} \quad 20x = 6 + 0,1x$$

$$19,9x = 6; \text{ d. h. } x = 0,301$$

Damit: $k_S = 0,301$ und $k_{RS} = 0,0301$

Die Anfangskonzentrationen der im Modell definierten Stoffgruppen wurden gemäß Tabelle 29 gewählt. Dabei konnte wiederum bei einigen der Stoffgruppen auf die Werte der experimentell ermittelten Tagesganglinien zurückgegriffen werden (z. T. direkt: NO_2^- , NO_3^- ; z. T. über Korrelationen: NH_4^+ , S, SI, XI und X_{BH}).

Da bei dem neu formulierten Modellansatz die meisten Parameterwerte zunächst nur auf Grund von Plausibilitätsüberlegungen gewählt wurden, mußte der im Rahmen der Sensitivitätsanalyse zu variierende Bereich ausreichend groß gewählt werden. Im Rahmen der durchgeführten eindimensionalen Sensitivitätsanalyse (vgl. Abschnitt 6.5) wurden daher alle in Tabelle 28 aufgelisteten Parameter jeweils um den Faktor 100 erhöht bzw. 0,01 erniedrigt. Dabei wurden die experimentell bestimmten Parameter für die Nitrifikation (k_{RN1K} , k_{NO2} , k_{N2K} , k_{RN2K} und k_{NO3}) sowie die aus der Literatur entnommenen Absterberaten b_A und b_H zunächst nicht variiert. Die Auswirkungen einer Variation der stofflichen Parameter auf die zuvor genannten Größen nach einer Simulationsdauer von 90 Tagen (nach dem Erreichen des stationären Zustan-

Tabelle 29: Vorgaben für die Anfangskonzentrationen der im neuen Modellansatz definierten Stoffgruppen.

Stoffgruppe	Anfangskonzentration (mg/l) bzw. (g/m³)	Quelle
S	249	Berechnet aus Tagesgang (Zulauf)
SI	66	Berechnet aus Tagesgang (Zulauf)
XI	99	Berechnet aus Tagesgang (Zulauf)
X _{BH}	64	Berechnet aus Tagesgang (Zulauf)
SX _{BH}	3,6	Annahme (Anteil der Gesamtmenge X _{BH})
SX _{BH} O	3,6	Annahme (Anteil der Gesamtmenge X _{BH})
CO ₂	0,254	Annahme (Löslichkeit in Wasser)
X _{BA}	0,1	Annahme
O ₂	0,01	Übernommen aus SIMBA (gloparam)
X _{BA} O	0,001	Annahme
NH ₄ ⁺	48	Berechnet aus Tagesgang (Zulauf)
XAK	0,0005	Annahme
NO ₂ ⁻	0,012	Mittelwert des Tagesgangs (Zulauf)
XN2	0,0005	Annahme
NO ₃ ⁻	0,60	Mittelwert des Tagesgangs (Zulauf)
XN3	0,0005	Annahme
N ₂	0,0041	Annahme (Löslichkeit in Wasser)

des) sind in Tabelle 30 dargestellt. Aus den in Tabelle 30 zusammengefaßten Ergebnissen lassen sich folgende Erkenntnisse gewinnen:

- Die inerten Stoffgruppen SI und XI des CSB werden durch eine Variation der Parameter nicht beeinflusst (siehe Definition des Modellansatzes).
- Folgende Parameter können insgesamt als unbedeutend bezeichnet werden: k_{N1K} , k_{N3K} , k_{RN3K} und k_{RS} . Die genannten Größen haben lediglich einen erkennbaren Einfluß auf 1 bis 4 Stoffgruppen.
- Die Parameter k_{RAK} , k_S , F_4 und F_5 können als wenig bedeutend eingestuft werden, da sie maximal einen deutlichen Einfluß auf 1 bzw. 2 Stoffgruppen haben.
- Die Parameter k_{HK} , k_{RHK} , k_N , k_P , F_6 und F_7 sind als bedeutend einzuordnen, da sie jeweils der bestimmende Parameter für eine Stoffgruppe sind. Allerdings beschränkt sich der Einfluß der aufgezählten Größen auf maximal 5 Stoffgruppen.
- Als die bedeutendsten Parameter haben sich die Größen k_{AK} , F_1 , F_2 und F_3 erwiesen. Diese stellen entweder für mehrere Fraktionen den bestimmenden Parameter dar (F_1 , F_3) oder beeinflussen 8 bzw. 9 Stoffgruppen (k_{AK} , F_2). Von den genannten Größen nimmt wiederum der Parameter F_1 eine hervorgehobene Stellung ein, da er sowohl für 3 Stoffgruppen die bestimmende Größe darstellt als auch insgesamt 11 (von 17) Stoffgruppen beeinflusst.
- Bezüglich der einzelnen Stoffgruppen läßt sich feststellen, daß für S, X_{BH} , X_{BA} , X_{BAO} , NH_4^+ und NO_3^- eine klar erkennbare Abhängigkeit von wenigen (maximal 3) bestimmten Parametern gegeben ist.
- Die Stoffgruppen SX_{BH} , X_{BAK} , XN_2 , XN_3 und N_2 werden von 4 bis 7 Parametern beeinflusst.
- Die Stoffgruppen SX_{BHO} , CO_2 , O_2 und NO_2^- werden von einer Vielzahl von Parametern (> 10) beeinflusst. Klare Abhängigkeiten von einzelnen Parametern lassen sich nur schwer ausmachen. Dies gilt insbesondere für die Stoffgruppe O_2 , da in diesem Fall durch 10 Parameter ein deutlicher bzw. bestimmender Einfluß erfolgt.

Ziel dieser Untersuchung war es, zum einen die besonders sensiblen Parameter zu erkennen, und zum anderen die Abhängigkeiten zwischen den Parametern und den im Modellansatz enthaltenen Komponenten aufzuzeigen. Ausgehend von den dabei gewonnenen Erkenntnissen konnte anschließend eine gezielte Anpassung einzelner Parameter unter Verwendung geeigneter experimenteller Daten erfolgen.

Tabelle 30: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für den kinetischen Modellansatz (Variation der stofflichen Parameter). Simulationsdauer: 90 Tage.

Variierter Parameter	Betrachtete Stoffgruppe																
	S	SI	XI	X _{BH}	SX _{BH}	SX _{BH} O	CO ₂	X _{BA}	O ₂	X _{BA} O	NH ₄ ⁺	XAK	NO ₂ ⁻	XN2	NO ₃ ⁻	XN3	N ₂
k _{AK}	-	-	-	-	-	*	-	-	●○	-	●	●	*	-	●	*	
k _{RAK}	-	-	-	-	-	*	-	-	○	-	-	-	*	-	-	-	
k _{HK}	-	-	-	-	●	○	●	-	●○	-	-	-	*	-	-	-	
k _{RHK}	-	-	-	-	*	*	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	
k _{N1K}	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	
k _{RN1K}																	
k _{NO2}																	
k _{N2K}																	
k _{RN2K}																	
k _{NO3}																	
k _{N3K}	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	*	*	
k _{RN3K}	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	
k _N	-	-	-	-	-	*	*	-	*	-	-	-	-	-	-	●	
k _S	●	-	-	-	*	*	*	-	●	-	-	-	*	-	-	-	
k _{RS}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	
k _P	●	-	-	-	-	●	●	-	●	-	-	*	-	-	-	-	
b _A																	
b _H																	
F ₁	-	-	-	-	○	*	-	○	●○	○	●	●	*	*	-	*	
F ₂	-	-	-	-	*	-	-	○	●○	○	●	●	●	*	-	●	
F ₃	●	-	-	○	*	*	*	-	●	-	-	-	*	-	-	-	
F ₄	-	-	-	-	-	-	●○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
F ₅	-	-	-	○	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
F ₆	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
F ₇	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

(Änderung des Defaultwerts um den Faktor 0,01:

- ohne Einfluß * erkennbarer Einfluß ● deutlicher Einfluß ● bestimmender Parameter

Änderung des Defaultwerts um den Faktor 100:

- ohne Einfluß * erkennbarer Einfluß ○ deutlicher Einfluß ○ bestimmender Parameter)

Aus den experimentell ermittelten Tagesganglinien von CSB, Ammonium, Nitrit und Nitrat können die für die entsprechenden Stoffgruppen des Modellansatzes bestimmenden Parameter durch Variation und Anpassung der simulierten Ablaufganglinien an die experimentell bestimmten Werte erhalten werden. Mit diesem Verfahren sind im Idealfall folgende Parameter zugänglich:

- k_{AK} aus der Ammonium-Ganglinie (Stoffgruppe NH_4^+)
- F_3 aus der CSB-Ganglinie (Stoffgruppe S)
- F_2 aus der Nitrit-Ganglinie (Stoffgruppe NO_2^-)

Aus der CSB-Ganglinie (Stoffgruppe S) lassen sich zusätzlich Informationen über die Parameter k_S und k_P gewinnen. In den Abbildungen 29 bis 33 werden die Ergebnisse der gezielten Anpassung einzelner Parameter an die verfügbaren realen Tagesganglinien aufgezeigt. Daraus ergaben sich für die betroffenen Parameterwerte folgende Änderungen:

	Aus der Tagesganglinie für:
$k_{N3K} = 0,18 \text{ m}^3/(\text{g d})$ (statt 15)/ $k_{RN3K} = 0,0018 \text{ d}^{-1}$	Nitrat
$k_{AK} = 0,85 \text{ m}^3/(\text{g d})$ (statt 4,0)/ $k_{RAK} = 0,0085 \text{ d}^{-1}$	Ammonium
$F_2 = 0,60$ (statt 1,24)	Nitrit
$k_S = 0,10 \text{ m}^3/(\text{g d})$ (statt 4,3)/ $k_{RS} = 0,0010 \text{ d}^{-1}$	CSB

Bei Vorgabe dieser Parameterwerte treten weiterhin Unstimmigkeiten in den Simulationsergebnissen auf. Es ergeben sich unrealistische Restsauerstoffgehalte in den Denitrifikationszonen der Belebung. Die Sensitivitätsanalyse zeigte, daß dieser Wert insbesondere über die Parameter k_{AK} und k_{HK} beeinflusst werden kann.

Daher wurden im folgenden diese beiden Parameter variiert. Zum anderen ergibt die Simulationsrechnung über einen Zeitraum von 30 d eine kontinuierliche Abnahme der autotrophen Biomasse X_{BA} . Dies ist ebenfalls unrealistisch und sollte durch die Änderung der entsprechenden Einflußgröße unterbunden werden.

Zunächst erfolgte die Variation der Parameter k_{AK} und k_{HK} . Dabei wurde es erforderlich, weitere Einflußgrößen anzupassen. Durch eine Änderung der Parameter k_{AK} und k_{HK} werden auch noch andere Stoffgruppen beeinflusst und die dadurch hervorgerufenen Effekte mußten durch die Anpassung weiterer Einflußgrößen kompensiert werden.

Mit folgenden Parameterwerten konnte die größte Übereinstimmung zwischen simulierten und experimentell bestimmten Werten im Auslauf erreicht werden:

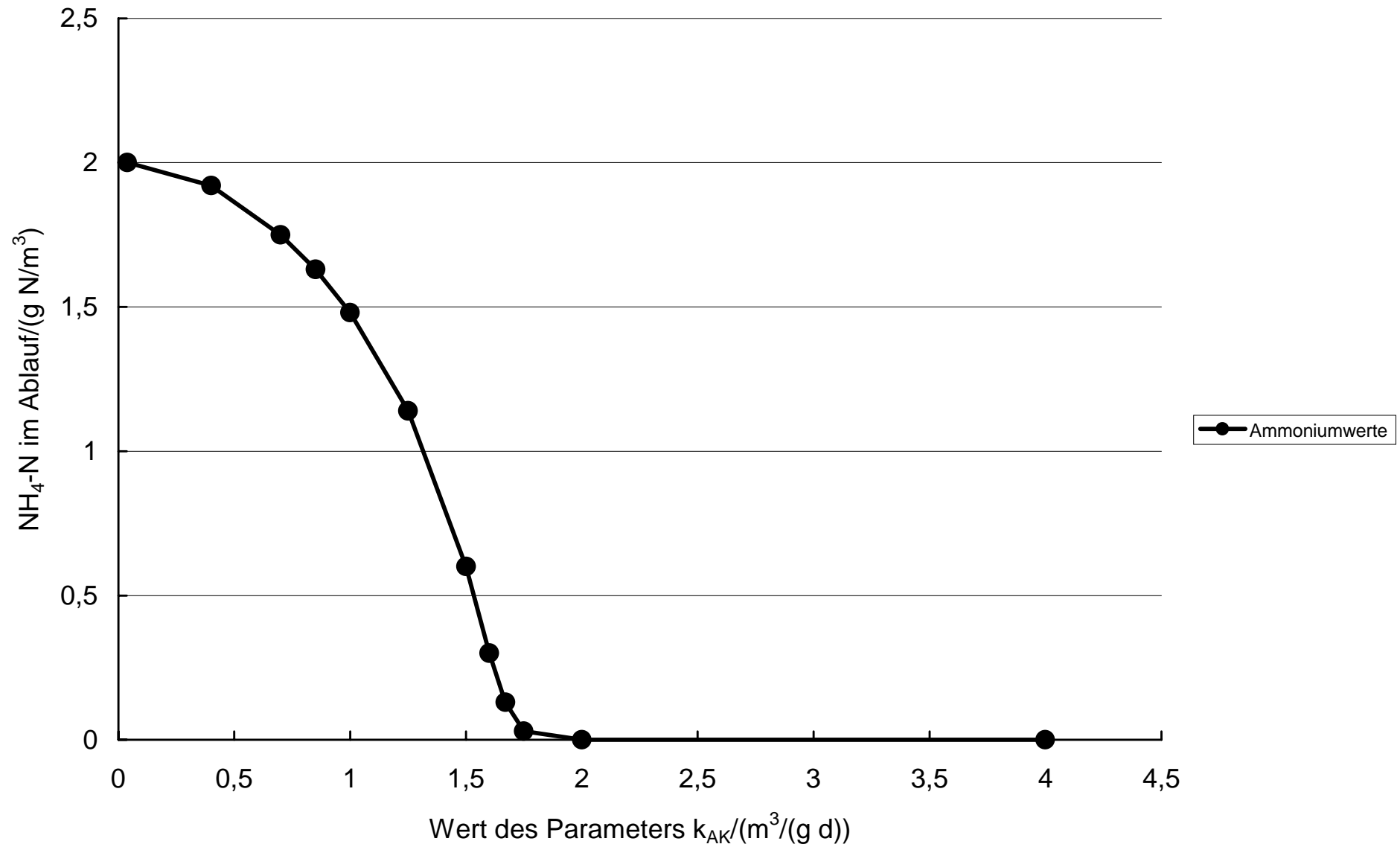


Abbildung 29: Einfluß der Variation des Parameters k_{AK} auf die simulierte Ammonium-Ablaufkonzentration.

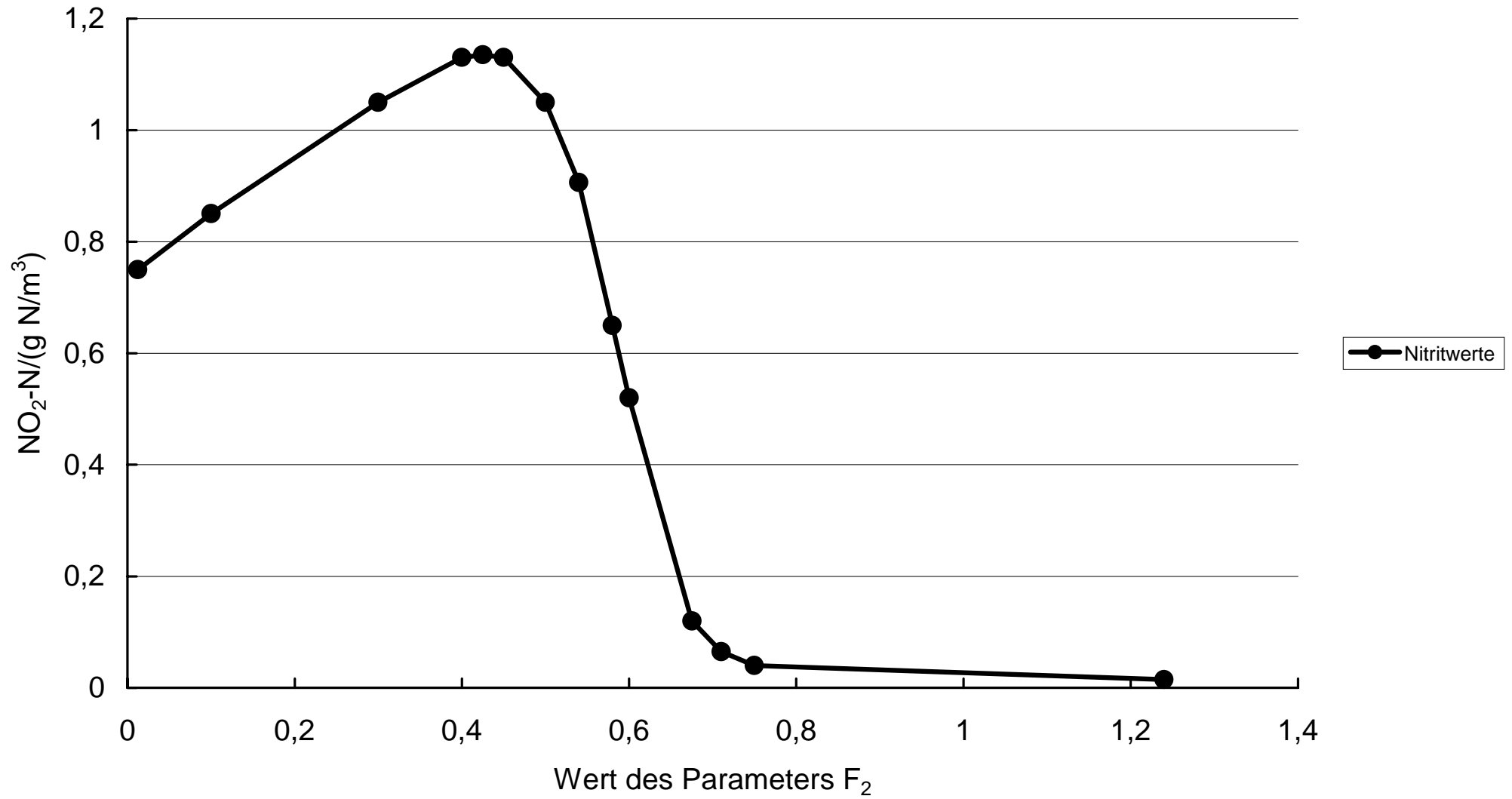


Abbildung 30: Einfluß der Variation des Parameters F_2 auf die simulierte Nitrit-Konzentration im Ablauf.

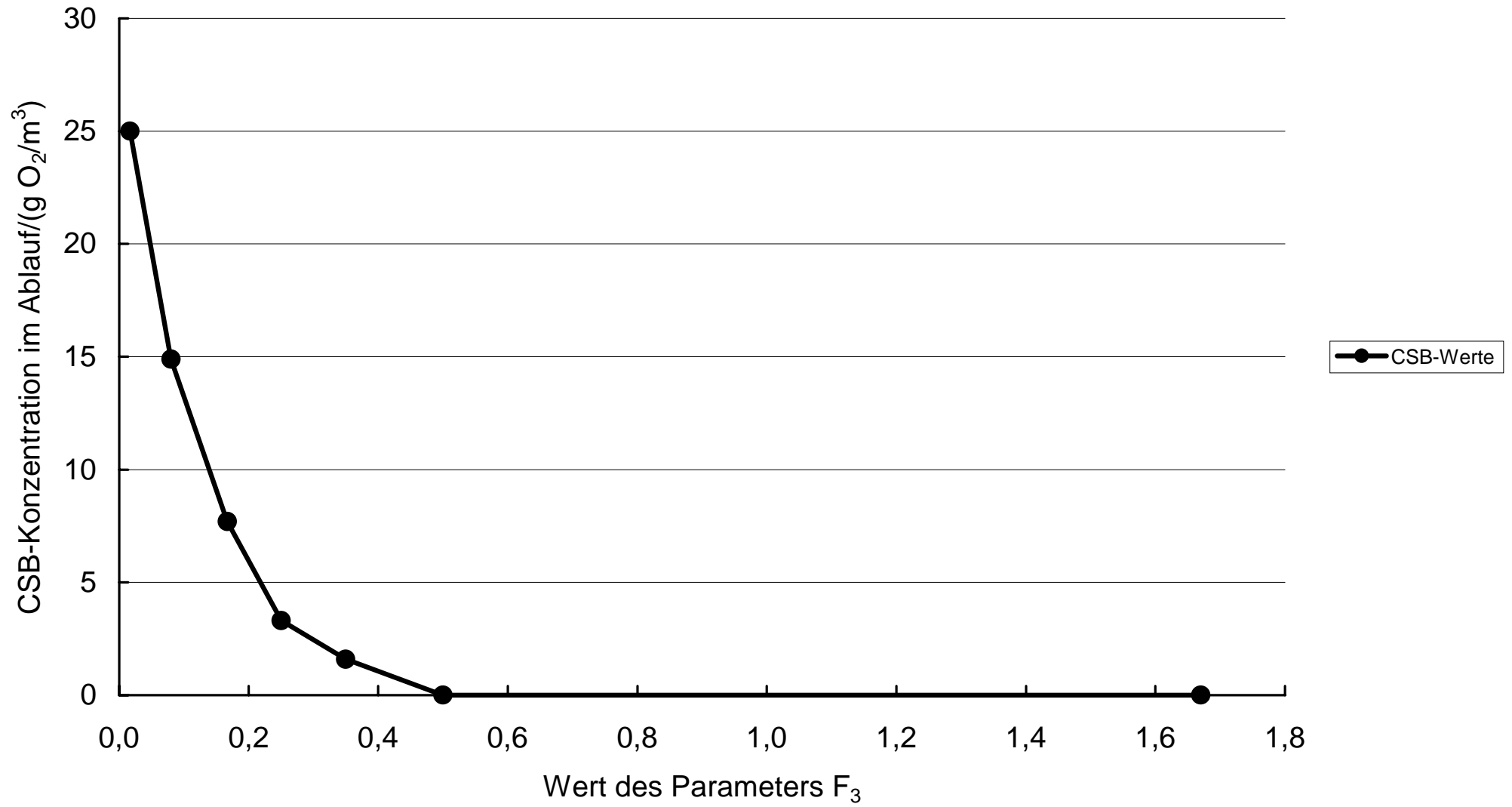


Abbildung 31: Einfluß der Variation des Parameters F₃ auf die simulierte CSB-Konzentration im Ablauf.

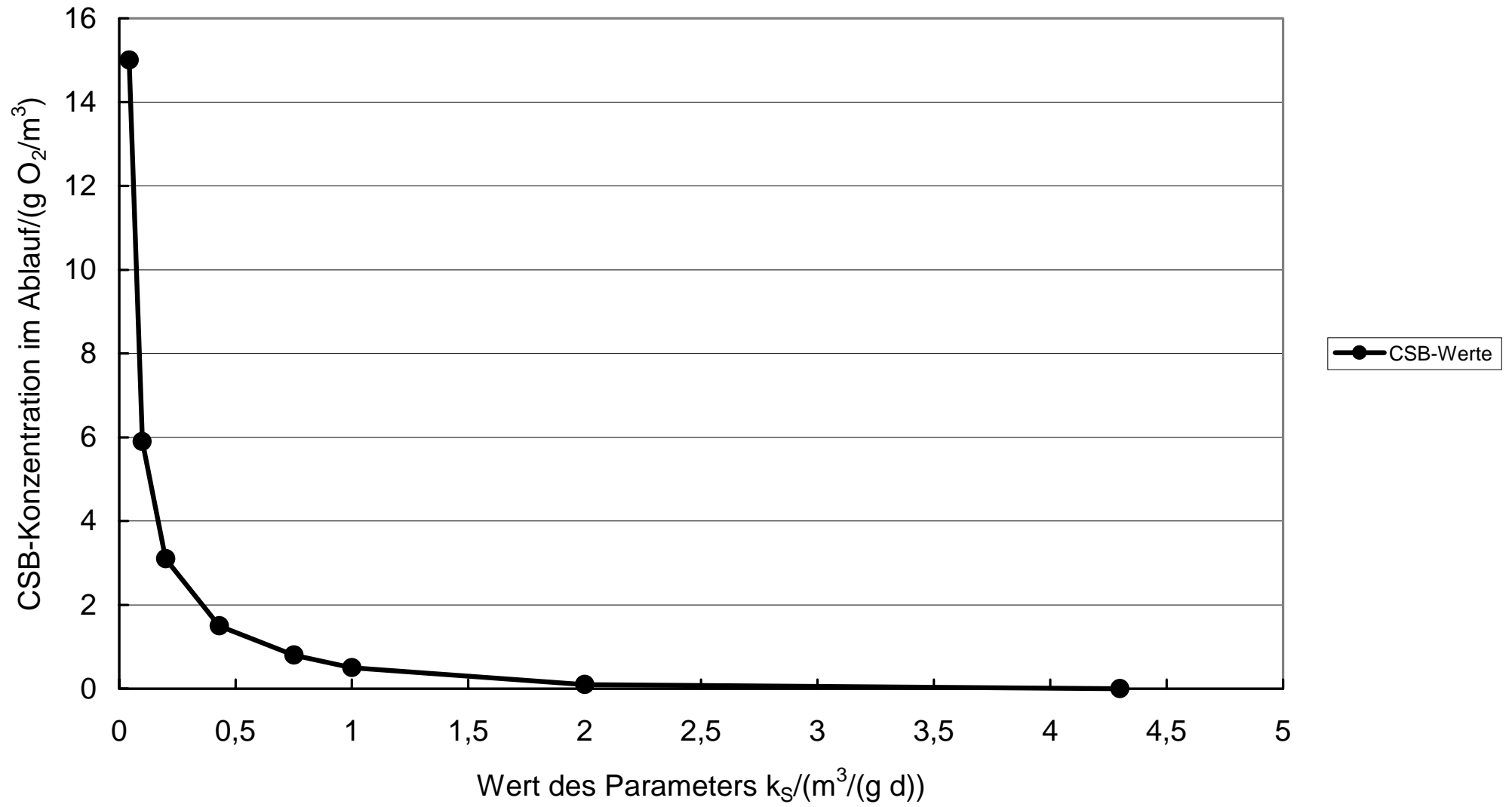


Abbildung 32: Einfluß der Variation des Parameters k_S auf die simulierte CSB-Konzentration im Ablauf.

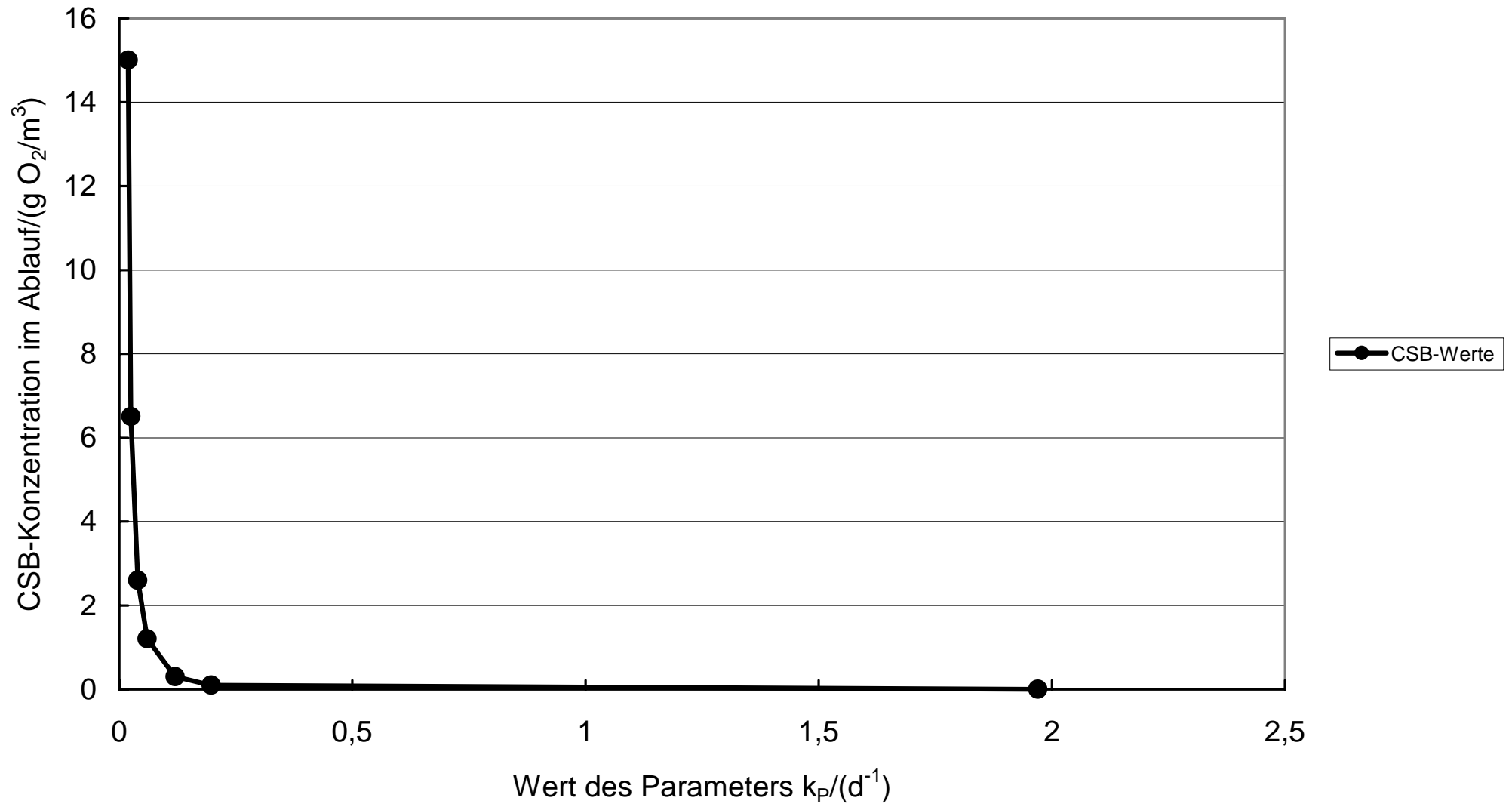


Abbildung 33: Einfluß der Variation des Parameters k_p auf die simulierte CSB-Konzentration im Ablauf.

$$k_{AK} = 1 \text{ m}^3/(\text{g d})$$

$$k_{RAK} = 0,0085 \text{ d}^{-1}$$

$$k_{HK} = 4000 \text{ m}^3/(\text{g d})$$

$$k_{RHK} = 0,04 \text{ d}^{-1}$$

$$k_{N3K} = 0,18 \text{ m}^3/(\text{g d})$$

$$k_{RN3K} = 0,0018 \text{ d}^{-1}$$

$$k_S = 0,10 \text{ m}^3/(\text{g d})$$

$$F_2 = 0,875$$

Wenn zudem die Sollwerte für die Sauerstoffgehalte in den belüfteten Zonen 2 und 4 der Belebung auf 2,0 bzw. 1,0 mg/l herabgesetzt werden, ergeben sich auch bezüglich der Restgehalte an Sauerstoff in den unbelüfteten Zonen bzw. im Ablauf durchaus realistische Werte. Bei Vorgabe der o. g. Parameter und O₂-Sollwerte werden die in Tabelle 31 genannten Resultate erhalten (nach 10 d Simulationsdauer).

Tabelle 31: Endwerte der Simulationsrechnung unter Vorgabe der angepassten Parameterwerte für ausgewählte Stoffgruppen des Modellansatzes. (Simulationsdauer: 10 d).

Parameter	Verlauf	Endwert (g/m ³)
S	Gleichbleibender Verlauf nach 2 d; (5 bis 15); Peaks	7,4
NO ₃ ⁻	Zunahme, Maximum nach 5 d (4,2 g/m ³)	2,9
O ₂ (Deni)	Peaks bei 2,2 d/3,2 d usw. (1,0 g/m ³); ansonsten 0,05 bis 0,15 g/m ³	0,25
O ₂ (Ablauf)	Peaks bei 2,2 d/3,2 d usw. (0,15 g/m ³); ansonsten 0,005 bis 0,01 g/m ³	0,01
X _{BH}	Maximum bei 4 d (4,5 g/m ³); Abnahme	2,7
X _{BA}	Kontinuierliche Abnahme	0,13
NH ₄ ⁺	Gleichbleibender Verlauf nach 2 d; (0,7 bis 2,0)	1,8
NO ₂ ⁻	Gleichbleibender Verlauf nach 2 d; (0,8 bis 1,1)	1,05
N ₂	Nach 6 d konstant (16)	16

Für die mit dem Modell ASM 1 nachgebildete Kläranlage Emden/Larrelt ergeben sich nach einer Simulationsdauer von 30 d zum Vergleich folgende Endwerte:

$$X_{BH} \rightarrow 10 \text{ g/m}^3 (9,5 - 10,5)$$

$$X_{BA} \rightarrow 0,65 - 0,75 \text{ g/m}^3$$

$$\text{TS (in Zone 4 der Belebung)} \rightarrow 41 - 42 \text{ g/m}^3$$

$$S_O \rightarrow 0,005 - 0,025 \text{ g/m}^3$$

Mit dem neuen kinetischen Modellansatz wird mit den o. g. Parametern in Zone 2 des Belebungsbeckens für die autotrophe Biomasse X_{BA} ein Wert von 9,5 bis 10 g/m^3 erhalten. Der gesamte Feststoffgehalt X_{ges} liegt bei ca. 800 g/m^3 . Unter Berücksichtigung des experimentell bestimmten Umrechnungsfaktors von 1,455 (g TS)/(g CSB) resultiert daraus ein TS-Gehalt von 1,164 (g TS)/l.

Da diese Werte weit unterhalb der realen TS-Gehalte in der Kläranlage liegen, ist eine weitere Parameteranpassung erforderlich. Dabei kommen zunächst die entsprechenden Koeffizienten (F_1 , F_2 und b_A für X_{BA} / F_3 , F_5 und b_H für X_{BH}) in Betracht.

Mit den Parameterwerten $F_1 = 1,6$; $F_3 = 6$; $F_5 = 2,5$ und $b_H = 0,42 \text{ d}^{-1}$ ergab sich für die Trockensubstanzgehalte unter der Vorgabe, daß die simulierten Ablaufwerte der analytisch zugänglichen Stoffgruppen (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , S) möglichst gut mit den gemessenen Tagesganglinien übereinstimmen sollen, die beste Anpassung an die realen Trockensubstanzgehalte in der Belebung der Kläranlage Emden/Larrelt. In Tabelle 32 sind die mit den genannten Parameterwerten berechneten Werte in der belüfteten Zone 4 der Belebung angegeben.

Tabelle 32: Endwerte der Simulationsrechnung unter Vorgabe der angepaßten Parameterwerte für ausgewählte Stoffgruppen des Modellansatzes. (Simulationsdauer: 10 d).

Parameter	Verlauf	Endwert
S	Gleichbleibender Verlauf nach 2 d	0,20 g/m^3
X_{BH}	Maximum bei 2 d (2850); Abnahme	1700 g/m^3
X_{BA}	Kontinuierlicher Anstieg	31 g/m^3
NH_4^+	Gleichbleibender Verlauf nach 2 d (0 bis 1,5)	0,6 g/m^3
NO_2^-	Zwischen 0,1 und 1,1	0,75 g/m^3
NO_3^-	Kontinuierliche Zunahme	7,4 g/m^3
X_{ges}	Maximum nach 2 d (3400); Abnahme	2250 g/m^3 = 3274 (g TS)/ m^3

Bei einem Vergleich der simulierten Ergebnisse in Tab. 32 mit den experimentell ermittelten Tagesganglinien wird deutlich, daß der berechnete Wert für die Nitritkonzentration um etwa einen Faktor 2 über den realen Konzentrationen an Nitrit im Ablauf der Kläranlage liegt. Daher wurde der Versuch unternommen, durch Variation der Parameter k_{AK} und F_2 eine bessere Anpassung bezüglich der Ablaufwerte für Nitrit zu erreichen. Durch eine geringfügige Änderung der genannten Parameter ($k_{AK} = 1,1 \text{ m}^3/(\text{g d})$ statt $1,0$ und $F_2 = 1,0$ statt $0,875$) konnte zwar eine bessere Anpassung bezüglich der Ablaufwerte für Nitrit erzielt werden (Endwert $0,4 \text{ g/m}^3$), aber dafür weichen dann die Ablaufwerte für Nitrat von den realen Werten ab (Endwert $11,0 \text{ g/m}^3$). Insgesamt ließ sich keine weitere Verbesserung durch eine Variation einzelner Parameter erreichen. Da der Modellansatz für die Vorgänge der C- und N-Elimination in der bestehenden Form aber ohnehin noch Schwachpunkte aufweist, die im Vorfeld einer praktischen Anwendung zur Simulation bzw. Optimierung von Kläranlagen bearbeitet werden müßten, wurde von einer weitergehenden Parameteranpassung abgesehen. Im anschließenden Kapitel werden die noch notwendigen Abänderungen des Modellansatzes aufgezeigt und Hinweise zur Vorgehensweise gegeben.

7 Abschließende Diskussion und Ausblick

Der erste Teil der Arbeit befaßt sich mit den Modellvorstellungen zur mathematischen Beschreibung biologischer Abbauvorgänge in Kläranlagen. Nach einer Betrachtung der in der Literatur vorwiegend eingesetzten Monod-Kinetik und deren Einschränkungen wird ein eigener, neu formulierter kinetischer Ansatz (Fundamentaler kinetischer Ansatz, FUKA) vorgestellt und dessen prinzipielle Eignung zur Beschreibung biologischer Abbauvorgänge an mehreren Beispielen ([84], Abschnitt 6.6) belegt. Gegenüber der Monod-Kinetik besitzt dieser neue kinetische Ansatz einige Vorteile:

1. Die Annahme der Quasistationarität ist nicht mehr notwendig.
 2. Reaktionen mit Zwischenproduktbildung können problemlos nachgebildet werden.
- Im weiteren Verlauf werden die auf der Monod-Kinetik basierenden IAWQ-Modelle behandelt und am Beispiel der Kläranlage Emden/Larrelt evaluiert. Dies erforderte im Vorfeld die Ermittlung der stofflichen Parameter (Wochenganglinien für die Konzentrationen der im Modellansatz enthaltenen Komponenten des Abwassers der Kläranlage Emden/Larrelt) sowie der verfahrenstechnischen Parameter (Beckenvolumina, Durchflußmengen, etc.). Zusätzlich wurden im Rahmen von zwei begleitend durchgeführten Diplomarbeiten [33, 34] reaktionskinetische Parameter des IAWQ-Modells No.1 (Activated Sludge Model No.1, ASM 1) für die Kläranlage Emden/Larrelt bestimmt. Dabei wurde deutlich, daß auch für den Modellansatz ASM 1 die experimentelle Bestimmung der Modellparameter noch teilweise problematisch ist. Die bisher beschriebenen Methoden zur Bestimmung der Parameter müssen vielfach noch optimiert werden. Für die Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion S_i wurde eine Verbesserung des in der Literatur beschriebenen Verfahrens vorgeschlagen (Abschnitt 6.3, [85]).

Eine eigens konzipierte Sensitivitätsanalyse erbrachte detaillierte Informationen über die Bedeutung der stofflichen und verfahrenstechnischen Parameter im Modell ASM 1. Es konnte (bezogen auf das Beispiel der Kläranlage Emden/Larrelt) eine Einteilung der Parameter bezüglich ihres Einflusses auf das Ergebnis der Simulation vorgenommen werden.

Im zweiten Teil wurde der neu formulierte kinetische Ansatz auf die in der biologischen Reinigungsstufe einer nach dem Belebtschlammverfahren arbeitenden Kläranlage ablaufenden Prozesse angewandt. Zunächst wurde ein kinetischer Modellansatz für die Nitrifikationsvorgänge formuliert, in ein Simulationsprogramm umgesetzt

und für die in Batch-Versuchen erhaltenen experimentellen Ergebnisse evaluiert. Dabei zeigte sich, daß die Konzentrationsverläufe der beteiligten Stickstoffkomponenten mit dem neuen Ansatz mit großer Übereinstimmung nachgebildet werden können. Im Gegensatz zum ASM 1 wird bei dem neuen Modellansatz auch das Nitrit als eigenständige Komponente erfaßt und die autotrophe Biomasse X_{BA} wird im Hinblick auf die beiden Nitrifikationsschritte Nitritation und Nitratation in zwei Fraktionen unterteilt. Damit läßt sich im Vergleich zum ASM 1 eine genauere Abbildung der Nitrifikationsvorgänge erreichen.

Im weiteren Verlauf wurde ein neuer kinetischer Modellansatz zur Beschreibung des biologischen Abbaus der Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Kläranlagen formuliert. Die Einbindung des neuen kinetischen Modells (FUKA) als benutzerdefiniertes Modell in das Simulationsprogramm SIMBA war nach Umsetzung des Modellansatzes in die formale Matrixbeschreibung (FOX-Notation) problemlos möglich. Für die reaktionskinetischen Parameter wurden zum einen die für die Nitrifikation bestimmten Parameter übernommen und zum anderen für die restlichen Parameter auf Grund von Plausibilitätsüberlegungen Werte vorgegeben.

Für diesen Ansatz wurde ebenfalls eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Aus den Resultaten dieser Sensitivitätsanalyse ließ sich erkennen, durch welchen Modellparameter die Simulationsergebnisse der im Ansatz enthaltenen Komponenten besonders beeinflußt werden. Unter Berücksichtigung der dadurch ermittelten Wechselbeziehungen konnte eine Anpassung einzelner Modellparameter vorgenommen und der Parametersatz optimiert werden.

Das größte Problem hinsichtlich der praktischen Anwendbarkeit des neuen kinetischen Modellansatzes liegt in der Festlegung bzw. Bestimmung der Modellparameter (reaktionskinetische Parameter und Stoffwerte). Hier konnte für einen Teilbereich (Nitrifikation) gezeigt werden, daß die Werte dieser Parameter durch geeignete Experimente erhalten werden können. Der neue kinetische Modellansatz enthält in der vorgestellten Form noch einige Einschränkungen, die vor einer praktischen Anwendung beseitigt werden müssen. Es handelt sich dabei um folgende Aspekte:

- Die autotrophe Biomasse sollte auch im kinetischen Modellansatz für die C- und N-Elimination in zwei Fraktionen aufgetrennt werden. Es hatte sich bei dem Modellansatz für die Nitrifikation gezeigt, daß diese Auftrennung sinnvoll ist und eine gute Nachbildung der experimentellen Daten ermöglicht.

- Auf die CSB- und N-Komponenten sollten Erhaltungssätze angewendet werden. Wie auch im ASM 1 verteilen sich dann die Produkte des Biomassenerfalls auf die entsprechenden Stoffgruppen. Außerdem sind diejenigen Anteile der N-Komponenten zu berücksichtigen, die zum Aufbau bzw. Wachstum der Biomasse verwendet werden.
- Die Alkalinität sollte als zusätzliche Stoffgruppe in den Modellansatz aufgenommen werden, um auch die Änderungen des pH-Wertes im Modell erfassen zu können.

Weitere Parameter des Modellansatzes sollten durch geeignete Versuchsanordnungen experimentell bestimmt werden. Dies gilt zum einen für die Geschwindigkeitskonstanten der Denitrifikation. Hier könnte ein ähnlicher Batch-Versuch wie im Fall der Untersuchung der Nitrifikationsvorgänge durchgeführt werden.

Zum anderen sollten für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen Geschwindigkeitskonstanten bestimmt werden. Dies könnte durch geeignete Experimente im Sapro-maten (Aufnahme von Sauerstoffverbrauchskurven) realisiert werden.

Angesichts der bislang mit dem kinetischen Ansatz erhaltenen Ergebnisse und im Hinblick auf die technische Bedeutung der Simulation von Kläranlagen ist dieser Aufwand sicher lohnend.

8 Literatur

- [1] Arbeitsblatt ATV - A 131.
Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 Einwohnerwerten.
St. Augustin: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik; 1991.
- [2] Böhnke, B.
Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung. Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen.
Korrespondenz Abwasser. 1989; 9: 1046.
- [3] Grady, Jr., C. P. L., Gujer, W., Henze, M., Marais, G. v. R., Matsuo, T.
Final Report - Activated Sludge Model No.1/IAWQ task group on mathematical modeling and operation of biological wastewater treatment plants. London: IAWQ Scientific and Technical Reports; 1987.
- [4] Anonym.
Vererdung im Schilfbeet. Umwelt Magazin. 1997; 3: 56.
- [5] Pauly, U., Blau, S., v. Borcke, P., v. Sydow, R., Haider, R.
Zehn Jahre Klärschlammvererdung in Schilfbeeten. Neue Wege der Klärschlammverarbeitung und -verwertung.
Korrespondenz Abwasser. 1997; 10: 1812.
- [6] Monod, J.
The growth of bacterial cultures. Annual Review of Microbiology. 1949; 3: 371.
- [7] Michaelis, L., Menten, M. L.
Die Kinetik der Invertinwirkung. Biochem. Z. 1913; 49: 333.
- [8] Moore, W. J.
Physikalische Chemie, Berlin: Verlag Walter de Gruyter; 1983.

- [9] Freund, M., Rolfs, T.
Kläranlagenbemessung mittels statischer Bemessungsansätze - Möglichkeiten und Grenzen, awt-Abwassertechnik. 1995; 1: 23.
- [10] Institut für Automation und Kommunikation e. V.
Benutzerhandbuch für das Programm SIMBA 3.0⁺®, Barleben; 1995.
- [11] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN 38 409 Teil 41, Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l (H41); Dezember 1980.
- [12] Gujer, W.
Ein dynamisches Modell für die Simulation von komplexen Belebtschlammverfahren. Habilitation ETH Zürich; 1985.
- [13] Gujer, W., Henze, M., Marais, G. v. R., Matsuo, T., Mino, T., Wentzel, M. C.
Activated Sludge Model No.2. London: IAWQ Scientific and Technical Reports No.3; 1995.
- [14] Gujer, W., Henze, M., van Loosdrecht, M., Mino, T.
Activated Sludge Model No.3. Persönliche Mitteilung von W. Gujer.
- [15] Härtel, L.
Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlammverfahrens. Darmstadt: Schriftenreihe WAR, Band 47; 1990.
- [16] Henze, M., Mladenovski, C.
Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under aerobic, anoxic and anaerobic conditions. Water Research. 1991; 1: 61.
- [17] Netzband, A.
Expertensystemeinsatz für betriebsnahe Aufgabenstellungen in der Abwasserreinigung. Korrespondenz Abwasser. 1992; 7: 1010.

- [18] Ladiges, G.
Expertensysteme zur Betriebsunterstützung auf Kläranlagen.
WAP. 1992; 5: 254.
- [19] Ladiges, G.
Expertensysteme für Kläranlagen: Herkunft, Entwicklung und Einsatz.
Korrespondenz Abwasser. 1995; 1: 63.
- [20] Winkler, U., Voigtländer, G.
Anwendung neuronaler Netze für die Simulation von Prozeßabläufen auf vorhandenen Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser. 1995; 10: 1784.
- [21] Hansen, J., Rammacher, J.
Fuzzy Control und Neuronale Netze in der Abwassertechnik.
Korrespondenz Abwasser. 1999; 2: 168.
- [22] Gebhardt, J., Löhndorf, T.
Regelung von Nachklärbecken mit Fuzzy-Logic.
VDE Transmitter Köln Bonn Koblenz. 1997; Ausgabe Januar/Februar: 2.
- [23] Hansen, J.
Fuzzy-Regelungen zur Optimierung der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser. 1998; 12: 2259.
- [24] Köllner, S., Husmann, M., Orth, H.
Fuzzy-Control zur Optimierung der Stickstoffelimination bei Kaskadendenitrifikation. Korrespondenz Abwasser. 1998; 12: 2269.
- [25] Moser, A.
Die Kinetik der biologischen Abwasserreinigung.
gwf-Wasser/Abwasser. 1974; 115: 411.
- [26] Gaudy, A. F., Ramanathan, M.
Variability in cell yield for heterogeneous microbial populations of sewage origin grown on glucose. Biotechnol. and Bioengng. 1971; 13: 113.

- [27] Vavilin, V. A.
Models and design of aerobic biological treatment processes.
Acta hydrochim. hydrobiol. 1982; 10: 211.
- [28] Daigger, G. T., Grady, Jr., C. P. L.
The dynamics of microbial growth on soluble substrates.
Water Res. 1982; 16: 365.
- [29] Grady, Jr., C. P. L.
Dynamic modeling of suspended growth biological wastewater treatment processes, In: Dynamic modeling and expert systems in wastewater engineering, Hrsg.: Giles G. Patry, David Chapman. Chelsea (MI): Lewis Publishers Inc.; 1989.
- [30] Otterpohl, R.
Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebes kommunaler Kläranlagen. Dissertation TH Aachen.
Gewässerschutz Wasser Abwasser. 1995; 151: 38.
- [31] Londong, J., Kolisch, G., Alex, J., Holthausen, E.
Ein neuer Ansatz zur Ableitung von Modellstrukturen für die dynamische Simulation kommunaler Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser. 1998; 4: 717.
- [32] Holthausen, E.
Numerische Simulation in Belebung und Nachklärung.
Korrespondenz Abwasser. 1995; 10: 1813.
- [33] Sellwig, A.
Bestimmung ausgewählter kinetischer Kenngrößen der Nitrifikation für die dynamische Simulation von kommunalen Kläranlagen. Diplomarbeit. Emden: Fachhochschule Ostfriesland; 1996.
- [34] Hernandez, I.
Experimentelle Bestimmung der CSB-Fraktionen für das Abwasser der Kläranlage Emden/Larrelt. Diplomarbeit. Emden: Fachhochschule Ostfriesland; 1997.

- [35] Kurz, P.
Umwelt-Bioverfahrenstechnik. Braunschweig: Vieweg Verlag; 1992.
- [36] Hartmann, L.
Biologische Abwasserreinigung. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag; 1989.
- [37] Newton, A. P. G.
Investigations into the kinetics of nitrification. Dissertation. Edinburgh: Heriot-Watt University; 1990.
- [38] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN 38 406 Teil 5, Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E5); Oktober 1983.
- [39] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN 38 405 Teil 9, Bestimmung des Nitrat-Ions (D9); Mai 1979.
- [40] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN EN 26 777, Bestimmung von Nitrit - Spektrometrisches Verfahren; April 1993.
- [41] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN 38 409 Teil 28, Bestimmung von gebundenem Stickstoff - Verfahren nach Reduktion mit Devardascher Legierung und katalytischem Aufschluß (H28); April 1992.
- [42] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN 38 409 Teil 51, Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs in n Tagen nach dem Verdünnungsprinzip (H51); Mai 1987.
- [43] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN 38 405 Teil 11, Bestimmung von Phosphorverbindungen (D11); Oktober 1983.

- [44] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN 38 409 Teil 7, Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H7); Mai 1979.
- [45] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN 38 414 Teil 2, Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz (S2); November 1985.
- [46] Binz, K.
Nitrifikation und Denitrifikation im Kaskadensystem der Kläranlage Emden/Larrelt. Diplomarbeit. Emden: Fachhochschule Ostfriesland; 1994.
- [47] Siegloch, H.
Technische Fluidmechanik. Hannover: Hermann Schroedel Verlag KG; 1980.
- [48] Dold, P. L., Ekama, G. A., Marais, G. v. R.
Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems.
Wat. Sci. Tech. 1986; 18: 93.
- [49] Malz, F., Schmitt, Ch.
Die Bestimmung des Inerten CSB. awt 1990; 4: 23.
- [50] Malz, F., Wegenaer, A.
Über praktische Erfahrungen mit dem Test zur Bestimmung des biologisch inerten Anteils des CSB (Inert-CSB-Test) in Abwässern. awt 1992; 4: 11.
- [51] Cheng, M. H., Patterson, J. W., Minear, R. A.
Heavy metals uptake by activated sludge. Journal WPCF. 1975; 47: 362.
- [52] Nelson, P. O., Chung, A. K., Hudson, M. C.
Factors affecting the fate of heavy metals in the activated sludge process. Journal WPCF. 1981; 53: 1327.

- [53] Lawson, P. S., Lester, J. N., Sterritt, R. M.
Factors affecting the removal of metals during activated sludge wastewater treatment II. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1984; 13: 391.
- [54] Elenbogen, G., Sawyer, B., Lue-Hing, C., Rao, K. C., Zenz, D. R.
Studies of the uptake of heavy metals by activated sludge. Research and Development Department. The Metropolitan Sanitary District of Greater Chicago: 493.
- [55] Uhlenhut, F.
Aufnahme einer Adsorptionsisothermen an Belebtschlamm aus der Kläranlage Emden/Larrelt. Diplomarbeit. Universität Oldenburg; 1995.
- [56] Morawe, B.
Nachgeschaltete Denitrifikation unter Nutzung der Belebtschlammadsorption. Dissertation. TH Clausthal: CUTEC-Schriftenreihe, 1995.
- [57] Hulsbeek, J., Kunst, S.
Untersuchungen wichtiger biologischer Umsatzgeschwindigkeiten belebter Schlämme als Voraussetzung der Bemessung.
Korrespondenz Abwasser. 1994; 1: 42.
- [58] Londong, J., Wachtl, P.
Chemisch-biologische Untersuchungen als Grundlage für die Anwendung dynamischer Simulationsmodelle für Belebungsanlagen. awt 1995; 2: 51.
- [59] Biran, A., Breiner, M.
MATLAB für Ingenieure. Bonn, Paris: Addison-Wesley; 1995.
- [60] Henze, M.
Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. Water, Science and Technology. 1992; 25: 1.
- [61] Pascik, I.
Stickstoff-Elimination aus Abwässern durch Nitrifikation und Denitrifikation. GIT Supplement. 1987; 1: 8.

- [62] Herbert, D., Elsworth, R., Telling, R.
The continuous culture of bacteria; a theoretical and experimental study.
J. gen. Microbiol. 1956; 14: 601.
- [63] Downing, A., Painter, H., Knowles, G.
Nitrification in the activated-sludge process. J. Inst. Purif. 1964, 63: 130.
- [64] Stratton, F., Mc Carty, P.
Prediction of nitrification effects on the dissolved oxygen balance of streams.
Environm. Sci. Technol. 1967; 5: 405.
- [65] Hall, I.
Some studies on nitrification in the activated-sludge process.
Wat. Pollut. Control 1974: 538.
- [66] Williamson, K., Mc Carty, P.
Rapid measurements of Monod half-velocity coefficients for bacterial kinetics.
Biotechnol. Bioeng. 1975; 14: 915.
- [67] Hall, I., Murphy, K.
Estimation of nitrifying biomass and kinetics in wastewater.
Wat. Res. 1979; 14: 297.
- [68] Chudoba, J., Cech, J., Chudoba, P.
The effect of aeration tank configuration on nitrification kinetics.
Journal WPCF 1985; 11: 1078.
- [69] Lesouef, A., Payraudeau, M., Rogalla, F., Kleiber, B.
Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC activated sludge model. Wat. Sci. Tech. 1992; 6: 105.
- [70] Geiger, W., Linke, B.
Ermittlung der maximalen Wachstumsrate von Nitrifikanten im Abwasser der Kläranlage Buchenhofen. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Wupperverbandes; 1993.

- [71] Geiger, W., Hübner, M., Kolisch, G.
Ermittlung der kinetischen Parameter der Nitrifikation. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Wupperverbandes; 1994.
- [72] Brunsbach, F.
Ermittlung der maximalen Wachstums- und Umsatzraten von Nitrifikanten. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Wupperverbandes; 1994.
- [73] Liebeskind, M.
Ermittlung von praxisgerechten Versuchskombinationen zur reproduzierbaren Bestimmung von Parametersätzen für die Simulation von Abwasserreinigungsanlagen. Forschungsvorhaben PASIOS (Kennzeichen 509/90); 1994.
- [74] Bornemann, C.
Betrieb von drei Versuchsanlagen mit unterschiedlich belasteten Belebungsstufen und Vergleich der kinetischen und stöchiometrischen Kennwerte.
Diplomarbeit. RWTH Aachen; 1995.
- [75] Lesouef, A.
Persönliche Mitteilung. Anjou Recherche; 1996.
- [76] Bornemann, C., Londong, J., Freund, M., Nowak, O., Otterpohl, R., Rolfs, T.
Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ. Korrespondenz Abwasser. 1998; 3: 455.
- [77] Hermanns, U., Stein, A., Schlegel, S.
Kurzschlußströmungen in Belebungsbecken.
Korrespondenz Abwasser. 1999; 1: 52.
- [78] Fernmündliche Mitteilung von Herrn Georg Messner (Firma MEGATEC, Messner Georg Anlagentechnik, Langensendelbach).
- [79] Härtel, L., Durchschlag, A., Hartwig, P., Kaselow, M., Kaiser, C., Kollatsch, D.-Th., Otterpohl, R.
Kläranlagensimulation im Vergleich. Korrespondenz Abwasser. 1995; 6: 970.

- [80] Rheinheimer, G., Hegemann, W., Raff, J., Sekoulov, I.
Stickstoffkreislauf im Wasser. München - Wien: R. Oldenbourg Verlag; 1988.
- [81] Alex, J., Jumar, U.
Ein Zugang zur formalisierten Beschreibung und Implementierung von Simulationsmodellen am Beispiel der biologischen Abwasserreinigung. In: Keller, H. B., Grützner, R., Hohmann, R. (Hrsg.): 6. Treffen des Arbeitskreises „Werkzeuge für Simulation und Modellbildung in Umwelтанwendungen„. Wissenschaftliche Berichte Forschungszentrum Karlsruhe Technik und Umwelt. 1996: 23.
- [82] Sölter, T., Orth, H.
Stickstoffentfernung über Nitrit aus Trübwassern.
Korrespondenz Abwasser. 1998; 6: 1122.
- [83] Hippen, A., Helmer, C., Scholten, E., Kunst, S., Diekmann, H., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C. F.
Neue Möglichkeiten der Stickstoffelimination bei Abwässern mit niedrigem C/N-Verhältnis: Aerobe Deammonifikation.
Korrespondenz Abwasser. 1998; 12: 2287.
- [84] Uhlenhut, F., Berendes, O., Frauendorfer, E., Siefert, E., Schlaak, M.
Kinetische Beschreibung biologischer Abbauvorgänge.
gwf-Wasser/Abwasser. 1999; 6: 424.
- [85] Uhlenhut, F., Hernandez, I., Siefert, E., Schlaak, M., Schuller, D.
Modifizierte Bestimmung der gelösten, inerten CSB-Fraktion in Abwässern.
gwf-Wasser/Abwasser. 1999; 7: 474.

Anhänge

Anhang A: Methoden für die experimentelle Bestimmung der maximalen Wachstumsrate

Anhang A1: Bestimmung von μ_{\max} über einen Batch-Versuch mit hoher Organismenkonzentration (> 100 mg/l)

Verwendete Geräte:

- Weithalsglasgefäße (braun, Nennvolumen 2,5 l)
- Aquarienpumpen
- Belüftersteine
- Membranfiltrationseinheiten
- Cellulosenitratfilter (\varnothing 45 μm)
- Bechergläser (Nennvolumen 50 ml)
- Meßkolben (Nennvolumen 25 ml)
- Vollpipetten (2 ml, 5 ml, 10 ml)
- Meßzylinder (Nennvolumen 100 ml, 1000 ml)

Verwendete Chemikalien:

- NH_4Cl -Lösung
- synthetisches Abwasser
- Nitrifikantensuspension aus einer Laborkläranlage

Zunächst erfolgten die Versuche mit Nitrifikanten aus der Laborkläranlage.

Ein Braunglasgefäß mit 2,5 l Nennvolumen wurde mit 100 ml frisch der Laborkläranlage entnommenen Bakteriensuspension, 900 ml synthetischem Abwasser, welches Phosphatpuffer (0,27 mol/l) enthielt, und ca. 70 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ befüllt. Die Gefäße wurden belüftet, mit Parafilm abgedeckt, um Verdunstungsverluste zu minimieren und bei Raumtemperatur stehengelassen. Das verdunstete Wasser wurde regelmäßig ergänzt. Zu Versuchsbeginn erfolgte eine Bestimmung der Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ mit Hilfe von Küvettentests.

Regelmäßige Messungen des pH-Wertes ergaben Werte zwischen 7,62 zu Versuchsbeginn und 6,66 zu Versuchsende. Dieser Bereich liegt im Optimum für die Nitrifikation, so daß pH-Einflüsse weitestgehend ausgeschlossen werden konnten.

War ein Abfallen der Substratkonzentration unterhalb von 20 mg/l zu befürchten, so wurde Substrat hinzugefügt, um eine Limitierung zu verhindern.

Da die Gefäße nicht temperiert waren, mußte auch die Temperatur regelmäßig gemessen werden. Der Temperaturbereich bewegte sich zwischen 20,4 und 24,7 °C.

Weil diese Messungen nur einmal täglich erfolgten, konnten tageszeitliche Schwankungen nicht erfaßt werden.

Die Produktbildungsrate in (mg/d), die aus den gemessenen Konzentrationen unter Einbeziehung des Volumens errechnet wurden, sind in Abbildung 34 aufgetragen worden. Trägt man diese Raten halblogarithmisch gegen die Zeit auf, so gibt die ermittelte Steigung der Geraden den Wert der maximalen Wachstumsrate wieder.

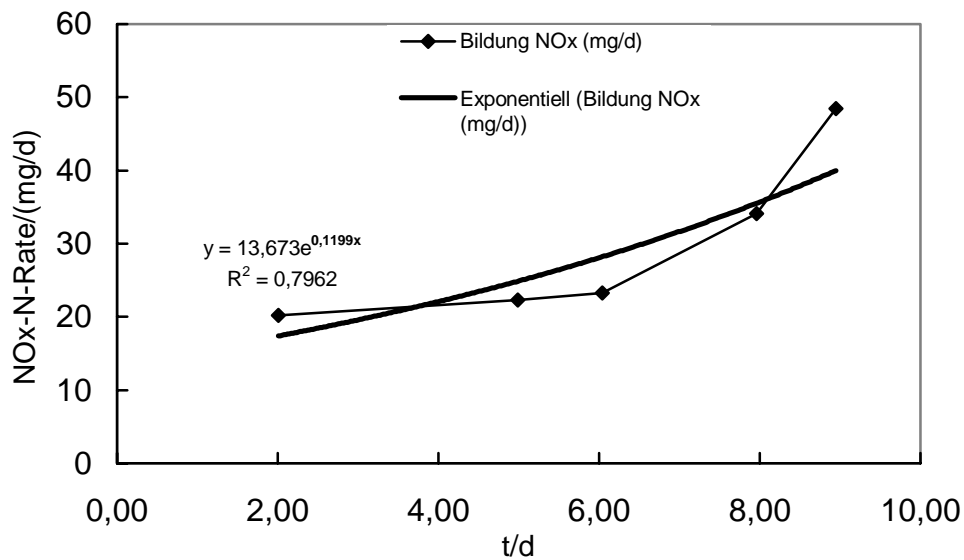


Abbildung 34: Ermittlung der maximalen Wachstumsrate einer Nitrifikantenkultur.

Als maximale Wachstumsrate für die Nitrifikantenkultur ergab sich ein Wert von $0,20 \text{ d}^{-1}$.

Anhang A2: Bestimmung von μ_{\max} mit der Sequencing-Batch-Methode

Verwendete Geräte:

- Weithalsglasgefäße (Nennvolumen 2,5 l)
- Aquarienpumpen
- Belüftersteine
- Absetztrichter (Nennvolumen 1 l)
- Erlenmeyerkolben (Nennvolumen 1 l)
- Bechergläser (Nennvolumen 30 ml)
- Meßkolben (Nennvolumen 25 ml)
- Membranfiltrationseinheiten
- Cellulosenitratfilter (\varnothing 45 μm)
- Zentrifuge
- Druckfiltrationsgerät
- Membran-Druckpumpe
- Vollpipetten (5 ml, 10 ml)
- Meßzylinder (100 ml, 1000 ml)

Verwendete Chemikalien:

- Nitrifikantensuspension aus einer Laborkläranlage
- synthetisches Abwasser
- NH_4Cl -Lösung
- Spurenelementlösung
- CaCl_2 -Lösung
- Phosphatpuffer

Die erste Versuchsreihe erfolgte mit Nitrifikanten aus der Laborkläranlage. In einem Weithalsgefäß wurde Bakteriensuspension in einer Verdünnung von 1 : 10 mit synthetischem Abwasser (Phosphatpufferkonzentration 0,27 mol/l) und ca. 70 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ gerührt und belüftet. Auch hier war die Überprüfung von pH-Wert und Temperatur notwendig. Anschließend wurde eine Probe entnommen und die Anfangskonzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ bestimmt. Der Ansatz blieb über Nacht stehen. Da reine Nitrifikanten keine Flocken bilden und sich somit auch nicht quantitativ absetzen, mußte der Versuch dahingehend modifiziert werden, daß die Suspension nach einem Tag nicht in einen Absetztrichter überführt wurde, sondern bei 20 °C und einer Umdrehungsgeschwindigkeit von 5000 Upm 5 Minuten lang abzentrifugiert wurde. Das Zentrifugat wurde wieder in das Weithalsgefäß überführt, mit frischem synthetischem Abwasser und Substrat versetzt und der Zyklus wiederholt. Aus dem Überstand wurde der Nitrit- und Nitratgehalt bestimmt.

Es zeigte sich, daß eine quantitative Abtrennung der Mikroorganismen durch Zentrifugation nicht möglich war. Die erhaltenen Wachstumsraten waren wesentlich geringer als im Batch-Versuch und zeigten z. T. negative Werte.

Daher war eine Modifizierung des Experimentes notwendig. In einer weiteren Versuchsreihe wurden die Organismen durch eine Druckmembranfiltration mit 4 bar abfiltriert. Die Ergebnisse zeigten eine abnehmende Wachstumskurve. Die Organismen hielten wahrscheinlich dem Druck der Filtration nicht stand und wurden z. T. zerstört. Deshalb erwies sich auch diese Versuchsreihe als nicht durchführbar.

Für die nächste Versuchsreihe wurde Belebtschlamm der Kläranlage Schwelm im Verhältnis 1 : 10 mit Nachklärwasser, 10 ml Phosphatpuffer (0,27 mol/l), 25 ml Spurenelementlösung, 5 ml CaCl_2 -Lösung und ca. 80 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ versetzt. Der Ansatz wurde belüftet, gerührt und auf 20 °C temperiert. Es wurde eine Probe entnommen und die Anfangskonzentrationen an $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ bestimmt. Nach einem Tag wurde die Lösung in einen Absetztrichter mit Ablaufhahn überführt und eine Stunde lang abgesetzt. Aus dem Überstand wurden die Nitrit- und Nitratkonzentrationen bestimmt. Der abgesetzte Schlamm wurde wieder in das Weithalsgefäß überführt und mit Nachklärwasser, Nährlösungen und Puffer versetzt und der Zyklus über mehrere Tage wiederholt. Der Überstand blieb über Nacht im Absetztrichter, damit sich noch geringe Mengen an Schlamm absetzen konnten, um am nächsten Morgen dem Versuchsgefäß wieder zugefügt zu werden.

Die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Bildungsrate ergab sich aus den addierten und gegen die Zeit aufgetragenen Werten von Nitrit und Nitrat. Diese Darstellung ergibt aufgrund der exponentiellen Vermehrung der Bakterien unter nichtlimitierenden Bedingungen eine Exponentialfunktion. Bei halblogarithmischer Auftragung erhält man eine Gerade, deren Steigung der maximalen Wachstumsrate entspricht.

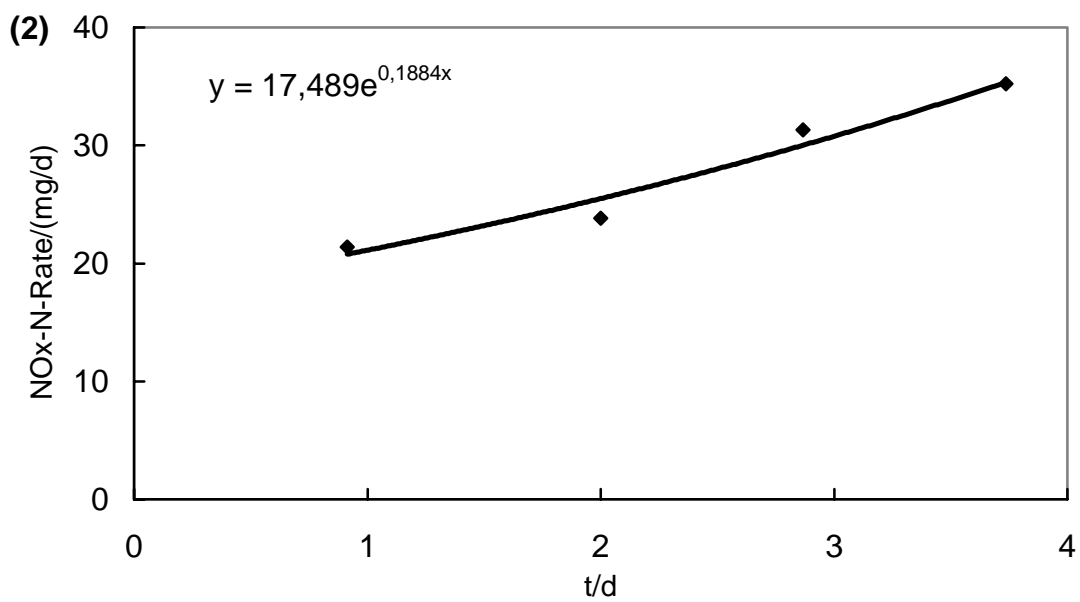
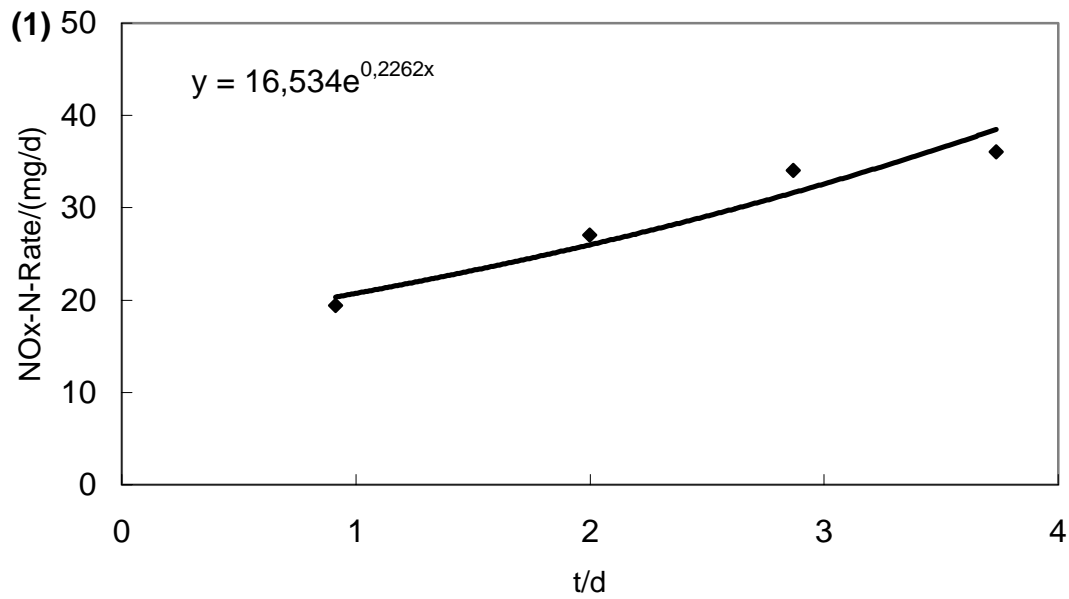


Abbildung 35: NOx-N-Bildungsraten in zwei Versuchsansätzen mit Schlamm der Kläranlage Schwelm. Es sind die jeweils ermittelten Raten (Punkte) und die errechneten Regressionskurven dargestellt.

Die über diese Methode ermittelte Wachstumsrate beträgt $0,21 \text{ d}^{-1}$.

Anhang A3: Versuche mit der Methode nach Lesouef et al.

Verwendete Geräte:

- Weithalsglasgefäße (Nennvolumen 2,5 l)
- Aquarienpumpen
- Belüftersteine
- Magnetrührer und Rührfische
- Thermostat
- Wasserbad
- Meßzylinder (100 ml, 1000 ml)
- Vollpipetten (1 ml, 5 ml, 25 ml)
- Membranfiltrationseinheiten
- Cellulosenitratfilter (\varnothing 45 μm)
- Dosierpipetten
- Bechergläser (Nennvolumen 30 ml)
- Meßkolben (Nennvolumen 25 ml)

Verwendete Chemikalien:

- NH_4Cl -Lösung
- synthetisches Abwasser
- Nitrifikanten aus der Laborkläranlage

Nitrifikantensuspension aus der Laborkläranlage wurde mit synthetischem Abwasser (Phosphatpufferkonzentration 0,27 mol/l) im Verhältnis 1 : 1 gemischt und ca. 50 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ zugefügt. Der Ansatz wurde gerührt, belüftet und auf 20 °C temperiert. Für diese Methode war ein doppelter Ansatz notwendig. Der erste Ansatz diente zur Bestimmung der Referenznitrifikationsrate und der zweite Ansatz zur Bestimmung der Nitrifikationsrate nach einer bestimmten Wachstumszeit. Beim ersten Ansatz erfolgte die Konzentrationsbestimmung von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in stündlichen Abständen. Sowohl die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen als auch die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen wurden gegen die Zeit aufgetragen und aus der Steigung der erhaltenen Geraden die Referenznitrifikationsrate bestimmt. Der zweite Ansatz blieb stehen, um Wachstum hervorzurufen. Nach einem Tag wurden erneut stündlich die Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ gemessen und die Nitrifikationsrate ermittelt. Bei beiden Ansätzen wurde regelmäßig der pH-Wert überprüft, der sich zu keiner Zeit innerhalb des hemmenden Bereiches befand.

Die Wachstumsrate ergab sich aus Gleichung (94):

$$\mu_{\max} = \frac{\ln \frac{R_g}{R_0}}{t_g} + b_A \quad (94)$$

Die Ergebnisse dieser Testreihe führten zu negativen Wachstumsraten, da die Referenznitrifikationsrate höher war als die Nitrifikationsrate nach erfolgtem Wachstum.

Die Methode wurde in der folgenden Testreihe dahingehend modifiziert, daß die Organismen sich zunächst an das synthetische Abwasser und die veränderte Substratkonzentration adaptieren konnten. Diese Adaptionsphase dauerte zwei Tage. Am dritten Tag begann der Versuch mit der Bestimmung der Referenznitrifikationsrate. Die Verhältnisse waren bei diesem Versuch gleich denen in der ersten Testreihe.

Auch hier ergab sich eine negative Wachstumsrate, obwohl die Bestimmung der Nitrifikationsraten über mehrere Tage erfolgte.

In der nächsten Testreihe wurden die Versuche mit Belebtschlamm durchgeführt. Zum einen wurde frischer Belebtschlamm verwendet und zum anderen Belebtschlamm, der eine Zeitlang stehen blieb. Der klare Überstand wurde abdekantiert und mit synthetischem Abwasser (Phosphatpufferkonzentration 0,27 mol/l) aufgefüllt, so daß die Feststoffkonzentration vergleichbar hoch war. Die Messung der Raten erfolgte ohne Adaptionszeit, aber über mehrere Tage. Hier zeigten die Ergebnisse ebenfalls negative Raten, wobei der pH-Wert bei frischem Belebtschlamm innerhalb eines Tages in den hemmenden Bereich abfiel.

In der nächsten Versuchsreihe variierte die Konzentration an Phosphatpuffer, um einen eventuellen Einfluß des Puffers auszuschließen. Die verwendeten Pufferkonzentrationen betragen 0,07 mol/l; 0,13 mol/l und 0,27 mol/l. Der Belebtschlamm wurde wieder abgesetzt und der Überstand abdekantiert und mit synthetischem Abwasser aufgefüllt, das den Puffer in den drei Konzentrationen enthielt. Die Raten wurden wieder über mehrere Tage bestimmt, um eine eventuelle Adaption festzustellen. Auch bei dieser Versuchsreihe waren die Referenznitrifikationsraten höher als die Raten nach erfolgtem Wachstum, so daß auch hier negative Wachstumsraten ermittelt wurden. Der Einfluß der unterschiedlichen Pufferkonzentrationen zeigte sich nur in der unterschiedlichen Zeitdauer, während der sich der pH-Wert im Versuchsgefäß im nicht hemmenden Bereich befand.

Aufgrund der erhaltenen Ergebnisse wurde diese Methode als ungeeignet befunden und nicht weiter modifiziert.

Anhang A4: Bestimmung von μ_{\max} mit einer kontinuierlichen Methode im Chemostaten

Verwendete Geräte:

- Doppelmantel-Glasfermenter (Nutzvolumen 2,5 l)
- Thermostat
- Aquarienpumpen
- Belüftersteine
- Schlauchpumpen
- Doppelmantel-Vorlagebehälter aus Glas (Nutzvolumen 4 l)
- Glasfritten
- Membranfiltrationseinheiten
- Cellulosenitratfilter (\varnothing 45 μm)
- Bechergläser

Verwendete Chemikalien:

- NH_4Cl -Lösung
- synthetisches Abwasser

Dieses Experiment wurde in Anlehnung an die Versuche der Essener Arbeitsgruppe von Prof. Geiger konzipiert, wobei als entscheidende Modifizierung eine massive Verkürzung der Versuchsdauer angestrebt wurde.

Die verwendeten Glasreaktoren wurden von der Universität Essen zur Verfügung gestellt. Sie wurden mit Kryostaten auf 20 °C temperiert und mit Aquarienpumpen belüftet. Die Aquarienpumpen waren sowohl an die auf dem Reaktorboden befindlichen Glasfritten angeschlossen, als auch an Belüftersteine, die sich oberhalb der Glasfritten befanden. Dadurch wurde eine ausreichende Belüftung und Durchmischung gewährleistet. Die Reaktoren wurden mit Belebtschlamm der Kläranlage Buchenhofen beschickt. Um nun ein Fließgleichgewicht herzustellen, wurde mittels Schlauchpumpen synthetisches Abwasser (Phosphatpufferkonzentration 0,07 mol/l) mit 20 ml/h zugepumpt und gleichzeitig Kulturmedium mit der selben Pumprate abgepumpt. Das zugeführte synthetische Abwasser hatte ebenfalls eine Temperatur von 20 °C, um Temperaturschwankungen zu vermeiden. Es war für diesen Versuch sinnvoll synthetisches Abwasser zu verwenden, um eine gleichmäßige Zusammensetzung zu gewährleisten. Der pH-Wert wurde regelmäßig kontrolliert. Durch die regelmäßige Zugabe an Pufferlösung im Zulauf traten keine nennenswerten Schwankungen auf. Um Verdunstungseffekte zu vermeiden, wurde regelmäßig Wasser bis

zur angegebenen Markierung nachgefüllt. Im Ablauf wurden regelmäßig Proben genommen und auf $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ untersucht.

Während der Versuchsdauer mußten die Reaktoren zur Vermeidung von Algenwachstum mit Folie abgedunkelt werden.

Außerdem war es notwendig die Reaktoren in regelmäßigen Abständen vollständig zu entleeren und zu reinigen, um den Einfluß sessiler Organismen zu minimieren. Der negative Einfluß dieser Organismen wurde bereits in [72] beschrieben. Auch die Zu- und Abflußschläuche mußten regelmäßig gereinigt werden.

Die Reaktoren wurden bis zum fünffachen Volumenwechsel (25 Tage) bei dieser Verdünnungsrate gefahren. Damit konnte sichergestellt werden, daß ein Fließgleichgewicht erreicht wurde.

Die Verdünnungsrate wurde dann sprunghaft von $D = 0,19 \text{ d}^{-1}$ auf $D = 0,90 \text{ d}^{-1}$ im ersten Reaktor und auf $D = 0,76 \text{ d}^{-1}$ im zweiten Reaktor gesteigert. Sie wurde weit über die wahrscheinliche maximale Wachstumsrate angehoben, um ein Auswaschen der Organismen zu erreichen. Der erwartete Verlauf der Konzentrationskurve sollte zunächst ein Ansteigen der Substratkonzentration zeigen und dann, mit Erreichen der maximalen Wachstumsrate ein komplettes Auswaschen der Organismen.

Das Ergebnis der Steigerung der Verdünnungsrate zeigen die folgenden Grafiken:

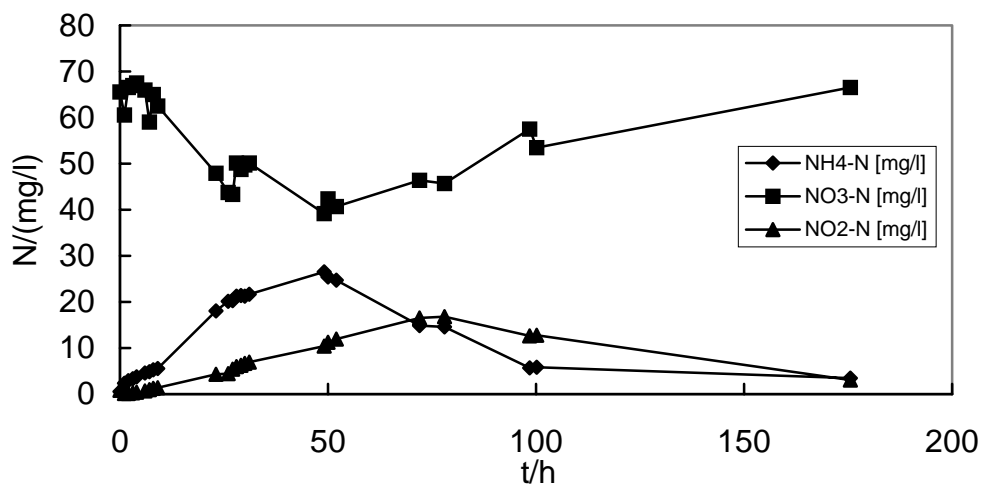


Abbildung 36: Verlauf der Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ nach Steigerung der Verdünnungsrate auf $0,90 \text{ d}^{-1}$ im Reaktor 1.

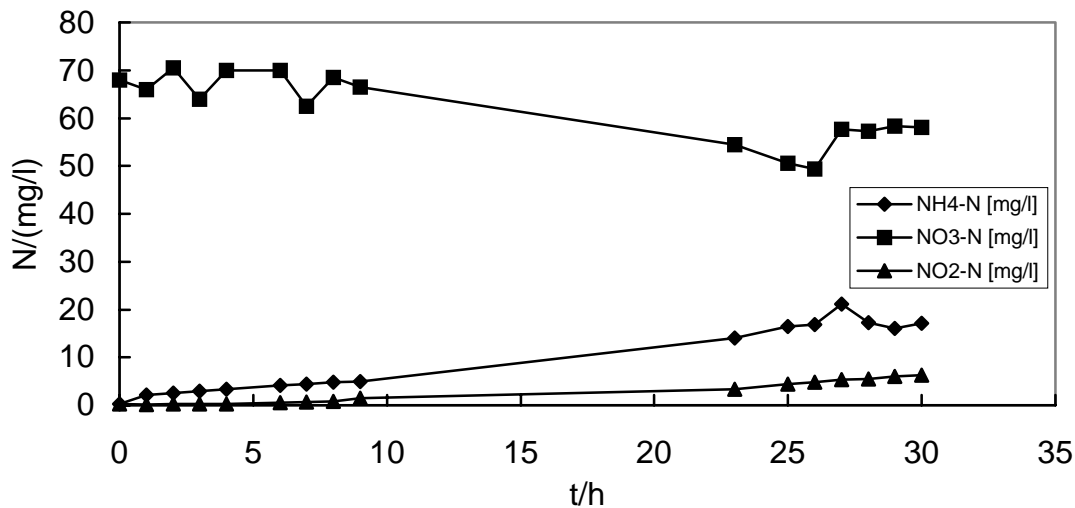


Abbildung 37: Verlauf der Konzentrationen von NH₄-N, NO₂-N und NO₃-N nach Steigerung der Verdünnungsrate auf 0,76 d⁻¹ im Reaktor 2.

Bei Reaktor 1 ist deutlich zu erkennen, daß die Konzentration an NH₄-N zunächst ansteigt, dann aber wieder abnimmt. Bei Reaktor 2 ist dieselbe Tendenz erkennbar. Nur ist der Abfall nicht so deutlich sichtbar, da der Versuch aufgrund einer Verengung bzw. Verstopfung durch Wandwachstum in den Ablaufschläuchen mit einer dadurch verbundenen Volumenzunahme im Reaktor frühzeitig abgebrochen werden mußte. Dieses Zusetzen der Schläuche könnte eine Erklärung dafür sein, daß plötzlich die Konzentration an NH₄-N wieder abnahm. Dadurch, daß sich die Organismen an den Schlauchwandungen festgesetzt hatten, könnte eine weitere Nitrifikation in den Schläuchen stattgefunden haben. Dies würde eine Erklärung für den Abfall der NH₄-N-Konzentration liefern.

Um die Versuche dennoch auszuwerten, wurden die Konzentrationen nur bis zum maximalen Anstieg betrachtet.

Bei diesem Versuch war es möglich, sowohl die Wachstumsrate über den NO₃-N-Verlauf (Nitrobacter) als auch über den NH₄-N-Verlauf (Nitrosomonas) zu ermitteln. Beide Auswertungen wurden vorgenommen.

Zur Bestimmung der Wachstumsrate über den NO₃-N-Verlauf wurde die Konzentration an NO₃-N halblogarithmisch aufgetragen und die maximale Wachstumsrate nach folgender Gleichung berechnet:

$$\mu_{\max} - D = \frac{\ln X_2 - \ln X_1}{t_2 - t_1} \quad (95)$$

Die maximale Wachstumsrate über $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde auf ähnliche Weise ermittelt. Nur mußte hier die bereits erwähnte Proportionalität zwischen Substrat und Biomasse eingesetzt werden, da für die verwendete Gleichung ein abnehmender Konzentrationsverlauf erforderlich ist. Die Substratkonzentration wurde in % Biomasse umgerechnet und deren abnehmender Verlauf halblogarithmisch aufgetragen. Um daraus die maximale Wachstumsrate zu berechnen, wurde wieder Gl. (95) verwendet.

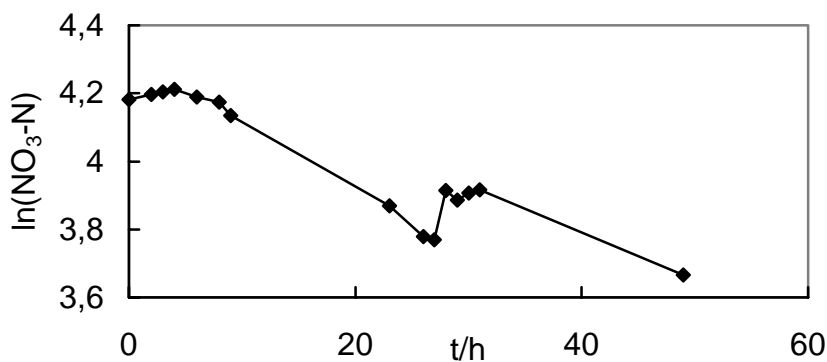


Abbildung 38: Verlauf der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Reaktor 1.

Für die berechnete maximale Wachstumsrate der Nitratation ergab sich ein Mittelwert von $0,47 \text{ d}^{-1}$, wobei nur der Bereich von 0 bis 27 h betrachtet wurde.

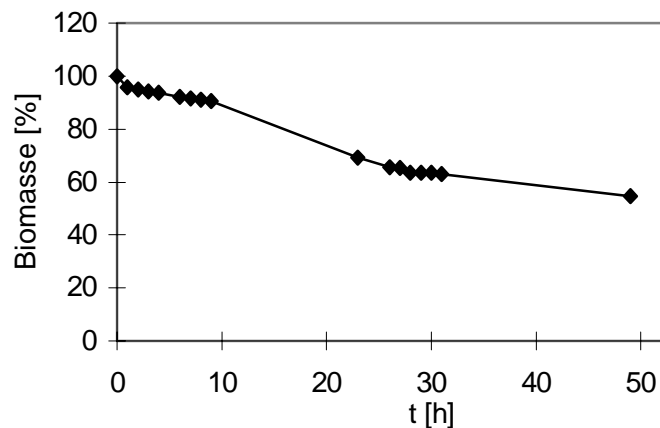


Abbildung 39: Verlauf der berechneten Biomassenkonzentration im Reaktor 1.

Über den Verlauf der Biomassenkonzentration berechnete sich für die maximale Wachstumsrate ein Mittelwert von $0,60 \text{ d}^{-1}$.

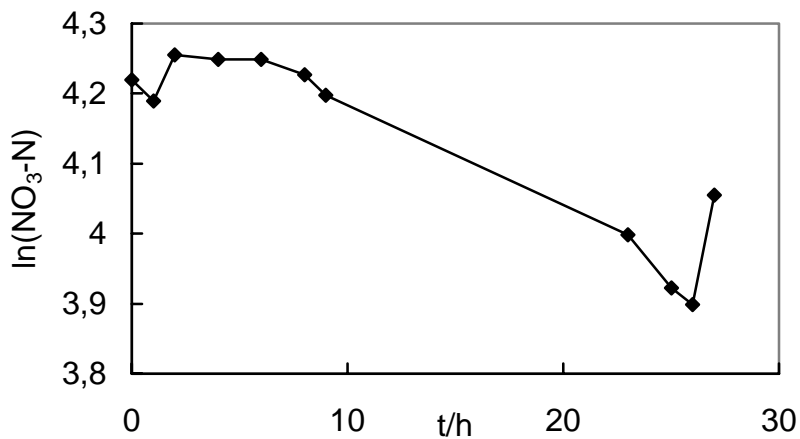


Abbildung 40: Verlauf der NO₃-N Konzentration in Reaktor 2.

Für Reaktor 2 betrug die berechnete maximale Wachstumsrate im Mittel $0,44 \text{ d}^{-1}$, wobei nur der Zeitraum von 0 bis 26 h betrachtet wurde.

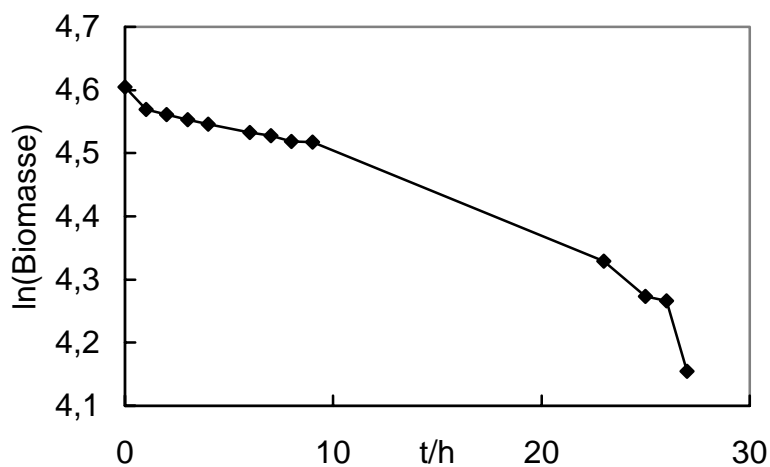


Abbildung 41: Verlauf der berechneten Biomassenkonzentration im Reaktor 2.

Für die maximale Wachstumsrate berechnete sich im Mittel ein Wert von $0,52 \text{ d}^{-1}$.

Für den Gesamtversuch ergibt sich eine mittlere Wachstumsrate von $0,56 \text{ d}^{-1}$ für Nitrosomonas und $0,46 \text{ d}^{-1}$ für Nitrobacter. Durch Addition der beiden Werte ergibt sich eine Gesamtwachstumsrate von $0,51 \text{ d}^{-1}$.

Anhang B: Batch-Methode mit hoher Organismenkonzentration zur Bestimmung des K_{NH} -Wertes

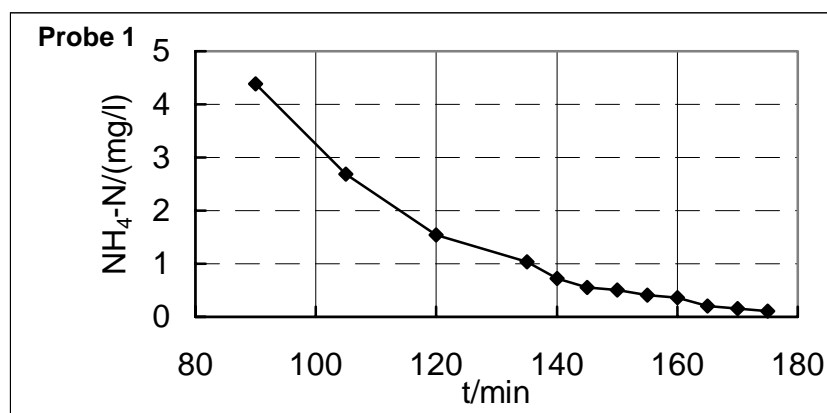
Verwendete Geräte:

- Weithalsglasgefäß (Nennvolumen 2,5 l)
- Meßzylinder (Nennvolumen 1 l)
- Membranfiltrationseinheiten
- Cellulosenitratfilter (\varnothing 45 μ m)
- Aquariumpumpen
- Belüftersteine
- Dosierpipetten
- Magnetrührer mit Rührfischen
- Thermostat

Verwendete Chemikalien:

- NH_4Cl -Lösung

Für diesen Versuch wurde frisch entnommener Belebtschlamm gerührt, belüftet und auf 20 °C temperiert. Substrat in einer Konzentration von ca. 15 mg/l NH_4 -N wurde hinzugefügt und die Abnahme der Substratkonzentration bis zum Erreichen des Nullwertes gemessen. Eine regelmäßige Kontrolle des pH-Wertes ergab nur eine geringfügige Veränderung während der Versuchsdauer (Änderung von pH 7,97 auf 7,75). Die erhaltene Substratabnahme wurde gegen die Zeit aufgetragen. Der Berührungspunkt einer Tangente mit halbmaximaler Steigung mit der Konzentrationskurve ergab den Halbwertskoeffizienten K_{NH} .



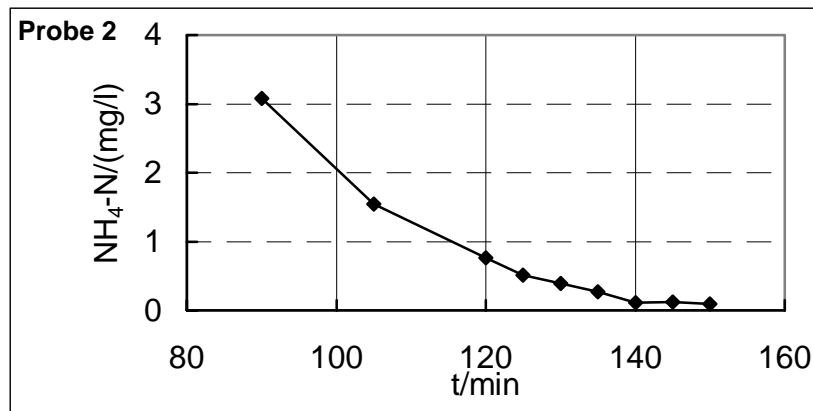


Abbildung 42: Darstellung des Verlaufes der Substratkonzentrationskurve gegen die Zeit zur Bestimmung des K_{NH} -Wertes für Belebtschlamm der Kläranlage Schwelm.

Für den K_{NH} -Wert ergab sich als Mittelwert aus beiden Versuchsansätzen 0,53 mg/l NH_4 -N.

Probleme gab es bei dieser Methode während der Messung im niedrigen Konzentrationsbereich, da die Änderungen so schnell vonstatten gingen, daß die Zeit zum Probenziehen teilweise zu knapp bemessen war. Trotzdem ist der Übergang vom nicht limitierenden in den limitierenden Bereich in den Grafiken gut zu erkennen und auch die Übereinstimmung der beiden Meßwerte (0,56 mg/l NH_4 -N für den ersten Ansatz und 0,50 mg/l NH_4 -N für den zweiten Ansatz) zeigt, daß die Häufigkeit der Probenahme wohl ausreichend war.

Anhang C: MATLAB-Programm für die Berechnung der CSB-Fraktion S_s aus den Sauerstoffverbrauchskurven

m-file **ss.m**:

```
% Programm für die Auswertung der Sapromatversuche (Berechnung von  $S_s$ ).
```

```
% Laden der Parameter
```

```
faktor;
```

```
% Eingabe der Größen für die Berechnung der zu subtrahierenden Fläche
```

```
Tend=input('Endwert (Zeit in [min]) eingeben:')
```

```
Gr=input('Wert für Grundatmung eingeben:')
```

```
Fgr=Tend*Gr
```

```
% Berechnung der Fraktion  $S_s$ 
```

```
area=trapz(X,Y)
```

```
 $S_s = ((1/(1-fcv*Y_h)) * ((area - Fgr) / 60) * (V_{bs} + V_{aw}) / V_{aw})$ 
```

```
% Graphische Darstellung
```

```
figh=figure('Position',[150 200 850 550]);
```

```
set(figh,'NumberTitle','off')
```

```
set(figh,'Name','Bestimmung der Fraktion  $S_s$ ')
```

```
plot(X,Y,'b')
```

```
title('Messung der Sauerstoffverbrauchsrate')
```

```
set(gca,'ylabel',text(0,0,' O2 [mg/l*min] '))
```

```
set(gca,'xlabel',text(0,0,' Zeit [min] '))
```

```
cinvert
```

m-file **o8a1.m** (Beispiel):

```
% Meßwerte, Ansatz 1 (ourtest 8)
```

```
X=[0
```

```
15
```

30
45
60
75
90
105
120
135
150
165
180]

Y=[0
25
25
20
20
25
25
20
20
20
20
30
10]

m-file **faktor.m**:

% Parameter für die Berechnung der Fraktion Ss.

f_{cv}=0.97

Y_h=0.45

V_{aw}=150

V_{bs}=50

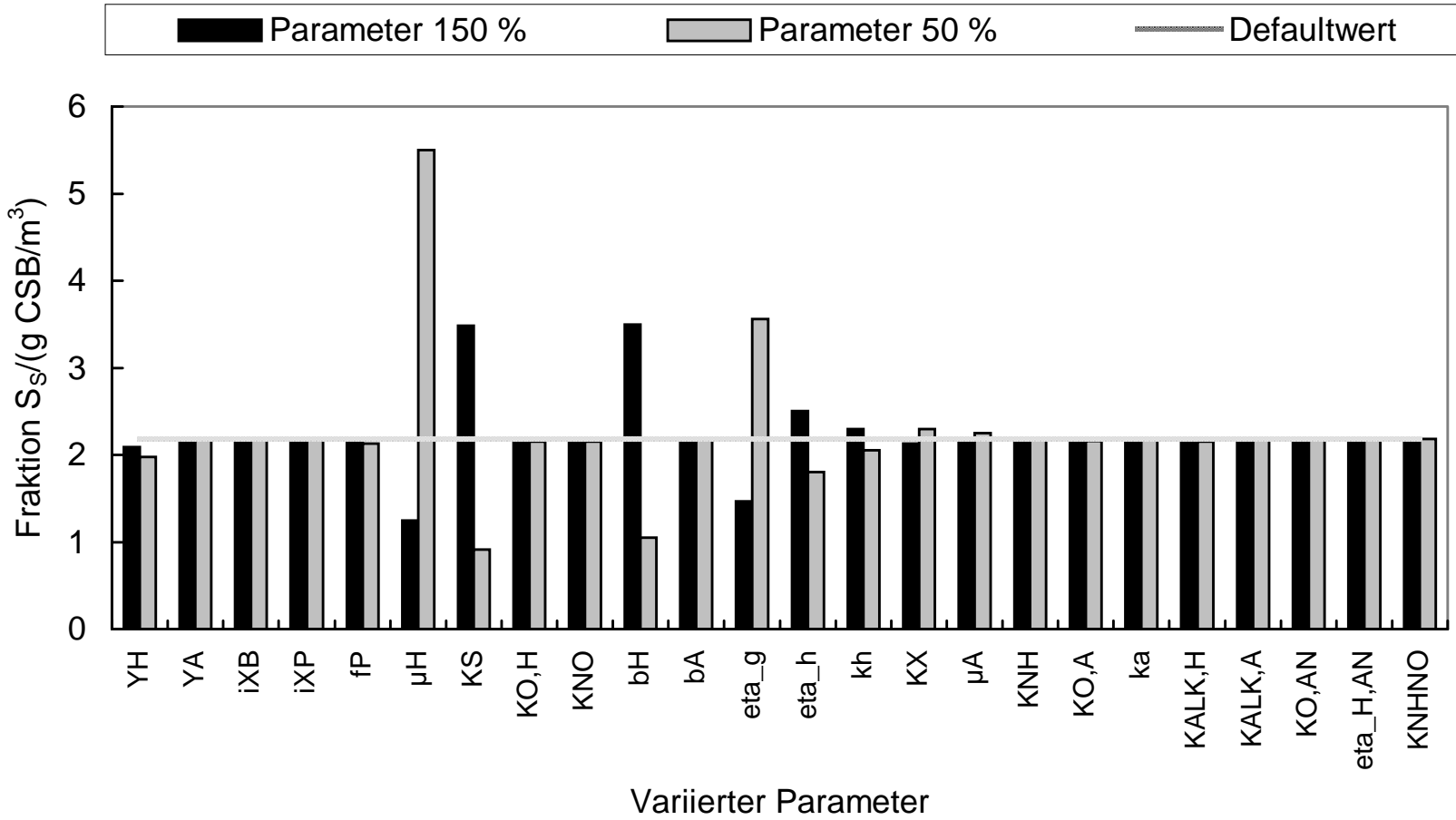


Abbildung 43: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf die Stoffgruppe S_s im Ablauf der Kläranlage.

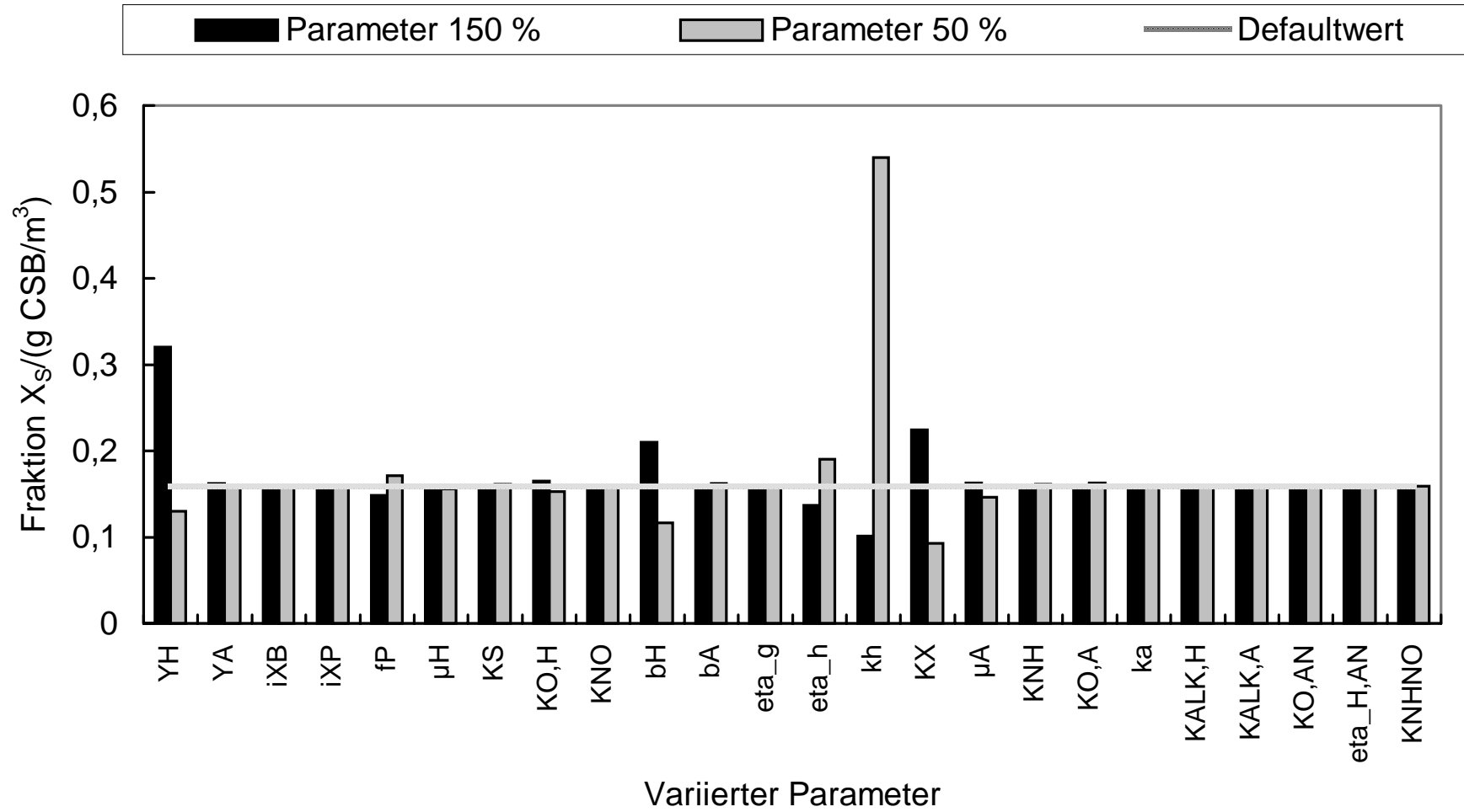


Abbildung 44: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf die Stoffgruppe X_s im Ablauf der Kläranlage.

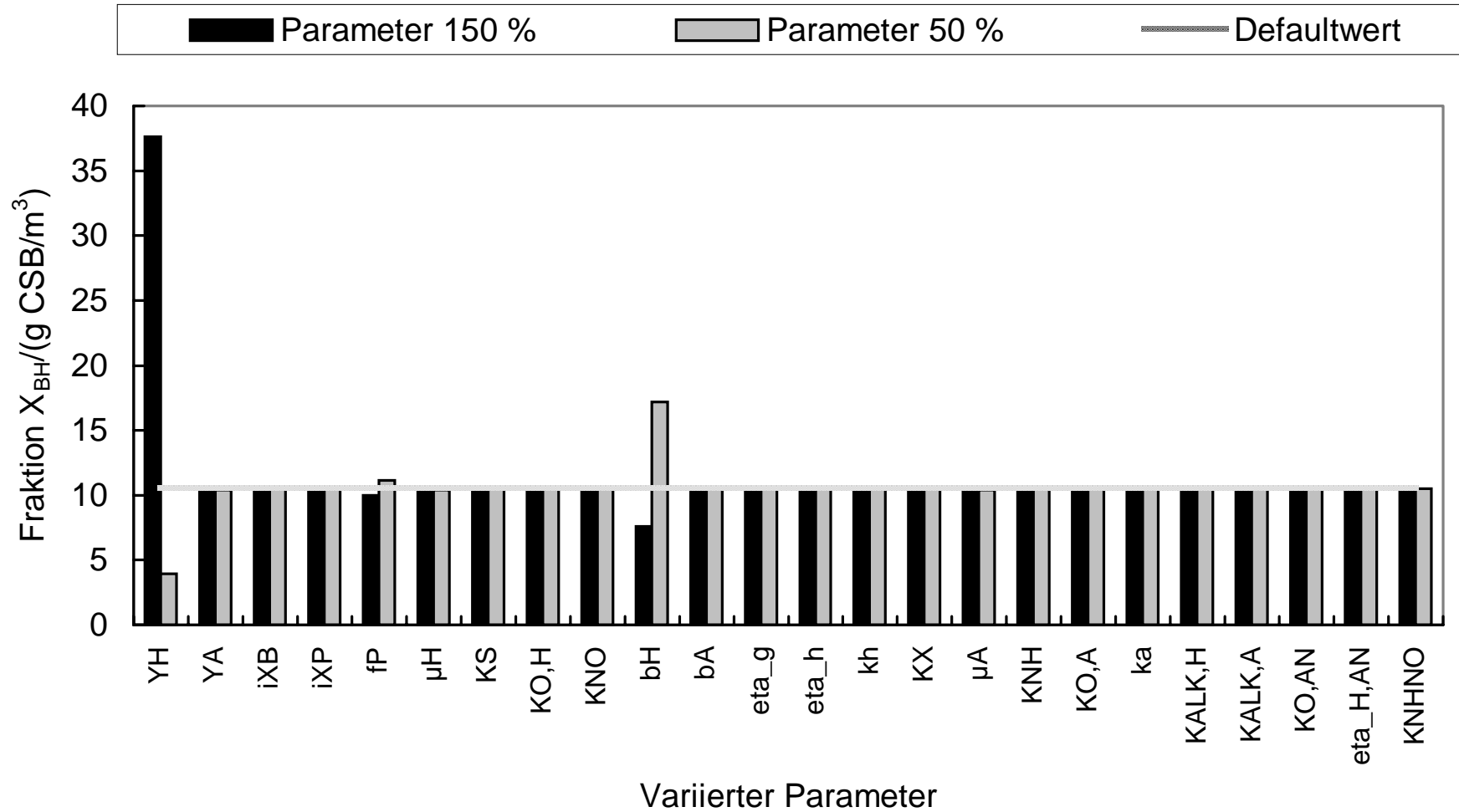


Abbildung 45: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf die Stoffgruppe X_{BH} im Ablauf der Kläranlage.

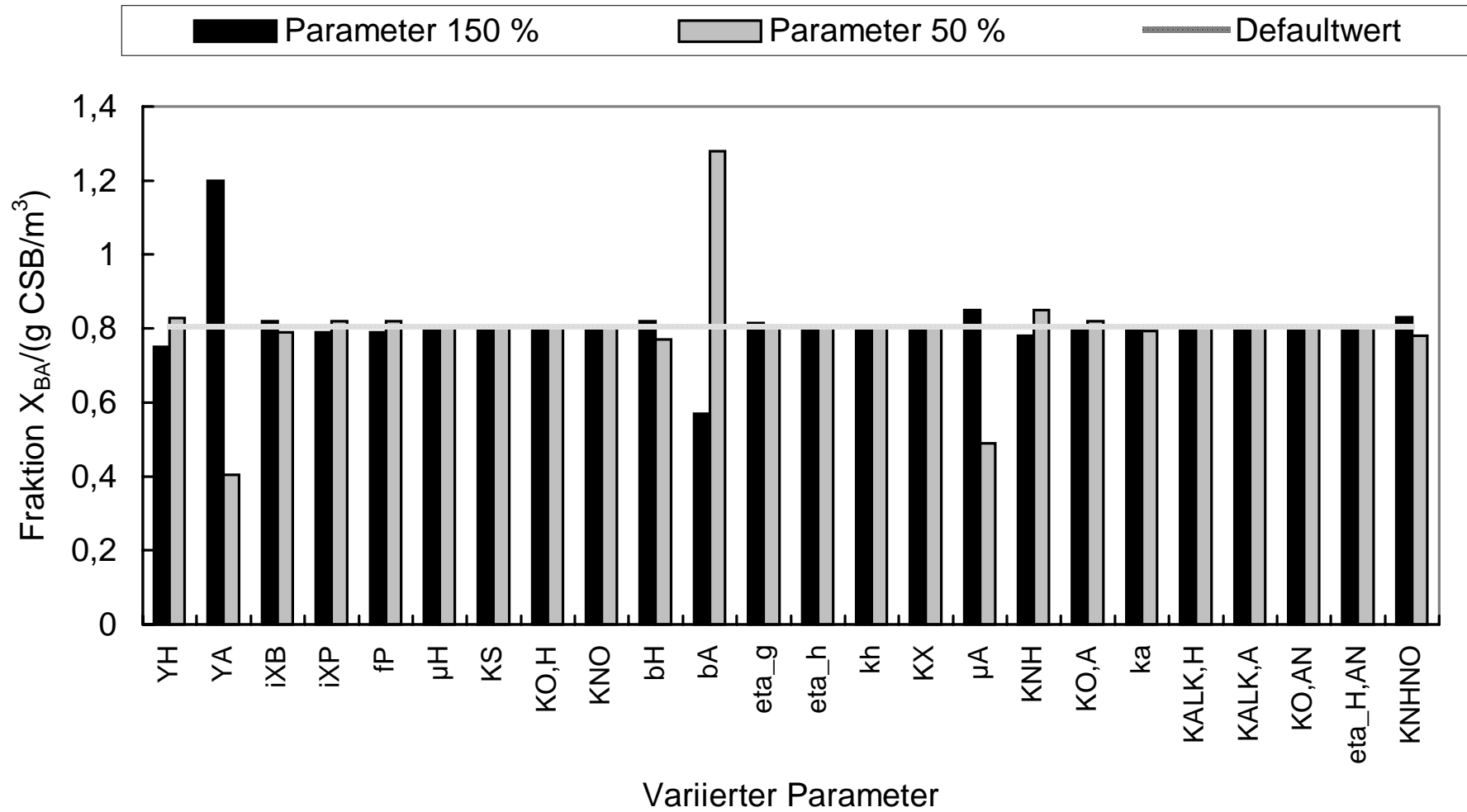


Abbildung 46: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf die Stoffgruppe X_{BA} im Ablauf der Kläranlage.

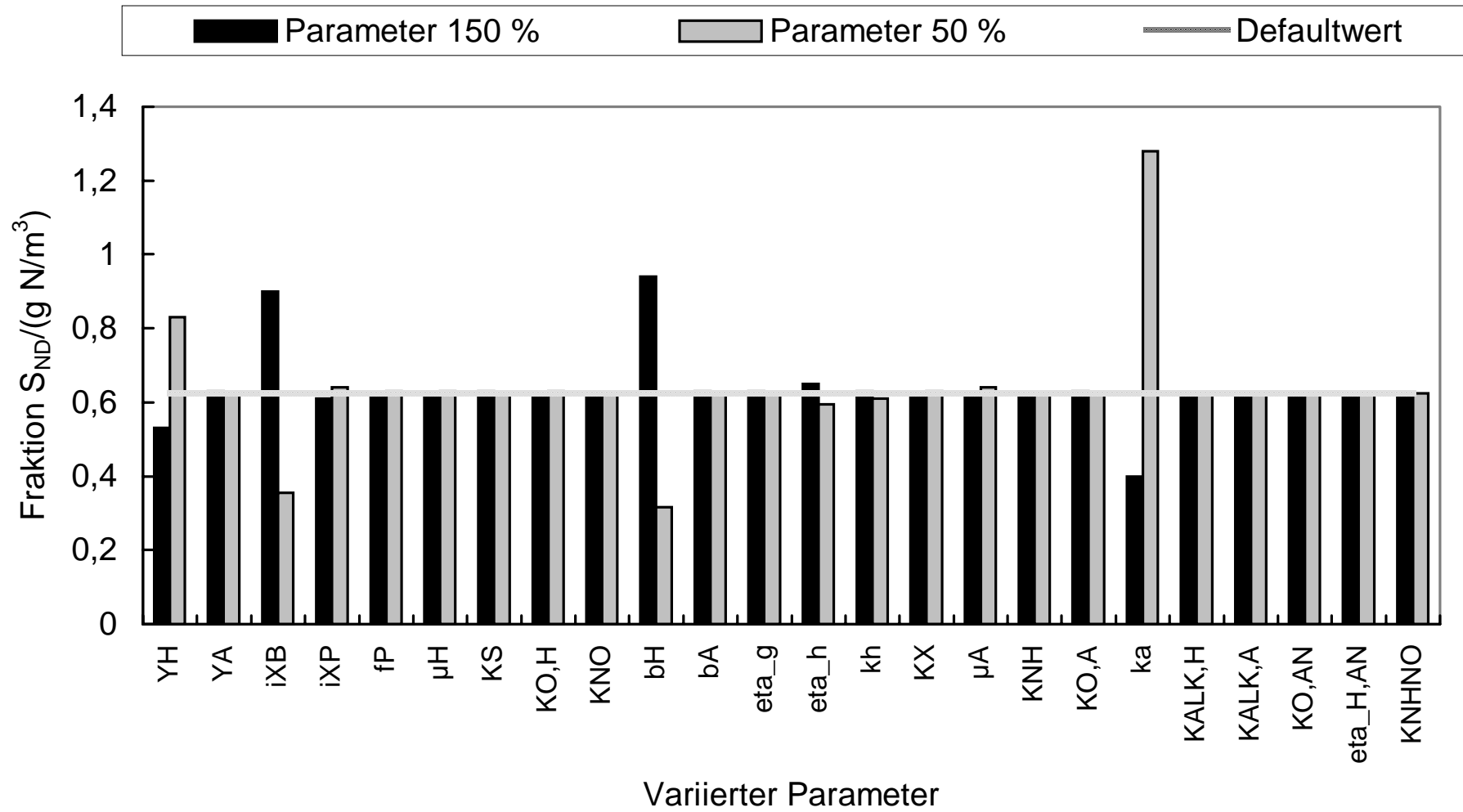


Abbildung 47: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf die Stoffgruppe S_{ND} im Ablauf der Kläranlage.

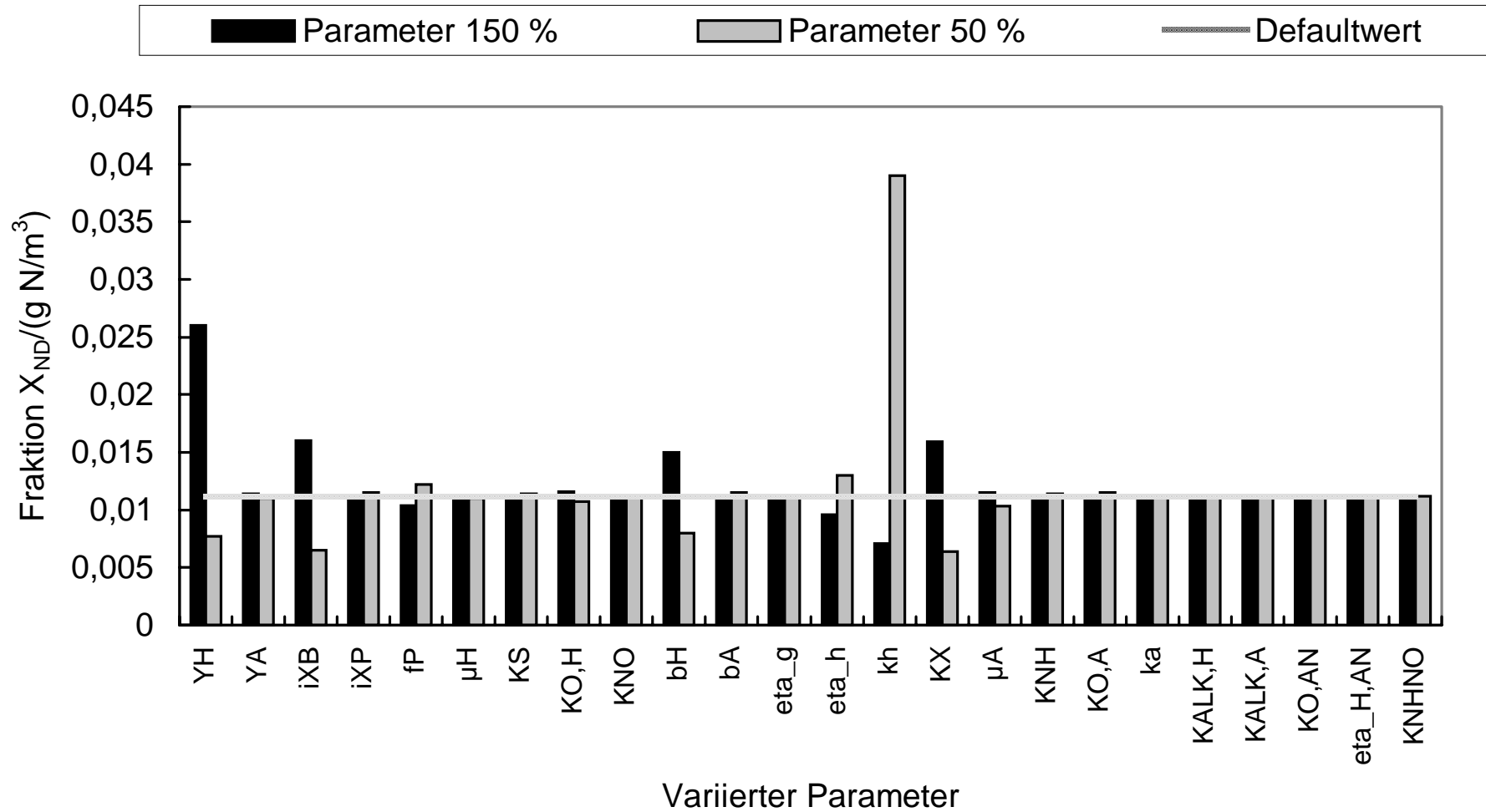


Abbildung 48: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf die Stoffgruppe X_{ND} im Ablauf der Kläranlage.

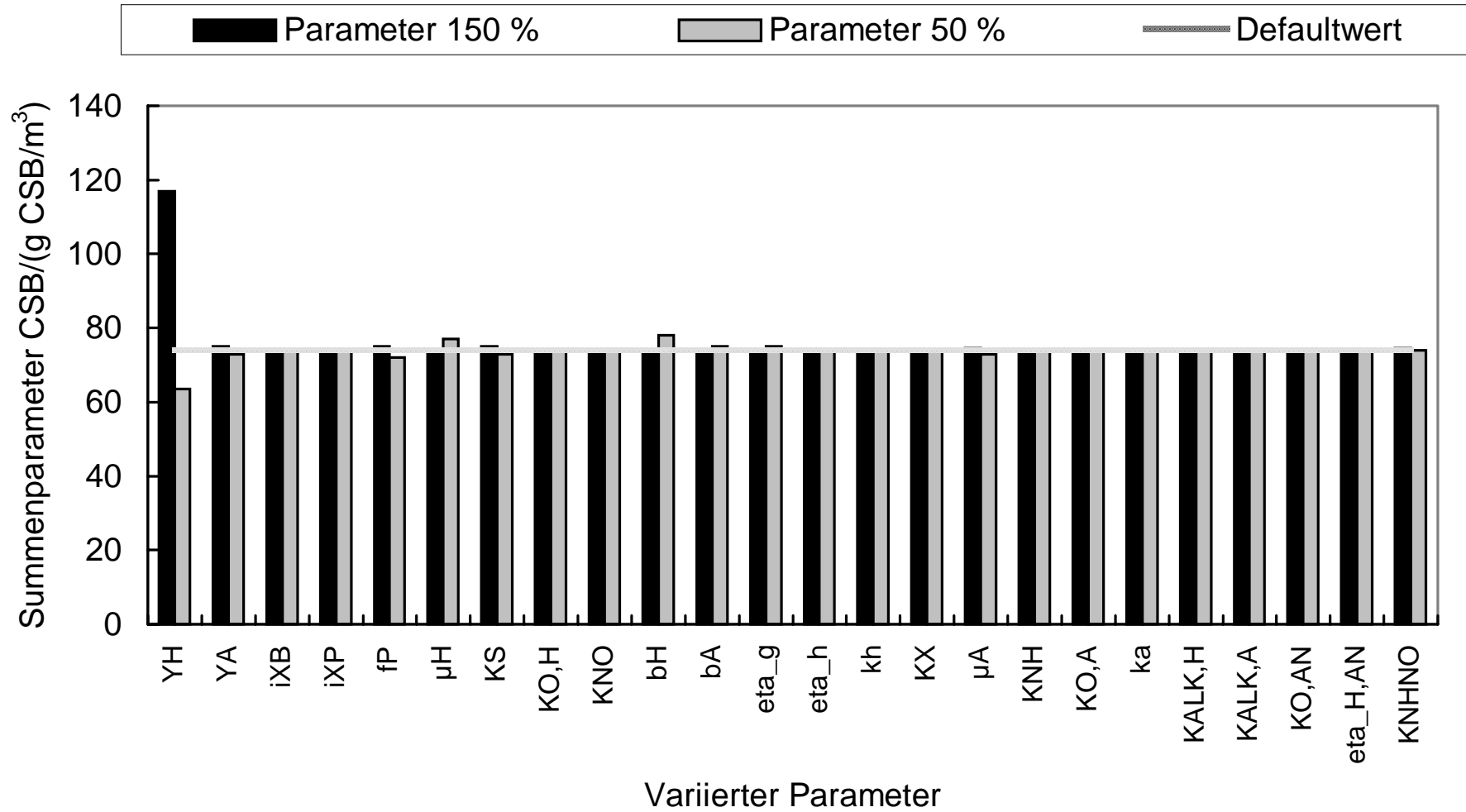


Abbildung 49: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf den Summenparameter CSB im Ablauf der Kläranlage.

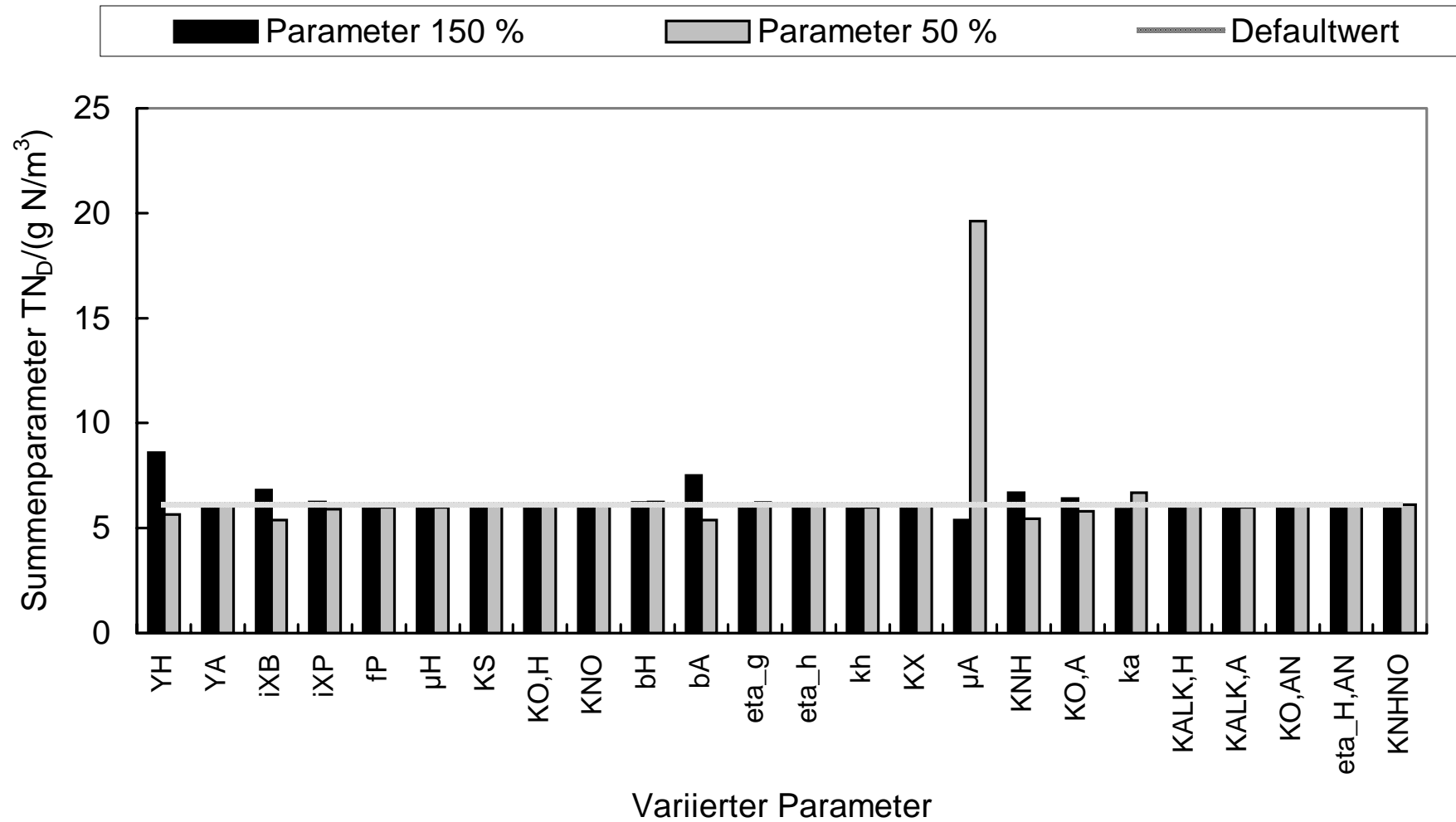


Abbildung 50: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf den Summenparameter TN_D im Ablauf der Kläranlage.

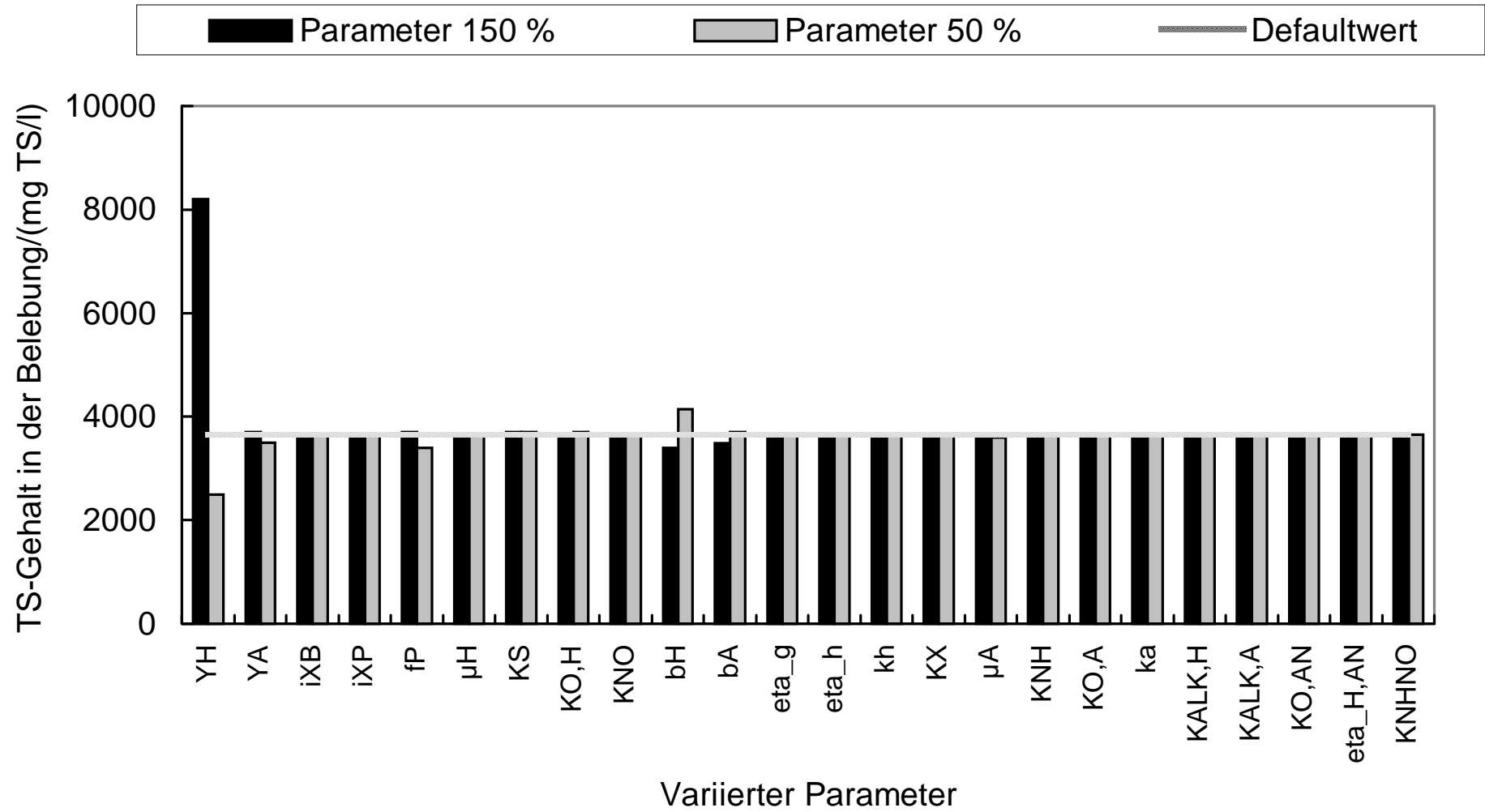


Abbildung 51: Einfluß einer Änderung der stofflichen Parameter des m-files „setpbio“ (siehe Tab. 21) auf den Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken der Kläranlage.

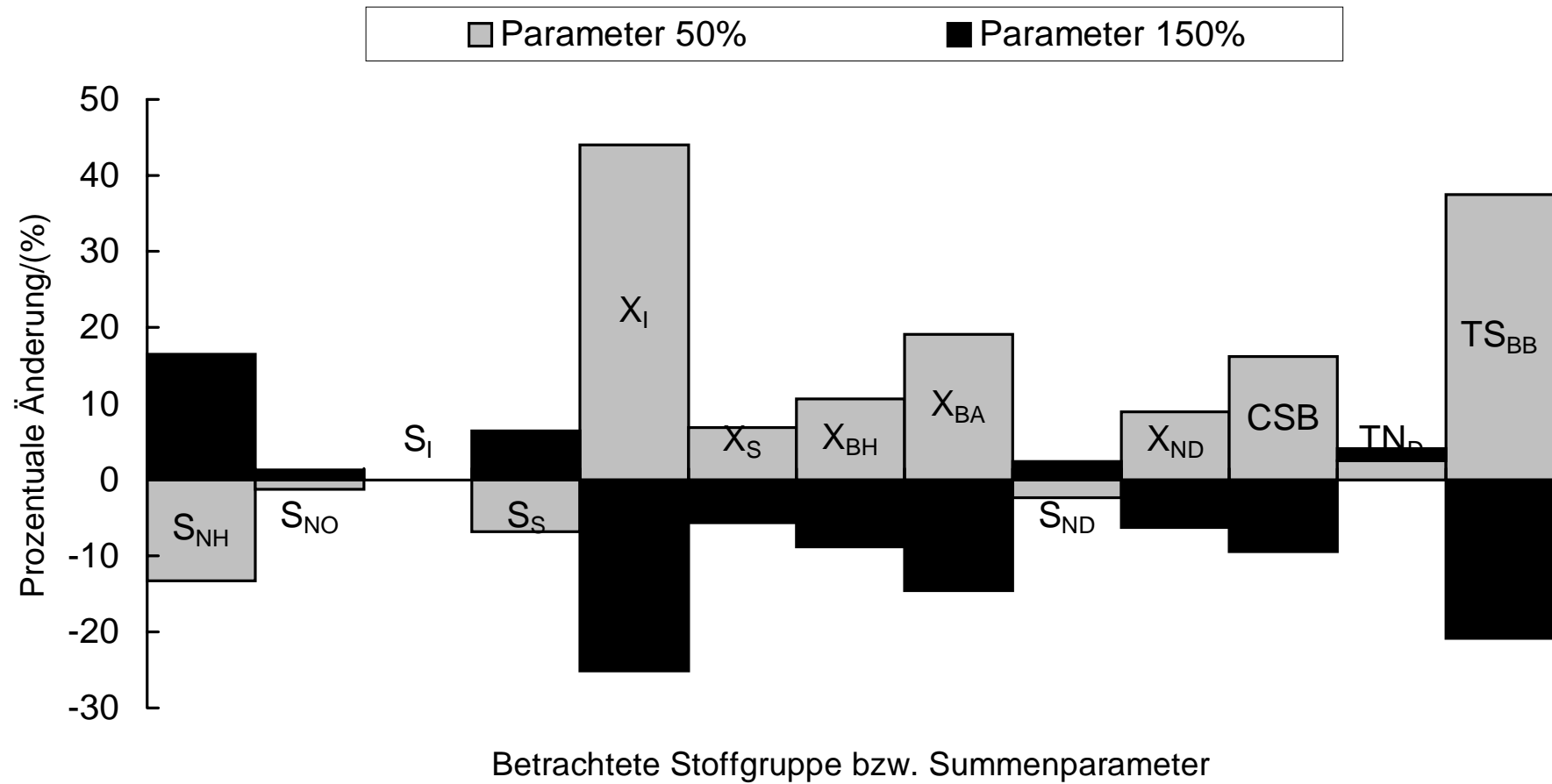


Abbildung 52: Einfluß der Variation des Überschussschlammabzugs auf die betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter (siehe Tab. 24).

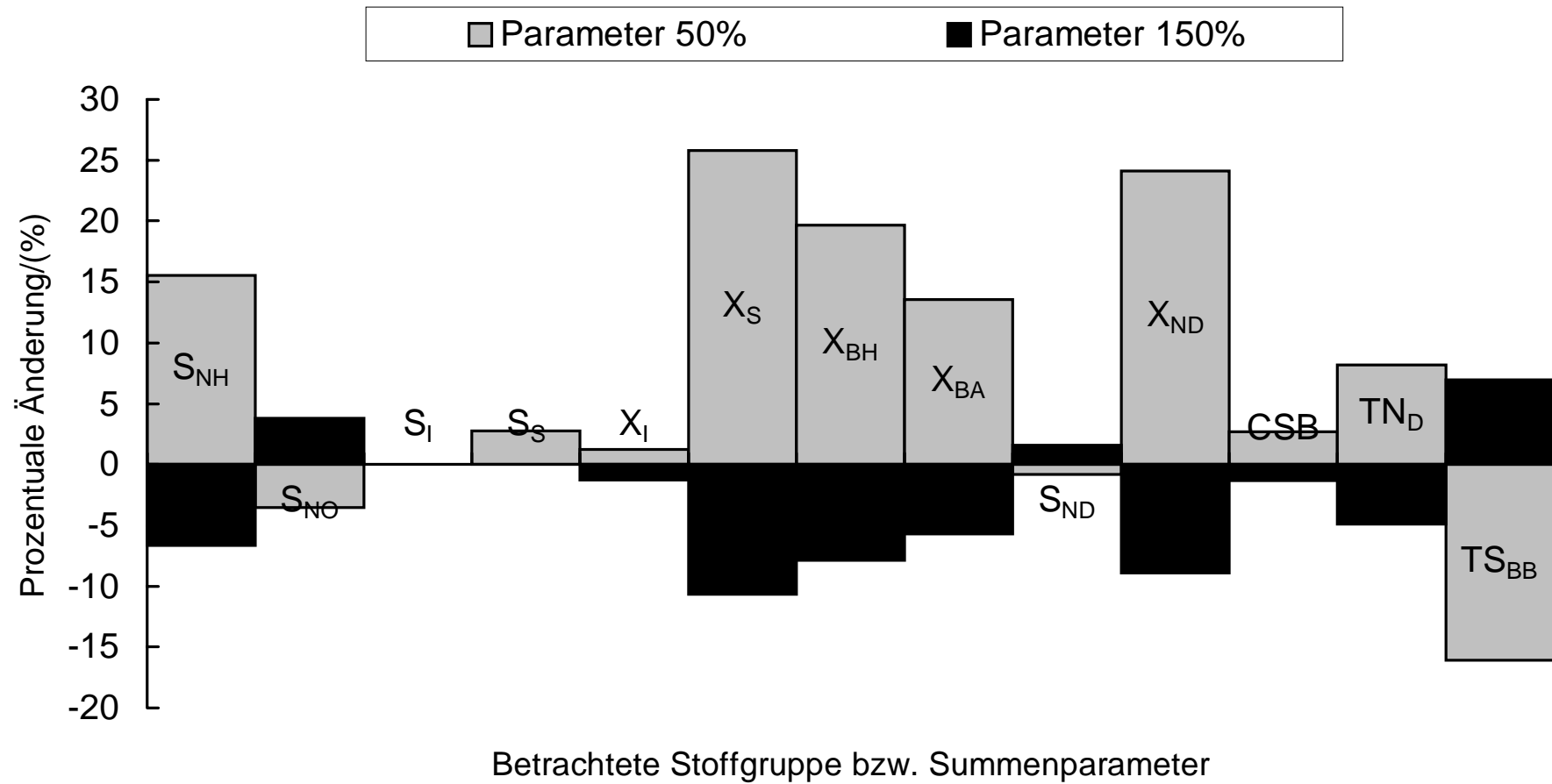


Abbildung 53: Einfluß der Variation der Rücklaufschlammmenge auf die betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter (siehe Tab. 24).

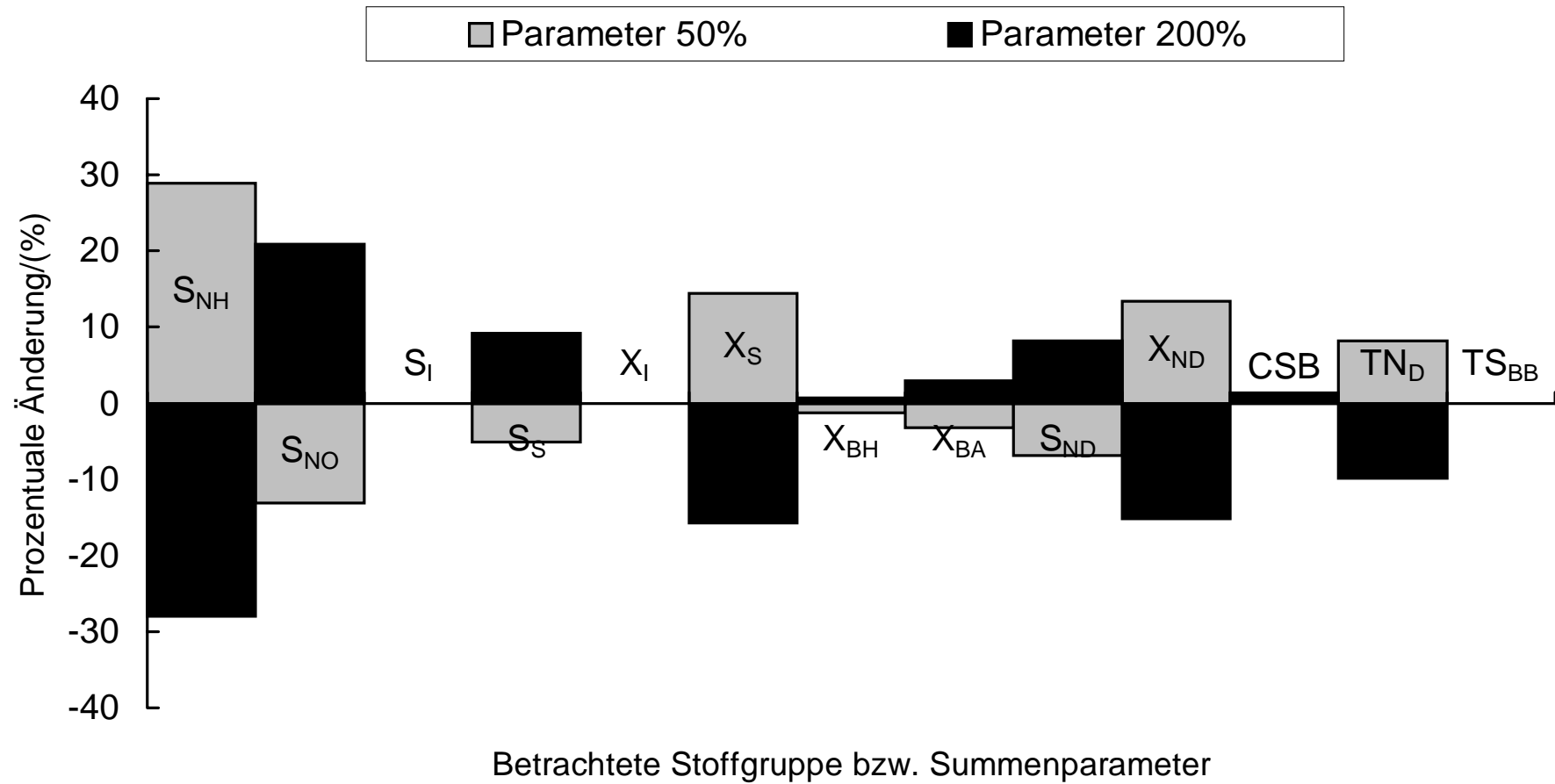


Abbildung 54: Einfluß der Variation der Rezirkulationsmenge auf die betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter (siehe Tab. 24).

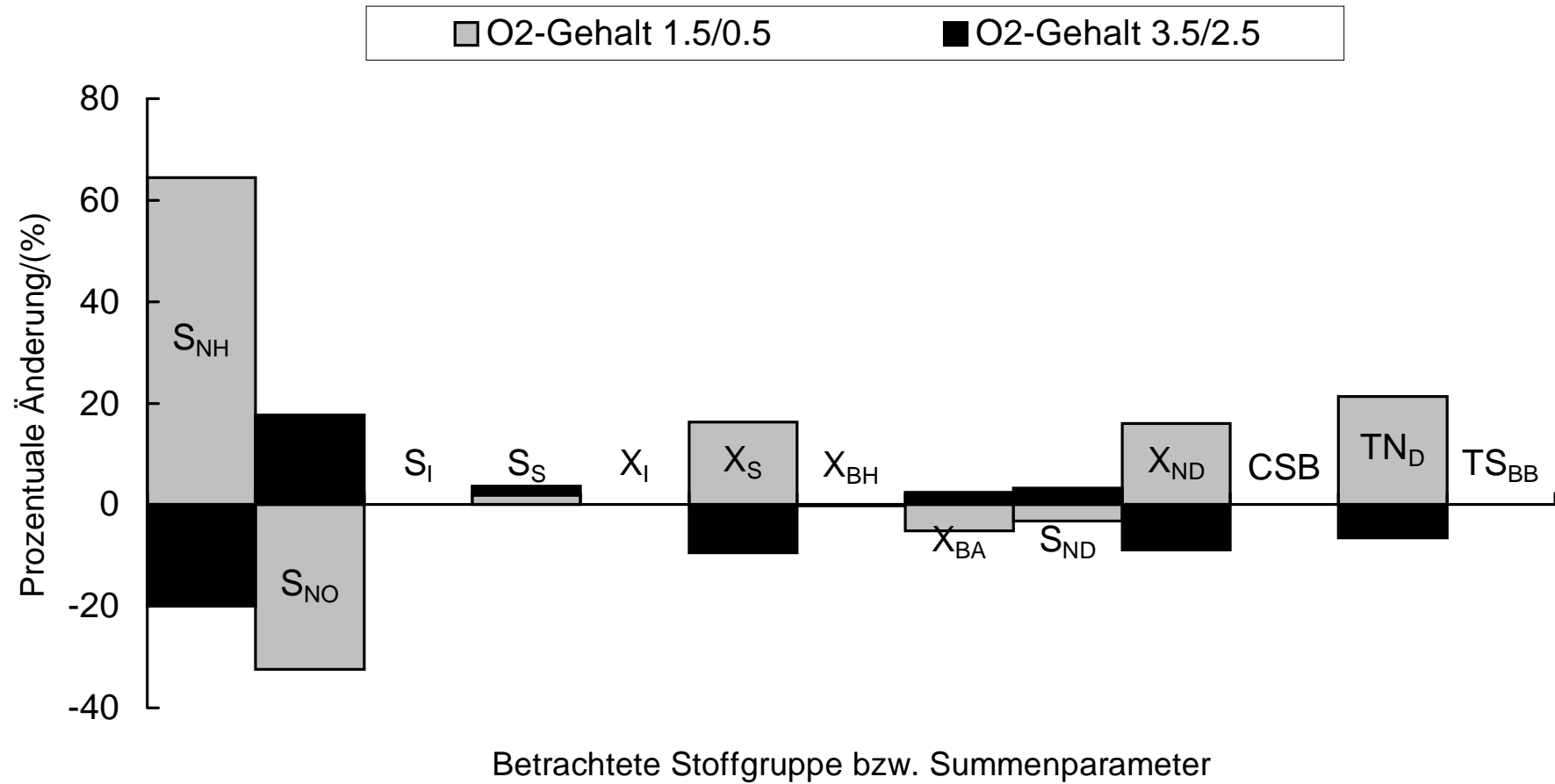


Abbildung 55: Einfluß der Variation des Sauerstoffgehaltes in den Zonen 2 und 4 der Belebung auf die betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter (siehe Tab. 24).

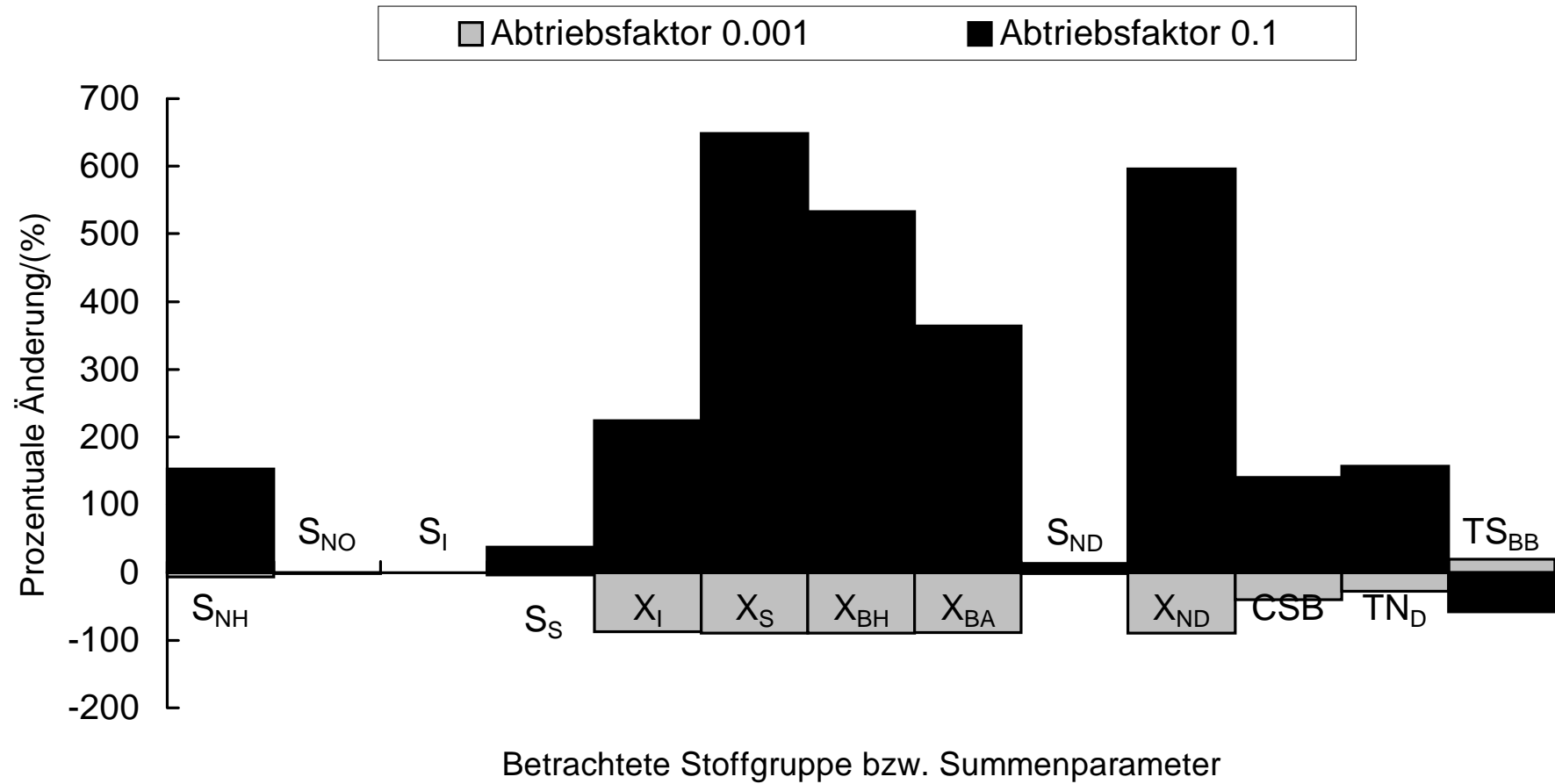


Abbildung 56: Einfluß der Variation des Abtriebsfaktors für die Nachklärung (Vorgabe: 0.01) auf die betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter (siehe Tab. 24).

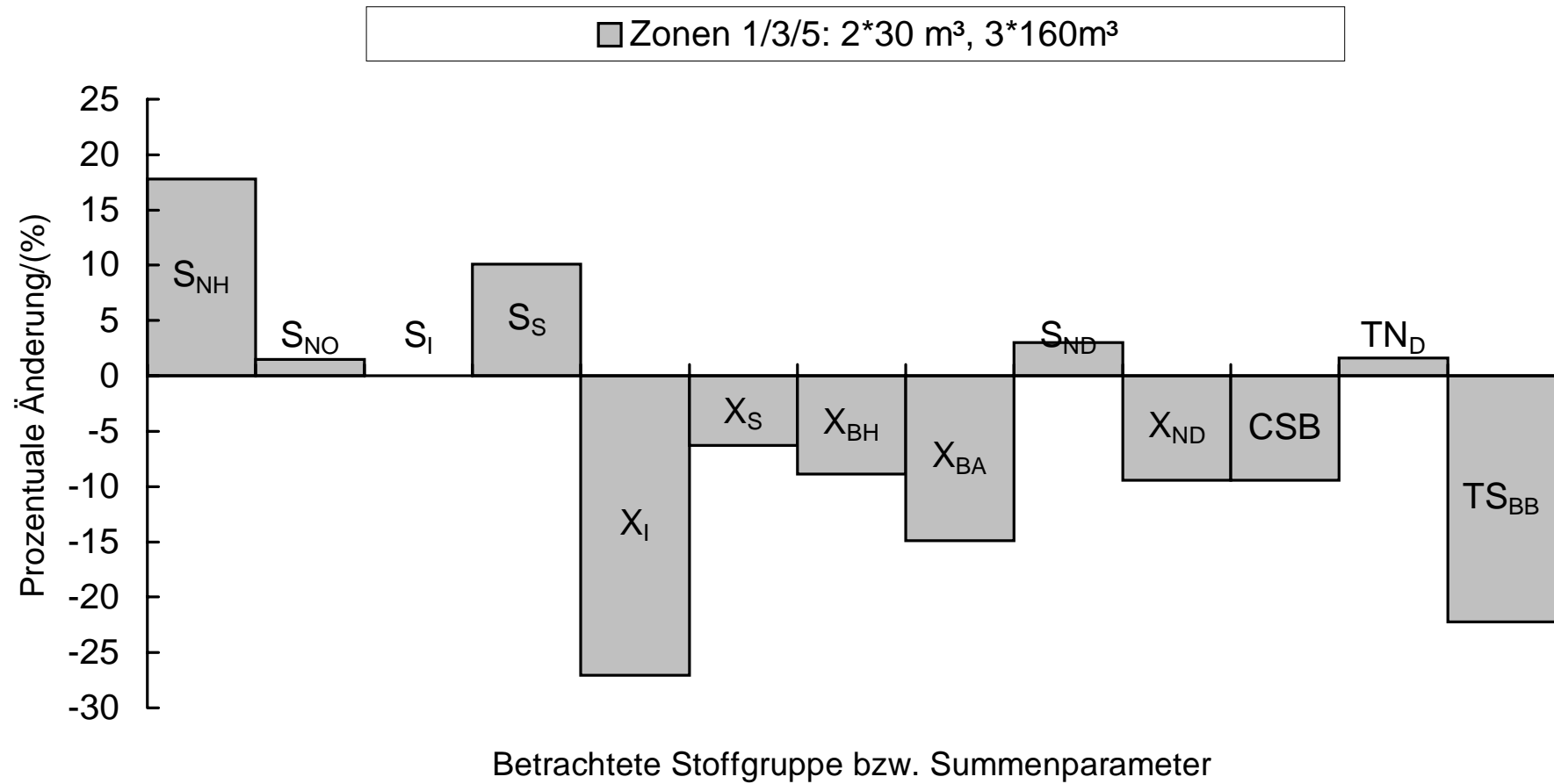


Abbildung 57: Einfluß der Variation der Aufteilung der Denitrifikationszonen (Vorgabe: $5 \times 10^8 \text{ m}^3$) auf die betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter (siehe Tab. 24).

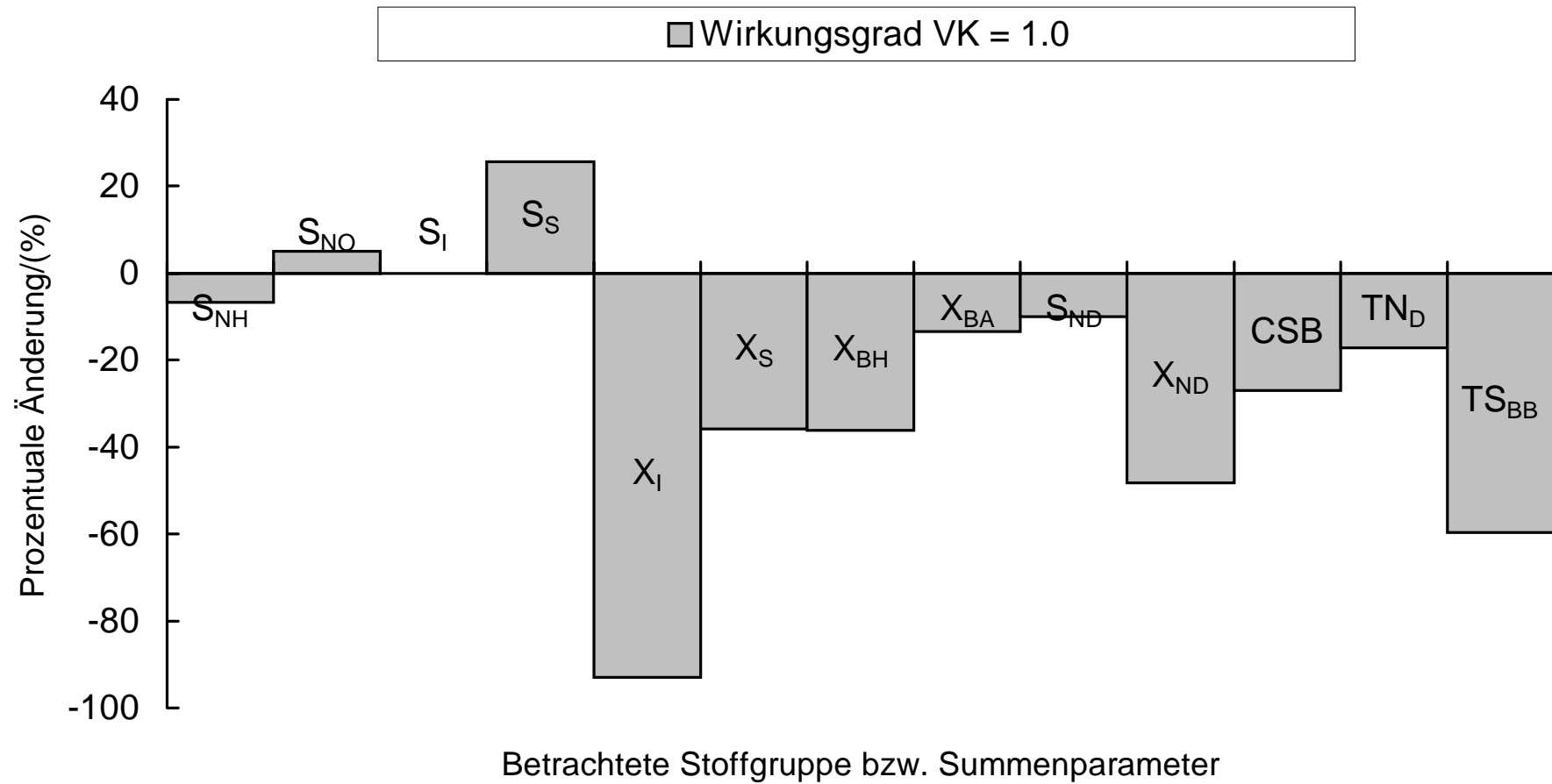


Abbildung 58: Einfluß der Variation des Wirkungsgrades der Vorklärung (Vorgabe: 0.5) auf die betrachteten Stoffgruppen bzw. Summenparameter (siehe Tab. 24).

Persönliche Angaben

Name	Frank Uhlenhut
Adresse	Zum Fernsehturm 35 D-26605 Aurich
Geburtsdatum	24.02.1964
Geburtsort	Aurich

Ausbildung

August 1974 - Mai 1983 Mai 1983	Schulbildung am Gymnasium Ulricianum in Aurich Allgemeine Hochschulreife (Abitur)
------------------------------------	--

September 1983 - Februar 1988	Studium an der Fachhochschule Ostfriesland/Emden im Studiengang Chemietechnik (Vertiefungsrichtung: Allgemeines Chemieingenieurwesen/Verfahrens technik)
-------------------------------	---

Mai 1987 - Februar 1988	Diplomprüfung an der Fachhochschule Ostfriesland mit dem Thema: Schwermetallgehalte in den Sedimenten des Dollarts
-------------------------	--

September 1986 - Februar 1987	Praxissemester bei der Firma Phillips Petroleum Norsk A/S (Emden)
-------------------------------	--

September 1988 - Oktober 1995	Studium an der Universität Oldenburg im Fach Diplom- Chemie
-------------------------------	--

Januar 1995 - September 1995	Diplomarbeit an der Universität Oldenburg mit dem Thema: „Aufnahme einer Adsorptionsisothermen für Cadmium an Belebtschlamm aus der Kläranlage Emden.“
------------------------------	---

seit Oktober 1995	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Umwelttechnik, Emden Promotion im Fachbereich Chemie der Universität Oldenburg mit dem Thema: „Modellierung der biologischen Abbauvorgänge in Kläranlagen.“
-------------------	--

Hiermit versichere ich, daß ich diese Arbeit selbständig verfaßt und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Emden, September 1999