

# **Einsatz der dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugemeinden**

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

Vorgelegt von

**Dipl.-Ing. Ulrike Zettl**

**Kaiserslautern 2001  
(D386)**

# **Einsatz der dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugemeinden**

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

Vorgelegt von

**Dipl.-Ing. Ulrike Zettl**

**Kaiserslautern 2001  
(D386)**

Dekan: Prof. Dr. jur. W. Spannowsky  
Vorsitzender der  
Prüfungskommission: Prof. Dr.-Ing. G. Koehler  
1. Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. T. G. Schmitt  
2. Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. K.-H. Rosenwinkel

Tag der mündlichen Prüfung: 10.11.2000

## ZUSAMMENFASSUNG

Weinbaukläranlagen werden während der Weinlese und -bereitung mit hohen organischen BSB<sub>5</sub>-Frachten zusätzlich zu den kommunalen Schmutzfrachten belastet. Die saisonal stark schwankende Belastung und unterschiedliche Abwasserzusammensetzung führte in der Vergangenheit zu Unsicherheiten bei der Bemessung, die entweder in zu großen Sicherheitsreserven mündeten oder sich durch ungenügende Reinigungsleistung und Betriebsstabilität offenbarten. Während für Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel "Kohlenstoffelimination" umfangreiche Untersuchungen vorliegen, besteht für Anlagen mit gezielter Stickstoffelimination ein erhebliches Wissensdefizit.

Diese unbefriedigende Situation gab Anlaß zu eigenen Versuchen mit der Zielsetzung, Aufschluss über die Auswirkungen der saisonal hohen BSB<sub>5</sub>- Belastung auf die Stabilität der Nitrifikation und somit auf die Bemessung der Belebungsbecken zu erhalten.

Eine Umfrage bei Betreibern von Weinbaukläranlagen bestätigte, dass für eine wirklichkeitsnahe Bemessung und wirtschaftliche Betriebsführung große Wissenslücken bestehen. Zudem erfordern die Belastungsschwankungen sehr flexible Betriebsführungs- und Regelstrategien, die oft bei der Planung nicht ausreichend bedacht wurden.

Die allgemein anerkannten stationären Bemessungsansätze wie das ATV-Arbeitsblatt A 131 können für den Nachweis einer stabilen Nitrifikation nicht herangezogen werden, da aufgrund der erforderlichen Anpassungen der Biozönose an die veränderte Belastungsverhältnisse kein stationärer Zustand herrscht, der die Voraussetzung für die Gültigkeit der Ansätze ist. Während der Kampagne wird deutlich mehr Überschussschlamm produziert und abgezogen, was zur Folge hat, dass mehr Nitrifikanten aus der Belebung entfernt werden als nachwachsen können.

Zur Optimierung der Bemessung bietet sich daher die dynamische Simulation an, welche die Nachbildung jeglicher instationärer Belastungsverhältnisse erlaubt. Es konnte gezeigt werden, dass das Activated Sludge Model No. 1 bei der Simulation von zwei Weinbaukläranlagen eine hinreichend gute Übereinstimmung zwischen den Simulationsergebnissen und den realen Messwerten liefert. Die Kalibrierung der Modelle muss in mehreren Stufen erfolgen. Eine dynamische Kalibrierung anhand der Stickstoffablaufkonzentrationen ist bei hoher CSB-Belastung nicht sinnvoll, da die Dynamik der Stickstoffkonzentrationsschwankungen im Ablauf im Wesentlichen durch den CSB-Abbau bestimmt werden.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde eine Vorgehensweise entwickelt, die es ermöglicht auch in der Planungsphase die Modelle so zu kalibrieren, dass aussagekräftige Ergebnisse für die Bemessung und Betriebsführung erhalten werden. Anhand eines Beispiels wurde gezeigt, wie die stationären Bemessungsansätze zu einer fehlerhaften Auslegung des Belebungsbeckens führen können. Mit Hilfe der dynamischen Simulation konnten das Bemessungsergebnis kontrolliert und Optimierungsmaßnahmen hinsichtlich ihres Nutzens bewertet sowie verschiedene Betriebsführungs- und Regelstrategien optimiert werden. Speziell angepasste Bemessungsempfehlungen lassen sich aus diesen Untersuchungen jedoch nicht ableiten, da die Auswirkungen der Kampagnebelastung auf die Prozessstabilität der Nitrifikation erheblich von der kommunalen Belastung und vom Verfahrenskonzept abhängig sind. So zeigen Anlagen, die für höhere Schlammalter bemessen sind wie z.B. simultane aerobe Stabilisierungsanlagen, eine deutlich höhere Prozessstabilität als Anlagen mit niedrigeren Schlammaltern.

Die dynamische Simulation ist ein sehr hilfreiches Werkzeug, Kläranlagen wirtschaftlich zu bemessen. Es ist zu wünschen, dass die dynamische Simulation in naher Zukunft als "Standardwerkzeug" vom planenden Ingenieur eingesetzt wird.

## **Danksagung**

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern.

Mein Dank gilt vor allem Herrn Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt für die engagierte Betreuung und Förderung meiner wissenschaftlichen Arbeit sowie für die Übernahme des Hauptreferats. Herrn Prof. Dr.-Ing. K.-H. Rosenwinkel danke ich für die Übernahme des Korreferats und für das der Arbeit entgegengebrachte Interesse.

Sehr herzlich bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr.-Ing. K. Jacobitz und meinem Kollegen Dr.-Ing. J. Hansen für die fachlichen Diskussionen sowie für die konstruktiven Anmerkungen bei der Durchsicht des Manuskriptes.

Besonders bedanke ich bei meinen Kollegen und Kolleginnen für die gute und freundschaftliche Zusammenarbeit bei zahlreichen Projekten und den vielen, wenn auch nicht immer fachlichen Diskussionen. Ich hoffe, dass wir noch lange regen Gedankenaustausch pflegen werden.

Mein Dank gilt weiterhin dem Laborteam des Fachgebietes, den HilfsassistentInnen und den Studierenden, die durch ihre tatkräftige Unterstützung und wertvollen Anregungen wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Schließlich gilt mein Dank auch den Mitarbeitern der Kläranlagen Weisenheim am Sand und Edenkoben, die mich bei der Durchführung der erforderlichen Messungen engagiert unterstützt haben.

Mein besonderer Dank gilt auch meinen Lebensgefährten Oliver für die moralische Unterstützung und die aufmunternden Worte.

Meine Eltern haben mir bei allen meinen persönlichen und beruflichen Entscheidungen die notwendige Freiheit gelassen, sie letztendlich aber immer mit Wohlwollen getragen und unterstützt. Ihnen verdanke ich viel.



# INHALTSVERZEICHNIS

KURZFASSUNG

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

TABELLENVERZEICHNIS

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

<b>1.</b>	<b>EINLEITUNG</b>	<b>1</b>
1.1	Problemstellung	1
1.2	Ziele der Arbeit	2
1.3	Vorgehensweise	3
<b>2.</b>	<b>WEINBAUABWÄSSER: ENTSTEHUNG UND BEHANDLUNG</b>	<b>5</b>
2.1	Allgemeines	5
2.2	Abwasseremissionen aus der Weinbereitung	6
2.2.1	Produktionsschritte bei der Weinbereitung	6
2.2.2	Abwasseranfall und -verschmutzung	9
2.2.3	Verwertung von Produktionsrückständen aus der Weinbereitung	12
2.3	Maßnahmen zur Minderung der Abwasserbelastung	12
2.3.1	Mechanische Reinigungsmaßnahmen	13
2.3.2	Vergleichmäßigung der Abwasseremissionen	14
2.3.3	Biologische Vorbehandlung	14
2.4	Rechtliche Rahmenbedingungen für das Einleiten von Weinbauabwässern in öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen	15
2.5	Weinbauabwässer in der Kanalisation	17
2.5.1	Schadwirkung der Weinbauabwässer	17
2.5.2	Vergleichmäßigung und Vorabbau der Verschmutzungen im Kanalnetz	17

2.6	Mitbehandlung von Weinbauabwässern in kommunalen Kläranlagen	19
2.6.1	Typische Belastungssituationen von kommunalen Kläranlagen mit Weinbaueinfluss	19
2.6.2	Übersicht über kommunale Kläranlagen in rheinland-pfälzischen Weinbaugemeinden	22
2.6.3	Belastungscharakteristiken und Reinigungsleistungen der Weinbaukläranlagen in der Vorderpfalz	24
2.6.4	Erfahrungen zur Betriebsführung von Weinbaukläranlagen	33
2.7	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	36
<b>3.</b>	<b>BEMESSUNG VON KOMMUNALEN BELEBUNGSANLAGEN, DIE DURCH DIE WEINKAMPAGNE BEEINFLUSST WERDEN</b>	<b>39</b>
3.1	Bemessung von Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination	39
3.2	Aktuelle Bemessungshinweise für Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel gezielte Stickstoffelimination	42
3.3	Rückgang der Nitrifikantenpopulation während der Weinkampagne	45
3.4	Fazit	47
<b>4.</b>	<b>GRUNDLAGEN DER DYNAMISCHEN SIMULATION</b>	<b>48</b>
4.1	Allgemeines	48
4.2	Modelle und Anwendungsbereiche	49
4.2.1	Modelle	49
4.2.2	Anwendungsbereiche	50
4.3	Modellbeschränkungen	51
4.4	Modellerstellung, -kalibrierung und -verifikation am Beispiel des ASM 1	53
4.4.1	Festlegung der Anlagenkonfiguration	54
4.4.2	Charakterisierung der Abwasserzusammensetzung	54
4.4.3	Charakterisierung der Schlammbiozönose	57
4.4.4	Vorgehensweise bei der Modellerstellung und Kalibrierung	60
4.4.5	Verifikation	63
4.5	Modelle zur dynamischen Simulation von Weinbaukläranlagen	63

<b>5.</b>	<b>DYNAMISCHE SIMULATION ZWEIER WEINBAUKLÄRANLAGEN</b>	<b>66</b>
5.1	Ziele und Vorgehensweise	66
5.2	Anaerobe Stabilisierungsanlage mit Nitrifikation	70
5.2.1	Beschreibung des Verfahrenskonzepts der Kläranlage Weisenheim am Sand	70
5.2.2	Belastungscharakteristik und Reinigungsleistung	71
5.2.3	Dynamische Simulation der Kläranlage Weisenheim am Sand	74
5.2.3.1	Modellaufbau und Kalibrierung der Anlagenmodelle	74
5.2.3.1.1	Anlagenmodelle	74
5.2.3.1.2	Kalibrierung des Anlagenmodells für den Sommerzeitraum	74
5.2.3.1.3	Kalibrierung des Anlagenmodells für den Kampagnezeitraum	79
5.2.3.2	Simulation mit Tagesfrachten und Diskussion der Ergebnisse	82
5.2.4	Verminderung der Nitrifikationskapazität durch den Einfluss der Weinkampagne	88
5.3	Simultane aerobe Stabilisierungsanlage mit gezielter Stickstoffelimination	92
5.3.1	Beschreibung des Verfahrenskonzepts der Kläranlage Edenkoben	92
5.3.2	Belastungscharakteristik und Reinigungsleistung	93
5.3.3	Modellaufbau und Kalibrierung	94
5.3.4	Zulauffrachten und in Abhängigkeit von der Betriebsführungsstrategie erzielte Ablaufkonzentrationen	98
5.3.5	Dynamische Simulation und Verifikation des Modells	102
5.3.6	Veränderung der Nitrifikantenkonzentration durch den Einfluss der Weinkampagne	106
5.4	Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen	110
<b>6.</b>	<b>SENSITIVITÄTSANALYSEN</b>	<b>113</b>
6.1	Allgemeines	113
6.2	Variation ausgewählter kinetischer und stöchiometrischer Parameter	114
6.3	Variation der CSB-Fraktionierung	120
6.4	Veränderung der TS-Konzentration	122
6.5	Variation der CSB-Belastung	125
6.6	Zusammenfassende Diskussion der Sensitivitätsanalyse und Schlussfolgerungen	128

<b>7.</b>	<b>OPTIMIERUNG DER BEMESSUNG UND DER BETRIEBSFÜHRUNG VON WEINBAUKLÄRANLAGEN</b>	<b>131</b>
7.1	Formulierung einer allgemeingültigen Vorgehensweise zum Einsatz der dynamischen Simulation	131
7.2	Allgemeine Optimierungsansätze für kampagnebeeinflusste Kläranlagen	136
7.2.1	Reduktion der CSB-Belastung	136
7.2.2	Optimale Trockensubstanz-Konzentration im Belebungsbecken	137
7.2.3	Optimierung der Nachklärung	137
7.2.4	Dosierung von Stickstoff während der Kampagne	139
7.2.5	Immobilisierung der Nitrifikanten	139
7.2.6	Bewirtschaftung der stickstoffhaltigen Prozesswässer	140
7.2.7	Regelstrategien für die gezielte Stickstoffelimination	140
7.3	Einsatz der dynamischen Simulation zur Optimierung der Bemessung und Betriebsführung - am Beispiel der Kläranlage Weisenheim	145
7.3.1	Lastfälle zur Bemessung der kampagnebeeinflussten Kläranlage	145
7.3.2	Berechnungsergebnisse für die einzelnen Lastfälle	146
7.3.3	Grobkalibrierung der Anlagenmodelle	148
7.3.4	Veränderung der Nitrifikationskapazität durch den Kampagneeinfluss	151
<b>8.</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN</b>	<b>157</b>
8.1	Zusammenfassung der Ergebnisse	157
8.2	Schlussfolgerungen und Ausblick	163
<b>9.</b>	<b>LITERATUR</b>	<b>166</b>

## **ANHANG**

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1.1:	Darstellung der Teilziele und der Vorgehensweise	4
Abbildung 2.1:	Rebflächen- und Weinproduktionsanteile der einzelnen Länder innerhalb Europa (insgesamt 3.656.800 ha bzw. 178 Mio hl/a nach /PRIEWE, 1998/)	5
Abbildung 2.2:	Zeitliche Abfolge der einzelnen Produktionsschritte bei der Weinbereitung	8
Abbildung 2.3:	Abwasser- und Reststoffanfall bei den einzelnen Produktionsschritten der Weinbereitung (nach /ADAMS UND WALG, 1990/)	8
Abbildung 2.4:	Reduktion der BSB <sub>5</sub> -Emissionen durch Trubrückhaltung /nach ADAMS UND WALG, 1990/	13
Abbildung 2.5:	Ganglinien der täglichen spezifischen Schmutzfrachten aus der Weinbereitung in Herxheim a. B. und Alsheim (nach Dokumentation Weinbauabwässer, Teil 1 /MfLWF, 1983/)	20
Abbildung 2.6:	Verteilung der 80 kommunalen Kläranlagen mit Weinbaueinfluss in Rheinland-Pfalz auf die Größenklassen nach der AbwV	23
Abbildung 2.7:	Klassifizierung des "Kampagneeinflusses" auf rheinland-pfälzischen Weinbaukläranlagen	23
Abbildung 2.8:	Mittlere BSB <sub>5</sub> - und CSB-Konzentrationen im Ablauf von Weinbaukläranlagen während und außerhalb der Kampagne sowie der Schlammindex ISV (1995)	26
Abbildung 2.9:	Veränderung der Abwasserzusammensetzung während der Kampagne, dargestellt am BSB <sub>5</sub> /NH <sub>4</sub> -N-Verhältnis (1995)	29
Abbildung 2.10:	Mittlere CSB- und N <sub>ges,anorg.</sub> -Konzentrationen im Ablauf der Weinbaukläranlagen während und außerhalb der Kampagne sowie der Schlammindex ISV (1995)	31
Abbildung 2.11:	Mittlere CSB- und N <sub>ges,anorg.</sub> -Konzentrationen im Ablauf der Weinbaukläranlagen mit gezielter Stickstoffelimination während und außerhalb der Kampagne sowie der Schlammindex ISV (1995)	32
Abbildung 3.1:	Abhängigkeiten zwischen dem Schlammalter und der Nitrifikantenkonzentration	44
Abbildung 3.2:	Verlauf der Ammoniumkonzentrationen im Ablauf vor (0 – 168 h), während (168 – 672 h) und nach der Kampagne (> 672 h) /SCHWEIGHOFER, 1996/.	46
Abbildung 5.1:	Verfahrensschema der Kläranlage Weisenheim am Sand (Stand: 1996)	71
Abbildung 5.2:	Verhältnis Belastung während der Kampagne zur Normalbelastung für den Parameter CSB in den Jahren 1995, 1996 und 1997	72
Abbildung 5.3:	Ablaufkonzentrationen der Stickstoffparameter in der 2h-Mischprobe (1995 - 1997)	73

Abbildung 5.4:	Die gemessenen CSB- und TKN-Frachten im Zulauf der biologischen Stufe während der Kampagne 1996	83
Abbildung 5.5:	Vergleich der simulierten Tagesmittelwerte mit den in der 2h-Mischprobe gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung (16.9. bis 10.11.1996)	84
Abbildung 5.6:	Vergleich der auf der Basis von Tagesmittelwerten simulierten mit den in der 2h-Mischprobe tatsächlich gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung (16.9. bis 10.11.1996)	85
Abbildung 5.7	Zeitlicher Verlauf des (realen) Schlammindex ISV während der Kampagne (16.9. bis 10.11.1996)	87
Abbildung 5.8:	Abnahme der Konzentration der autotrophen Biomasse $X_{\text{BA}}$ während der Kampagne (16.9. bis 30.11.1996), simuliert mit Tagesfrachten und mit einer mittleren Fracht	89
Abbildung 5.9:	Verfahrensschema der Kläranlage Edenkoben	92
Abbildung 5.10:	$\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{N}_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen in der 2h-Mischprobe im Ablauf der Kläranlage (1997 - 1998)	94
Abbildung 5.11:	Im Zulauf gemessene tägliche CSB- und TKN-Frachten während der Kampagne 1998 (aus 24h-Mischproben)	99
Abbildung 5.12:	Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Belebungsstufen (online) vom 27.10.1998 (10:00 Uhr) bis zum 29.10.1998 (12:00 Uhr)	100
Abbildung 5.13:	Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Belebungsstufen (online) vom 7.11.1998 (0:00 Uhr) bis zum 9.11.1998 (7:30 Uhr)	101
Abbildung 5.14:	Schlammindex ISV während der Kampagne 1998	102
Abbildung 5.15:	Simulierte und reale $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Belebungsstufe während der dynamischen Kalibrierung (10. - 12.11.1998)	104
Abbildung 5.16:	Reale und simulierte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Belebungsstufe (Verifikation 16. - 19.11.1998)	105
Abbildung 5.17:	Vergleich zwischen den Ergebnissen der Simulationsrechnung und der ermittelten Stickstoffmaximalatmung $\text{OVN}_{\text{max}}$ (1. - 30. Oktober 1997)	107
Abbildung 5.18:	Veränderung der Nitrifikantenkonzentration $X_{\text{BA}}$ während der Kampagne 1998 (1.10.- 14.11.1998), Simulation mit Tagesfrachten (24h-MP), mit mittleren KampagnEFRACHTEN und mit mittleren Frachten ohne N-Dosierung	108
Abbildung 6.1:	Veränderung der Schlammzusammensetzung durch Variation der Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse $b_{\text{H}}$	115
Abbildung 6.2:	Veränderungen des Anteils der Nitrifikanten im Belebtschlamm durch Variation der Zerfallsrate $b_{\text{H}}$ für heterotrophe Biomasse	116
Abbildung 6.3:	Veränderung der Schlammzusammensetzung bei Variation des Ertragskoeffizienten $Y_{\text{H}}$ für die heterotrophe Biomasse	117

Abbildung 6.4:	Veränderung der Nitrifikantenkonzentration $X_{BA}$ bei Variation des Ertragskoeffizienten für die heterotrophe Biomasse $Y_H$ und deren Auswirkungen auf die Stickstoffkonzentrationen im Ablauf	117
Abbildung 6.5:	Veränderung der Nitrifikantenkonzentration $X_{BA}$ bei Variation der maximalen Wachstumsrate $\mu_{A,max}$ der autotrophen Biomasse und deren Auswirkungen auf die Stickstoffkonzentrationen im Ablauf	119
Abbildung 6.6:	Abnahme der autotrophen Biomasse $X_A$ mit zunehmenden Zerfallsraten $b_A$ und Auswirkungen auf die Stickstoffkonzentrationen	120
Abbildung 6.7:	Veränderung der Schlammzusammensetzung durch Variation von $X_s/X_i$ in der Zulauffraktionierung	121
Abbildung 6.8:	Zusammensetzung des Belebtschlammes nach Variation der TS-Konzentration bzw. des Schlammalters	123
Abbildung 6.9:	Zunahme der Nitrifikantenkonzentration $X_{BA}$ mit steigenden TS-Konzentrationen und deren Auswirkungen auf die Konzentrationen der Stickstoffparameter im Ablauf	124
Abbildung 6.10:	Veränderungen der Schlammzusammensetzung bei einer Variation der CSB-Belastung	126
Abbildung 6.11:	Veränderungen der Nitrifikationskapazität und der Stickstoffkonzentrationen im Ablauf bei einer Variation der CSB-Belastung	127
Abbildung 7.1	Vorgehensweise zur Ermittlung der Datengrundlage zum Einsatz der dynamischen Simulation in der Planungsphase.	133
Abbildung 7.2:	Fließschema zur Vorgehensweise bei der Kalibrierung	135
Abbildung 7.3:	Verminderung der Nitrifikantenkonzentration $X_{BA}$ während der Kampagne	152
Abbildung 7.4:	Abnahme der Nitrifikantenkonzentration $X_{BA}$ bei Stickstoffdosierung	155

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1:	Spezifische Abwassermengen /ÖWAV-REGELBLATT 26, 1992/	9
Tabelle 2.2:	Durchschnittsanalysen von Mosten und Weinen (nach DENNE /1978/)	10
Tabelle 2.3:	BSB <sub>5</sub> -Konzentrationen verschiedener Rückstände	11
Tabelle 2.4:	Verschmutzungen im Abwasser eines Großbetriebs /MÜLLER, 1997a/	11
Tabelle 2.5:	Mittlere Sauerstoff-Zehrungsraten /LINDE, 1998/	18
Tabelle 2.6:	Spezifische Schmutzfrachten aus Winzerbetrieben mit konsequenter Trubrückhaltung in Herxheim am Berg /nach MfLWF, 1983/	19
Tabelle 2.7:	Übersicht über Weinbaukläranlagen der Größenklasse 2 in der Vorderpfalz (1995)	25
Tabelle 2.8:	Übersicht über Weinbaukläranlagen der Größenklasse 3 in der Vorderpfalz (1995)	27
Tabelle 2.9:	Übersicht über Weinbaukläranlagen der Größenklasse 4 in der Vorderpfalz (1995, Teil 1)	28
Tabelle 2.10:	Übersicht über Weinbaukläranlagen der Größenklasse 4 in der Vorderpfalz (1995, Teil 2)	28
Tabelle 3.1:	Belastungsbereiche bei kommunalen Kläranlagen mit Kampagneinfluss	40
Tabelle 3.2:	Zusammenfassung der Bemessungsvorgaben für Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination	41
Tabelle 4.1:	Bandbreite der Abwasserzusammensetzung	57
Tabelle 4.2:	Auf Erfahrungswerten basierende Parameter, die nur geringfügig schwanken	58
Tabelle 4.3:	Aus Messungen abschätzbare Parameter (nach /BORNEMANN ET AL., 1998/)	59
Tabelle 5.1:	Mittlere Schmutzfrachten im Zulauf der biologischen Stufe (1995 - 1997)	71
Tabelle 5.2:	Mittlere Schmutzfrachten im Zulauf der biologischen Stufe und Randbedingungen im Sommer (Anfang August bis Mitte September)	75
Tabelle 5.3:	Mittlere Ablaufkonzentrationen im Sommer	76
Tabelle 5.4:	Stickstoffbilanz für die Kläranlage Weisenheim a.S.	76
Tabelle 5.5:	Randbedingungen für Kalibrierung	77
Tabelle 5.6:	CSB-Fraktionierungsparameter für Abwasser im Zulauf der biologischen Stufe der Kläranlage Weisenheim am Sand	78



Tabelle 5.7:	Auswertung der Betriebstagebücher (Mitte September bis Mitte November)	80
Tabelle 5.8:	Mittlere Ablaufkonzentrationen (aus Betriebstagebuch, 2h-Mischproben)	80
Tabelle 5.9:	Randbedingungen für die Kalibrierung	81
Tabelle 5.10:	CSB-Fraktionierung für die einzelnen Kampagnezeiträume	81
Tabelle 5.11:	Mittlere Belastungen und Randbedingungen während der Kampagne	89
Tabelle 5.12:	Belastungscharakteristik der Kläranlage Edenkoben 1997 und 1998	93
Tabelle 5.13:	Mittlere Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Edenkoben	95
Tabelle 5.14:	Charakteristik der Schlammzusammensetzung und der Betriebsbedingungen	95
Tabelle 5.15:	Kinetische Parameter zur dynamischen Simulation der intermittierend betriebenen Kläranlage Edenkoben	96
Tabelle 5.16:	CSB-Fraktionierungsparameter für die einzelnen Zeiträume	97
Tabelle 5.17:	Übersicht über die Datengrundlage zur dynamischen Simulation der Kläranlage Edenkoben	98
Tabelle 6.1:	Übersicht der Sensitivitäten einzelner Parameter	130
Tabelle 7.1:	Regelstrategien im Vergleich	144
Tabelle 7.2:	Lastfälle zur stationären Bemessung der Kläranlage Weisenheim am Sand einschließlich der Rückbelastung	146
Tabelle 7.3:	Berechnungsergebnisse mit einem stationären Bemessungsansatz (HSG 2)	147
Tabelle 7.4:	Randbedingungen für die Kalibrierung der Modellanlagen für den Lastfall "Niederlast"	149
Tabelle 7.5:	CSB-Fraktionierungen für die beiden Verfahrenskonzepte bei Niederlast	149
Tabelle 7.6:	Randbedingungen für die Kalibrierung der Modellanlagen für den Lastfall "Kampagne"	150
Tabelle 7.7:	CSB-Fraktionierungen für die beiden Verfahrenskonzepte während der Kampagne	151
Tabelle 7.8:	Abschätzung der Nitrifikationskapazität für den Lastfall "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne"	153
Tabelle 8.1:	Zusätzliche Kosten für die Mitbehandlung von Weinbauabwässern in kommunalen Kläranlagen	163

## ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

$\vartheta$	Temperatur [°C]
$\mu_A$	Wachstumsgeschwindigkeit autotropher Biomasse [1/d] (Modellparameter des ASM 1)
$\eta_g$	Verminderung des Wachstums unter anoxischen Bedingungen [-] (Modellparameter des ASM 1)
$\mu_H$	Wachstumsgeschwindigkeit heterotropher Biomasse [1/d] (Modellparameter des ASM 1)
$\eta_h$	Verminderung der Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen [-] (Modellparameter des ASM 1)
$\eta_{H,AN}$	Korrekturfaktor für die Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen [-] (Modellparameter des ASM 1)
AbwV	Abwasserverordnung
ASM	Activated Sludge Model
ATV	Vereinigung für Abwasser, Abfall und Gewässerschutz, jetzt ATV-DVWK
$b_A$	Zerfallsrate autotropher Biomasse [1/d] (Modellparameter des ASM 1)
BB	Belebungsbecken
$b_H$	Zerfallsrate heterotropher Biomasse [1/d] (Modellparameter des ASM 1)
$B_R$	Raumbelastung [kgBSB5/m <sup>3</sup> d]
BSB <sub>5</sub>	Biologischer Sauerstoffbedarf
$B_{TS}$	Schlammbelastung [kgBSB5/kgTSd]
C	Kohlenstoffelimination
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB <sub>ges</sub>	gesamter Chemischer Sauerstoffbedarf [mg/l]
CSB <sub>Kamp</sub>	CSB im Zulauf einer Kläranlage oder einer biologischen Stufe während der Weinkampagne
CSB <sub>Sommer</sub>	CSB im Zulauf einer Kläranlage oder einer biologischen Stufe während des Sommers
D	Denitrifikation
$D_x$	Verdünnungsrate
E	Einwohner
EGW	Einwohnergleichwerte
EGW <sub>Weinbau</sub>	Einwohnergleichwerte aus Weinbereitungsbetrieben
EW	Einwohnerwerte
$f_p$	partikuläre inerte Fraktion der Absterbeprodukte [-] (Modellparameter des ASM 1)
GV	Glühverlust [%]

HSG	Bemessungsansatz der „Hochschulgruppe“
$i_{Si}$	Stickstoffanteil in der gelösten, inerte CSB-Fraktion [-] (Modellparameter ASM1)
ISV	Schlammvolumenindex [ml/gTS]
$i_{XB}$	Stickstoffanteil in der Biomasse [gN/gCSB] (Modellparameter des ASM 1)
$i_{Xi}$	Stickstoffanteil in der partikulären, inerte CSB-Fraktion [-] (Modellparameter ASM1)
$i_{XP}$	Stickstoffanteil in den inerten Resten der abgestorbenen Biomasse [gN/gCSB] (Modellparameter des ASM 1)
$K_{alk,A}$	Alkalinität-Sättigungsbeiwert für autotrophe Biomasse [mol/m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
$K_{alk,H}$	Alkalinität-Sättigungsbeiwert für heterotrophe Biomasse [mol/m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
$K_{NH}$	Halbwertskoeffizient für die Ammoniumaufnahme [gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
$K_{NH,NO}$	NH- und NO-Sättigungsbeiwert für heterotrophe Biomasse [gN/m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
$K_{NO}$	Halbwertskoeffizient für die Nitrataufnahme [gNO <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
$K_{O,AN}$	Sättigungsbeiwert für Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen [gCSB/m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
$K_{OA}$	Halbwertskoeffizient für die Sauerstoffaufnahme der autotrophen Biomasse [gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
$K_{OH}$	Halbwertskoeffizient für die Sauerstoffaufnahme der heterotrophen Biomasse [gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
$K_S$	Halbwertskoeffizient für das heterotrophe Wachstum [gCSB/m <sup>3</sup> ] (Modellparameter des ASM 1)
LatoN	Schnelltestverfahren zur Bestimmung des Gesamtstickstoffs
LWG	Landeswassergesetz
N	Stickstoff
$N_{ges,anorg.}$	NH <sub>4</sub> -N + NO <sub>2</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N
NH <sub>4</sub> -N	Ammonium-Stickstoff
NO <sub>2</sub> -N	Nitrit-Stickstoff
NO <sub>3</sub> -N	Nitrat-Stickstoff
$N_{ox}$	Nitrifizierbare Stickstoffmenge
$N_{ÜS}$	Stickstoff im Überschussschlamm
OB	Sauerstofflast [kgO <sub>2</sub> /kgBSB <sub>5</sub> ]
$OVN_{max}$	Stickstoffmaximalatmung
$P_{ges}$	Gesamt-Phosphor

PO <sub>4</sub> -P	als ortho-Phosphat gelöster Phosphor
q <sub>A</sub>	Oberflächenbeschickung der Nachklärung
Q <sub>d</sub>	täglicher Zulaufvolumenstrom [m <sup>3</sup> /d]
Q <sub>h</sub>	sStündlicher Zulaufvolumenstrom [m <sup>3</sup> /h]
S <sub>Alk</sub>	Alkalität (Säurekapazität) [mmol/l] (Modellparameter ASM1)
S <sub>i</sub>	gelöster, inerte CSB [mg/l] (Modellparameter ASM1)
S <sub>ND</sub>	gelöster, biologisch abbaubarer organischer Stickstoff [mg/l] (Modellparameter ASM1)
S <sub>NH</sub>	gelöster NH <sub>4</sub> -N [mg/l] (Modellparameter ASM1)
S <sub>NO</sub>	gelöster NO <sub>3</sub> - und NO <sub>2</sub> -N [mg/l] (Modellparameter ASM1)
S <sub>O2</sub>	gelöster Sauerstoff [mg/l] (Modellparameter ASM1)
S <sub>s</sub>	gelöster, leicht abbaubarer CSB [mg/l] (Modellparameter ASM1)
StAWA	Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft
SVZ	Starkverschmutzerzuschläge
TK	Tropfkörper
TKN	Summe aus gesamtem organischen Stickstoff und NH <sub>4</sub> -N [mg/l]
TS	Trockensubstanz [g]
TS <sub>0</sub>	Feststoffe im Zulauf einer Kläranlage oder einer biologischen Stufe [g/l]
t <sub>TS,aerob</sub>	aerobes Schlammalter [1/d]
t <sub>TS,ges</sub>	Gesamtschlammalter [1/d]
V <sub>BB</sub>	Volumen des Belebungsbeckens [m <sup>3</sup> ]
V <sub>D</sub>	Volumen der Denitrifikationszone [m <sup>3</sup> ]
V <sub>N</sub>	Volumen der Nitrifikationszone [m <sup>3</sup> ]
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
X <sub>BA</sub>	autotrophe Biomasse in [mgCSB/l] (Modellparameter ASM1)
X <sub>BH</sub>	heterotrophe Biomasse in [mgCSB/l] (Modellparameter ASM1)
X <sub>i</sub>	partikulärer, inerte CSB [mg/l] (Modellparameter ASM1)
X <sub>ND</sub>	partikulärer, biologisch abbaubarer organischer Stickstoff (Modellparameter ASM1)
X <sub>P</sub>	inert-partikuläre organische Stoffe, die beim Zerfall der Biomasse entstehen [mg/l] (Modellparameter ASM1)
X <sub>S</sub>	partikulärer, langsam abbaubarer CSB [mg/l] (Modellparameter ASM1)
Y <sub>A</sub>	Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse [gCSB/gN] (Modellparameter des ASM 1)
Y <sub>H</sub>	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse [gCSB/gCSB] (Modellparameter des ASM 1)

# 1. Einleitung

## 1.1 Problemstellung

Bei der Weinlese und der anschließenden Weinbereitung fallen Abwässer mit hoher organischer Belastung an, die in der Regel über die öffentliche Kanalisation in kommunale Kläranlagen geleitet und dort zusammen mit häuslichen Abwässern gereinigt werden. Während der Zeit der Weinkampagne müssen diese Kläranlagen ein Vielfaches der normalen CSB-Schmutzfrachten bewältigen. In der Vergangenheit führte dies oft zu erheblichen betrieblichen Problemen, bis hin zu einem Versagen der biologischen Stufe und den damit verbundenen Gewässerverunreinigungen.

Das gab Anlass dazu, dass in Rheinland-Pfalz, einer der bedeutendsten Weinbauregionen Deutschlands, Mitte der 80er Jahre umfangreiche Untersuchungen durchgeführt wurden, um Grundlagen für eine sichere und wirtschaftliche Bemessung von Kläranlagen mit Kampagneeinfluss zu schaffen. Die Untersuchungen beschränkten sich damals jedoch auf das Erreichen des Reinigungsziels des CSB-Abbaus. Die gewonnenen Erkenntnisse können heute nur bedingt für die Bemessung und die Betriebsführung der Kläranlagen genutzt werden, da seit Beginn der 90er Jahre die Mindestanforderungen an die Einleitung von Abwässern in Gewässer verschärft und auf die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor ausgedehnt wurden.

Nach der geltenden Abwasserverordnung vom 21.3.1997 müssen kommunale Kläranlagen mit mehr als 5.000 angeschlossenen Einwohnerwerten nitrifizieren und Kläranlagen mit mehr als 10.000 angeschlossenen Einwohnerwerten gezielt Stickstoff entfernen. Im Kläranlagenablauf sind Werte von 10 mg  $\text{NH}_4\text{-N}$  und 18 mg  $\text{N}_{\text{ges,anorg}}$  einzuhalten. Die Wasserbehörden können jedoch auch strengere Anforderungen an die Abwasserreinigung stellen, wenn ungünstige wasserwirtschaftliche Verhältnisse dazu zwingen.

Aufgrund des Sachverhalts, dass sich die Bemessungsansätze für Kläranlagen in Weinbaugebieten an der Vorgehensweise zur Bemessung für das Reinigungsziel CSB-Abbau orientieren, ergeben sich übermäßig große Volumina für die Belebungsbecken, da sie ja für die hohe CSB-Belastung während der Weinkampagne ausgelegt werden. Derart bemessene Kläranlagen sind nur eine kurze Zeit des Jahres – von Mitte September bis Anfang Dezember – voll ausgelastet, den Rest des Jahres aber erheblich unterbelastet. Die bisher gängige Handlungsweise verursacht hohe Investitionen und Betriebskosten und kann zudem zu schwerwiegenden Betriebsproblemen führen.

Bekannt ist, dass in der Zeit der Weinkampagne – bedingt durch die hohe CSB-Belastung – die Anzahl der Nitrifikanten absinkt. Geht gegen Ende der Kampagne die organische Belastung spürbar zurück, muss mehr Stickstoff nitrifiziert werden, anstatt - wie bisher – in den Belebt- bzw. Überschussschlamm eingebaut zu werden. Bei einer nicht den Verhältnissen angepassten Bemessung der biologischen Stufe besteht die Gefahr, dass die Nitrifikationsleistung ungenügend ist und der Überwachungswert für  $\text{NH}_4\text{-N}$  überschritten wird.

Die Problematik der Bemessung – Überdimensionierung der Reaktionsräume auf der einen, Überschreitung von Überwachungswerten auf der anderen Seite – wird noch dadurch verschärft, dass die Auslegung der Anlagen auf stationären Bemessungsansätzen basiert, bei denen das Schlammalter die wichtigste Dimensionierungsgröße für Belebungsanlagen

zur Stickstoffelimination ist. Die Verknüpfung zwischen Bemessungsschlammalter und Nitrifikationskapazität beruht auf Erfahrungswerten, die für kommunales Abwasser mit charakteristischer Zusammensetzung gültig sind /ATV A 131, 1991 und 2000/. Die Bemessungsvorgaben sind jedoch nicht ohne weiteres auf Abwasser mit stark veränderter Beschaffenheit – wie es während der Weinkampagne der Fall ist – übertragbar. Vielmehr erfordert die saisonal veränderte Abwasserzusammensetzung eine detaillierte Betrachtung der Belastungssituation und der -zeiträume sowie der angestrebten Reinigungsziele.

Das ATV-Merkblatt "Weinbereitung", das 1999 neu erschienen ist, enthält umfassendes Material zur innerbetrieblichen Vorbehandlung von Weinbauabwässern; auf die Mitbehandlung derselben in kommunalen Kläranlagen wird jedoch nur sehr kurz eingegangen.

Insgesamt ist festzustellen, dass derzeit weder zu einer sicheren noch zu einer wirtschaftlichen Bemessung von kommunalen Kläranlagen zur gezielten Stickstoffelimination mit hohen Anteilen an Weinbauabwässern (sog. Weinbaukläranlagen) allgemeingültige Bemessungsvorgaben vorliegen. Des Weiteren existieren keinerlei Hinweise zu einer Optimierung der Betriebsführung während der Weinkampagne.

## **1.2 Ziele der Arbeit**

Aus der geschilderten Problematik zur Mitbehandlung von Weinbauabwässern in kommunalen Kläranlagen und den bestehenden Erkenntnislücken zur Bemessung der Belebungsreaktoren von Weinbaukläranlagen für eine stabile Nitrifikation lassen sich mehrere Teilziele für die vorliegende Arbeit ableiten.

Zunächst sollen die Belastungssituationen und die Reinigungsleistungen von Weinbaukläranlagen, die bereits gezielt Stickstoff eliminieren, analysiert werden, um umfassende Erkenntnisse über das Maß der Prozessstabilität der Nitrifikation während der Kampagne zu gewinnen und diese für die Entwicklung einer neuen Vorgehensweise zur sicheren und zugleich wirtschaftlichen Bemessung zu nutzen. Bisher fehlen entsprechende Untersuchungen.

Es ist zu überprüfen, ob sich das Belebungsbecken mit einem modifizierten, stationären Bemessungsansatz dimensionieren lässt. Falls die bekannten Bemessungsansätze nicht an die veränderte Belastungssituation anzupassen sind, ist nach neuen Instrumenten zu suchen, die eine Bemessung ermöglichen. Ein solches Instrument stellt die dynamische Simulation dar, für deren Anwendung für Weinbaukläranlagen ein allgemeingültiges Handlungsmuster zu entwickeln und Hinweise auf die erforderliche Datenbasis und die erreichte Modellgüte zu geben sind.

Ein zentrales Ziel der Arbeit ist es, die Ursachen und das Ausmaß des Rückgangs der Nitrifikantenpopulation zur Zeit der Kampagne zu untersuchen. Dabei sollen auch Maßnahmen aufgezeigt werden, wodurch die Prozessstabilität der Nitrifikation beeinflussbar ist.

Das übergeordnete Ziel der Arbeit ist es, mit Hilfe der in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse eine Vorgehensweise zu formulieren, wie Weinbaukläranlagen für eine stabile Nitrifikation wirtschaftlich zu bemessen sind. Dabei sollen auch Ansätze zur Optimierung der Betriebsführung während der Kampagne vorgestellt werden, um zukünftig mit einem

wirtschaftlich vertretbarem Aufwand auch bei schwierigen Belastungssituationen der Weinbaukläranlagen die Gewässer vor unzulässigen Einleitungen zu schützen.

### **1.3 Vorgehensweise**

Im einführenden Kapitel 2 werden zunächst Entstehung, Mengen und Zusammensetzung von Weinbauabwässern erörtert, dann innerbetriebliche Vorbehandlungsmaßnahmen sowie die Auswirkungen von Weinbauabwässern auf öffentliche Kanalisationen und Abwasserreinigungsanlagen beschrieben. Da die letzten Veröffentlichungen über Weinbaukläranlagen fast 15 Jahre zurückliegen, ist es erforderlich, aktuelle Informationen über Verfahrenskonzepte der Kläranlagen sowie über Belastungscharakteristiken, Reinigungsleistung und Betriebsstabilität während der Kampagne zu sammeln und auszuwerten.

Die in den Weinbaugebieten von Rheinland-Pfalz durchgeführte Datenerhebung beschränkt sich auf kommunale Kläranlagen, die für die Reinigungsziele Nitrifikation sowie gezielte Stickstoffelimination ausgelegt sind. Es werden Betriebsführungsstrategien von Kläranlagen, die erheblich durch Weinbauabwässer beeinflusst werden, analysiert und bewertet.

Die derzeitigen Bemessungsvorschläge für saisonal durch den Weinbau beeinflusste Kläranlagen für die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination und Stickstoffelimination werden in Kapitel 3 diskutiert. Die Problematik der Dimensionierung wird anhand neuerer Untersuchungsergebnisse, insbesondere zur Entwicklung der Nitrifikantenpopulation in Abhängigkeit von der Belastung, aufgezeigt. Die Ausführungen zielen darauf ab, die Eignung der gängigen Bemessungsansätze, die vorwiegend stationärer Natur sind, zu prüfen und daraus Schlüsse für den Einsatz neuer Instrumente zu ziehen.

Ein solches Werkzeug stellt die "Dynamische Simulation" dar, mit der die Auswirkungen jegliche Belastungs- und Zustandsänderungen auf das Betriebsverhalten von Abwasserreinigungsanlagen erfasst werden können. Bisher sind allerdings keine Veröffentlichungen über ihre Anwendung zur Bemessung von Kläranlagen bekannt, die zeitweise zusätzlich mit Weinbauabwässern belastet sind. Deshalb werden im Kapitel 4 – ausgehend von den Grundlagen der dynamischen Simulation – verschiedene gängige Simulationsmodelle erörtert und daraufhin untersucht, ob und mit welchen Modifikationen sie sich zur Planung und Optimierung der hier in Betracht kommenden Kläranlagen eignen.

Gegenstand des Kapitels 5 ist die dynamische Simulation zweier repräsentativer Weinbaukläranlagen, die anhand bestimmter Kriterien (Ausbaugröße, Ausprägung des Kampagneinflusses, Schlammalter, Verfahrenskonzept) ausgewählt wurden. Als Grundlage für die Simulation, mit der die Veränderung der Nitrifikantenpopulation untersucht werden soll, dient das Modell ASM 1, dessen grundsätzliche Eignung in Kapitel 4 diskutiert wurde. Es ist jedoch erforderlich, die übliche Vorgehensweise zur Kalibrierung aufgrund der spezifischen Belastungsverhältnisse zu modifizieren.

Die Sensitivitätsanalyse (Kapitel 6) dient zum einen dazu, Abhängigkeiten und Wechselbeziehungen zwischen Abwasserzusammensetzung, Schlammbelastung und Schlammalter sowie Nitrifikationskapazität zu untersuchen. Zum anderen wird der Einfluss bestimmter Modellparameter auf das Simulationsergebnis analysiert. Die Ergebnisse werden

nach dem Grad des Einflusses bewertet und daraus Empfehlungen für die Betriebsführung der realen Kläranlagen sowie für die Kalibrierung des Anlagenmodells abgeleitet.

In Kapitel 7 wird eine allgemeingültige Vorgehensweise zum Einsatz der dynamischen Simulation formuliert, die eine Optimierung der Bemessung von saisonal unterschiedlich belasteten Kläranlagen zum Ziel hat, und es werden entsprechende Optimierungsansätze vorgestellt. An einem Beispiel wird verdeutlicht, wie sich mit Hilfe der dynamischen Simulation die Bemessung einer Weinbaukläranlage unter Beachtung der Gesichtspunkte Betriebssicherheit und Wirtschaftlichkeit verbessern lässt.

Abschließend werden in Kapitel 8 die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen zusammenfassend dargestellt und Schlussfolgerungen gezogen.

Die im Rahmen der Arbeit formulierten Teilziele sowie die gewählten Vorgehensweisen sind in Abbildung 1.1 zusammenfassend dargestellt.

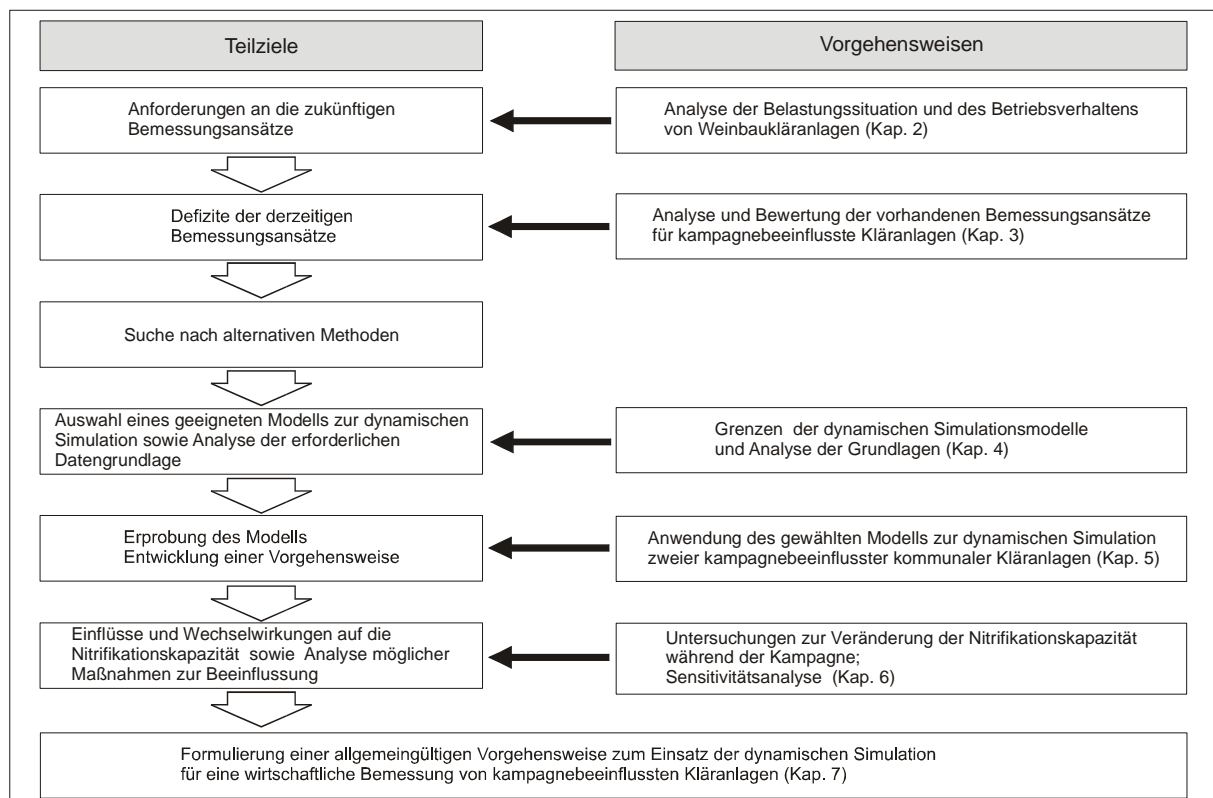


Abbildung 1.1: Darstellung der Teilziele und der Vorgehensweise



## 2. Weinbauabwässer: Entstehung und Behandlung

### 2.1 Allgemeines

Wein wird weltweit in Regionen mit gemäßigt warmen Klima angebaut. Ca.  $\frac{3}{4}$  der Weltweinproduktion entfallen auf Europa, wobei Frankreich, Italien, Spanien, Deutschland, Portugal und Österreich als wichtige Weinbauländer zu nennen sind. Bekannte außereuropäische Anbauländer sind Südafrika, Chile, Australien, Neuseeland, USA und Kanada.

In Abbildung 2.1 sind die prozentualen Anteile der Rebflächen und der Weinproduktion innerhalb Europas dargestellt. Spanien hat mit rund 35% den größten Anteil an Rebfläche in Europa. Die spanische Weinproduktion liegt jedoch mit ca. 20% an dritter Stelle hinter Frankreich und Italien. Dies lässt sich u.a. mit den unterschiedlichen Bestockungsdichten der Rebflächen erklären. So werden in Spanien ca. 1.100 Reben/ha, in der Champagne hingegen rund 10.000 Reben/ha gepflanzt /PRIEWE, 1998/.

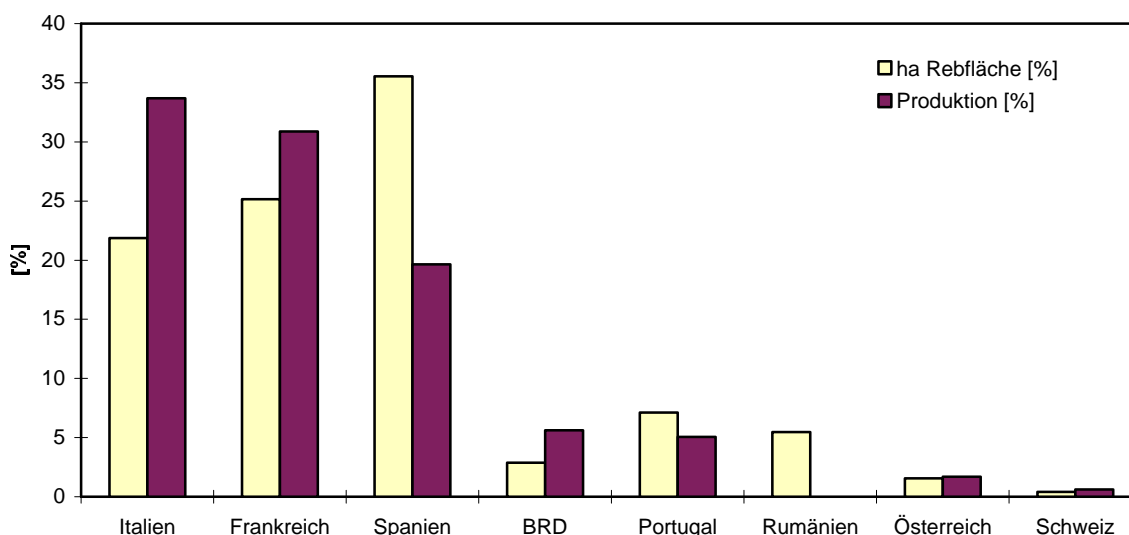


Abbildung 2.1: Rebflächen- und Weinproduktionsanteile der einzelnen Länder innerhalb Europa (insgesamt 3.656.800 ha bzw. 178 Mio hl/a nach /PRIEWE, 1998/)

Die Erträge je ha Rebfläche hängen nicht nur von der Bestockungsdichte, sondern auch von der Traubensorte ab. Eine Pflanze kann nur eine begrenzte Menge an Früchten zur Reife bringen, denn je mehr Trauben am Rebstock hängen, desto langsamer reifen sie. Selbst wenn die Trauben in warmen Anbaugebieten ausreifen können, führt ein höherer Ertrag zu einem Verlust an Qualität, Konzentration und Dichte. Um einen qualitativ hochwertigen Wein zu erzeugen, werden in vielen Ländern Höchstertträge für einzelne Traubensorten festgelegt.

Die Tradition der Weinerzeugung in Deutschland ist auf die Römer zurückzuführen. Die Bundesrepublik Deutschland verfügt heute über rund 105.600 ha Rebfläche, von deren Ertrag jährlich ca. 13,4 Mio. hl Wein produziert werden. Etwa  $\frac{2}{3}$  der Anbaufläche liegen in Rheinland-Pfalz (ca. 68.000 ha), ca.  $\frac{1}{4}$  in Baden-Württemberg /Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, 1997/. Die größten Weinbaugebiete in Deutschland sind Rheinhessen (ca. 25.600 ha), die Pfalz (22.736 ha), Mosel-Saar-Ruwer (11.800 ha), Baden (15.400 ha) und

Württemberg (11.000 ha). Saale-Unstrut (ca. 500 ha) und Sachsen (330 ha) sind am nördlichsten gelegen und gleichzeitig die kleinsten Anbauggebiete.

Zwischen den einzelnen Anbaugebieten in Deutschland bestehen deutliche Unterschiede hinsichtlich Marktstruktur und Betriebsgrößen. In den meisten deutschen Anbaugebieten sind die Winzer genossenschaftlich organisiert, so dass die Kelterung und der Weinausbau in Großbetrieben durchgeführt werden können. Im Gegensatz dazu besteht die Mehrzahl der pfälzischen Winzerbetriebe aus Familien- und Kleinbetrieben, die den Wein selbst ausbauen und vermarkten /STUMM, 1987/.

## **2.2 Abwasseremissionen aus der Weinbereitung**

Sowohl bei der Weinlese als auch bei der anschließenden Weinbereitung fallen organisch hoch belastete Abwässer an, die behandelt werden müssen. Im folgenden werden die einzelnen Produktionsschritte und die dabei anfallenden Abwässer und Reststoffe beschrieben. Für ausführliche Erläuterungen sei auf ADAMS UND WALG /1990/ sowie das ATV-MERKBLATT M 773 /1999/ verwiesen. Inwieweit sich die Belastung der Abwässer durch kellertechnische Maßnahmen nachhaltig senken lässt, wird im Kapitel 2.3 dargestellt.

### **2.2.1 Produktionsschritte bei der Weinbereitung**

Die geernteten Trauben werden im Kelterhaus zunächst gewogen und anschließend mit der Trauben-Abbeermaschine zerdrückt, wobei die Trauben auch gleichzeitig entrappt, d.h. von Traubenkämmen und -stielen befreit werden.

Die Maische der roten Trauben wird vor dem Keltern vergoren oder auf ca. 75°C erhitzt, um die roten Traubenfarbstoffe<sup>1</sup> aus den äußeren Beerenhäuten zu lösen. Dabei wird versucht, durch häufiges Stoßen oder Bewegen der gärenden Maische die Farbstoffe möglichst vollständig aus den Traubenhüllen herauszulösen. Die Maischegärung erfolgt bei Temperaturen zwischen 20 und 24°C. Sobald das Mostgewicht der Maische auf 25 bis 15 Grad Öchsle gesunken ist, wird sie gekeltert.

Die Maische von Weißwein soll dagegen so rasch wie möglich gekeltert werden. Beim Keltern werden die festen Bestandteile der Maische, der Trester, vom Traubensaft getrennt. Die beim Keltern je 100 kg Trauben gewonnene Menge Traubensaft (Pressmost) schwankt je nach Traubensorte, Jahrgang und Leistungsfähigkeit der Kelter zwischen 65 l und 80 l. Der anfallende Tresterkuchen, bestehend aus Schalen, Beerenfleisch und Kernen, wird wieder aufgelockert und dann nochmals gepresst, wobei der hier anfallende Scheitermost aufgrund seines rauen Geschmacks nicht zum Presswein dazugegeben wird.

Der frisch gekelterte Most wird nun einige Zeit ruhig stehen gelassen, sodass sich alle festen und flockigen Bestandteile, die aus dem Beerenfleisch stammen oder von Pilzsporen, Schmutzteilchen oder anderen Beimengungen herrühren, absetzen. Die Mostvorklärung

---

<sup>1</sup> Anthocyane: Zu dieser Farbstoffgruppe zählen fast alle roten, violetten und blauen Pflanzenfarbstoffe, die vor allem im Zellsaft von Blüten und Früchten die charakteristische Färbung hervorrufen. In Alkohol oder durch Kochen der zerkleinerten Pflanzenteile in Wasser lassen sich die Farbstoffe herauslösen.

kann auch mit Separatoren oder Filtern durchgeführt werden. Der Entschleimungstrub, der bei der Vorklärung des Mostes anfällt, ist sehr hoch belastet. Bei der Rotweinproduktion entfällt der Entschleimungstrub, da auf das Separieren des Mostes verzichtet wird.

Nach dem Vorklären wird der Most kurzzeitig unter Luftabschluss auf ca. 87°C erhitzt, um vorhandene Oxidationsfermente zu inaktivieren und Mikroorganismen abzutöten. Der vorgeklärte Most wird nun mit Reihhefen und ggf. einer Süßreserve versetzt und in einem Gärbehälter gelagert. Die anschließende Gärung findet unter Luftabschluss bei weniger als 15°C statt. Dazu müssen die Gärbehälter gekühlt werden, was häufig durch ein Verrieseln von Wasser an der Außenseite der Behälter erreicht wird. Die Hauptgärung hat ihren Höhepunkt nach 3 bis 4 Tagen erreicht und ist nach 5 bis 7 Tagen beendet. Das bei der Gärung entstehende Kohlendioxid muss über entsprechende Ventile entweichen können. Die anschließende Nachgärung führt zu einer vollständigen Vergärung des Restzuckers. Sie verläuft jedoch sehr viel ruhiger und nimmt einige Wochen in Anspruch. Das Ende der Gärung ist am Versiegen der Kohlendioxidentwicklung zu erkennen.

Nach der Gärung klärt sich der Wein, d.h. der Hefetrub sammelt sich am Behälterboden. Dabei besteht die unterste Schicht aus groben Bestandteilen, die mittlere Schicht aus gelbweißer Kernhefe und die obere Schicht aus schleimigen eiweißhaltigen Ausscheidungen. Der junge Wein wird mittels Kieselgurfiltration vom Hefetrub getrennt. Dieser 1. Abstich erfolgt sechs bis zwölf Wochen nach dem Keltern.

Anschließend wird der Wein geschönt, wozu es viele verschiedene Verfahren gibt. Es sei insbesondere die Blauschönung erwähnt, bei der durch Zugabe von Kaliumhexacyanoferrat versucht wird, Eisenverbindungen auszufällen. Der Blautrub muss aufgrund seiner hohen Metallbelastung gesondert entsorgt werden und darf auf keinen Fall in die Kanalisation geleitet werden. Als weitere Hilfsstoffe zur Weinschönung sind eisenarme Betonite, Kieselöl, Tannin, Gelatine, Eiweiße, Hausenblase<sup>2</sup>, Weinhefen, Polyamid und Aktivkohle zugelassen. Der 2. Abstich (Schönungsabstich) findet rund 2 bis 3 Monate nach dem 1. Abstich statt. Die Schönungsstrube werden mittels Separatoren oder Filter vom Wein getrennt. Als Filterstoffe kommen z.B. Zellulose oder Kieselgur in Betracht.

Nach der Entkeimungfiltration und Schwefelung kann der fertige Wein in Flaschen abgefüllt werden.

Die zeitliche Abfolge der einzelnen Produktionsschritte der Weinbereitung ist in Abbildung 2.2 dargestellt.

---

<sup>2</sup> aufbereitete Innenhaut der Schwimmblase von Stören

2. Abstich ~ Ende März

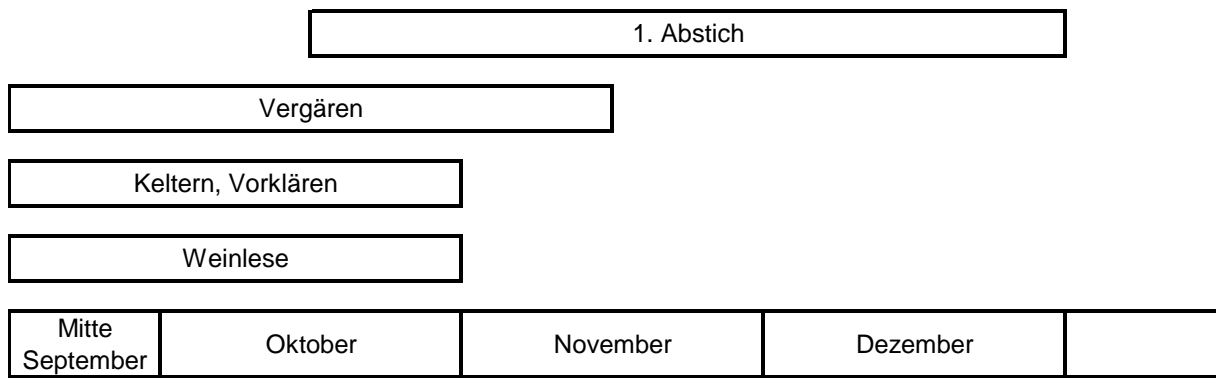


Abbildung 2.2: Zeitliche Abfolge der einzelnen Produktionsschritte bei der Weinbereitung

In Abbildung 2.3 sind die einzelnen Produktionsschritte bei der Weinbereitung und die dabei anfallenden Abwässer und Reststoffe schematisch dargestellt. Die Zusammensetzung und Verschmutzung der Abwässer wird im nachfolgendem Kapitel erläutert.

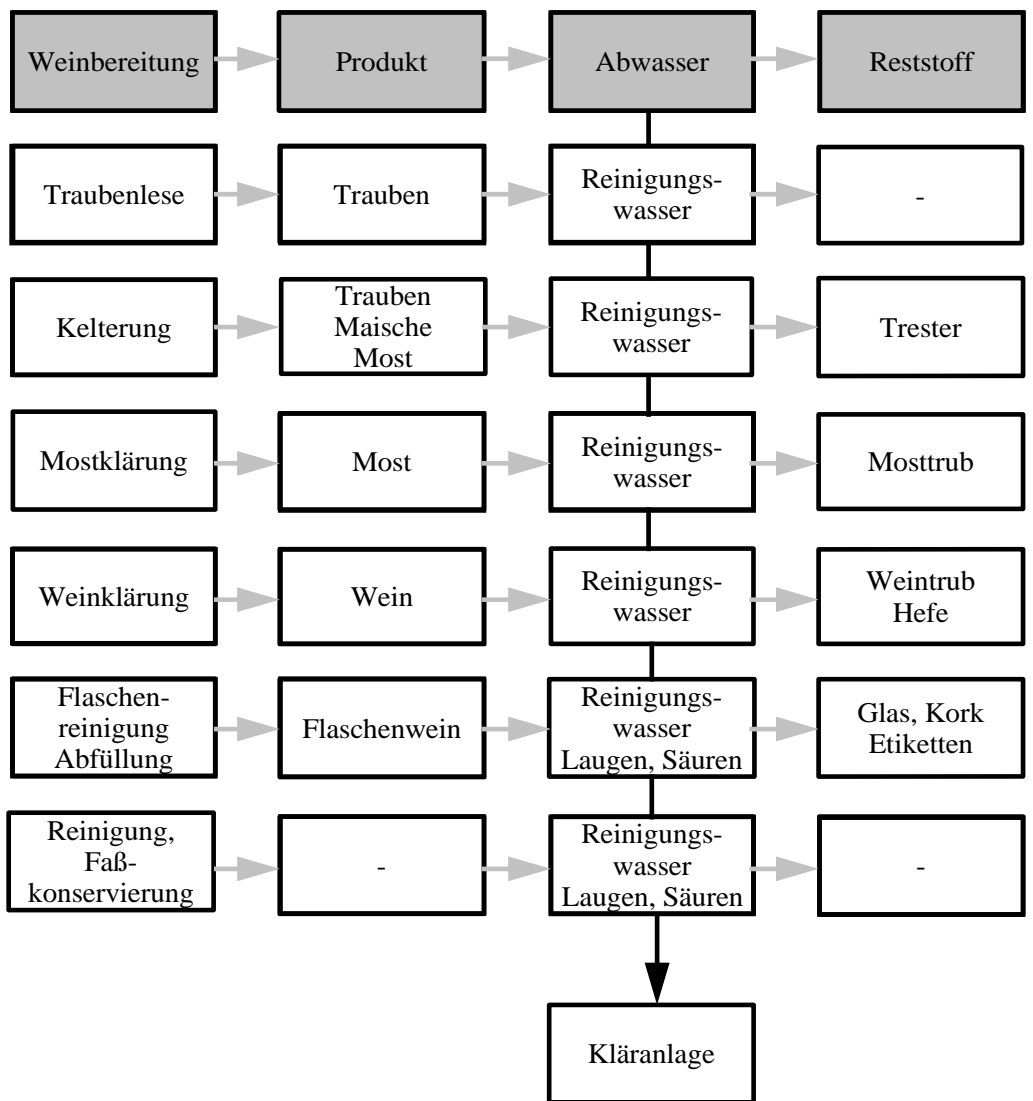


Abbildung 2.3: Abwasser- und Reststoffanfall bei den einzelnen Produktionsschritten der Weinbereitung (nach /ADAMS UND WALG, 1990/)

## 2.2.2 Abwasseranfall und -verschmutzung

**Wasserverbrauch und Abwasseranfall** können je nach Vermarktungsart (Fasswein oder Flaschenwein) und Betriebsgröße sehr stark variieren. Als aktuelle Orientierungswerte können ca. 200 l je ha Rebfläche und Tag angesetzt werden, und zwar bei Flaschenweinproduktion an insgesamt 100 Tagen im Jahr und bei Fassweinproduktion an 50 Tagen im Jahr /ATV-MERKBLATT M 773, 1999/.

Generell ist der Wasserverbrauch bei Großbetrieben geringer als bei mittleren und kleineren Weinbaubetrieben. Er hängt stark von der Arbeitsweise und den Kosten für das Trinkwasser sowie die Abwasserentsorgung ab. Während der Ernteperiode ist der Wasserverbrauch am höchsten, während der Abstiche liegt der durchschnittliche Wasserverbrauch deutlich niedriger. Das REGELBLATT 26 DES ÖSTERREICHISCHEN WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBANDES (ÖWAV) /1992/ nennt folgende, spezifische Abwassermengen, die beim Reinigen der einzelnen Geräte anfallen (Tabelle 2.1):

Tabelle 2.1: Spezifische Abwassermengen /ÖWAV-REGELBLATT 26, 1992/

Reinigungsprozess	Spezifische Abwassermengen
Flaschenreinigung	1,00 - 2,50 m <sup>3</sup> /1000 Flaschen Altglas
Abtropfbehälter	0,36 m <sup>3</sup> /Behälter·d
Entrappen	0,50 m <sup>3</sup> /Gerät·d
Mühlenreinigung	0,50 m <sup>3</sup> /Gerät·d
Pressenreinigung	2,50 m <sup>3</sup> /Gerät·d
Raumreinigung	2,50 m <sup>3</sup> /Einheit·d
Trichterreinigung	0,50 m <sup>3</sup> /Gerät·d

Die **Belastung und Zusammensetzung des Weinbauabwassers** ergibt sich aus den Schmutzbestandteilen, die vom jeweiligen Verfahrensschritt abhängig sind, und den eingesetzten Reinigungschemikalien. So treten zur Zeit der Traubenlese und der Abstiche überwiegend organische Belastungen mit unterschiedlichen Anteilen von Feststoffen und nach der eigentlichen Kampagne überwiegend anorganische Belastungen durch Flaschenreinigung, Flaschensterilisation und Holzfasskonservierung im Abwasser auf.

Die organische Belastung aus der Weinbereitung stammt zum einen aus *Produktverlusten des unvergorenen Traubensafts bzw. des Weines* und zum anderen aus Trubstoffresten.

Die wesentlichen Bestandteile des Traubensaftes lassen sich in folgende Gruppen einteilen /HANTGE, 1978/:

- Wasser
- Kohlenhydrate (Dextrose, Fructose, Glucose, Pektinstoffe, Pentosane)
- Säuren (Apfel-, Bernstein-, Zitronen- und Weinsäure)
- Stickstoffverbindungen (Eiweiß, Stickstoff-Basen, Nitrate, Peptone, Aminosäuren, Ammoniak)

- Mineralstoffe
- Weinstein
- Gerbstoffe
- Phlobaphene (auf ihnen beruht die Braunfärbung von Trauben- und Obstmaischen)
- Farbstoffe sowie Öle, Wachse, Fermente, Bukettstoffe, Sorbit, Inosit, Vitamine

Nach der Vergärung sind im Wein Alkohol und Milchsäure enthalten. Aufgrund des hohen Säureanteils haben Traubenmost und Wein einen pH-Wert zwischen 3 und 4.

DENNE /1978/ nennt die in Tabelle 2.2 wiedergegebenen Durchschnittswerte für Belastung und Zusammensetzung von Mosten und Weinen aus verschiedenen deutschen Anbaugebieten.

Tabelle 2.2: Durchschnittsanalysen von Mosten und Weinen (nach DENNE /1978/)

	Einheit	Moste	Weine
CSB	mgO <sub>2</sub> /l	220.000	170.000
BSB <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /l	155.000	120.000
N <sub>gesamt</sub>	mgN/l	870	350
P <sub>gesamt</sub>	mgP/l	166	68

Insbesondere die Moste sind sehr hoch organisch belastet. Mit einem CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis von rund 1,4 sind sowohl die Moste als auch die Weine sehr gut biologisch abbaubar. Nährstoffe sind in Most und Wein nur in geringen Mengen vorhanden.

Die durchschnittlichen Belastungen verschiedener Rückstände sind in Tabelle 2.3 aufgeführt. Da die Schmutzstoffkonzentrationen maßgeblich vom Feststoff- bzw. Wassergehalt der Trube<sup>3</sup> abhängig sind, schwanken die Angaben der einzelnen Autoren sehr stark. Dennoch zeigen die Messungen übereinstimmend, dass angefaulte und auch frischer Hefetrub die am höchsten belasteten Rückstände sind. Entschleimungs- sowie Schönungstrube sind ähnlich hoch wie die Moste und Weine belastet.

---

<sup>3</sup> Trub: allgemeine Bezeichnung für den Bodensatz bei Most und Wein

Tabelle 2.3: BSB<sub>5</sub>-Konzentrationen verschiedener Rückstände

Rückstand	BSB <sub>5</sub> nach /HANTGE, 1976/ [mgO <sub>2</sub> /l]	BSB <sub>5</sub> nach /WELLER, 1985/ [mgO <sub>2</sub> /l]	BSB <sub>5</sub> nach /ADAMS, WALG, 1990/ [mgO <sub>2</sub> /l]
Separatorauswurf Mostabstich	54.000		60.000 - 120.000
Separatorauswurf 1. Abstich	82.000		80.000 - 160.000
Entschleimungstrub	110.000	115.000	130.000
Hefetrub (frisch)	170.000		175.000
Hefetrub (angefault)	500.000		230.000 - 250.000
Schönungstrub		100.000	130.000
Brennhefeschlempe			90.000 - 100.000

Allgemein sind die Abwässer aus der Weinbereitung stärker verschmutzt, je mehr Produktreste und Trubstoffe darin enthalten sind. Eine konsequente Trubrückhaltung und die Vermeidung von Produktverlusten tragen somit entscheidend zu einer Verringerung der stofflichen Belastung der Weinbauabwässer bei (s. a. Kapitel 2.4). Um einen Eindruck von der Höhe der Verschmutzungen sowie deren Schwankungsbreite zu vermitteln, sind in Tabelle 2.4 Messergebnisse aus dem Zulauf einer anaeroben Vorbehandlungsstufe eines Großbetriebs wiedergegeben.

Tabelle 2.4: Verschmutzungen im Abwasser eines Großbetriebs /MÜLLER, 1997a/

		CSB [mg/l]	BSB <sub>5</sub> [mg/l]	CSB/BSB <sub>5</sub>	TKN [mg/l]	P <sub>ges</sub> [mg/l]	pH
Leseperiode	min	940	620	1,4	9,1	3,5	4,0
(Mitte Sept.	max	13.600	8.220	3,7	203,4	16,8	6,9
bis Ende Okt.)	mittel	7.690	4.240	1,9	73,7	9,6	
1. Abstich	min	1.880	690	1,4	10,9	1,4	4,0
(Mitte Okt.	max	13.600	7.050	3,3	97,9	3,6	10,4
bis Ende Nov.)	mittel	7.110	3.870	1,8	39,6	2,6	
2. Abstich	min	2.910	1.690	1,4	8,6	0,7	4,7
(Mitte Dez.	max	11.700	6.450	2,5	69,0	7,1	9,8
bis Ende Feb.)	mittel	6.190	3.380	1,8	28,3	2,8	

Während der Leseperiode und den ersten Abstichen werden maximale CSB-Konzentrationen von 13.600 mgCSB/l gemessen. Die mittleren CSB-Konzentrationen liegen in diesen Zeiträumen bei rund 7.500 mgCSB/l. Die Schmutzstoffkonzentrationen während der zweiten Abstiche sind mit rund 6.200 mgCSB/l niedriger. Das CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis schwankt

zwischen 1,4 und 3,8, im Mittel liegt es bei rund 1,8 und weist auf eine gute biologische Abbaubarkeit der Abwässer hin. Die Nährstoffanteile in den Abwässern aller Produktionsschritte sind gering. So wurde zur Zeit der Weinlese ein mittleres  $BSB_5/TKN$ -Verhältnis von knapp 60 ermittelt, bei den Abstichen lagen die mittleren  $BSB_5/TKN$ -Verhältnisse über 100. Für eine innerbetriebliche biologische Vorbehandlung dieser Abwässer ist daher eine Dosierung von Nährstoffen erforderlich.

### **2.2.3 Verwertung von Produktionsrückständen aus der Weinbereitung**

Beim Entrappen und Abbeeren bleiben Stiele und Kämme und beim Keltern Trester als Rückstände zurück. Bei der weiteren Weinproduktion fallen hochbelastete Trubstoffe an (Most- oder Entschleimungstrub, Hefetrub aus 1. Abstich und Schönungstrub). Die beim Flaschenreinigen anfallenden Korke, Etikettenrückstände, Kapselreste etc. müssen einer ordnungsgemäßen Abfallverwertung bzw. -entsorgung zugeführt werden.

Die Rückstände aus der Weinbereitung bestehen überwiegend aus organischer Substanz. Deren Menge und Zusammensetzung unterliegen Schwankungen, die durch Rebsorte, Reifegrad, Erntemethoden, Behandlungs- und Aufbereitungsmethoden beeinflusst werden. Aufgrund der hohen Belastung, der z.T. niedrigen pH-Werte und ihres Feststoffgehalts ist es strikt untersagt, Trubstoffe und Rückstände in die Kanalisation einzuleiten. Die fachgerechte Verwertung der Rückstände muss deshalb vom Winzer nachgewiesen werden.

Alle organischen Rückstände lassen sich landbaulich verwerten. Eine Ausnahme stellt der Blautrub dar, der von den anderen Trubarten getrennt zu sammeln und als überwachungsbedürftiger Abfall zu entsorgen ist.

Alternativ können die Trube einer Brennerei oder über das Bringsystem, eine Besonderheit im Bundesland Rheinland-Pfalz /MUF, 1995/, der Kläranlage zugeführt werden. Dort werden die Trubstoffe dem Faulturn zugegeben oder zunächst gesammelt, um sie dann gezielt zu behandeln. Bei entsprechender Lagerkapazität können die Trubstoffe nach der Kampagne als externe Kohlenstoffquelle zur Optimierung der Denitrifikation zugesetzt werden /FRIEDRICH ET AL., 1995/. Das Bringsystem erfordert einen logistischen Aufwand, da die Winzer sich die gelieferten Mengen bestätigen lassen können, um ihre Abwasserabgaben zu reduzieren. Bisher hat sich das Bringsystem nur in rheinland-pfälzischen Verbandsgemeinden durchgesetzt, die ihren Winzern wirtschaftliche Anreize zur Beteiligung bieten.

## **2.3 Maßnahmen zur Minderung der Abwasserbelastung**

Maßnahmen zur Emissionsminderung führen zu einer Kostenreduzierung bei den Weinbereitungsbetrieben, wobei Aufwand und Nutzen in einem wirtschaftlichen Verhältnis zueinander stehen müssen. Es lassen sich unterscheiden: mechanische Vorreinigung, Vergleichmäßigung der Abwasserbelastung und biologische Vorbehandlung.

### **2.3.1 Mechanische Reinigungsmaßnahmen**

Die betrieblichen Abwasserkosten können gesenkt werden, indem bereits der *Wasserverbrauch* reduziert wird. Dies kann z.B. durch trockene Vorreinigung oder



Mehrfachnutzung des Reinigungswassers (Vorreinigung der Lesegeräte in einer Wanne) geschehen. Die Abwasserbelastung kann bei der Reinigung von Lesegeräten und Keltereinrichtungen durch Rückhaltemaßnahmen für die Feststoffe verringert werden. Dazu können Siebkörbe in den Einläufen zur Kanalisation, die regelmäßig entleert werden, einen großen Beitrag liefern. Die gesammelten Rückstände müssen ordnungsgemäß entsorgt werden.

Durch eine *konsequente Trubrückhaltung und Vermeidung von Produktverlusten* kann die Belastung der Abwässer aus der Weinbereitung deutlich vermindert werden. Die Menge an hochbelasteten Trubstoffen und Hefen, die bei der Reinigung der Behälter und Gerätschaften ins Abwasser gelangt, lässt sich durch kellertechnische Maßnahmen und eine saubere Arbeitsweise wirkungsvoll mindern. Abbildung 2.4 veranschaulicht, wie z.B. durch Vorspülen der Tankbehälter mit Most oder Wein (je nach Prozessschritt) die Belastung der Reinigungsabwässer um 40% bis 65% gesenkt wird. Die Höhe der Abwasserbelastung hängt stark davon ab, wie sauber die Hefegeläger aus den Tankbehältern abgezogen werden.

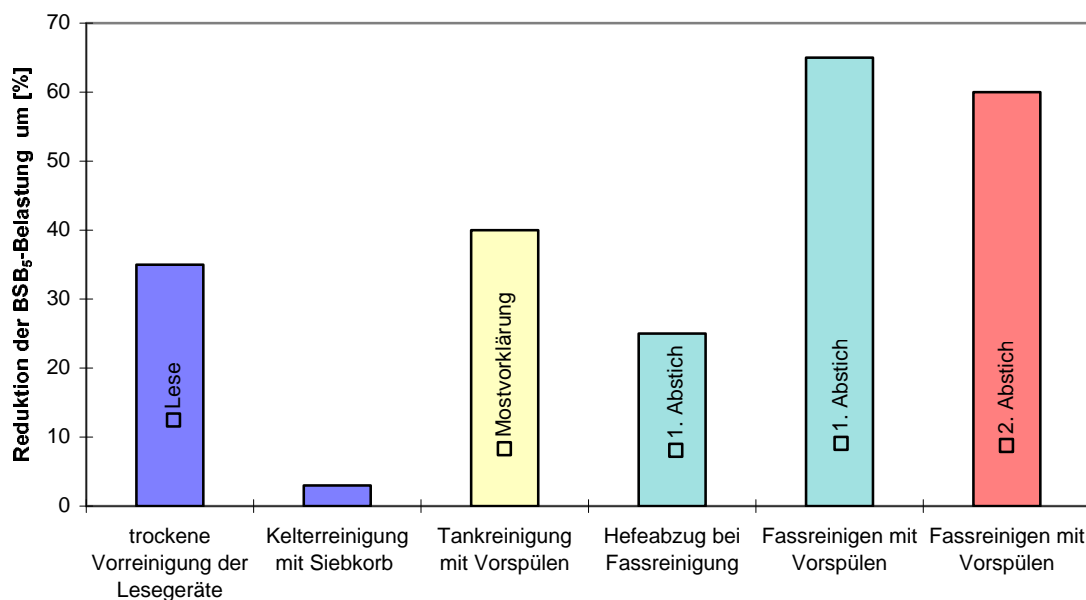


Abbildung 2.4: Reduktion der BSB<sub>5</sub>-Emissionen durch Trubrückhaltung /nach ADAMS UND WALG, 1990/

BISCHOFF UND HILLEBRANDT /1989/ schlagen vor, die *konzentrierten Abwässer* aus der Behälterreinigung nach den Abstichen *zu sammeln* und getrennt zu entsorgen, z.B. durch Zugabe in den Faulurm einer Kläranlage. Dadurch können die abwasserrelevanten Emissionen eines Weinbereitungsbetriebs um bis zu 90% reduziert werden.

### **2.3.2 Vergleichmäßigung der Abwasseremissionen**

Um die Einleitung produktionsbedingter Belastungsspitzen in die Kanalisation während der Kampagne zu verhindern, können die Weinbauabwässer in den Kellereien in entsprechend großen Tanks zwischengespeichert und gleichmäßig wieder abgegeben werden. Obwohl die Zwischenspeicherung keine wesentliche Reduktion der emittierten Schmutzfrachten bewirkt, wird die Prozessstabilität einer nachfolgenden biologischen Behandlungsstufe verbessert.

Die Misch- und Ausgleichsbecken können mit einer Belüftung und einem Rühraggregat zur Durchmischung ausgestattet werden, um eine Geruchsbildung zu unterbinden und eine problemlose Entleerung zu gewährleisten. Durch die Belüftung ist eine Reduktion der CSB-Fracht zu erwarten. Rund 40% der bestehenden innerbetrieblichen Vorbehandlungsanlagen sind belüftete Misch- und Ausgleichbecken /aus MÜLLER, 1999/.

Günstig für den Betrieb der Kläranlage wäre es, das Misch- und Ausgleichsbecken so zu bewirtschaften, dass auch am Wochenende bzw. an produktionsfreien Tagen Schmutzfracht abgegeben wird. In diesem Fall muss das Misch- und Ausgleichsbecken so ausgelegt werden, dass die Abwassermenge über mehrere Tage zwischengespeichert werden kann.

### **2.3.3 Biologische Vorbehandlung**

Ziel der biologischen Vorbehandlung ist es, das Abwasser auf ein mit kommunalem Abwasser vergleichbares Konzentrationsniveau vorzureinigen. Je nach Betriebsgröße und vorhandenem Platz bieten sich mehrere Verfahren zur biologischen Vorbehandlung an, wie aerobe Belebtschlamm- und Biofilmverfahren oder auch Anaerobverfahren /MÜLLER, 1994a, 1994b, 1995 und 1997/.

Charakteristisch für alle Vorbehandlungsanlagen sind die hohen BSB<sub>5</sub>-Raum- und Schlammbelastungen. Aufgrund der Abwasserzusammensetzung muss allgemein eine Nährstoffdosierung (Stickstoff und Phosphor) vorgesehen werden.

Problematisch bei den aeroben Verfahren sind eine ausreichende Sauerstoffversorgung bei hohen Raumbelastungen und das Abtrennen des gereinigten Abwassers vom Schlamm, da dieser in der Regel zu Blähschlamm neigt. Bei einer Weiterentwicklung des Hochleistungsverfahrens "Turmbiologie" /ATV, 1985/ wird die Sauerstoffversorgung durch den Einsatz einer Injektordüse verbessert /COPPIK, 1996/, die sich gleichzeitig positiv auf die Schlammabsetzeigenschaften auswirkt /VOGELPOHL, 1985; GEIßEN, 1990/. Bei einem weiteren Verfahren wird durch den Einsatz von rotierenden Scheibentauchkörpern zum einen der Sauerstoffeintrag gewährleistet, zum anderen wird durch die Immobilisierung sessiler Mikroorganismen die Reinigungsleistung verbessert /MÜLLER, 1995 und STÄHLER, 1996/.

Knapp 60 % der bestehenden innerbetrieblichen Vorbehandlungsanlagen in Deutschland sind - wie MÜLLER /1999/ nachweist - biologische Verfahren. Weit verbreitet sind mit 24% Sequencing Batch Reaktoren (SBR). Vereinzelt existieren Vorbehandlungsstufen als Anaerob-, Tauchkörper- und Pflanzenkläranlagen sowie nach dem Verfahren der Umkehrosmose /MÜLLER, 1999/. Auch zwei Tropfkörperanlagen sind bekannt, obwohl reine

Festbettverfahren aufgrund ihrer nicht zufriedenstellenden Prozessstabilität bei Stoßbelastungen zur Vorbehandlung von Weinbauabwässern weniger geeignet erscheinen.

Inwieweit die innerbetriebliche biologische Vorreinigung betriebswirtschaftlich sinnvoll und welches Verfahren vorzuziehen ist, hängt von den Investitions- und Betriebskosten sowie von der erzielbaren Reinigungsleistung ab /HÖLSCHER, 1996/. Für Klein- und Familienbetriebe stellt jedoch die innerbetriebliche biologische Vorreinigung weder eine wirtschaftliche noch personell realisierbare Maßnahme dar.

## 2.4 Rechtliche Rahmenbedingungen für das Einleiten von Weinbauabwässern in öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen

Nach den Bestimmungen des **Wasserhaushaltsgesetzes (WHG)** von 1996, das Gesetzesgrundlage für das Einleiten von Abwasser in Gewässer ist, sowie der **Landeswassergesetze (LWG)** sind in Deutschland<sup>4</sup> grundsätzlich die Gemeinden verpflichtet, das anfallende Abwasser zu beseitigen. Aufgrund des in Abwassersatzungen geregelten Anschluss- und Benutzungszwangs führen Weinbereitungsbetriebe i. d. R. als Indirekteinleiter ihre Abwässer durch Einleiten in ein Kanalisationssystem einer kommunalen Kläranlage zu. Die gesetzlichen Regelungen hierfür sind in der **Indirekteinleiterverordnung** verankert. Das Mitbehandeln von gewerblichem oder industriellem Abwasser in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen ist dann angebracht, wenn Eigenschaften und Mengen des Abwassers eine sichere Einhaltung der Anforderungen gemäß **Abwasserverordnung (AbwV) Anhang 1** erlauben. Grundsätzlich dürfen Stoffe, die die Funktionsfähigkeit der Kanalisation oder Abwasserreinigungsanlagen beeinträchtigen, nicht eingeleitet werden. Das **Arbeitsblatt ATV-A 115** "Einleiten von nicht häuslichem Abwasser in eine öffentliche Abwasseranlage" /1994/ nennt allgemeine Vorgaben für die wichtigsten Beschaffenheitskriterien unbedenklicher Abwassereinleitungen<sup>5</sup> sowie in diversen Anhängen explizite Anforderungen<sup>6</sup>. Ergänzend werden den Betreibern von Abwasseranlagen

---

<sup>4</sup> Die Entsorgung von Weinbauabwässern wird im *europäischen Ausland* sehr unterschiedlich gehandhabt. Sie hängt neben den gesetzlichen Anforderungen der einzelnen Länder von den Betriebsgrößen, der Siedlungsstruktur und den Anschlussmöglichkeiten an kommunale Kläranlagen ab. Häufig besteht in den französischen Anbaugebieten aufgrund ihrer Weiträumigkeit und geringen Siedlungsdichte keine Anschlussmöglichkeit der Weinbereitungsbetriebe an kommunale Kläranlagen. So wird z.B. in französischen Anbaugebieten mit extrem geringen Niederschlagsmengen und geringer Siedlungsdichte auf die extensive landbauliche Verwertung der Abwässer (Verregnung) gesetzt /MÜLLER, 1994c/. Können die Abwässer nicht landbaulich verwertet werden, weil die Flächen in der Nähe von Grundwasserfassungen, an Wasserläufen oder in Überschwemmungsgebieten liegen, so müssen sie nach einer innerbetrieblichen biologischen Reinigung /TORRIJOS UND MOLETTA, 1997/ direkt ins Gewässer eingeleitet werden.

<sup>5</sup> Entsprechend diesen Hinweisen sind Abwässer mit pH-Werten zwischen 6,5 und 10 als unbedenklich eingestuft. Da Weinbauabwässer infolge der Fruchtsäuren saure pH-Werte aufweisen, ist ggf. eine Neutralisation der Abwässer beim Einleiter erforderlich.

<sup>6</sup> Nach Anhang 2 dürfen Trübe, Schönungsmittel, Schlemphen und Hefen nicht in die Kanalisation eingeleitet werden. Des Weiteren dürfen keine Stoffe, die die Kanalisation verstopfen können wie Trester, Beerenhäute, Kerne oder Stiele, sowie Stoffe, die sich ablagern oder verkleben wie Kieselgur und Perlit, in eine Abwasseranlage abgegeben werden.

entsprechende Empfehlungen und Hinweise für Regelungen in den **kommunalen Abwassersatzungen** gegeben.

Während für sämtliche Rückstände aus der Weinbereitung - auch in kleinsten Mengen - ein striktes Einleitungsverbot in die Kanalisation besteht, fallen die Weinbauabwässer unter die Abwasserbeseitigungspflicht nach § 18 a WHG und müssen in der kommunalen Kläranlage mitbehandelt werden (Anschluss- und Benutzungszwang).

Seit dem 12.6.1996 unterliegt in **Rheinland-Pfalz** das in Weinbaubetrieben anfallende Abwasser nach § 51 Abs. 2 Nr. 1 des Landeswassergesetzes nicht der öffentlichen Beseitigung, wenn es im Rahmen ordnungsgemäßer Düngung nach "guter fachlicher Praxis" ohne eine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit und im Einklang mit den wasserrechtlichen, abfallrechtlichen und immissionsschutzrechtlichen Bestimmungen auf landbauliche Böden aufgebracht werden kann<sup>7</sup> /MUF, 1996a/.

Nach dem **Kommunalabgabengesetz** können die Gemeinden für die Inanspruchnahme ihrer öffentlichen Abwassereinrichtungen Benutzungsgebühren erheben. Die **Abwassergebühren bzw. die Starkverschmutzerzuschläge (SVZ)** sind verschmutzungsabhängig und können den jeweiligen Rahmenbedingungen der Gemeinden individuell angepasst werden. Die Gemeinde kann bei hohen Frachten oder Konzentrationen eine Vorbehandlung fordern. In **Rheinland-Pfalz** werden in vielen Kommunen und Verbandsgemeinden **Starkverschmutzerzuschläge von den Winzern** erhoben, wogegen die zusätzliche Gebührenerhebung in den anderen Bundesländern eine Ausnahme darstellt. Auch wenn die Erhebung von SVZ auf der Basis der CSB-Verschmutzung aufgrund der positiven Wirkung der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen auf die Denitrifikationsleistung in den letzten Jahren diskutiert wurde /SEYFRIED UND SCHEER, 1993; ROTT UND SCHÖLER, 1997/, können die verschmutzungsabhängigen Abwassergebühren Anreize geben, die Emissionen aus der Weinbereitung mit kellertechnischen Maßnahmen und umweltbewussten Arbeitsweisen deutlich zu reduzieren.

So wird z.B. vom Land Rheinland-Pfalz empfohlen, bei einem Nachweis der konsequenten Trubrückhaltung<sup>8</sup> die Berechnungsgrundlage für die SVZ von  $10 \text{ EGW}_{60}/\text{ha}_{\text{Rebfläche}}$  auf  $5 \text{ EGW}_{60}/\text{ha}_{\text{Rebfläche}}$  zu reduzieren /MUF, 1995 + 1996b/.

---

<sup>7</sup> Für die landbauliche Verwertung des Weinbauabwassers wird vorausgesetzt, dass eine Einleitung der weinbaulichen Abwässer in das öffentliche Kanalnetz in vollem Umfang ausgeschlossen ist. Hierfür ist eine getrennte Entwässerung des Weinbaubetriebs sowie eine ausreichende Bevorratung des Weinbauabwassers zur Vermeidung einer Ausbringung der Abwässer zur "Unzeit" (Regen- und Frostperioden) erforderlich. In dem Rundschreiben sind des Weiteren die Ausübung der guten fachlichen Praxis sowie Anforderungen zur Gewährleistung einer Kontrollmöglichkeit beschrieben /MUF, 1996a/. HEIL /1999/ zeigt, dass mit der Ausbringung der Abwässer bis zu einer Menge von  $150 \text{ m}^3/\text{ha}\cdot\text{a}$  keine negativen und nachhaltigen Umweltauswirkungen auftreten. Problematisch wird die landbauliche Verwertung bei der Verwendung von chlorhaltigen Desinfektionsmitteln, z.B. dem in der Weinwirtschaft weit verbreiteten Natriumhypochlorit. HEIL stellt eine Positivliste für Desinfektions- und Reinigungsmittel auf, die eine Gefährdung der Umwelt ausschließen.

<sup>8</sup> Die konsequente Trubrückhaltung kann nachgewiesen werden, indem der Winzer sich entweder am *Bringsystem* beteiligt, die Trubstoffe einer Brennerei liefert oder als Abfall beseitigt. In allen drei Fällen können Entsorgungsweg und -mengen belegt werden. Die landwirtschaftliche Verwertung der Trube ist ebenfalls möglich, wobei dies durch Erklärungen und Abschätzungen nachgewiesen, nicht aber kontrolliert werden kann.

## 2.5 Weinbauabwässer in der Kanalisation

### 2.5.1 Schadwirkung der Weinbauabwässer

Weinbauabwässer wirken korrosiv. Grundsätzlich treten zwei verschiedene Schadensbilder bzw. eine Kombination davon auf:

- Aufgrund eines durchschnittlichen Säureanteils von 6 bis 10 g/l (als Weinsäureäquivalent berechnet) liegt der pH-Wert in Traubenmost und Wein zwischen 3 und 4. Die extrem hohen organischen Belastungen der Weinbauabwässer bewirken, dass das Abwasser im Kanalnetz überwiegend sauerstofffrei ist. Durch anaerobe Zersetzungsprozesse entstehender Schwefelwasserstoff ( $H_2S$ ) wird an der Kanalwandung *oberhalb* des Wasserspiegels durch die Wirkung bestimmter Thio-Bazillen zu Schwefelsäure aufoxidiert, wobei pH-Werte von 1 und kleiner an der Rohrrinnenfläche erreicht werden /FISCHER, 1987/.
- Weinbauabwässer bewirken *unterhalb* des Wasserspiegels eine fortschreitende Materialzerstörung der Rohrrinnenflächen infolge säure- und schwefelhaltiger Gase bzw. Lösungen in Verbindung mit mikrobieller Aktivität.

Da die Korrosionsgeschwindigkeit in den Transportleitungen vielfältigen Einflüssen unterliegt, ist sind pauschale Angaben nicht möglich. Umfassende Untersuchungen ergaben, dass die Korrosionsgeschwindigkeit von 0,2 cm/a bis 0,6 cm/a unter aggressiven Bedingungen streuen kann /BOCK ET AL, 1982/.

Die stärksten Schäden treten in Anfangshaltungen bzw. in Nebenstrecken ohne größeren Basisabfluss (häusliches Abwasser) auf. Mit zunehmender Verdünnung durch häusliches Abwasser auf der Fließstrecke gehen häufig auch die bekannten Schadensbilder zurück /FISCHER, 1987/. Eine potentielle Korrosionsgefahr liegt in jedem Fall vor bei

- einem geringen Gefälle der Transportleitungen,
- Ausmündungen aus Druckleitungen,
- Verbindungssammlern mit langen Fließzeiten,
- hohen Abwassertemperaturen und
- Entsorgungssystemen ohne freie Entlastungen /MfLWF, 1985/.

Bei Sanierungsmaßnahmen sollte geprüft werden, ob durch (zusätzliche) konstruktive Maßnahmen, wie Be- und Entlüftung, Vermeidung freier Abstürze usw., eine erneute Korrosion verhindert oder zumindest vermindert werden kann. Besonderer Wert sollte auf das verwendete Material bzw. den verwendeten Rohrwerkstoff gelegt werden /FISCHER, 1987/. Betonrohre ohne zusätzlichen und dauerhaften Schutz gegen die korrosiven Weinbauabwässer sind nach den durchgeführten Untersuchungen ungeeignet, Rohre aus keramischen Werkstoff sowie aus Kunststoffen sind dagegen beständig /MfLWF, 1985/.

### 2.5.2 Vergleichmäßigung und Vorabbau der Verschmutzungen im Kanalnetz

Beim Einleiten von Weinbauabwässern in die Kanalisation werden diese mit häuslichen Abwässern vermischt und verdünnt. Da Weinbauabwässer kaum Nährstoffe enthalten, bleibt der für das Einzugsgebiet spezifische Tagesgang für die Parameter Stickstoff und Phosphor

erhalten. Die BSB<sub>5</sub>- und CSB-Belastungsspitzen werden durch die Verdünnung mit kommunalem Abwasser vermindert. Bei Regenwetter bzw. Mischwasserzufluss können jedoch erhöhte Schmutzfrachten aufgrund einer Abspülung von Ablagerungen zur Kläranlage gelangen.

Beim Transport zur Kläranlage laufen biologische Prozesse ab, die die Abwasserinhaltsstoffe verändern. In Freispigelleitungen finden meist aerobe Abbauprozesse statt, da über die Oberfläche und Absturzkanten Sauerstoff eingetragen wird. Bei Kanälen mit geringem Gefälle können bei Trockenwetterabfluss die langen Aufenthaltszeiten des Abwassers in der Kanalisation zu anaeroben Abbauprozessen führen /MfLWF, 1983/. Sie verursachen neben der Geruchsbelästigung Korrosion an den Kanalwerkstoffen und haben eine nachteilige Wirkung auf den aeroben Abbau der Abwasserschmutzstoffe in der kommunalen Kläranlage.

Während der Kampagne gelangen vermehrt leicht abbaubarer organische Stoffe ins Abwasser, die durch die im Abwasser oder in der Sielhaut enthaltenen Mikroorganismen rasch abgebaut werden können. Folglich kann die BSB<sub>5</sub>-Fracht aus der Weinbereitung im Zulauf der kommunalen Kläranlage - je nach Länge des Fließweges und dem Sauerstoffeintrag ins Kanalnetz - bereits deutlich vermindert sein.

Bei Druckrohrleitungen ist es zur Vermeidung von Geruchsbelästigungen erforderlich, Sauerstoff zuzudosieren<sup>9</sup>. Für die Auslegung einer Sauerstoffbegasung in Druckrohrleitungen wurden mittlere Sauerstoff-Zehrungsraten für die suspendierten Bakterien sowie für die Sielhautbakterien ermittelt, die Tabelle 2.5 zu entnehmen sind. Für den problemlosen Betrieb solcher Druckrohrleitungen ist es wichtig, die sauerstoffzehrende Sielhaut regelmäßig abzuspielen, um zum einen Geruchsprobleme zu vermeiden und zum anderen den Sauerstoffbedarf zu reduzieren /SCHMITZ, 1999/.

Tabelle 2.5: Mittlere Sauerstoff-Zehrungsraten /LINDE, 1998/

Abwassertemperatur [°C]	mittlere Zehrung der suspendierten Bakterien [gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> h]	mittlere Zehrung der Sielhautbakterien [gO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> h]
15	4	0,25
20	6	0,35
25	7	0,40

Neben der Abwassermenge müssen die Fließzeiten im Kanalnetz bekannt sein und die Flächen der überspülten Sielhaut abgeschätzt werden, um mit den genannten spezifischen Zehrungsraten den maximal möglichen BSB<sub>5</sub>-Vorabbau zu ermitteln. Die tatsächliche Sauerstoffzehrung ist jedoch immer durch die eingetragene Sauerstoffmenge begrenzt.

<sup>9</sup> Alternativ kann zur Geruchsverminderung biologischer Nährboden auf Algenbasis zugegeben werden /SCHMITZ, 1999/.

## 2.6 Mitbehandlung von Weinbauabwässern in kommunalen Kläranlagen

### 2.6.1 Typische Belastungssituationen von kommunalen Kläranlagen mit Weinbaueinfluss

Die Einleitung von Weinbauabwässern in kommunale Kläranlagen wirkt sich auf deren Reinigungsleistung und Prozessstabilität aus. Die zusätzliche Belastung während der Weinkampagne muss deshalb bei der Bemessung und der Betriebsführung entsprechend berücksichtigt werden, um Schwierigkeiten bei der Abwasserreinigung und mögliche Überschreitungen der Überwachungswerte zu vermeiden. Voraussetzung dafür ist die Kenntnis typischer Belastungssituationen.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes zur Behandlung von Weinbauabwässern auf kommunalen Kläranlagen wurden dazu in den 80er Jahren in Rheinland-Pfalz <sup>10</sup> im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten umfangreiche Untersuchungen an verschiedenen Kläranlagen über einen Zeitraum von mehreren Jahren durchgeführt (Dokumentation Weinbauabwässer, Teil 1 /MfLWF, 1983/ und Teil 2 /MfLWF, 1985/).

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf der Ermittlung der Summenparameter BSB<sub>5</sub> und CSB. Die Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen in den Abwässern wurden nicht gemessen, da Analysen von Weinbauabwässern zeigen, dass deren Nährstoffkonzentrationen vernachlässigbar gering sind. Durch die Weinbauabwässer gelangen folglich keine zusätzlichen Nährstofffrachten zur Kläranlage, sodass die Nährstoffbelastungen allein durch die kommunalen Schmutzfrachten bestimmt werden. Je mehr Anteile von Weinbauabwässern mit dem kommunalen Abwasser vermischt werden, desto niedriger sind die Nährstoffverhältnisse N/BSB<sub>5</sub> und P/BSB<sub>5</sub>. Die kommunalen Nährstofffrachten sowie deren tageszeitlicher Verlauf können durch touristische Attraktionen während der Kampagne wie z.B. Weinfeste verändert werden.

Die Belastung aus der Weinbereitung wird als spezifische Schmutzfracht in EGW, bezogen auf einen ha Rebfläche und Tag, angegeben. Die maximalen und mittleren spezifischen Schmutzfrachten können je nach kellertechnischer Ausstattung und Arbeitsweise reduziert werden. Dies sei am Beispiel der Gemeinde Herxheim am Berg verdeutlicht, in der für einzelne Betriebe die spezifischen Schmutzfrachten ermittelt wurden. Bei diesen Betrieben sind alle Möglichkeiten zur innerbetrieblichen Trubstoffrückhaltung und sorgfältiger Arbeitsweise ausgeschöpft, so dass die in Tabelle 2.6 wiedergegebenen spezifischen Schmutzfrachten als **untere Grenzwerte** angesehen werden müssen.

Tabelle 2.6: Spezifische Schmutzfrachten aus Winzerbetrieben mit konsequenter Trubrückhaltung in Herxheim am Berg /nach MfLWF, 1983/

	max. Tagesdurchschnitt EGW <sub>60</sub> /ha·d	Mittelwert während der Weinlese EGW <sub>60</sub> /ha·d
Einzelbetrieb	14,9	7,2
Winzergenossenschaft	15,5	5,5

<sup>10</sup> In anderen Bundesländern mit Weinbaugebieten wie z.B. Baden-Württemberg und Hessen existieren derartige Studien nicht.

Die mittlere spezifische BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht aus der Weinbereitung, die im Zulauf der Kläranlage Herxheim ermittelt wurde, liegt mit 11,7 EGW<sub>60</sub>/ha-d im Vergleich zu den emittierten spezifischen Schmutzfrachten der untersuchten Betriebe erheblich höher, da nicht alle Betriebe im Einzugsgebiet eine konsequente Trubrückhaltung betreiben.

Aus Abbildung 2.5 geht hervor, wie die BSB<sub>5</sub>-Schmutzfrachten aus der Weinbereitung von Tag zu Tag stark schwanken. Während der Weinlese und zu Beginn der ersten Abstiche wird die mittlere spezifische Kampagneschmutzfracht sehr häufig und z.T. erheblich überschritten, wobei dies während der Weinlese häufiger als während der Zeit der Abstiche geschieht. Gegen Ende Dezember kommt es vereinzelt zu deutlichen Überschreitungen, die auf die Abstiche zurückzuführen sind.

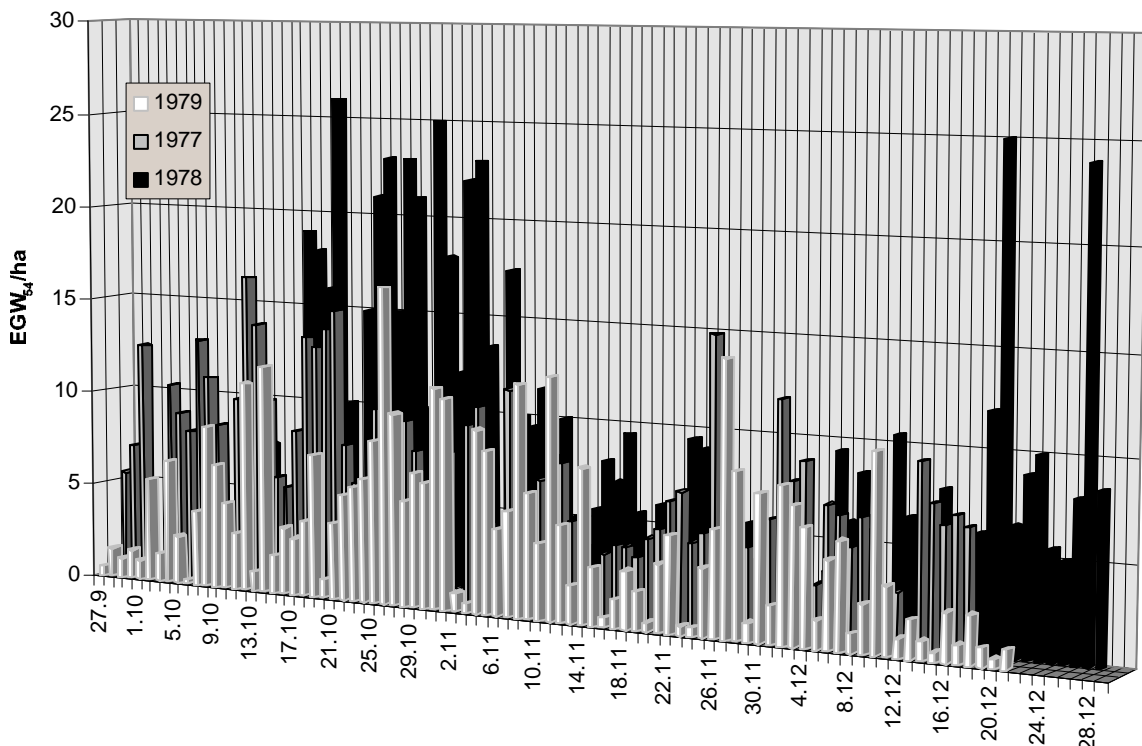


Abbildung 2.5: Ganglinien der täglichen spezifischen Schmutzfrachten aus der Weinbereitung in Herxheim a. B. und Alsheim (nach Dokumentation Weinbauabwässer, Teil 1 /MfLWF, 1983/)

Des Weiteren ist in Abbildung 2.5 zu erkennen, dass die mittleren spezifischen Schmutzfrachten der Weinbauabwässer von Jahr zu Jahr unterschiedlich hoch sind. 1978 war ein Jahr mit einer relativ hohen spezifischen BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht, 1979 dagegen lag die mittlere spezifische Schmutzfracht deutlich niedriger. Dies kann auf die Erntemengen sowie auf den zu erzielenden Preis des Weines und die damit verbundene Arbeitsweise zurückgeführt werden. 1997 wurde z.B. ein qualitativ hochwertiger Wein in durchschnittlicher Menge produziert, so dass die Hefen ausgepresst und zum Brennen gegeben wurden. Die entsprechenden mittleren spezifischen BSB<sub>5</sub>-Schmutzfrachten aus der Weinbereitung waren im Zulauf der kommunalen Kläranlagen relativ niedrig. Dagegen wurde 1999 sehr viel Wein erzeugt. Das führte zu besonders hohen mittleren spezifischen BSB<sub>5</sub>-Schmutzfrachten, da



die Überkapazitäten an Wein und Hefe über das Bringsystem oder die Kanalisation zu den Kläranlagen gelangten /TA, 1999/.

Als **mittlere spezifische BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht** werden in der Dokumentation Weinbauabwässer /MfLWF, 1983/ **10 EGW<sub>60</sub>/ha** genannt, die jedoch eine *weitgehende Trubrückhaltung und eine sorgfältige Arbeitsweise in den Winzerbetrieben voraussetzt*. Im ATV-ARBEITSBERICHT /1981/, dem ATV-MERKBLATT /1999/ sowie dem ÖWAV-REGELBLATT 26 /1992/ werden ebenfalls 10 EGW<sub>60</sub>/ha als mittlere BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht angesetzt. Für Großbetriebe mit mehr als 5 ha Rebfläche wird der Wert auf 5 EGW/ha reduziert /ÖWAV-REGELBLATT 26, 1992/. Die genannten Werte können lediglich der Orientierung dienen, eine Erhebung der tatsächlichen BSB<sub>5</sub>-Schmutzfrachten durch Messungen im Zulauf der Kläranlage wird empfohlen /MfLWF, 1985 und ATV-MERKBLATT M 773, 1999/.

Die Tagesganglinien der Abwasserschmutzfrachten werden durch die Arbeitsabläufe bestimmt. So ist für einen Arbeitstag während der Weinlese eine sehr hohe Abwasserbelastung in der Zeit zwischen 18 und 24 Uhr festzustellen. Während des 1. Abstichs werden dagegen die hohen Belastungen vermehrt tagsüber auftreten (Dokumentation Weinbauabwässer, Teil 1, /MfLWF, 1983/). Für **kurzzeitige BSB<sub>5</sub>-Belastungsspitzen**, die mit Hilfe einer ausreichend ausgelegten Belüftung abgefangen werden sollen, sind bis zu 60 EGW<sub>60</sub>/ha anzusetzen /MfLWF, 1983/. Das ÖWAV-REGELBLATT 26 /1992/ nennt Spitzenbelastungen über 100 EGW/ha, wenn die Trubrückhaltung fehlt.

Zwischen den einzelnen Anbaugebieten können Unterschiede in der mittleren spezifischen BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht aufgrund der Rebsorten bzw. der damit verbundenen Ertragsmenge sowie des Einsatzes von Vollerntern<sup>11</sup> auftreten, die den zeitlichen Anfall der Schmutzfrachten wesentlich verändern. Auch das Bringsystem /MUF, 1995/, das inzwischen in einigen Verbandsgemeinden des Bundeslandes Rheinland-Pfalz eingeführt wurde, kann die mittlere spezifische Schmutzfracht beeinflussen. So können kleinere Kläranlagen entlastet werden, indem man die hochbelasteten Abwässer auf Kläranlagen mit entsprechenden Leistungsreserven bringt. In jedem Fall wirkt sich das Bringsystem vergleichmäßigend auf die Belastung der Kläranlage aus, da durch Abstiche verursachte extreme Belastungsspitzen nun vermieden werden.

Wie sich die Einführung des Bringsystems im Einzelnen auf die Belastung und Reinigungsleistung der kommunalen Kläranlage auswirkt, hängt von den jeweiligen Rahmenbedingungen ab. Als vorteilhaft hat sich eine Staffelung der Abwassergebühren erwiesen. I.d.R. werden Weinbereitungsbetriebe, die sich am Bringsystem beteiligen und ihre Trubstoffe und hoch belastete Abwässer zur Kläranlage bringen, bei den Abwassergebühren entlastet, indem statt 10 EGW/ha nur 5 EGW/ha zur Gebührenberechnung zugrunde gelegt werden /MUF, 1995/.

---

<sup>11</sup> Die sog. Vollernter werden überwiegend in Massenanbaugebieten eingesetzt. Durch komplizierte Schüttel- und Schlagmechanismen werden die Trauben von den Fruchtruten getrennt. Der größte Vorteil der Vollernter liegt in ihrer Schnelligkeit, sodass durch den Einsatz von Vollerntern die Leseperiode verkürzt wird. Dies führt zu höheren Ertrags- und Abwasseraufkommen pro Lesetag und einer zeitlichen Vorverlagerung des 1. Abstichs in die Zeit der Lese /MÜLLER, 1993/

Winzer, die nicht am Bringsystem teilnehmen, werden in einigen Gemeinden mit Abwassergebühren auf der Berechnungsgrundlage von 20 EGW/ha "bestraft". Auch eine "freiwillige" Anlieferung ohne Gebührenreduktion ist möglich, was jedoch in der Praxis während der Kampagne zu keiner Verringerung der Kläranlagenbelastung führt. Inwieweit die mittlere spezifische BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht infolge der Einführung des Bringsystems tatsächlich auf 5 EGW/ha vermindert wird, ist für die einzelnen Einzugsgebiete zu überprüfen.

**Übereinstimmend** zeigen die Untersuchungen, dass es keine typische "Kampagnebelastung" gibt. Der zeitliche Anfall der Abwässer und ggf. eine Überlagerung der Emissionen aus den Verarbeitungsschritten Keltern und 1. Abstich unterliegen vielfältigen, einzugsgebietspezifischen Einflüssen wie Witterung, Rebsorten, Art der Lese, Betriebsgröße und kellertechnische Ausstattung, etc.. Aufgrund der vielfältigen Einflussmöglichkeiten auf die Belastung der kommunalen Kläranlagen während der Weinkampagne wird empfohlen, die tatsächlichen BSB<sub>5</sub>- und auch TKN- Schmutzfrachten im Zulauf der Kläranlage in mehreren Jahren zu messen und bei der Auswertung die Weinproduktionsmengen in den einzelnen Jahren zu berücksichtigen. Nur so werden die Besonderheiten der Einleiterstruktur (z.B. Betriebsgröße, kellertechnische Ausstattung) sowie des Kanalnetzes erfasst. Auch touristische Einflüsse können am geeignetsten durch Messreihen abgeschätzt werden.

Zur groben Abschätzung können die zusätzlichen mittleren spezifischen BSB<sub>5</sub>-Schmutzfrachten mit rund 10 EGW<sub>60</sub>/ha angesetzt werden. Sie können nur dann auf andere Weinbaugebiete in anderen Ländern übertragen werden, wenn die Bestockungsdichte der Rebflächen und die Erträge der Rebsorten vergleichbar sind. Für einen länderübergreifenden Vergleich der mittleren BSB<sub>5</sub>-Schmutzfrachten in den einzelnen Anbaugebieten erscheint der Bezug der spezifischen BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht zur Weinproduktionsmenge sinnvoller.

## **2.6.2 Übersicht über kommunale Kläranlagen in rheinland-pfälzischen Weinbaugemeinden**

In Rheinland-Pfalz liegen rund 2/3 der gesamten Rebflächen Deutschlands. Die Abwässer von ca. 20.000 Weinbaubetrieben in über 600 Weinbaugemeinden werden in rund 80 kommunalen Kläranlagen gereinigt. Die Betriebsstruktur in Rheinland-Pfalz mit überwiegend Klein- und Familienbetrieben schließt eine innerbetriebliche biologische Vorbehandlung aus Gründen der Wirtschaftlichkeit aus. Daher ist die saisonale Belastung der kommunalen Kläranlagen besonders ausgeprägt. Das spricht dafür, die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit am Beispiel Rheinland-Pfalz durchzuführen.

Dazu wurden alle durch Weinbauabwässer beeinflussten Kläranlagen > 1.000 EW in den rheinland-pfälzischen Weinbaugebieten erfasst. Abbildung 2.6 zeigt die Verteilung dieser Kläranlagen in Rheinland-Pfalz, die von den jeweils zuständigen Staatlichen Ämtern für Wasser- und Abfallwirtschaft (StAWA) /StAWA, 1999/ genannt wurden, auf die Größenklassen nach der Abwasserverordnung. Aufgrund ihrer Ausbaugröße (< 5.000 EW) muss rund ein Drittel der Weinbaukläranlagen lediglich dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination genügen.

Knapp 70% aller Anlagen müssen nitrifizieren (Ausbaugröße > 5.000 EW) und mehr als die Hälfte gezielt Stickstoff eliminieren (> 10.000 EW). Da jedoch bis 1997 auch von Anlagen der Ausbaugröße 5.000 bis 10.000 EW eine gezielte Stickstoffelimination gefordert wurde, ist

davon auszugehen, dass weitaus mehr als 50% der erfassten Anlagen gezielt Stickstoff eliminieren.

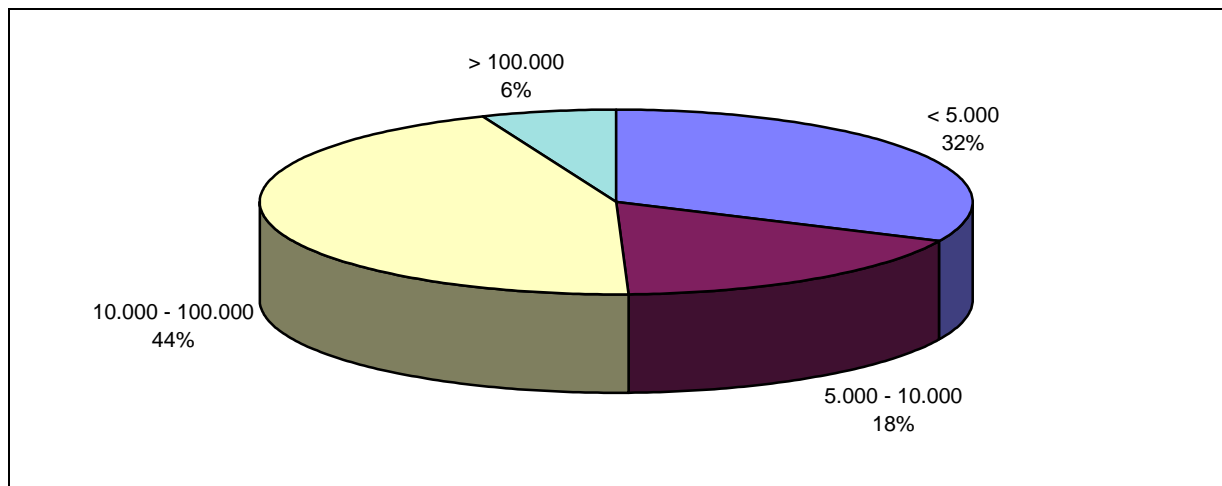


Abbildung 2.6: Verteilung der 80 kommunalen Kläranlagen mit Weinbaueinfluss in Rheinland-Pfalz auf die Größenklassen nach der AbwV

Umfragen bei den Betreibern von kommunalen Kläranlagen in Weinbaugebieten /HOFFMANN, 1996; HAHN UND LILL, 1999/ ergaben, dass knapp die Hälfte dieser Anlagen sehr deutlich von der Weinkampagne beeinflusst wird (s. Abbildung 2.7). Bei rund einem Drittel der befragten Kläranlagen ist die Belastung zur Zeit der Kampagne zwar relativ gering, macht sich aber in den Kosten, der Betriebsführung oder auch in den Ablaufwerten bemerkbar.

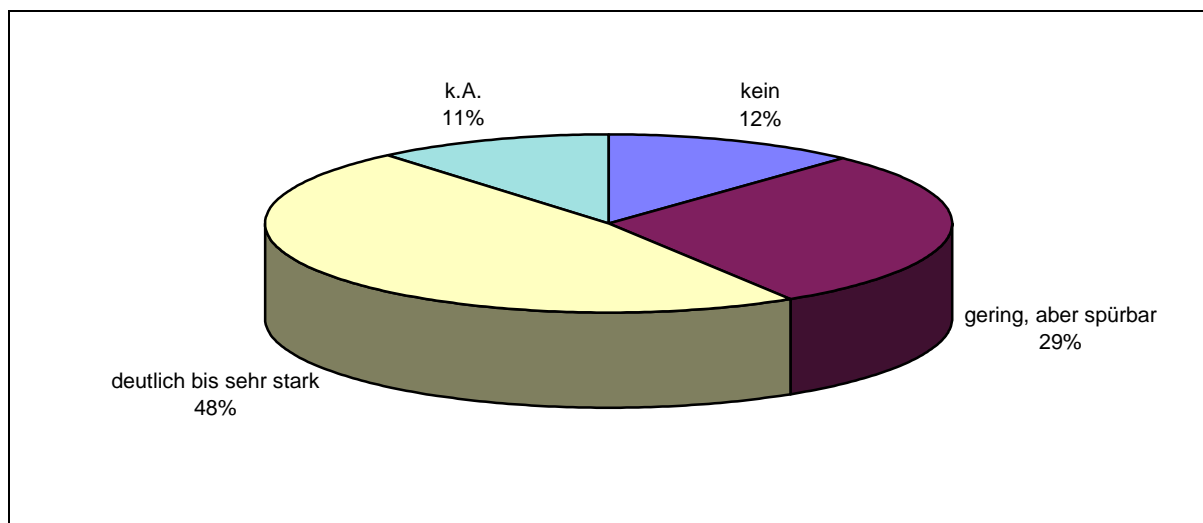


Abbildung 2.7: Klassifizierung des „Kampagneinflusses“ auf rheinland-pfälzischen Weinbaukläranlagen

Aufgrund der höheren Belastung wird während der Kampagne mehr Energie für die Belüftung verbraucht und mehr Überschussschlamm produziert. Die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung einer Kläranlage sind sehr unterschiedlich. Im Zuständigkeitsbereich des StAWA Mainz werden 50% der genannten Kläranlagen in ihrer Reinigungsleistung während der Kampagne beeinträchtigt. Viele dieser Kläranlagen sind Tropfkörperanlagen oder belüftete Teiche. Nur bei drei Belebungsanlagen mit Ausbaugrößen zwischen 11.000 und

80.000 EGW verschlechterte sich die Reinigungsleistung während der Kampagne /StAWA, 1999/.

### **2.6.3 Belastungscharakteristiken und Reinigungsleistungen der Weinbaukläranlagen in der Vorderpfalz**

Mehr als 40% der Weinbaukläranlagen des Bundeslandes Rheinland-Pfalz liegen im Anbaugebiet der Vorderpfalz. Viele davon sind während der Kampagne extrem hoch belastet. Von den 34 erfassten Kläranlagen, die im Bezirk des StAWA Neustadt/Wstr. liegen, sind 82% reine Belebungsanlagen. Die restlichen 18% sind Tropfkörperanlagen oder kombinieren Tropfkörper mit dem Belebungsverfahren. Die Daten zur Beschreibung der Belastungssituation und Reinigungsleistung während der Kampagne 1995 wurden mit Hilfe von Fragebögen erhoben /HOFFMANN, 1996/. Insgesamt beantworteten die Betreiber von 18 Kläranlagen die Fragebögen: Das entspricht einer Rücklaufquote von rund 50%. Die erfassten Kläranlagen können als repräsentativ gelten.

#### **Kläranlagen der Größenklasse 2**

Die Ausbaugrößen sowie die mittleren Belastungen außerhalb und während der Kampagne sind der Tabelle 2.7 zu entnehmen. Bis auf die Kläranlage Duttweiler, einer Tropfkörperanlage, reinigen alle Anlagen das Abwasser nach dem Belebungsverfahren. An die Böchinger Kläranlage ist eine Sektkellerei angeschlossen, die nahezu ganzjährig Wein versektet und den Sekt abfüllt. Obwohl die Abwässer der Sektkellerei in einem belüfteten Misch- und Ausgleichsbehälter vorbehandelt werden, ist die Belastung der Kläranlage wesentlich von der Sektkellerei geprägt.

Die Ausprägung der Belastung durch die Weinbauabwässer wird mit Hilfe des Verhältnisses Kampagne- zu Normalbelastung charakterisiert. Nach den Angaben der Betreiber sind die Kläranlagen während der Kampagne mit dem 1,5 bis 3fachen der normalen BSB<sub>5</sub>-Fracht belastet. Die Werte für die spezifische BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht je Hektar Rebfläche EGW<sub>60</sub>/ha lassen vermuten, dass einige Betreiber Tagesspitzenbelastungen angegeben haben.

Bei fast allen Kläranlagen sinkt das CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis im Abwasser zur Zeit der Kampagne ab, was auf eine gute Abbaubarkeit der Weinbauabwässer hindeutet. Nur auf der Böchinger Kläranlage verschlechtert sich das Verhältnis, was aber vermutlich darauf zurückzuführen ist, dass der Kläranlage bei Normalbelastung leicht abbaubare Abwässer aus der Sektbereitung zugeführt werden.

Tabelle 2.7: Übersicht über Weinbaukläranlagen der Größenklasse 2 in der Vorderpfalz (1995)<sup>12</sup>

	Duttweiler	Asselheim	Erpolzheim	Geinsheim	Königsbach	Böchingen
Reinigungsziel	C	N	N	N	N	N
Ausbaugröße [EW]	1.200	1.200	2.700	3.000	4.000	4.500
Normalbelastung [EW <sub>60</sub> ]	1.000	1.100	3.000	2.000	2.000	3.000 – 6.000
Kampagnebelastung [EW <sub>60</sub> ]	2.500	1.600	9.000	3.100	3.500	10.000
<i>Kampagne-/Normalbel.</i>	2,5	1,45	3	1,55	1,75	1,7-3,3
Rebfläche [ha]	190	144	k.A.	71	150	230
<i>EGW<sub>60</sub>/ha</i>	7,9	3,5	k. A.	15,5	10	17,4 - 30
CSB/BSB <sub>5,Normal</sub>	1,6	2,8	2,1	2,7	2,2	1,7
CSB/BSB <sub>5,Kamp.</sub>	1,4	2,5	1,7	2,0	1,8	2,4

Legende: C Kohlenstoffelimination, N Nitrifikation

Die Untersuchung der mittleren Ablaufkonzentrationen zeigt, dass die BSB<sub>5</sub>- und CSB-Konzentrationen i.d.R. während der Kampagne zunehmen (Abbildung 2.8). Ursachen hierfür können z.B. sein:

- Feststoffabtrieb oder zunehmende Trübung infolge verschlechterter Absetzeigenschaften und veränderter Biozönose,
- höhere Fracht schwerabbaubarer Kohlenstoffverbindungen im Zulauf,
- unzureichender CSB-Abbau aufgrund ungenügender Gebläseleistung für den erforderlichen Sauerstoffeintrag oder ungünstiger Regelung der Belüftung.

Bei der Tropfkörperanlage in Duttweiler, die bereits bei Normalbelastung fast ausgelastet ist, erreichen die BSB<sub>5</sub>- und CSB-Konzentrationen ein so hohes Niveau, dass eine erhebliche Gefahr der Überschreitung der Überwachungswerte besteht. Die Prozessstabilität von Tropfkörperanlagen ist i.d.R. geringer als die von Belebungsanlagen, da Stoßbelastungen weniger gut abgefangen werden können.

Die Schlammabsetzeigenschaften, die über den Schlammindex ISV charakterisiert werden, verschlechtern sich auf fast allen Belebungsanlagen während der Kampagne. Dies ist vermutlich auf die leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in den Weinbauabwässern zurückzuführen.

<sup>12</sup> Außer der Böchinger Kläranlage sind die genannten Anlagen inzwischen aufgegeben und an größere Kläranlagen angeschlossen: die Kläranlage Asselheim an die Kläranlage Grünstadt-Stadt sowie die Anlagen Geinsheim, Königsbach und Duttweiler an die Zentralkläranlage der Stadt Neustadt/Wstr.. Die Kläranlage Erpolzweiler wird in naher Zukunft an die Kläranlage Weisenheim am Sand angeschlossen werden.

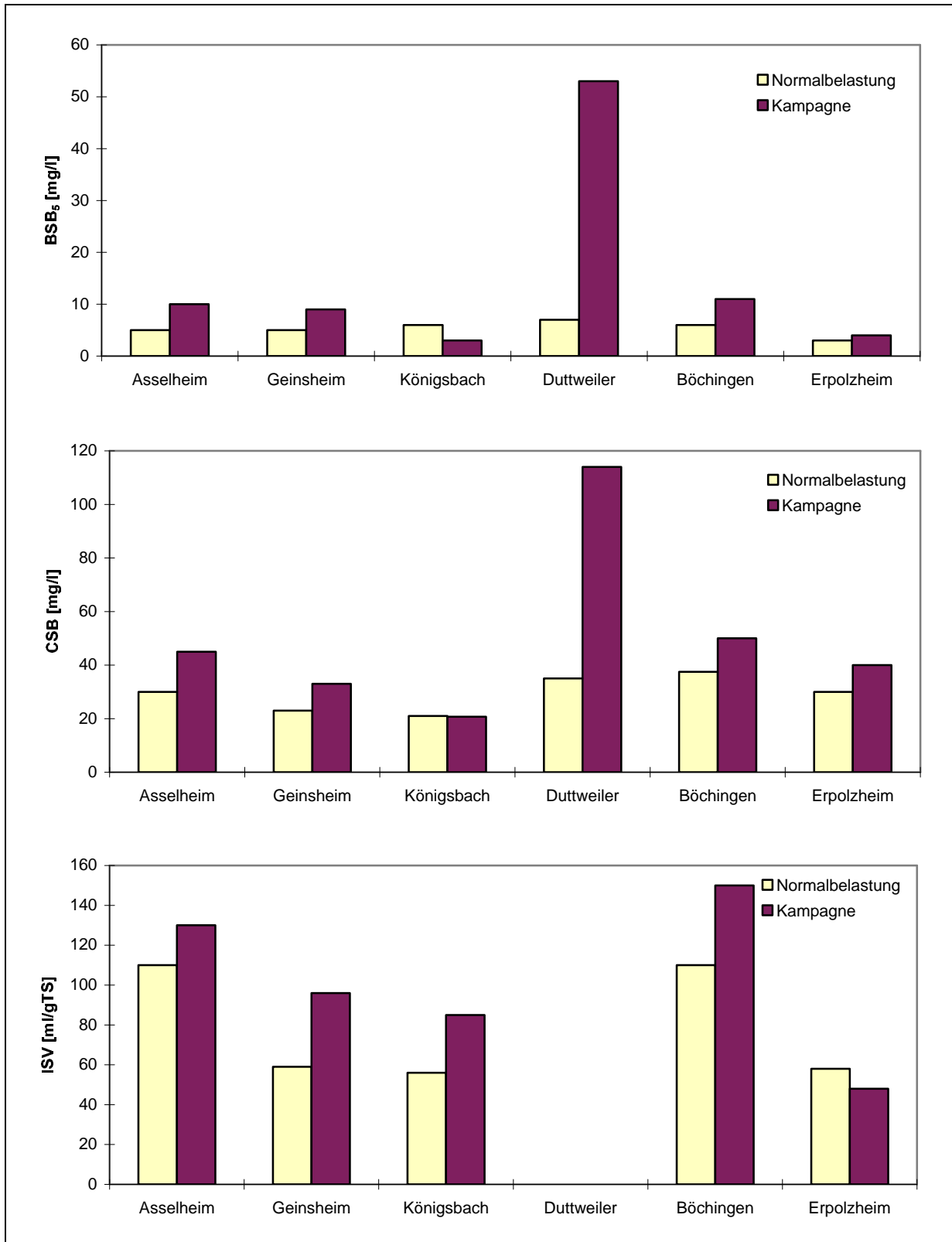


Abbildung 2.8: Mittlere BSB<sub>5</sub>- und CSB-Konzentrationen im Ablauf von Weinbaukläranlagen während und außerhalb der Kampagne sowie der Schlammindeix ISV (1995)

### Kläranlagen der Größenklassen 3 + 4

Von den elf erfassten Kläranlagen sind zwei der Größenklasse 3 zuzuordnen (s. Tabelle 2.8). Diese Anlagen müssen bei Abwassertemperaturen  $> 12^{\circ}\text{C}$  nitrifizieren. Eine gezielte Denitrifikation ist nicht gefordert, erscheint aber unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten sinnvoll. Aus Tabelle 2.8 ist ersichtlich, dass relativ niedrigen Normalbelastungen (jeweils 5.000  $\text{EW}_{60}$ ) sehr hohe Kampagnebelastungen (zwischen 16.300 und 18.000  $\text{EW}_{60}$ ) gegenüberstehen. Die Kläranlagen sind während der Kampagne 1995 mit mehr als dem Dreifachen der normalen kommunalen  $\text{BSB}_5$ -Fracht belastet.

Tabelle 2.8: Übersicht über Weinbaukläranlagen der Größenklasse 3 in der Vorderpfalz (1995)

	Ellerstadt	Gönnheim
Reinigungsziel	N	N
Ausbaugröße [EW]	7.000	7.000
Normalbelastung [ $\text{EW}_{60}$ ]	5.000	5.500
Kampagnebelastung [ $\text{EW}_{60}$ ]	16.300	18.000
<i>Kampagne-/ Normalbel.</i>	3,3	3,3
$\text{CSB}/\text{BSB}_5$ Normal	3	1,9
$\text{CSB}/\text{BSB}_5$ Kamp.	3	2,0
$\text{BSB}_5/\text{NH}_4\text{-N}$ Normal	6	5,8
$\text{BSB}_5/\text{NH}_4\text{-N}$ Kamp.	10,6	10,6

Legende: C Kohlenstoffelimination, N Nitrifikation, D Denitrifikation

Das  $\text{CSB}/\text{BSB}_5$ -Verhältnis bleibt bei diesen beiden Kläranlagen während der Kampagne unverändert. Das Verhältnis  $\text{BSB}_5/\text{NH}_4\text{-N}$  wird zur Zeit der Kampagne im Vergleich zur Normalbelastung nur verdoppelt, da auch die Stickstoffbelastung während der Kampagne zunimmt - vermutlich infolge einer erhöhten Rückbelastung, Tourismus und stickstoffhaltiger Reinigungsmittel. Da keine Messungen des TKN im Zulauf vorliegen, spiegelt dieses Verhältnis nur vereinfacht das Nährstoffverhältnis  $\text{BSB}_5/\text{N}$  wider.

Die Bestandsaufnahme der Kläranlagen mit den Ausbaugrößen zwischen 5.000 und 100.000 EW (Tabellen 2.9 und 2.10) zeigt, dass im Jahr 1995 nur ein Drittel der Anlagen der Größenklasse 4 gezielt Stickstoff eliminiert. Bei einigen der Anlagen wurde der erforderliche Ausbau zunächst zurückgestellt, da der Anschluss der kommunalen Kläranlagen an die Kläranlage der BASF AG in Ludwigshafen bis 1999 zur Diskussion stand (Tabelle 2.9). Die Kläranlagen sind während der Kampagne mit dem 2,5 bis 5,5fachen der kommunalen  $\text{BSB}_5$ -Fracht beaufschlagt.

Tabelle 2.9: Übersicht über Weinbaukläranlagen der Größenklasse 4 in der Vorderpfalz (1995, Teil 1)

	Wachenheim	Hochstadt	Kirrweiler	Billigheim
Reinigungsziel	N	N	N	N
Ausbaugröße [EW]	10.000	14.500	25.000	78.000
Normalbelastung [EW <sub>60</sub> ]	6.500	5.000	7.000	42.000
Kampagnebelastung [EW <sub>60</sub> ]	36.000	14.500	17.500	110.000
<i>Kampagne-/Normalbel.</i>	5,5	2,9	2,5	2,6
Rebfläche [ha]	k. A.	k. A.	1.400	k. A.

Legende: C Kohlenstoffelimination, N Nitrifikation, D Denitrifikation

Tabelle 2.10: Übersicht über Weinbaukläranlagen der Größenklasse 4 in der Vorderpfalz (1995, Teil 2)

	Weisenheim	Bad Dürkheim	Grünstadt	Edenkoben	Neustadt
Reinigungsziel	N (D+N seit '97)	N+D	N+D	N (D+N seit '96)	N+D
Ausbaugröße [EW]	33.000	38.500	40.000	50.000	100.000
Verfahrenskonzepte	(vorgesch. D seit '97)	zweistufige Anlage	BB (N) + TK (D)	(intermitt. D seit '96)	vorgesch. D, zusätzl. Rein-O <sub>2</sub>
Normalbelastung [EW <sub>60</sub> ]	15.000	19.800	25.000	15.700	55.000
Kampagnebelastung [EW <sub>60</sub> ]	40.000	38.500	35.000	61.000	87.000
<i>Kampagne-/Normalbel.</i>	2,7	1,9	1,4	3,9	1,6
Rebfläche [ha]	2040	860	470	2385	1460
<i>EGW<sub>60</sub>/ha</i>	12,2	15,7	21,3	19	21,9

Legende: C Kohlenstoffelimination, N Nitrifikation, D Denitrifikation, BB Belebungsbecken, TK Topfkörper



Die Kläranlage in Edenkoben wurde 1996, die Kläranlage in Weisenheim 1997 (vorerst provisorisch) auf eine gezielte Stickstoffelimination umgestellt. Diese Kläranlagen wurden während der Kampagne 1995 nach den Angaben der Betreiber mit dem Drei- bis Vierfachen der kommunalen BSB<sub>5</sub>-Fracht belastet (Tabelle 2.10). An die Kläranlagen in Bad Dürkheim, Grünstadt und Neustadt sind bereits außerhalb der Kampagne rund 20.000 bis 55.000 EGW angeschlossen. Bei diesen Kläranlagen ist der Einfluss der Weinbauabwässer weniger stark ausgeprägt: die BSB<sub>5</sub>-Belastung beträgt während der Kampagne das Eineinhalbfache bis Doppelte der Normalbelastung. Die spezifischen BSB<sub>5</sub>-Frachten in EGW<sub>60</sub> je Hektar Rebfläche sind bei diesen drei Kläranlagen sehr hoch, so dass zu vermuten ist, dass teilweise Spitzenbelastungen genannt wurden.

In Abbildung 2.9 sind die Veränderungen der Abwasserzusammensetzung, charakterisiert über das BSB<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub>-N-Verhältnis, für einige der Kläranlagen dargestellt. Zur Zeit der Kampagne nimmt das Verhältnis zu, meist aber in geringeren Maßen als aus dem Verhältnis zwischen Kampagne- zur Normalbelastung geschlossen werden kann. Dies lässt sich vermutlich, wie bereits erwähnt, auf touristische Einflüsse, höhere interne Rückbelastungen oder stickstoffhaltige Reinigungsmittel zurückführen. Da auch bei Normalbelastung die BSB<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub>-N-Verhältnisse zwischen den einzelnen Kläranlagen sehr verschieden sind, lassen sich die Veränderungen der Abwasserzusammensetzung nicht pauschal, z.B. in Abhängigkeit des Verhältnisses der Kampagne- zur Normalbelastung, angeben. Die Besonderheiten der Belastungscharakteristik sind daher für jedes Einzugsgebiet durch Messreihen zu erfassen.

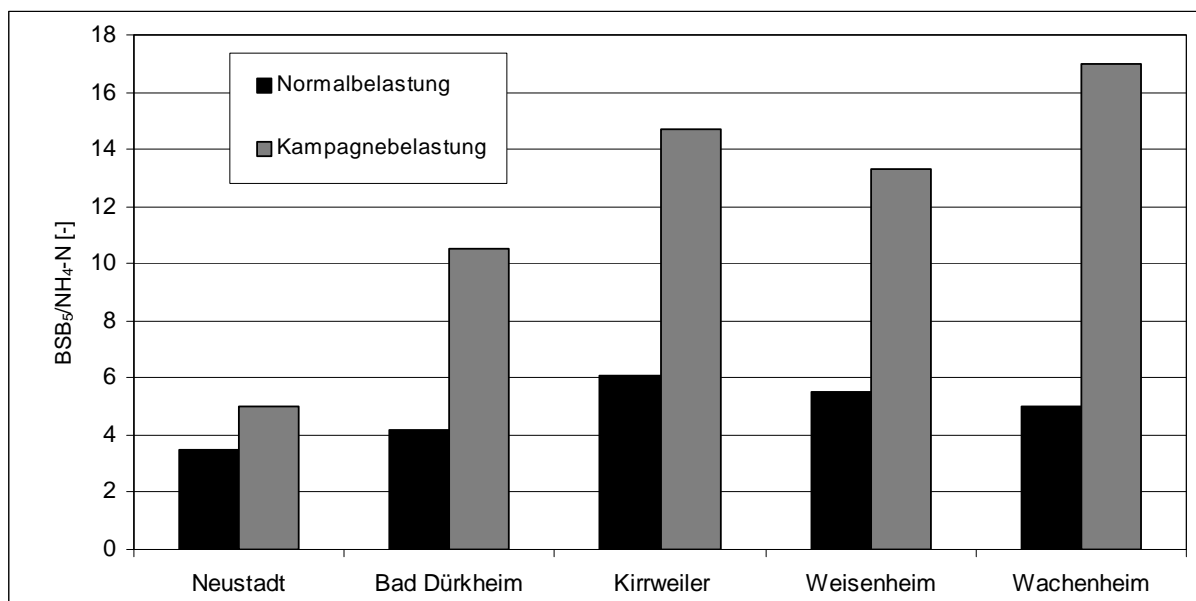


Abbildung 2.9: Veränderung der Abwasserzusammensetzung während der Kampagne, dargestellt am BSB<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub>-N-Verhältnis (1995)

Zur Beurteilung der Reinigungsleistung werden die Kläranlagen in die Kategorien "nitrifizierende Kläranlagen" und "Kläranlagen mit gezielter Stickstoffelimination" aufgeteilt. Die CSB-Ablaufkonzentrationen der nitrifizierenden Kläranlagen sind in Abbildung 2.10 dargestellt. Die Hälfte der untersuchten Anlagen zeigt eine deutliche Verschlechterung der CSB-Ablaufwerte während der Kampagne. Ob die höheren CSB-Konzentrationen im Ablauf auf eine stärkere Trübung, auf eine generelle Verschlechterung der biologischen

Reinigungsleistung oder auf eine unzureichende Sauerstoffversorgung zurückzuführen sind, kann anhand der vorliegenden Daten nicht entschieden werden. In den restlichen Anlagen verbessern sich die CSB-Ablaufwerte geringfügig.

Mit Ausnahme der Kläranlage Gönheim erreichen alle acht nitrifizierenden Kläranlagen während der Kampagne niedrigere  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen im Ablauf, da aufgrund der höheren  $BSB_5$ -Belastung vermehrt Stickstoff in den Belebt- bzw. Überschussschlamm eingebaut wird. Im Zulauf der Kläranlage Gönheim wurde während der Kampagne eine deutlich höhere Stickstofffracht ermittelt, die vermutlich zu den höheren  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen führt.

Der Schlammindex ISV steigt in dieser Zeit bei allen Kläranlagen an. Auf der Kläranlage Billigheim kommt es bei einem mittleren ISV von 218 ml/gTS zur Blähschlamm<sup>13</sup>, die jedoch die Reinigungsleistung nicht spürbar beeinträchtigt. Auch die Belebtschlämme der Kläranlagen in Wachenheim, Hochstadt und Edenkoben neigen dazu, Blähschlamm zu bilden.

Die CSB- und  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen der drei Kläranlagen, die bereits 1995 gezielt Stickstoff eliminierten, sind in Abbildung 2.11 dargestellt. Während die CSB-Konzentrationen im Ablauf der Grünstädter Kläranlage vermutlich infolge einer unzureichenden Sauerstoffversorgung zunehmen, sinken sie im Ablauf der Neustädter und Bad Dürkheimer Kläranlage geringfügig. Der Schlammindex nimmt bei allen drei Kläranlagen während der Kampagne zu, wobei der ISV in Bad Dürkheim von 70 auf knapp 150 ml/gTS ansteigt. Dies führt jedoch zu keiner Beeinträchtigung der Reinigungsleistung. Bei Normalbelastung werden im Ablauf der Bad Dürkheimer Kläranlage rund 22,5 mg $N_{\text{ges,anorg.}}$ /l erreicht, was vermutlich auf einen Mangel an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen für die Denitrifikation zurückzuführen ist. Aufgrund der hohen Belastung zur Zeit der Weinkampagne sind für die Stickstoffelimination günstigere Voraussetzungen gegeben und die  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen sinken auf rund 10 mg/l ab. Im Ablauf der Kläranlagen Neustadt und Grünstadt steigen die  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Ablaufkonzentrationen während der Kampagne dagegen geringfügig an.

---

<sup>13</sup> Abwässer aus der Lebensmittel- und Getränkeindustrie begünstigen die Entstehung von Blähschlamm, da z.B. die darin enthaltenen Fruchtsäuren von fadenförmigen Organismen besser verwertet werden können. Als eine weitere Ursache für das massenhafte Auftreten der fadenförmigen Organismen während der Kampagne wird häufig ein Mangel an essentiellen Nährstoffen wie Phosphor und Stickstoff genannt /MUSKAT, 1987/.

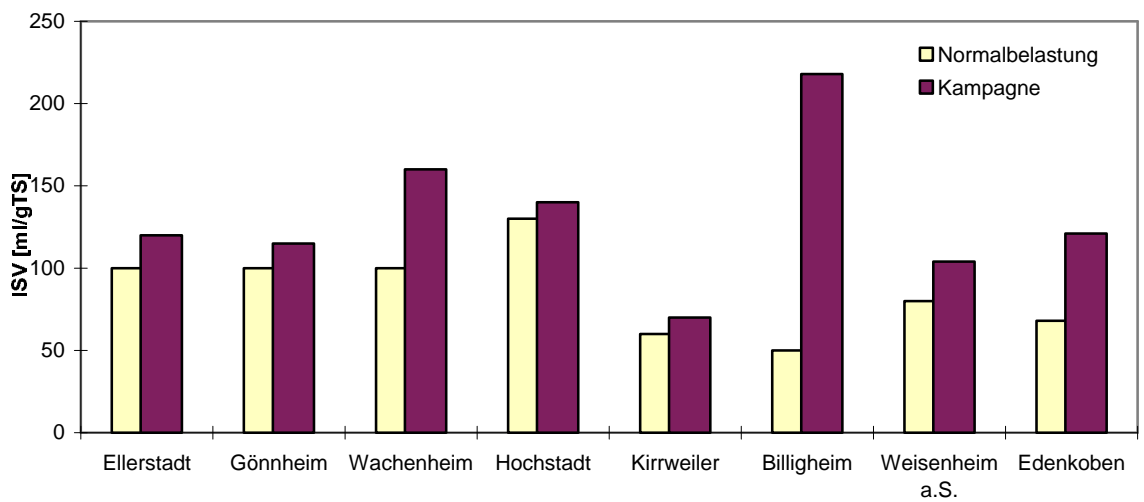
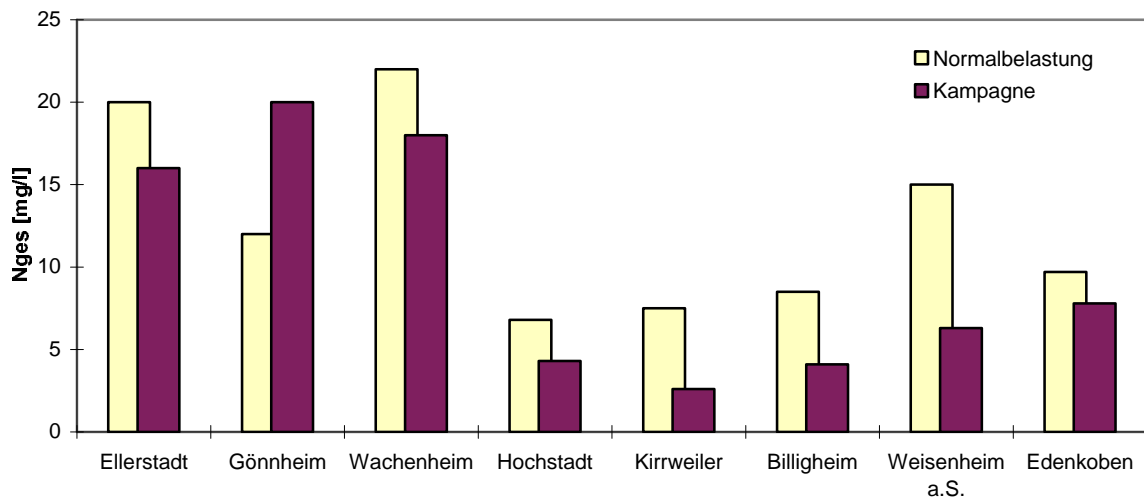
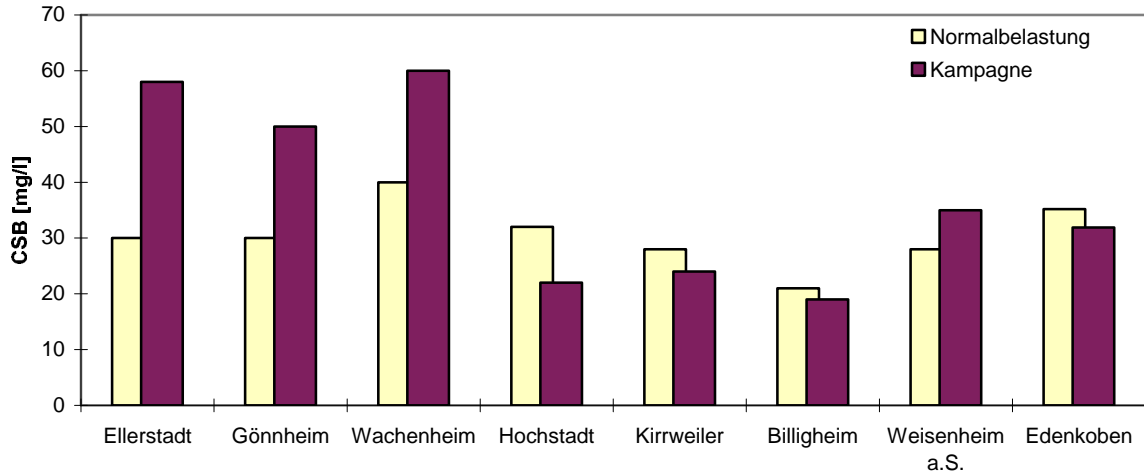


Abbildung 2.10: Mittlere CSB- und  $N_{ges,anorg.}$ -Konzentrationen im Ablauf der Weinbaukläranlagen während und außerhalb der Kampagne sowie der Schlammindeks ISV (1995)

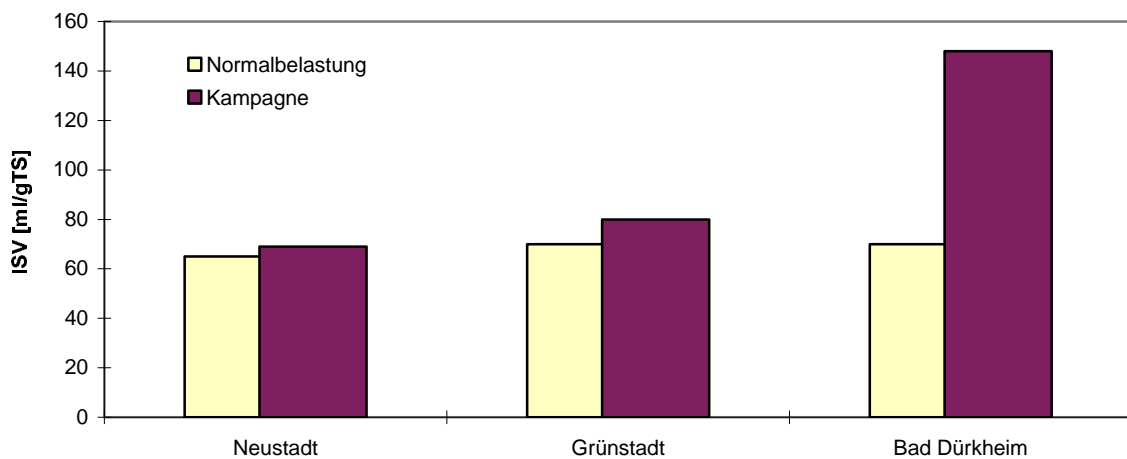
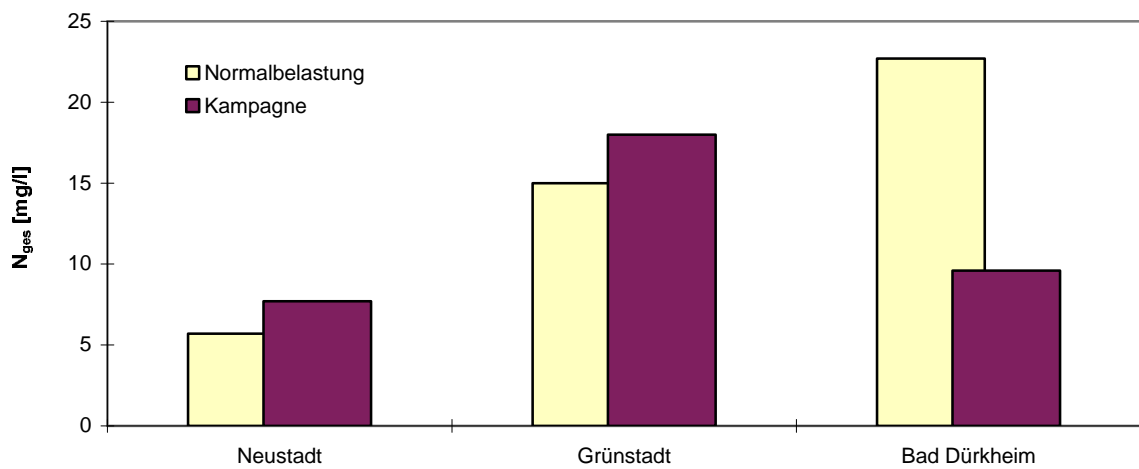
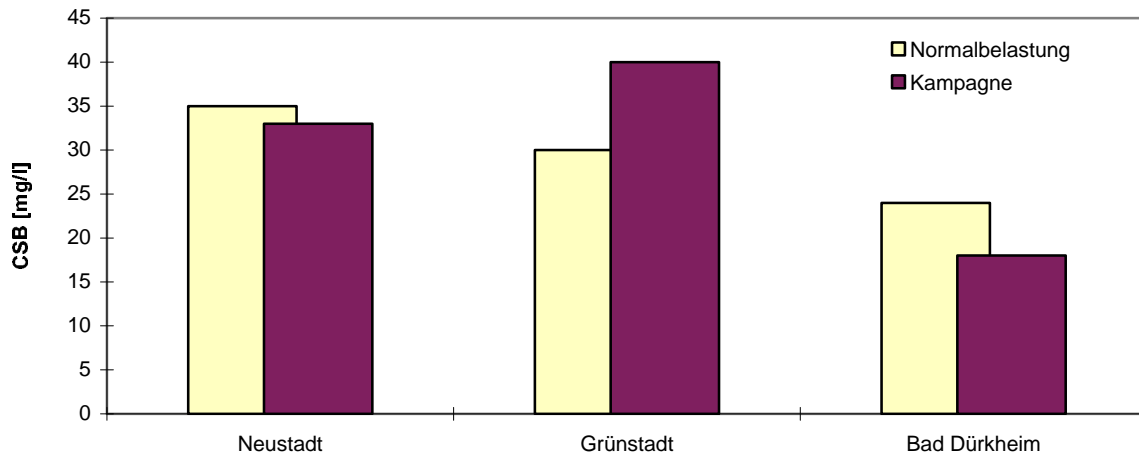


Abbildung 2.11: Mittlere CSB- und  $N_{ges,anorg.}$ -Konzentrationen im Ablauf der Weinbaukläranlagen mit gezielter Stickstoffelimination während und außerhalb der Kampagne sowie der Schlammindeix ISV (1995)

## Fazit

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Kläranlagen während der Kampagne mit einem Mehrfachen der CSB- und BSB<sub>5</sub>-Normalbelastung beansprucht sind. Je größer die Anzahl der angeschlossenen Einwohner ist, umso geringer wird das Verhältnis der Kampagnebelastung zur Normalbelastung. Dies bedeutet, dass insbesondere die kleineren Kläranlagen in ländlich geprägten Regionen sehr starken saisonalen Einflüssen ausgesetzt sind.

Bei einigen Kläranlagen wurden zur Zeiten der Kampagne erhöhte Stickstofffrachten im Zulauf der Kläranlage festgestellt, obwohl die Weinbauabwässer selbst kaum Nährstoffe beinhalten. Die höheren Stickstofffrachten könnten auf touristische Einflüsse, stickstoffhaltige Reinigungsmittel oder die Miterfassung der Rückbelastung mit internen Prozesswässern zurückzuführen sein. Die Belastungscharakteristik von Weinbaukläranlagen lässt sich deshalb nicht pauschal durch das Verhältnis der angeschlossenen Einwohnerwerte bei Normalbelastung zur Rebfläche, sondern nur mit der Durchführung von mehreren Messreihen erfassen.

Die Mehrzahl der Kläranlagen erreicht während der Kampagne niedrigere  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Ablaufkonzentrationen als bei Normalbelastung. Charakteristisch für die Weinbaukläranlagen in der Vorderpfalz ist eine Verschlechterung der Schlammabsetzeigenschaften, worauf das Ansteigen des Schlammindex ISV hinweist. Häufig werden während der Kampagne höhere CSB- und BSB<sub>5</sub>-Konzentrationen im Ablauf beobachtet. Als Ursachen hierfür können eine zunehmende Trübung und ggf. ein Feststoffabtrieb infolge einer Verschlechterung der Schlammabsetzeigenschaften sowie eine unzureichende Sauerstoffversorgung genannt werden.

Von den erfassten Kläranlagen in der Vorderpfalz sind die Auswirkungen der Kampagne auf die Reinigungsleistung, bezogen auf CSB und  $N_{\text{ges,anorg.}}$ , sowie auf den Schlammindex ISV uneinheitlich. Dies ist vermutlich auf die unterschiedlichen Ausbaugrößen der Kläranlagen, die Verfahrenskonzepte und die Betriebsführungsstrategien zurückzuführen, die allgemein einen maßgebenden Einfluss auf die Reinigungsleistung haben.

Die saisonal sehr unterschiedlichen Belastungscharakteristiken und Belastungsschwankungen während der Kampagne erfordern eine Anpassung der Betriebsführung an die wechselnden Verhältnisse. Um einen repräsentativen Überblick über die verschiedenen Betriebsführungsstrategien zu erhalten, wurden Kläranlagenbetreiber in ganz Rheinland-Pfalz befragt. Auf die Bemessung von Weinbaukläranlagen wird im Kapitel 3 eingegangen.

### 2.6.4 Erfahrungen zur Betriebsführung von Weinbaukläranlagen

Erfahrungen zur Betriebsführung *Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination* sind vielfach veröffentlicht /MfLWF, 1983 und 1985; MÜLLER, 1987; MUSKAT, 1987; SUPPERL, 1987; WUSTINGER, 1987/. Die Betriebsprobleme beschränken sich Allgemein auf eine unzureichend ausgelegte Belüftung und die Bildung von Blähschlamm. Zur Betriebsführung von *Weinbaukläranlagen zur gezielten Stickstoffelimination* liegen nur wenige Veröffentlichungen vor. HANSEN ET AL. /1996/ sowie SCHMITT ET AL. /1997/ beschreiben Anlagen mit geringen Einflüssen durch die Weinkampagne und beschäftigen sich i.a. mit der regelungstechnischen Optimierung des

Normalbetriebs. Die Stickstoffelimination verläuft auf den untersuchten Kläranlagen während der Kampagne unproblematisch.

Die Ergebnisse der Umfrage bei 18 Kläranlagenbetreibern in der Vorderpfalz /HOFFMANN, 1996/ vermitteln einen Eindruck von den Besonderheiten der Betriebsführung von Belebungsanlagen mit den Reinigungszielen Kohlenstoff- sowie gezielte Stickstoffelimination während der Weinkampagne:

- Da Reinigungsleistung und Prozessstabilität der Kläranlagen im Wesentlichen durch einen ausreichenden Sauerstoffeintrag bestimmt werden, sind die Belüftungsaggregate i.a. größer ausgelegt. Auf fünf der untersuchten Kläranlagen in der Vorderpfalz werden die konventionellen Belüftungsaggregate zur ausreichenden Reinigung extremer Belastungsspitzen durch eine Reinsauerstoffbegasung ergänzt. Der Sauerstoffeintrag wird i.d.R. über eine Sauerstoffsonde geregelt.
- Oft wirkt die Leistungsfähigkeit der Nachklärung limitierend auf den Reinigungsprozess. Viele der Weinbaukläranlagen neigen während der Kampagne zur Blähschlamm-Bildung. Die nachteiligen Auswirkungen können durch verschiedene Maßnahmen gemindert werden. Weit verbreitet ist die Beschwerung des Belebtschlammes mit Steinmehlen und Braunkohlestaub. Auf drei Anlagen werden biologische Mittel zur Aktivierung des Belebtschlammes hinzugegeben.
- Auf einigen der Kläranlagen wird die TS-Konzentration vor der Kampagne erhöht, um eine ausreichende Belebtschlammmenge zur Bewältigung von Belastungsspitzen verfügbar zu haben. Dies kann jedoch bei einer gleichzeitigen Verschlechterung der Absetzeigenschaften problematisch sein.

Diese Ergebnisse der Umfrage entsprechen im Wesentlichen den Erkenntnissen aus den Untersuchungen Mitte der 80er Jahre /MfLWF, 1983 + 1985/. Um einen repräsentativen Überblick über die aktuellen Betriebsführungsstrategien von Kläranlagen zur gezielten Stickstoffelimination während der Kampagne zu erhalten, wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Betreiber von 12 ausgewählten Kläranlagen in Rheinland-Pfalz befragt. Für die Auswahl der Kläranlagen dienten folgende Kriterien:

- Spürbare bis kritische Kampagnebelastung,
- Verfahrenskonzepte, die eine Steuerung oder Regelung erfordern wie z.B. intermittierende Denitrifikation oder fakultativ belüftete Belebungsbecken bei vorgeschalteter Denitrifikation, und eine
- Ausstattung mit Online-Messgeräten, die in die Steuerung/Regelung eingebunden werden.

Die Ergebnisse der Umfrage, die detailliert im Anhang (Anhang A1) beschrieben sind, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Auf insgesamt vier der zwölf befragten Kläranlagen ist das Bringsystem eingeführt. In Verbandsgemeinden, in denen keine zusätzlichen Abwassergebühren von den Winzern verlangt werden, ist eine praktische Umsetzung des Bringsystems aufgrund der fehlenden wirtschaftlichen Anreize nicht möglich. Das Bringsystem führt auf zwei Kläranlagen zu einer spürbaren Entlastung, da die im Einzugsgebiet der Kläranlage gesammelten hochbelasteten Abwässer zu einer anderen Kläranlage gebracht werden.

- Auf fünf Kläranlagen wird die TS-Konzentration bereits vor der Kampagne gezielt erhöht. Bei drei Anlagen ist die Schlammbehandlung nicht für die Überschussschlammengen während der Kampagne ausgelegt, sodass die TS-Konzentration in der Belebungsstufe zwangsläufig ansteigt.
- Der Schlammindex ISV verschlechtert sich auf sieben Kläranlagen deutlich, ohne dass die Reinigungsleistung beeinträchtigt wird. Trotz der höheren Schlammindizes können i.d.R. sehr hohe TS-Konzentrationen zwischen 7 und 8 g/l in der Belebung erreicht werden.
- Bei Normalbetrieb wird die Milieuzonenaufteilung zur Nitrifikation und Denitrifikation auf sieben Kläranlagen geregelt und auf vier Kläranlagen über eine Zeit-Pausen-Schaltung gesteuert. Auf insgesamt vier Kläranlagen bleibt die Betriebsführung während der Kampagne unverändert. Auf drei Kläranlagen wird von der Regelung auf eine Steuerung umgeschaltet, bei der über Erfahrungswerte die Intervalle für die Belüftung bzw. für die Pausen eingestellt werden. Auf drei weiteren Kläranlagen werden die Schaltwerte der Regelung bzw. der Zeit-Pausen-Steuerung verändert, wobei bei zwei dieser Anlagen auf eine nahezu permanente Belüftung übergegangen wird.
- Auf einigen Kläranlagen kann während der Kampagne auf eine Zugabe von Fällmitteln zur chemischen Phosphorelimination verzichtet werden.
- Die Ablaufkonzentrationen werden auf vielen Kläranlagen durch die Kampagne beeinflusst. Auf sechs Kläranlagen werden niedrigere  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen im Ablauf erreicht, erhöhte  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen treten nur auf einer Kläranlage auf. Auf drei Kläranlagen sind höhere CSB-Konzentrationen im Ablauf festzustellen, i.a. bleiben die CSB-Konzentrationen jedoch unverändert.
- Auffällig sind auf vielen Kläranlagen die  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen im Ablauf, die sich ganzjährig auf einem sehr niedrigen Niveau bewegen ( $< 5 \text{ mg/l}$ ). Dies deutet auf eine sehr großzügige Bemessung der Belebungsbeckenvolumina hin.
- Auf einer der Kläranlagen werden Nährstoffe in Form von Harnstoff und Diammoniumhydrogenphosphat im Zulauf zugegeben. Die Dosiermenge wird anhand der CSB- und Gesamtstickstoffkonzentration im Zulauf täglich neu festgelegt.
- Bedingt durch die sehr hohe Kampagnebelastung im Jahr 1999 stoßen die Belüftungsaggregate auf zwei Kläranlagen an ihre Leistungsgrenze. Dagegen ist die Belüftungskapazität einer anderen Anlage so großzügig ausgelegt, dass die Gebläse während der Kampagne 1999 zum ersten Mal bis zur Hälfte ausgelastet sind.

Die durchgeführte Umfrage offenbart folgende Defizite:

- Je nach Verfahrenskonzept der Kläranlage kann die Betriebsführung nur über wenige Eingriffsmöglichkeiten, wie z.B. Erhöhung der TS-Konzentration oder Veränderung des Sauerstoffsollwertes für die Belüftung, verändert werden. Betreibern von Kläranlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation fehlt häufig die Möglichkeit, das belüftete Belebungsbeckenvolumen für die Nitrifikation zu Lasten der Denitrifikationszone zu vergrößern. Die erforderliche Flexibilität bei der Betriebsführung wurde bei der Planung häufig nur unzureichend beachtet.
- Bei Kläranlagen, die eine Anpassung der Betriebsführung an die neuen Belastungsverhältnisse erlauben, erfolgt die Umstellung meist intuitiv, d.h. der Betreiber

entscheidet aufgrund der vorherrschenden Belastungssituation und seiner Erfahrungen, ob und in welchem Maße die Betriebsführung verändert wird.

- Die Betriebsführung wird hinsichtlich ihrer Wirtschaftlichkeit auf keiner Kläranlage optimiert.
- Zur Verbesserung der Absetzeigenschaften werden auf einigen Kläranlagen Steinmehle oder Nährstoffe zugeben, die Auswirkungen der Betriebsführung auf die Absetzeigenschaften bleiben jedoch i.d.R. unbeachtet.
- Ausreichende Reinigungsleistung und Betriebsstabilität während der Kampagne werden auf einigen Kläranlagen mit sehr großzügig bemessenen Beckenvolumina und Belüftungskapazitäten erkaufte.
- Der Einfluss der Weinbauabwässer wurde bei der Planung nicht bei allen Kläranlagen ausreichend berücksichtigt. So können einige Kläranlagen zu Zeiten hoher Belastung nicht genug Überschussschlamm abziehen, sodass die TS-Konzentration zwangsläufig ansteigt. Bei Mischwasserzuflüssen besteht die Gefahr, dass Feststoffe aus der Nachklärung abtreiben und der CSB-Überwachungswert überschritten wird.

Die Umfrage lässt den Schluss zu, dass hinsichtlich der wirtschaftlichen Bemessung und der Betriebsoptimierung von Kläranlagen, die durch die Weinkampagne beeinflusst werden, noch ein erhebliches Wissensdefizit besteht.

## 2.7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der **Wasserverbrauch bzw. die Abwassermenge** einzelner Weinbereitungsbetriebe werden von der Betriebsgröße, der Arbeitsweise des Personals und der kellertechnischen Ausstattung sowie den Kosten für Trinkwasser und Abwasserentsorgung beeinflusst. Die **Verschmutzungen der Abwässer** resultieren aus der Reinigung der verwendeten Gerätschaften und der Fässer sowie aus Produktverlusten. Die Abwässer sind sehr hoch mit sauerstoffzehrenden Stoffen (CSB und BSB<sub>5</sub>) belastet und i.a. nährstoffarm. Die organische Belastung der Abwässer hängt von den Mengen an Trubstoffen und Produktverlusten ab, die in das Abwasser gelangen. Durch eine konsequente Trubrückhaltung können die Emissionen der Weinbereitungsbetriebe erheblich gesenkt werden. Die umweltbewusste Arbeitsweise zur Vermeidung bzw. Verminderung der Abwasseremissionen wird von der kellertechnischen Ausstattung, der Personalverfügbarkeit und –ausbildung sowie von der Betriebsgröße beeinflusst.

Da für die Weinbereitungsbetriebe mit Ausnahme des Landes Rheinland-Pfalz ein bundesweiter Anschlusszwang<sup>14</sup> besteht, werden die **Abwässer aus der Weinbereitung in kommunalen Kläranlagen mitbehandelt**. Den kommunalen Kläranlagen und den innerbetrieblichen biologischen Vorbehandlungsstufen bereiten insbesondere die enormen Belastungsschwankungen und der saisonale Anfall der Abwässer Probleme. Die **Belastungscharakteristik der Kläranlagen und die Dauer des Kampagneinflusses** hängen von vielen Faktoren, wie z.B. Verhältnis der Rebfläche zur angeschlossenen Einwohnerzahl, der Größe der weinbereitenden Betriebe im Einzugsgebiet, der jährlichen

---

<sup>14</sup> Seit 1996 ist in Rheinland-Pfalz die landbauliche Verwertung der Weinbauabwässer erlaubt.



Ertragsmenge sowie den Rebsorten<sup>15</sup>, ab. Auch die Stickstoffbelastung der Kläranlagen kann aufgrund touristischer Einflüsse, stickstoffhaltiger Reinigungsmittel oder einer höheren, internen Rückbelastung durch Prozesswässer zur Zeit der Kampagne ansteigen.

Aufgrund der großen Unterschiede zwischen den einzelnen Einzugsgebieten, selbst innerhalb ein und desselben Anbaugesbietes, sind unbedingt Messreihen im Zulauf der Kläranlagen durchzuführen, um die tatsächlichen Belastungsverhältnisse zu ermitteln.

Eine **Umfrage bei Kläranlagenbetreibern** in rheinland-pfälzischen Weinbaugebieten ergab folgende Erkenntnisse:

- Die Reinigungsleistung und die Prozessstabilität der Kläranlagen werden durch die Weinbauabwässer beeinflusst. So treten vielfach im Ablauf höhere CSB-Konzentrationen als beim Normalbetrieb auf. Dagegen werden auf Kläranlagen, die gezielt Stickstoff eliminieren, während der Kampagne häufig niedrigere  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Ablaufwerte erreicht. Auffällig ist, dass einige der betrachteten Kläranlagen, die für eine gezielte Stickstoffelimination ausgebaut wurden, ganzjährig sehr niedrige  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen im Ablauf (< 5mg/l) einhalten. Dies deutet auf eine großzügige Auslegung der Belebungsbeckenvolumina hin.
- Bei fast allen Kläranlagen steigt der Schlammindex ISV an, ohne dass dies zwangsläufig zu einer Beeinträchtigung der Reinigungsleistung führt. Trotz der schlechteren Absetzeigenschaften des Belebtschlammes kann die TS-Konzentration im Belebungsbecken auf einem hohen Niveau gehalten werden.
- Viele Kläranlagenbetreiber erhöhen bereits vor der Kampagne gezielt die TS-Konzentration. Auf einigen der Kläranlagen mit stark ausgeprägtem Weinbaueinfluss wird die Betriebsführung so verändert, dass das aerobe Belebungsbecken zu Lasten der Denitrifikationszone vergrößert wird.
- Das Belüftungssystem bestimmt die maximale CSB-Reinigungsleistung bei Spitzenbelastung und ist somit großzügig, aber dennoch wirtschaftlich auszulegen.

Daraus lassen sich folgende **Schlussfolgerungen** ableiten:

- Die innerbetriebliche Maßnahmen zur Emissionsminderung tragen wesentlich zur Entlastung der kommunalen Kläranlagen bei und sind deshalb vom Winzer konsequent zu fordern. Sie können mit einer entsprechenden Gebührenstaffelung kontrolliert bzw. belohnt werden.
- Um eine sichere und zugleich wirtschaftliche Bemessung der Kläranlage zu gewährleisten, sind die Bemessungsgrundlagen sorgfältig zu ermitteln. Hierzu müssen Messreihen während des Kampagnezeitraums aus mehreren Jahren vorliegen.
- Die saisonalen Belastungsunterschiede sowie die großen Belastungsschwankungen während der Kampagne erfordern sehr flexible Reinigungskonzepte. Änderungen der Betriebsweise während der Kampagne sollten bereits bei der Bemessung der Kläranlage berücksichtigt werden.

---

<sup>15</sup> In Gebieten mit frühreifen Rebsorten können die ersten Abstiche bereits gegen Ende der Traubenlese erfolgen, sodass es zu Überlagerungen von Spitzenbelastungen verschiedenen Ursprungs kommt.

- Die Umfrage bei den Kläranlagenbetreibern in den rheinland-pfälzischen Weinbaugebieten ergab, dass über eine wirtschaftliche Bemessung und Betriebsführung noch erhebliche Wissensdefizite bestehen.

Die Vorgehensweise bei der Bemessung von Kampagnekläranlagen sowie derzeit gültige Bemessungsansätze werden im nachfolgenden Kapitel erläutert.

### 3. Bemessung von kommunalen Belebungsanlagen, die durch die Weinkampagne beeinflusst werden

In den 80er Jahren wurden – wie schon erwähnt - in Rheinland-Pfalz umfangreiche Untersuchungen zur Bemessung von Kläranlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination durchgeführt /MfLWF, 1983 und 1985/. Da wesentliche Aspekte dieser Vorgehensweise in der Praxis auf die Bemessung von Kläranlagen zur gezielten Stickstoffelimination übertragen werden, erscheint es angebracht, zunächst die Bemessung von kohlenstoffelimierenden Kläranlagen zu behandeln.

Auf eine Darstellung der allgemeinen Grundlagen zur Bemessung sowie Hinweise zur Erstellung der Bemessungsgrundlagen wird an dieser Stelle verzichtet und auf den Anhang verwiesen (Anhang A2). Dort werden auch die in den stationären Bemessungsansätzen berücksichtigten Sicherheiten für die Nitrifikation erläutert sowie Sicherheitskonzepte vorgestellt, die über die Ansätze der stationären Bemessungsansätze hinausgehen.

#### 3.1 Bemessung von Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination

Im **ATV-ARBEITSBERICHT "Weinbereitung"** /1981/ wird zur Bemessung der biologischen Stufe von einer Raumbelastung von  $0,4 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3$  bzw. einer Schlammbelastung von  $0,15 \text{ kgBSB}_5/\text{kgTS}\cdot\text{d}$  während der Weinkampagne ausgegangen um eine stabile Betriebsweise trotz Blähschlamm-Bildung zu gewährleisten. Bei der Auslegung der Belüftung wird die Kampagnebelastung in zwei Bereiche eingeteilt. Für ein Verhältnis von  $E/\text{Rebfläche} > 1000 \text{ E}/200 \text{ ha}$ <sup>16</sup> wird eine Sauerstofflast von  $4 \text{ kgO}_2/\text{kgBSB}_5$  und für  $E/\text{Rebfläche} < 1000 \text{ E}/200 \text{ ha}$  eine Sauerstofflast von  $5 \text{ kgO}_2/\text{kgBSB}_5$  angesetzt. Diese Spitzensauerstofflast wird mit der mittleren Kampagnebelastung multipliziert, um die erforderliche Sauerstoffzufuhr zu berechnen. Die zulässige Oberflächenbeschickung für die Nachklärung beträgt  $q_A = 0,2 \text{ m}/\text{h}$ . Wenn die Blähschlamm-Bildung durch geeignete Maßnahmen gemindert werden kann oder die Becken mit einer größeren Tiefe ausgelegt sind, kommt die Nachklärung u.U. mit einer kleineren Oberfläche aus.

In der **Dokumentation Weinbauabwässer (Teil 1 +2)** /MfLWF 1983 und 1985/ wird bei den Bemessungsvorgaben danach differenziert, wie ausgeprägt der Einfluss der Weinkampagne im Vergleich zur normalen kommunalen Belastung ist. Hierzu wird das Verhältnis zwischen  $E$ <sup>17</sup> zu  $EGW_{\text{Weinbau}}$  gebildet und in drei Klassen eingeteilt (Tabelle 3.1). Als mittlere  $BSB_5$ -Belastung werden unabhängig vom Belastungsbereich  $10 \text{ EGW}_{60}/\text{ha}$  angenommen. In Tabelle 3.1 wird auch das Verhältnis der Kampagne- zur Normalbelastung angenommen,

---

<sup>16</sup> Dies entspricht  $E/EGW = 0,5$ . Nach der "Dokumentation Weinbauabwässer" wird der überkritische Bereich bereits bei  $E/EGW < 1$  erreicht.

<sup>17</sup> E umfasst hier die Einwohner und Einwohnergleichwerte /MfLWF 1983 und 1985/, die nicht dem Weinbau zugeordnet werden, also i.d.R. die Basisbelastung

das bereits im Kapitel 2.7 zur Charakterisierung des Ausmaßes der Kampagnebelastung eingeführt wurde.

Tabelle 3.1: Belastungsbereiche bei kommunalen Kläranlagen mit Kampagneeinfluss

Belastungsbereich	$E / EGW_{\text{Weinbau}}$	Kampagne-/ Normalbelastung
unterkritisch	$\geq 4$	$\leq 1,25$
kritisch	$\geq 1 \dots < 4$	$\geq 1,25 \dots < 2$
überkritisch	$< 1$	$> 2$

Kläranlagen mit einem Verhältnis  $E / EGW_{\text{Weinbau}} \geq 4$  werden als *unterkritisch* eingestuft und nicht als typischer Weinbaulastfall<sup>18</sup> betrachtet. Lediglich für die Auslegung der Belüftung wird eine Spitzenbelastung von 10 EGW/ha angegeben.

Ist die Belastung während der Kampagne weniger als doppelt so hoch wie die Normalbelastung, so wird der Belastungsbereich bereits als *kritisch* eingestuft. Wird die Kläranlage dagegen mit mehr als der doppelten BSB<sub>5</sub>-Fracht beaufschlagt, wird sie dem *überkritischen* Belastungsbereich zugeordnet. Bei Kläranlagen im kritischen und überkritischen Belastungsbereich kann der typische Weinbaulastfall in der Zeit der Kampagne mehrmals auftreten und bei einer unzureichenden Auslegung der Abwasserreinigungsanlage zu einer längerfristigen Störung oder sogar zu einem Totalausfall der Anlage mit extremer Gewässerbelastung führen. Die Auslegung und die Regelung der Belüftung haben somit einen gravierenden Einfluss auf die Reinigungsleistung und die Prozessstabilität der Kläranlage. Deshalb muss während der Kampagne jederzeit ein ausreichender Sauerstoffeintrag sichergestellt werden. Kurzzeitige Spitzenbelastungen aus der Weinbereitung, die im überkritischen Belastungsbereich bis zu maximal 60 EGW/ha betragen, werden zur Auslegung der Belüftungsaggregate herangezogen. Zur Berechnung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr wird die Spitzenbelastung mit einer mittleren Sauerstofflast  $O_B = 2,5 \text{ kgO}_2/\text{kgBSB}_5$  multipliziert.

Falls keine limitierenden Faktoren vorliegen, können einstufige Belebungsanlagen mit einer Raumbelastung von bis zu  $2 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  ausgelegt werden und dabei BSB<sub>5</sub>-Abbauraten zwischen 95 bis 99% einhalten. Bei sehr hohen Kampagnebelastungen wird der Bau eines zweiten Belebungsbeckens, das nur während der Kampagne in Betrieb genommen wird, empfohlen /MfLWF, 1983/. Im Teil 2 der Dokumentation Weinbauabwässer /MfLWF, 1985/ werden geeignete Systemkombinationen vorgestellt. Dabei handelt es sich um mehrstufige Anlagenkonzepte, bei denen auch Belebungsstufen mit Festbettreaktoren kombiniert werden. Von der Kombination zweier Festbettreaktoren wird aufgrund schwankender Ablaufkonzentrationen abgeraten. Generell sind bei der Bemessung der einzelnen Anlagenteile die Auswirkungen variabler Belastungszustände auf die Betriebsweise und Abbauleistung zu untersuchen. Eine solche "dynamische Bemessung" soll eine flexible Betriebsweise der Anlage ermöglichen. Darüber hinaus sind extreme

<sup>18</sup> Beim typischen Weinbaulastfall können innerhalb eines relativ kurzen Zeitraums (1 bis 10h) extrem hohe Konzentrationsstöße auftreten

Belastungsschwankungen mit Hilfe verfahrenstechnischer Maßnahmen (z.B. Vorfällung, Flockung /HAHN UND NEIS, 1985/) zu kompensieren.

Die Autoren der Dokumentation Weinbauabwässer empfehlen für kommunale Kläranlagen mit Weinbaueinfluss aerobe Stabilisierungsanlagen, die für den Normallastfall ausgelegt werden ( $B_{TS} < 0,05 \text{ kgBSB}_5/(\text{gTS}\cdot\text{d})$ ). Eine weitgehende Stabilisierung des Belebtschlammes und eine Nitrifikation werden während der Kampagne nicht verfolgt.

Der Belebtschlamm neigt i.a. während der Kampagne zu Blähschlamm. Die fehlende Vorklärung bei aeroben Stabilisierungsanlagen sowie die Zugabe von Kalkhydrat wirken sich positiv auf die Absetzeigenschaften des Schlammes aus /MfLWF, 1985/. Für die Nachklärung wird eine zulässige Oberflächenbeschickung von  $q_A \leq 0,5 \text{ m/h}$  genannt.

**Zusammenfassend** kann festgehalten werden, dass das Belebungsbeckenvolumen von Kläranlagen nach den Bemessungsparametern Raum- und Schlammbelastung ( $B_R$  und  $B_{TS}$ ) auszulegen ist. Grundsätzlich wird bei der Bemessung des Beckenvolumens von einer mittleren Kampagnebelastung ausgegangen, während die Belüftung für eine Spitzenbelastung dimensioniert wird. Die einzelnen Bemessungsvorgaben sind in Tabelle 3.2 zusammengefasst.

Tabelle 3.2: Zusammenfassung der Bemessungsvorgaben für Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination

	<i>ATV-Arbeitsbericht /1981/</i>	<i>Dokumentation Weinbauabwässer /MfLWF 1985/</i>
Reinigungsziel	C-Elimination	C-Elimination (aerobe Stabilisierung und Nitrifikation außerhalb der Kampagne)
Biologische Stufe	$B_R \leq 0,4 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ $B_{TS} \leq 0,15 \text{ kgBSB}_5/\text{kgTS}\cdot\text{d}$	$B_R \leq 2 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ "dynamische Bemessung" einzelner Anlagenteile; (aerobe Stabilisierung bei Normalbelastung mit $B_{TS} \leq 0,15 \text{ kgBSB}_5/\text{kgTS}\cdot\text{d}$ )
Belüftung	"Spitzenauerstofflast": E/Rebfläche < 1000 E/200: $O_B = 4 \text{ kgO}_2/\text{kgBSB}_5$ E/Rebfläche > 1000 E/200 ha $O_B = 5 \text{ kgO}_2/\text{kgBSB}_5$	mittlere Sauerstofflast $O_B = 2,5 \text{ kgO}_2/\text{kgBSB}_5$ bei kurzzeitigen "Spitzenbelastungen" bis max. 60 EGW <sub>60</sub> /ha
Nachklärung	$q_A \leq 0,2 \text{ m/h}$	$q_A \leq 0,5 \text{ m/h}$

Der ATV-ARBEITSBERICHT "WEINBEREITUNG" /1981/ gibt explizite Werte für die erforderlichen Raum- und Schlammbelastungen während der Kampagne vor. Zur Auslegung der Belüftung wird in Abhängigkeit vom Verhältnis Einwohner zu Rebflächen eine Sauerstofflast für Spitzenbelastungen festgelegt. Die Differenzierung der Kampagnebelastung in unterschiedliche Belastungsbereiche geschieht ausschließlich zur Auslegung der Belüftung; die Belebungsbeckenvolumina werden unabhängig von der Ausprägung der Kampagnebelastung bemessen.

Nach der DOKUMENTATION WEINBAUABWÄSSER /MfLWF, 1983 und 1985/ werden die Kläranlagen je nach Ausprägung der Kampagnebelastung in verschiedene Belastungsbereiche eingeteilt, für die dann unterschiedliche Vorgehensweisen zur Bemessung genannt werden. So werden bei geringer Kampagnebelastung nur die Belüftungsaggregate großzügiger ausgelegt. Bei "kritischen" Kampagnebelastungen ist das Volumen der Belebungsstufe mit einer Raumbelastung von  $\leq 2 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$  zu bemessen. Es wird empfohlen, die Schlammbelastung außerhalb der Kampagne so niedrig anzusetzen, dass bei Normallast der Schlamm aerob stabilisiert wird und gleichzeitig eine Nitrifikation zu erwarten ist.

Es ist zu ersehen, dass die Bemessungsvorgaben des ATV-Arbeitsberichts **wesentlich größere Sicherheiten** als die Bemessungsempfehlungen der Dokumentation Weinbauabwässer enthalten. Die Vorgaben dieser Dokumentation, die häufig bei der Bemessung von Weinbaukläranlagen in Rheinland-Pfalz berücksichtigt wurden, haben sich in der Praxis bewährt.

### **3.2 Aktuelle Bemessungshinweise für Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel gezielte Stickstoffelimination**

Das **ÖWAV-REGELBLATT 26 /1992/** empfiehlt wegen der saisonal bedingten stoßartigen Abwasserbelastung, die kommunale Kläranlage grundsätzlich "großzügig" zu bemessen. Die angegebenen Bemessungswerte orientieren sich an den Bemessungsparametern zur Kohlenstoffelimination  $B_R$  und  $B_{TS}$ , zielen aber auf eine Nährstoffelimination oder zumindest weitgehende Nitrifikation hin. So werden eine Raumbelastung von  $0,25 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$  und eine Schlammbelastung von  $0,08 \text{ kgBSB}_5/\text{kgTS}\cdot\text{d}$  während der Kampagne empfohlen. Daraus resultieren im Vergleich zur Bemessung mit dem Reinigungsziel der Kohlenstoffelimination rund eineinhalb bis knapp doppelt so große Belebungsbeckenvolumina. Die Belüftungsaggregate werden wie im ATV-ARBEITSBERICHT "WEINBEREITUNG" /1981/ ausgelegt. Dies bedeutet aber auch, dass der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation nicht berücksichtigt wird.

FLECKSEDER ET AL. /1994/ bevorzugt bei ausgeprägten saisonalen Belastungsschwankungen ein zweistufiges Anlagenkonzept. Die stoßweise anfallenden Belastungen aus der Obst- und Weinverarbeitung verursachen bei der Auslegung von einstufigen Anlagen nach den gängigen Bemessungsvorschriften mit den erforderlichen Sicherheiten sehr große Volumina, die nur kurzzeitig tatsächlich benötigt würden. Bemessungsansätze für die einzelnen Stufen werden jedoch nicht genannt.

Das **ATV-Merkblatt M 773 /1999/** empfiehlt in Anlehnung an die DOKUMENTATION WEINBAUABWÄSSER /Teil 2, MfLWF, 1985/ insbesondere für aerobe

Stabilisierungsanlagen eine Bemessung auf Normallast. Für den Lastfall "Kampagne" sollte i.d.R. ein Nachweis bei der maßgebenden Temperatur genügen. Für welche Belastungsbereiche diese Vorgehensweise gültig ist und inwieweit sie sich in der Praxis bewährt hat, wird nicht dargestellt. Wichtig ist der Hinweis, die Nachklärung und Schlammbehandlung für den Lastfall "Kampagne" auszulegen.

Zur Bemessung von kommunalen Kläranlagen zur gezielten Stickstoffelimination sind in Deutschland das **ATV-ARBEITSBLATT A 131 /1991/ bzw. /2000/** und das **Bemessungsverfahren der Hochschularbeitsgruppe (HSG) /BÖHNKE ET AL., 1989/** anerkannt. Während das ATV-ARBEITSBLATT A 131 /1991 und 2000/ ausschließlich zur Bemessung einer einstufigen Belebungsanlage befähigt, können mit dem Bemessungsverfahren der Hochschulgruppe mehrstufige Anlagen bei vorgegebenen Überwachungswerten ausgelegt werden. Trotz des unterschiedlichen Anwendungsspielraums basieren die Bemessungsverfahren auf denselben allgemeinen Grundlagen, die im Anhang A2 ausführlich erläutert sind. Da sowohl die Abwasserbeschaffenheit als auch die Belastung der Kläranlagen im Laufe eines Tages, einer Woche und des Jahres (insbesondere durch den Einfluss der Weinkampagne) variieren, ist die Formulierung verschiedener Lastfälle für eine wirtschaftliche Bemessung sowie eine flexible Betriebsführung von Kläranlagen in Weinbaugemeinden unbedingt erforderlich.

Der Lastfall "Kampagne" ist durch die höheren  $BSB_5$ -Frachten und das höhere  $BSB_5/TKN$ -Verhältnis gekennzeichnet. Letzteres bewirkt i.d.R. eine Erhöhung der Denitrifikationskapazität und folglich eine kleinere Denitrifikationszone. Die Nitrifikationszone wird dagegen aufgrund der höheren  $BSB_5$ -Belastung größer. Bei gleicher  $BSB_5$ -Belastung, aber unterschiedlicher Abwasserzusammensetzung mit einem  $BSB_5/TKN$ -Verhältnis zwischen 5 und 10, ergeben sich jeweils gleich große Volumen für das gesamte Belebungsbecken mit unterschiedlichen  $V_D/V_{BB}$  /SCHWEIGHOFER, 1996; ROTT UND SCHÖLER, 1997/.

Die Dimensionierung der Belebungsbecken basiert auf stationären Bemessungsansätzen, bei denen das Schlammalter die wichtigste Dimensionierungsgröße darstellt. Das Schlammalter wird im Wesentlichen von den  $BSB_5$ - und  $TS_0$ -Frachten sowie von der chemischen Phosphatfällung bestimmt. Es ist praktisch unabhängig von der nitrifizierten Stickstofffracht (s. Abbildung 3.1).

Die Nitrifikationsleistung, d.h. die nitrifizierbare Stickstofffracht, hängt von der mit Sauerstoff versorgten Nitrifikantenmenge ab ( $V_{N,aktuell} \cdot X_{BA}$ ). Die in den letzten Tagen mittlere, nitrifizierte Stickstofffracht sowie die Zerfallsrate bestimmen die vorhandene Nitrifikantenmenge. Das aerobe Schlammalter gewährt lediglich die Voraussetzung für ein Einwachsen der Nitrifikanten.

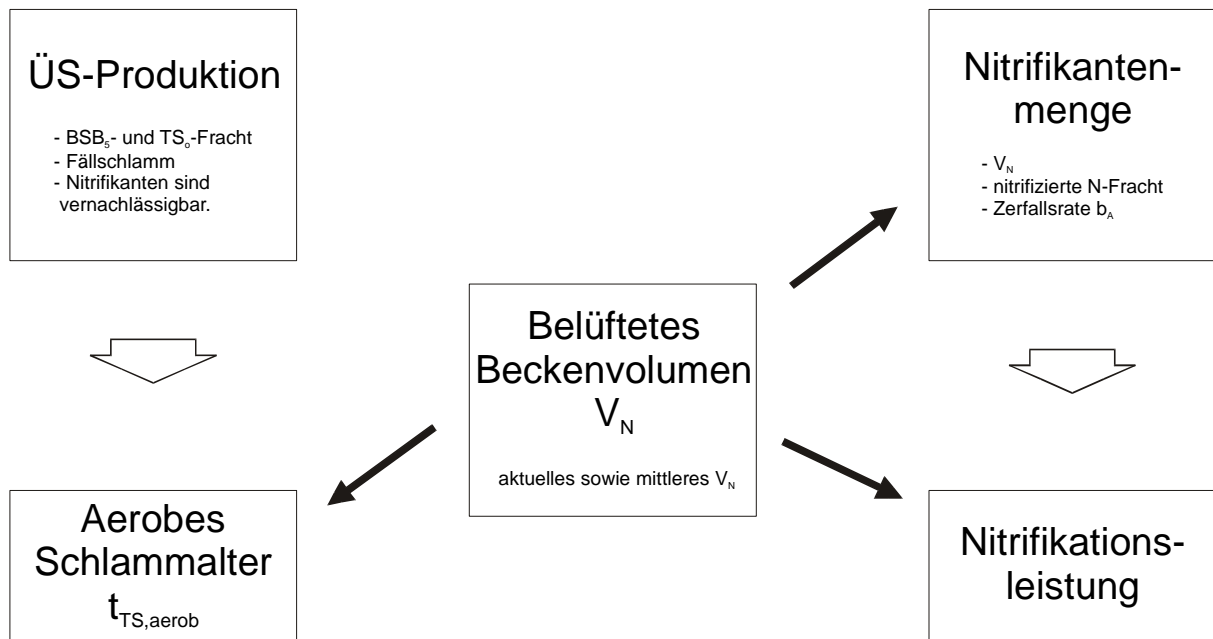


Abbildung 3.1: Abhängigkeiten zwischen dem Schlammalter und der Nitrifikantenkonzentration

Folglich basiert die Verknüpfung zwischen dem Bemessungsschlammalter und der Nitrifikationsleistung auf empirischen Erfahrungswerten, die für kommunales Abwasser mit charakteristischer Zusammensetzung gültig sind. Das angegebene Bemessungsschlammalter ist nicht auf Abwasser mit saisonal stark veränderter Zusammensetzung während der Kampagne übertragbar, da zwischen der Nitrifikationsleistung und dem Schlammalter praktisch kein direkter funktionaler Zusammenhang besteht.

Die stationären Bemessungsansätze (ATV-Arbeitsblatt A 131 und HSG) setzen einen stationären Zustand voraus, der bei kommunalen Kläranlagen ohne saisonale Einflüsse über einen gewissen Zeitraum näherungsweise gegeben ist. Belastungsschwankungen sowie negative Einflüsse auf die biologischen Abbauprozesse werden über empirisch ermittelte Sicherheitsfaktoren berücksichtigt. Die Sicherheitsfaktoren sind für kommunales Abwasser gültig und beruhen z.T. auf Erfahrungen oder sind entsprechend der Modellvorstellung theoretisch begründet. Die Übertragbarkeit der empirischen Sicherheitsfaktoren auf kommunales Abwasser, das durch die Weinkampagne beeinflusst wird, ist für den jeweiligen Anwendungsfall zu hinterfragen. Dies gilt z.B. auch für die Stoßfaktoren zur Auslegung der Belüftungsaggregate.

Vor der Anwendung der stationären Ansätze zur Bemessung von Weinbaukläranlagen ist daher zu überprüfen, inwieweit die *Voraussetzungen für einen stationären Zustand während der Kampagne* erfüllt sind. Ein stationärer Zustand ist bei einer Kläranlage dann erreicht, wenn sich bei einer gleichbleibenden Belastung eine konstante Reinigungsleistung einstellt und die Schlammzusammensetzung sich nicht verändert. Da zu Beginn der Kampagne die BSB<sub>5</sub>-Belastung sprunghaft ansteigt, reagiert das System auf die veränderte Belastung und Abwasserzusammensetzung. Nach einiger Zeit stellt sich idealerweise wieder ein neuer, stationärer Gleichgewichtszustand ein.



Speziell bei Weinbaukläranlagen sind jedoch folgende Aspekte zu beachten:

- Da die tägliche Belastung sowie die Abwasserzusammensetzung stark schwanken, sind die Belastungsverhältnisse als instationär zu bezeichnen.
- In Abhängigkeit von der Höhe der Belastung sowie der Dauer des Kampagnezeitraums kann am Ende der Kampagne ein stationärer Zustand erreicht werden. Dies ist jedoch für den Einzelfall zu überprüfen.
- Zur Zeit der Weinkampagne werden die kommunalen Kläranlagen mit höheren BSB<sub>5</sub>-Frachten bei gleichzeitig unveränderten Stickstofffrachten belastet. Während das Wachstum der heterotrophen Biomasse gesteigert wird, ist dagegen das Wachstum der Nitrifikanten rückläufig. Wegen des erhöhten Überschussschlammabzugs und des verminderten Wachstums der Nitrifikanten wird die Anzahl der Nitrifikanten in der Kläranlage reduziert, und die Nitrifikationskapazität der Kläranlage geht zurück. Die Voraussetzung eines stationären Zustands für die Nitrifikation ist zur Zeit der Kampagne nicht erfüllt.

Auf die Veränderung der Nitrifikantenpopulation wird im nachfolgenden Kapitel ausführlicher eingegangen.

### **3.3 Rückgang der Nitrifikantenpopulation während der Weinkampagne**

Aus der höheren Belastung während der Weinkampagne resultiert eine größere Menge an Überschussschlamm, die auf die erhöhten Frachten an Feststoffen im Zulauf aber auch auf das vermehrte Wachstum der heterotrophen Biomasse zurückzuführen ist. Folglich muss mehr Überschussschlamm aus der Belebungsstufe abgezogen werden und das Schlammalter verkürzt sich. Da für die gesteigerte Überschussschlammproduktion mehr Stickstoff benötigt wird, verbleibt den Nitrifikanten eine geringere Substratmenge als außerhalb der Kampagne. Der vermehrte Überschussschlammabzug und die geringere Substratmenge für die Nitrifikanten führen dazu, dass die Nitrifikantenpopulation nach und nach vermindert wird.

Die unvermeidliche Verringerung der Nitrifikantenpopulation führt zu der Überlegung, bei der Bemessung Sicherheitsreserven vorzuhalten, um nach der Kampagne eine stabile Nitrifikation zu gewährleisten. Dies untersuchte SCHWEIGHOFER /1996/ an zwei Bemessungsvarianten mit Hilfe der dynamischen Simulation. Dabei differenziert er bei der Bemessung einer kampagnebeeinflussten, einstufigen Belebungsanlage neben den beiden Lastfällen auch zwischen unterschiedlichen Anforderungen an die Reinigungsziele:

Fall a) Bei Normallast wird ein Schlammalter von rund 16 d und somit eine stabile Nitrifikation erreicht.

Während der Kampagne werden bei einem Schlammalter zwischen 4 und 5 d primär Kohlenstoffverbindungen abgebaut.

Fall b) Bei Normallast beträgt das Schlammalter ca. 33 d. Für den Kampagnezeitraum wird ein Schlammalter von 8 d angesetzt, um die Nitrifikation nach Ende der erhöhten Kohlenstoffbelastung zu begünstigen.

Bei Normallast hat das Abwasser eine typische kommunale Zusammensetzung mit einem TKN/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis von 0,2. Während der Kampagne, die hier mit 3 Wochen angesetzt ist,

wird das TKN/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis mit 0,05 so niedrig gewählt, dass das Wachstum gerade noch ohne Nährstofflimitierung vor sich gehen kann. Mit Hilfe der dynamischen Simulation zeigt SCHWEIGHOFER /1996/, dass bei beiden Bemessungsvarianten die mittleren NH<sub>4</sub>-N-Ablaufwerte **nach Ende der erhöhten Kohlenstoffbelastung** stark ansteigen (s. Abbildung 3.2) und der Überwachungswert von 10 mgNH<sub>4</sub>-N/l in beiden Fällen überschritten wird. Aufgrund der höheren BSB<sub>5</sub>-Belastung wird wesentlich mehr Überschussschlamm produziert und abgezogen, sodass die Nitrifikanten langsam aus der Kläranlage ausgetragen werden.

Für diese Simulationsstudie wird eine Kampagnebelastung gewählt, die rund vier mal höher als die Normalbelastung ist (Kampagne-/Normalbelastung = 4). Dies entspricht einer kommunalen Belastung von rund 5.000 EW bei Normalbelastung und einer zusätzlichen Belastung aus der Weinbereitung von rund 15.000 EW<sub>60</sub> bei ca. 1.500 ha angeschlossenen Rebflächen. Solche Belastungsverhältnisse kommen in Deutschland nur vereinzelt vor. Im Anbaugebiet der Vorderpfalz trifft dies für die Kläranlage Edenkoben zu (s. Tabelle 2.10).

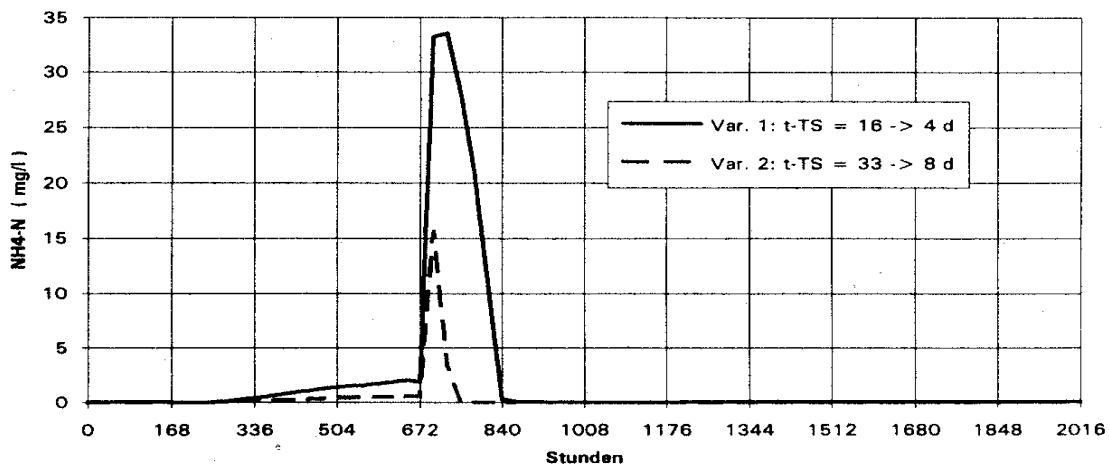


Abbildung 3.2: Verlauf der Ammoniumkonzentrationen im Ablauf vor (0 – 168 h), während (168 – 672 h) und nach der Kampagne (> 672 h) /SCHWEIGHOFER, 1996/.

Die Untersuchungen mittels dynamischer Simulation zeigen auf, dass mit der Einhaltung eines "Bemessungsschlammalters" während der Kampagne von 8d **keine ausreichenden Sicherheiten für eine stabile Nitrifikation unmittelbar nach der Kampagne** bestehen. **Dies bedeutet, dass neben dem Kampagnelastfall selbst der Lastfall "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" bei der Bemessung berücksichtigt werden muss, um eine sichere Einhaltung der Überwachungswerte garantieren zu können.**

SCHWEIGHOFER /1997/ stellt ein Sicherheitskonzept vor, bei dem ein sprunghafter Anstieg der zu nitrifizierenden Stickstofffracht berücksichtigt wird (s. Anhang A2). Diese Situation kann bei einem plötzlichen Produktionsstillstand eines Indirekteinleiters mit überwiegend BSB<sub>5</sub>-haltigem Abwasser oder am Ende der Weinkampagne auftreten. Das vorgeschlagene Sicherheitskonzept ist dann anwendbar, wenn die Ausgangssituation mit Hilfe eines stationären Ansatzes beschrieben werden kann. Voraussetzung hierfür ist, dass der Zustand der Kläranlage und somit auch deren Belastungssituation keinen Veränderungen unterliegt. Bei einem erheblichen Kampagneinfluss ist die Voraussetzung jedoch nicht erfüllt und das Sicherheitskonzept deshalb nicht anwendbar.

### 3.4 Fazit

Zur Bemessung von *Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination* werden im ATV-Arbeitsbericht und in der Dokumentation Weinbauabwässer explizite Vorgaben gemacht. Aufgrund einer detaillierten Betrachtung der Belastungsverhältnisse und Randbedingungen können mit Hilfe der Bemessungshinweise in der Dokumentation Weinbauabwässer die Belebungsanlagen wirtschaftlicher bemessen werden als nach den Vorgaben des ATV-Arbeitsberichts. Die Bemessungsvorgaben für *entsprechende Kläranlagen zur Stickstoffelimination* sind dagegen uneinheitlich. Trotz des großen Einsparpotenzials sind z.Zt. keine näheren Untersuchungen zur wirtschaftlichen Bemessung bekannt.

Für die Bemessung der Weinbaukläranlagen zur gezielten Stickstoffelimination müssen die Lastfälle "Kampagne" und "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" gesondert berücksichtigt werden. Die Anwendbarkeit der stationären Ansätze zur Berechnung der Lastfälle ist im Einzelfall zu überprüfen, da:

- die Erfahrungswerte für das Bemessungsschlammalter auf Kläranlagen mit stark veränderter Abwasserzusammensetzung nicht übertragbar sind,
- zur Zeit der Kampagne für die Nitrifikation die Voraussetzung eines stationären Zustandes nicht erfüllt ist und
- für den Lastfall "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" weder der Ausgangszustand ermittelt noch der Zuwachs der Nitrifikanten berücksichtigt werden kann.

Hier bietet es sich an, das Werkzeug "**dynamische Simulation**" zur Erfassung der Veränderungen der Schlammzusammensetzung während und unmittelbar nach der Kampagne einzusetzen, um eine wirklichkeitsnahe und optimale Planung von Kläranlagen mit saisonalen Belastungsschwankungen zu gewährleisten.

## 4. Grundlagen der dynamischen Simulation

### 4.1 Allgemeines

Die stationären Bemessungsansätze beruhen auf der Annahme eines stationären Zustands, d.h. dass keine Zustandsänderungen mit der Zeit stattfinden. Diese Betrachtungsweise ist für Kläranlagen über einen längeren Zeitraum begrenzt zulässig. Da die stationären Bemessungsansätze auf einem vereinfachten Modell der Wirklichkeit beruhen, sind sie daher prinzipiell ungenau und "unrichtig" /KROISS, 1997/. Zustandsänderungen, wie Schwankungen im Tagesgang, werden bei den stationären Bemessungsansätzen mittels empirisch ermittelter Stoß- und Schwankungsfaktoren erfasst. Diese Stoß- und Schwankungsfaktoren beruhen auf Erfahrungen, die unter ähnlichen Randbedingungen auch auf andere Anlagen übertragbar sind. Neben diesen expliziten Sicherheitsfaktoren, die nicht quantifizierbare Risiken berücksichtigen, sind in den Bemessungsansätzen und den Bemessungsgrundlagen selbst weitere Sicherheiten eingeschlossen /KROISS, 1997/.

Jeder stationäre Bemessungsansatz stellt somit einen Kompromiss dar, den Widerspruch zwischen der stochastischen Natur der Belastung und einem deterministischen Modell eines Abwasserreinigungsverfahrens zu überbrücken. Auch die dynamischen Simulationsmodelle vermögen diesen Widerspruch nicht zu lösen, sie sind aber universell verwendbar und in ihrer Anwendbarkeit nicht nur auf typisches kommunales Abwasser begrenzt. Das dynamische Verhalten einer Abwasserreinigungsanlage kann adäquat nur mit Simulationsmodellen beschrieben werden.

Je nach Fragestellung und Zielsetzung sind Modelle erforderlich, die in geeigneter Weise die Transport- und Umwandlungsprozesse beschreiben. Hierzu werden i. Allg. mathematische Modelle verwendet, die auf detaillierten Ursache - Wirkungsbeziehungen beruhen. Diese Art der Modellbildung basiert auf der Anwendung naturwissenschaftlicher Gesetzmäßigkeiten, die zu Bilanzgleichungen für Stoffe, Massen und Energien führen /ATV-ARBEITSBERICHT, 1997/. Werden dagegen ohne Kenntnis der inneren Zusammenhänge allein aus der Beobachtung des Ein-/Ausgangsverhaltens des Systems Modelle entwickelt, spricht man von einer empirischen Modellbildung.

Für die Praxis der Anwendung muss ein Kompromiss zwischen der detaillierten, naturwissenschaftlichen Abbildung der Realität und der Einfachheit und Robustheit der Modelle gesucht werden /KROISS, 1997/. Obwohl bei solch komplexen Prozessen wie der Abwasserreinigung die entwickelten Simulationsmodelle aufgrund des beschriebenen Kompromisses letztendlich auch nur eine grobe Annäherung an die Wirklichkeit darstellen, bieten sie die Möglichkeit, trotz der Vereinfachungen zu einem vertiefteren Prozessverständnis zu gelangen und dies in die Planung und den Betrieb einer Anlage einfließen zu lassen /NOWAK, 1997/.

Im nachfolgenden Kapitel werden die verschiedenen Modelle und die Einsatzmöglichkeiten der dynamischen Simulation bei der Planung und Optimierung von Belebungsanlagen vorgestellt. Dabei wird auf die Modellgrundlagen sowie die erforderlichen Messungen bzw. Abschätzungen zur Kalibrierung des Anlagenmodells ausführlich eingegangen, um die Eignung des Modells für die Anwendung auf kampagnebeeinflusste Kläranlagen und den erforderlichen Messaufwand festzustellen.

## 4.2 Modelle und Anwendungsbereiche

### 4.2.1 Modelle

Wird heute von der dynamischen Simulation von Belebtschlammanlagen gesprochen, so wird meist auf das IAWQ-Modell **ASM 1** (Activated Sludge Model No. 1) Bezug genommen. Das Modell wurde von der ehemaligen IAWPRC (heute IAWQ) "Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment" herausgegeben /HENZE ET AL., 1986/. Es basiert im Wesentlichen auf den Modellvorstellungen, die in den 70iger Jahren an der University of Cape Town in Südafrika entwickelt wurden /MARAIS UND EKAMA, 1976; EKAMA UND MARAIS, 1978; DOLD ET AL., 1980/. Zahllose spätere Veröffentlichungen beziehen sich auf das ASM 1 und neuere Simulationsmodelle für spezielle Anwendungsfälle bauen darauf auf. Das hat dazu geführt, dass heute international auf dem Gebiet der dynamischen Simulation die gleiche Sprache gesprochen wird.

Das ASM 1 ist konsequent auf *bilanzierbaren Größen* aufgebaut, im Wesentlichen auf CSB und Stickstoff, die den Rahmen vorgeben, in dem die kinetischen Prozesse ablaufen. Zur Beschreibung des Modells wurde die *Matrixform* gewählt, die dem Anwender ein Maximum an Übersichtlichkeit und Information bietet. Die Matrix beinhaltet alle stattfindenden Prozesse und die daran beteiligten Komponenten. Das ASM 1 besteht insgesamt aus 13 Modellkomponenten und 8 Umwandlungsprozessen und ist dazu gedacht, Sauerstoffverbrauch, Schlammproduktion, Nitrifikation und Denitrifikation "vorherzusagen". Die wesentlichen Modellgrundlagen des ASM 1 sind im Anhang A3 dargestellt.

Da das ASM 1 keine Aussagen zur Phosphorelimination trifft, wurde als Weiterentwicklung das ASM 2 /HENZE ET AL., 1995; GUJER ET AL. 1995/ veröffentlicht, das als zusätzlichen Prozess die biologische Phosphorelimination integrierte. Das **ASM 2** wird mit insgesamt 19 Modellkomponenten und 17 Umwandlungsprozessen beschrieben (bzw. 19 Umwandlungsprozesse einschließlich der chemischen Phosphorelimination). Das Modell ist außerordentlich umfangreich und für die praktische Anwendung derzeit nur bedingt geeignet /ATV-ARBEITSBERICHT, 1997/. Da es zudem unbefriedigende Ergebnisse liefert, hat es nie die internationale Anerkennung wie das ASM 1 gefunden. Inzwischen ist eine modifizierte Form ASM 2d veröffentlicht /HENZE ET AL., 1999/, in der die denitrifizierende Aktivität der phosphorakkumulierenden Organismen berücksichtigt wird.

Unter Einbeziehung neuer Forschungserkenntnisse lässt sich die Realität des Belebtschlammprozesses modellmäßig auch in anderer Weise als im ASM 1 abbilden. Das **ASM 3** /GUJER, ET AL., 1999/ beschreibt dieselben Prozesse wie das ASM 1 und ist auf demselben Prinzip hinsichtlich Matrixform und der Verwendung bilanzierbarer Größen aufgebaut. Neu ist die Speicherung von organischem Substrat und die Beschreibung der Lyse mit Hilfe der endogenen Atmung. Mit der Publikation des ASM 3 werden zugleich die bestehenden Mängel des ASM 1, die in der praktischen Anwendung bereits häufig ausgemerzt wurden, behoben. Das ASM 3 muss sich in der Praxis noch bewähren.

Programme zur dynamischen Simulation von Kläranlagen wurden von vielen Institutionen entwickelt, wie z.B. GPS-X (Hydromantis, Kanada), A-111 (Firma Aqua System, Schweiz), ARASIM (ISA Aachen, Uni Passau), KSIM (Uni Siegen) und SIMBA (ifak Magdeburg, Otterpohl Wasserkonzepte Lübeck). Die Programme sollten jede erwünschte

Anlagenkonfiguration simulieren können und einfach erweiterbar sein. Je nach Anforderungen des Anwenders können also verschiedene Programme mehr oder weniger geeignet sein. In den letzten Jahren verbesserte sich die Anwenderfreundlichkeit der Simulationsprogramme deutlich /ABELING, 1997/.

#### 4.2.2 Anwendungsbereiche

Die Dimensionierung einer Kläranlage wird i.d.R. mit einem stationären Bemessungsmodell durchgeführt. In *begründeten* Fällen, z.B. einer stark veränderten Abwasserzusammensetzung durch einen maßgebenden Indirekteinleiter, ist es angebracht, von diesem Verfahren abzuweichen und dafür die dynamische Simulation einzusetzen. Darüber hinaus gibt es eine ganze Reihe von sinnvollen Einsatzbereichen im Planungsstadium /DORGELOH, 1996; ATV-ARBEITSBERICHT, 1997; NOWAK, 1997/, es sind u.a.:

- Vergleich verschiedener Verfahrensvarianten unter exakt gleichen Randbedingungen,
- Suche nach der optimalen Betriebsweise (Einbindung vorhandener Becken, Variation des Verfahrenskonzepts, Ablaufwerte, Energie- und Betriebskosten, etc.),
- Auslegung und Anordnung der Belüftungsaggregate,
- Steuer- und Regelstrategien (z.B. für die Aufteilung der belüfteten und unbelüfteten Beckenzonen, Intervallzeiten bei intermittierender Belüftung, Bewirtschaftung der Prozesswässer),
- Anordnung der Messgeräte (Anzahl und Ort, Auswirkung der unvermeidbaren Totzeiten, etc.),
- Ermittlung kritischer Betriebszustände und
- Entwicklung von Stör- und Ausfallstrategien.

Ausführliche Darstellungen zum Einsatz des Werkzeugs "dynamische Simulation" bei der Planung und Optimierung von Kläranlagen anhand konkreter Beispiele sind z.B. in /LONDONG, 1993; OTTERPOHL, et al., 1994a; DUPONT ET AL., 1994; LONDONG, 1997; LADIGES ET AL., 1998; CARUCCI ET AL., 1998/ zu finden.

Der Einsatz der dynamischen Simulation im Planungsstadium und zur Betriebsoptimierung oder auch zur Aus- und Weiterbildung ohne eine direkte Verknüpfung mit dem Abwasserreinigungsprozess wird *Off-line-Simulation* genannt. Da mittels dynamischer Simulation komplexe Vorgänge und Zusammenhänge, die a priori schwer zu verstehen sind, aufgezeigt und begriffen werden können, bietet sich der Einsatz von Simulationsprogrammen in der Aus- und Weiterbildung geradezu an /NOWAK, 1997/. Erfahrungen hierzu sind veröffentlicht /WOLTER, 1998; EGEMEN, ET AL., 1998; und JOCHIMSEN, 1999/.

Unter *On-line-Simulation* wird die Anbindung eines Simulationsprogrammes an das Prozessleitsystem der Kläranlage verstanden /ATV-ARBEITSBERICHT, 1997/. Bis vor kurzem waren konkrete Anwendungsbeispiele zur On-line-Simulation kaum vorhanden und oft unzureichend dokumentiert /NOWAK, 1997/. Inzwischen sind jedoch einige Applikationen beschrieben /FREUND ET AL., 1996; KOLISCH ET AL., 1998; FREUND ET AL., 1998; ALEX ET AL., 1998/.

### 4.3 Modellbeschränkungen

Um über die Eignung der Modelle für den Einsatz zur Simulation von kampagnebeeinflussten Kläranlagen urteilen zu können, werden nachfolgend die Mängel und Unzulänglichkeiten der Modelle erörtert.

Bei **allen** bisher genannten Modellen (ASM 1, ASM 2d, ASM 3) sind folgende **grundsätzlichen Einschränkungen** zu nennen:

- Der CSB-Ablaufwert lässt sich nur annähernd vorhersagen, insbesondere bei solchen Anlagen, bei denen der gelöste CSB nur zu einem geringen Teil zum Gesamt-CSB im Ablauf beiträgt. Die Abschätzung des Feststoffanteils im Ablauf muss mit Hilfe von Simulationsmodellen für Nachklärbecken vorgenommen werden. Die bisher bekannten Nachklärbeckenmodelle liefern jedoch bei Mischwasserzufluss keine hinreichend genauen Ergebnisse. Ihr Einsatz eignet sich daher eher für einen relativen Vergleich zwischen verschiedenen Konzepten.
- Der Nitratgehalt im Ablauf kann unabhängig vom verwendeten Modell nur relativ ungenau bestimmt werden. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentration ergibt sich aus einer Bilanzierung des Stickstoffs, die auch von der CSB-Bilanz bzw. der Bestimmung der Überschussschlammproduktion beeinflusst wird (Stickstoff im Zulauf abzüglich des Stickstoffs, der mit dem Überschussschlamm einschließlich Schlammabtrieb aus der Nachklärung sowie durch Denitrifikation aus dem Abwasser entfernt wird und abzüglich des gelösten TKN im Ablauf). Die Fehler aus der Bilanzierung der einzelnen Prozesse addieren sich bei der Berechnung der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentration.
- In die Modelle wurde die Alkalität als Modellkomponente aufgenommen, obwohl die im Belebungsverfahren stattfindenden Prozesse, insbesondere die Nitrifikation, nicht durch die Alkalität, sondern durch den pH-Wert beeinflusst werden. Für die mathematische Beschreibung dieses Einflusses stehen jedoch nur wenige Ausdrücke zur Verfügung. Im ASM 1 wird grundsätzlich vorausgesetzt, dass der pH-Wert konstant ist und innerhalb des neutralen Bereichs liegt. Die Einführung der Alkalität als Modellkomponente ermöglicht es dem Anwender, potenzielle pH-Wert-Probleme zu erkennen /HENZE ET AL., 1987/.
- In den genannten Modellen wird die Nitrifikation als einstufiger Prozess dargestellt, da bei den im kommunalen Abwasser auftretenden Temperaturbereichen die Nitritoxidation wesentlich rascher als die Ammoniumoxidation verläuft. Nitrit wird nicht freigesetzt. Ab  $27^\circ\text{C}$  wird die Nitritoxidation zum geschwindigkeitsbestimmenden Prozess. In derartigen Temperaturbereichen muss die Nitrifikation als zweistufiger Prozess modelliert werden /NOWAK ET AL., 1995/.

Das **ASM 1** weist eine Reihe von **Unzulänglichkeiten** auf, die zum Teil in den Simulationsprogrammen bereits korrigiert sind:

- Dem Originalmodell fehlen beim heterotrophen Umsatz Monod-Terme zur *Limitierung des Wachstums bei Mangel an Ammonium bzw. an Alkalinität* /GUJER ET AL., 1999/. In der Praxis wurden die fehlenden Monod-Terme meist in die Modellmatrix eingefügt /z.B. IFAK, 1997/.
- Die Mikroorganismen sind in der Realität in der Lage, *bei Mangel an Ammonium-Stickstoff Nitrat aufzunehmen* /VAN LOOSDRECHT UND JETTEN, 1998/. Dies kann durch Einfügen von Schalttermen in die Modellmatrix berücksichtigt werden /z.B. IFAK, 1997/.
- Wenn Nitrat bereits vollständig abgebaut ist, können in der Denitrifikationszone anaerobe Milieubedingungen herrschen, weshalb bei vielen Simulationsprogrammen /z.B. IFAK, 1997/ die *anaerobe Hydrolyse der Kohlenstoffverbindungen* in das Modell integriert wurde.
- Im Originalmodell ASM 1 sind keine Monod-Terme zur Beschreibung der Hemmkinetik für die Nitrifikation vorgesehen. Diese können je nach Erweiterungsfähigkeit der Simulationsprogramme in die Modellmatrix eingefügt werden. Der Hemmterm entspricht quasi einem umgekehrten Monod-Term, wie er auch als Schaltterm an verschiedenen Stellen im Modell bereits integriert ist.
- Das ASM 1 enthält (explizit) die Modellkomponenten "gelöster und partikulär abbaubarer organischer Stickstoff", die nur sehr aufwendig zu messen sind. In den inerten CSB-Fractionen ist (implizit) Stickstoff enthalten, der entsprechend zu berücksichtigen ist, jedoch nicht explizit angeführt wird. Die Zulauffraktionierung und die Stickstoffbilanz werden dadurch unübersichtlich und aufwendig zu überprüfen. Dies ist als Nachteil für die praktische Anwendung zu werten. Des Weiteren fehlt die Modellkomponente inerte, gelöster organischer Stickstoff /NOWAK, 1997/, welche insbesondere bei Kläranlagen mit maßgebenden Industrieinfluss entsprechend beachtet werden sollte.
- Das ASM 1 differenziert beim inerten organischen Material nach dessen Herkunft, d.h. ob es aus dem Rohabwasser ( $X_i$ ) oder beim Zerfall von Biomasse entstanden ( $X_p$ ) ist. In der Realität lassen sich diese beiden Fraktionen nicht unterscheiden. Sie könnten zu einer Fraktion zusammengeführt werden, da sie keinen weiteren Umwandlungsprozessen unterworfen sind. Dies wird von GUJER ET AL. /1999/ als Mangel aufgeführt, obwohl damit sinnvoll die Herkunft der im Belebtschlamm enthaltenen Fraktionen abgeschätzt bzw. unterschieden werden kann und somit diese Vorgehensweise praktische Vorteile bietet.
- Im Originalmodell ASM 1 wird der an die Biomasse gebundene Stickstoff beim Zerfall in partikulären organischen, danach in gelösten organischen Stickstoff und schließlich in Ammonium umgewandelt. In der Praxis hat sich herausgestellt, dass die Raten dieser Prozesse (Hydrolyse des organischen Stickstoffs und Ammonifikation) von untergeordneter Bedeutung sind. In neueren Modellanwendungen auf der Basis des ASM 1 wird daher häufig die Stickstofffreisetzung direkt als Ammonium beim Zerfall und/oder bei der Hydrolyse angesetzt /vgl. z.B. KAPPELER, 1992; NOWAK, 1996/.



- Der Hydrolyseprozess hat einen entscheidenden Einfluss auf den Sauerstoffbedarf bzw. auf die Denitrifikation. Die kinetischen Parameter sind für diesen Prozess schwer zu ermitteln /GUJER ET AL., 1999/.
- Treten in denitrifizierenden Kläranlagen anaerobe Milieuzustände auf, so ist auch eine biologische Phosphorelimination zu erwarten. Um diesen Prozess und auch die chemische Phosphorelimination zu berücksichtigen, muss mit der Modellweiterentwicklung ASM 2d gearbeitet werden. Nachteil dieses Modells ist jedoch die große Anzahl an Modellparametern und Umwandlungsprozessen, die den Aufwand für die Simulation erheblich vergrößert.
- Unter anaeroben und anoxischen Milieubedingungen wurde die Speicherung von organischen Kohlenstoffverbindungen beobachtet, die zu höheren Konzentrationen an verfügbaren, leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen führt /KROISS, 1997; GUJER ET AL., 1999/. Dies wird im ASM 3 berücksichtigt.
- Die Zerfallsrate der nitrifizierenden Biomasse ist unter anoxischen und anaeroben Bedingungen deutlich geringer (rund 50%) als unter aeroben Bedingungen /NOWAK, 1996; SIEGRIST ET AL., 1998). Bei einem hohen Schlammalter und großen anoxischen Volumenanteilen führt dies zu einer Fehleinschätzung der maximalen Nitrifikationskapazität /GUJER ET AL., 1999/. Die je nach Milieubedingungen unterschiedlichen Zerfallsraten sind beim ASM 3 und beim ASM 1 der Simba-Version 3.3<sup>+</sup> berücksichtigt.

**Zusammenfassend** lässt sich feststellen, dass die Kohlenstoffelimination aufgrund der Vielzahl an Substraten, die in dem Summenparameter CSB bzw. dessen zwei abbaubaren Fraktionen zusammengefasst sind, modellhaft nur ungenau erfasst ist. Diese grundlegende Vereinfachung kann auch durch die veränderte Modellphilosophie des ASM 3 nicht umgangen werden und betrifft somit **alle** Modelle. Dagegen liefert die Nachbildung der Nitrifikation als einstufigen Prozess bei allen drei Modellen eine hinreichend gute Übereinstimmung mit der Realität.

Einen wesentlichen Einfluss auf die Modellgüte haben die Erstellung und die Kalibrierung des Anlagenmodells, die im nachfolgenden Kapitel beschrieben werden.

#### **4.4 Modellerstellung, -kalibrierung und -verifikation am Beispiel des ASM 1**

Zur Erstellung eines Modells gehört die Festlegung der Anlagenkonfiguration und der Modellparameter. Der ermittelte Parametersatz (stöchiometrische und kinetische Koeffizienten) sowie die Abwasserzusammensetzung müssen kalibriert werden, d.h. ihre Gültigkeit für das verwendete Modell ist anhand von Betriebsergebnissen an der Realität zu überprüfen. Die Modellkalibrierung findet iterativ statt.

Zur Bestimmung der Eingangsgrößen für die Modellierung gibt es z.Zt. keine einheitliche Methodik /MÜLLER, 1997b/. Vielmehr erfordert die große Anzahl an z.T. widersprüchlichen Veröffentlichungen ein sehr hohes Kenntnissniveau des Anwenders und eine ständige Aktualisierung der Methoden /WOLTER, 1998/. Eine gute Übersicht über Messungen zur Charakterisierung der Schlammbiozönose und der Abwasserzusammensetzung geben

folgende Publikationen: KAPPELER UND GUJER, 1992; KRISTENSEN ET AL., 1992; HENZE, 1992 und HENZE ET AL., 1995.

Ein Verzeichnis der Literatur zur Messung bzw. Abschätzung von kinetischen und stöchiometrischen Parametern sowie zur Charakterisierung der Abwasserzusammensetzung ist im Anhang A4 zu finden. Für die ermittelten Parameter ist jedoch nicht so sehr die Richtigkeit der Werte per se ausschlaggebend, sondern ihre Gültigkeit innerhalb der Modellanwendung.

#### **4.4.1 Festlegung der Anlagenkonfiguration**

In der ersten Phase der Modellerstellung müssen die Anlage und die Betriebsführung korrekt nachgebildet werden. Hierzu gehören neben der Abbildung des Fließschemas und der Reaktorkonfiguration auch folgende Aspekte:

- Aufteilung des gesamten Belebungsbeckenvolumens in verschiedene Milieuzonen,
- Erfassung der internen Rezirkulationsströme und der Schlammrückführung,
- Durchströmungsverhalten der Anlage (Kurzschlussströmungen, Rückvermischungen, etc.),
- Durchmischungsverhalten der Anlage (z.B. Sauerstoffprofile),
- Regelstrategien (Belüftung, Rücklaufschlamm, Überschussschlammabzug, etc.),
- Abbauprozesse in der Nachklärung sowie
- Bewirtschaftungsstrategien von Prozesswässern.

Das Durchmischungsverhalten eines Belebungsbeckens kann mit mehreren ideal durchmischten Rührkesseln nachgebildet werden /WATSON ET AL., 1994/. Der korrekten Abbildung des Durchströmungs- und Durchmischungsverhaltens wird erst in jüngster Zeit vermehrt Aufmerksamkeit gewidmet /HUNZE, 1996; LONDONG ET AL., 1997/. Problematisch ist die korrekte Nachbildung insbesondere bei oberflächenbelüfteten Umlaufgräben, die eine 2- oder sogar 3-dimensionale Modellstruktur erfordern /ALEX ET AL., 1998b/.

#### **4.4.2 Charakterisierung der Abwasserzusammensetzung**

Zur Beschreibung der Abwasserzusammensetzung im Zulauf einer Anlage werden insgesamt 13 Modellkomponenten benötigt, die jedoch nicht alle analytisch bestimmt werden können und müssen. Im Folgenden wird eine Übersicht gegeben, welche Parameter zu messen sind, welche aus Untersuchungen abzuschätzen sind und welche bei der Kalibrierung festgelegt werden.

**Direkt messbar** sind folgende Größen:

Q	Zulaufvolumenstrom [m <sup>3</sup> /d]
S <sub>NH</sub>	gelöster NH <sub>4</sub> -N [mg/l]
S <sub>NO</sub>	gelöster NO <sub>3</sub> - und NO <sub>2</sub> -N [mg/l]
S <sub>ND</sub>	gelöster, biologisch abbaubarer organischer Stickstoff [mg/l]
S <sub>O2</sub>	gelöster Sauerstoff [mg/l]
S <sub>Alk</sub>	Alkalität (Säurekapazität) [mmol/l]
ϑ	Temperatur [°C]
TKN	Summe aus gesamtem organischen Stickstoff und NH <sub>4</sub> -N (keine Modellkomponente) [mg/l]
CSB <sub>ges</sub>	Gesamt-CSB (keine Modellkomponente) [mg/l]

Der Gesamt-CSB (CSB<sub>ges</sub>) beschreibt die Summe der einzelnen CSB-Fractionen:

$$\text{CSB}_{\text{ges}} = S_i + S_s + X_i + X_s + X_p + X_{\text{BH}} + X_{\text{BA}} \quad (\text{Gl. 4.8})$$

mit	S <sub>i</sub>	gelöster, inerte CSB
	S <sub>s</sub>	gelöster, leicht abbaubarer CSB
	X <sub>i</sub>	partikulärer, inerte CSB
	X <sub>s</sub>	partikulärer, langsam abbaubarer CSB
	X <sub>p</sub>	inert-partikuläre organische Stoffe, die beim Zerfall der Biomasse entstehen
	X <sub>BH</sub>	heterotrophe Biomasse in [mgCSB/l]
	X <sub>BA</sub>	autotrophe Biomasse in [mgCSB/l].

Der Gesamt-CSB im Zulauf wird häufig um bis zu 20% unterschätzt /MOSER, 1993; KROISS, 1994/, da partikuläre Stoffe bei der Probennahme und Analytik nur selten vollständig erfasst werden. Als weitere Ursache für eine Unterschätzung wäre ein Vorabbau im Probennahmegefäß zu nennen. Neuere Untersuchungen zeigen, dass bei der Verwendung von automatischen Probennehmern nach dem Vakuum-Prinzip Sedimentationsprozesse bei der Probennahme zu einer Überschätzung der CSB-Konzentration um bis zu 50% führen können /DEMOULIN UND HAIDER, 2000/.

Der gelöste, inerte CSB (**S<sub>i</sub>**) kann über eine CSB-Messung aus einer filtrierten Ablaufprobe oder aus einem Batchversuch **sehr genau abgeschätzt** werden. Der leicht abbaubare, gelöste CSB (**S<sub>s</sub>**) lässt sich mit Hilfe von Atmungsmessungen mit relativ geringem messtechnischen Aufwand **abschätzen**.

Problematisch sind die Messungen bzw. Abschätzungen der partikulären CSB-Fractionen. Die autotrophe Biomasse X<sub>BA</sub> und die Zerfallsprodukte X<sub>p</sub> können im Zulauf vernachlässigt werden. Da die Modellanlage beim "Einfahren" mit Biomasse angeimpft werden muss, darf X<sub>BA</sub> jedoch nicht gleich Null gesetzt werden. Allgemein wird die Konzentration der autotrophen Biomasse **X<sub>BA</sub> < 1%** des Gesamt-CSB **angenommen** und **X<sub>p</sub> gleich Null gesetzt**.

Da der schwer abbaubare CSB ( $X_s$ ) neben partikulären Bestandteilen auch kolloidal gelösten CSB beinhaltet, kann die Fraktion nicht aus einer membranfiltrierten Probe analysiert werden.  $X_s$  und  $X_i$  dienen häufig als **Kalibrierparameter**. Mit ihnen lassen sich Sauerstoffverbrauch, Schlammzusammensetzung und Überschussschlammproduktion in weiten Bereichen variieren. Nach einer Methode von MARAIS UND EKAMA /1976/ kann  $X_i$ , unter der Voraussetzung eines stationären Zustands, über die Aufstellung einer Prozessbilanz ermittelt werden.

$X_i$  reichert sich in Belebtschlämmen mit höherem Schlammalter an, so dass auch hier sinnvolle Kontrollmöglichkeiten für den Abgleich zwischen Modell und Realität bestehen. URBAIN ET AL. /1998/ fanden bei Untersuchungen an einer Versuchsanlage mit vollständigem Biomassenrückhalt (Membrananlage) einen  $X_i$ -Anteil im Belebtschlamm von ca. 9% bei einem Schlammalter von rund 5d, bei einem höheren Schlammalter (20d) einen Anteil von rund 27%.

Der partikuläre, biologisch abbaubare organische Stickstoff  $X_{ND}$  lässt sich über eine Stickstoffbilanz **abschätzen**:

$$X_{ND} = TKN - S_{NH} - S_{ND} - i_{Si} \cdot S_i - i_{Xi} \cdot X_i - i_{XB} \cdot X_{BH} \quad (\text{Gl. 4.9})$$

- Mit  $i_{Si}$  Stickstoffanteil in der gelösten, inerten CSB-Fraktion  
 $i_{Xi}$  Stickstoffanteil in der partikulären, inerten CSB-Fraktion  
 $i_{XB}$  Stickstoffanteil in der heterotrophen Biomasse.

Für die Zusammensetzung des kommunalen Abwassers gibt es typische Schwankungsbereiche für die einzelnen Fraktionen, sie können allerdings durch eine Vorbehandlung wie z.B. eine Vorklärung wesentlich verändert werden können (s.a. Tabelle 4.1). Die angegebenen Werte beschränken sich auf den Trockenwetterzufluss.

Obwohl die Konzentrationen im Tagesverlauf schwanken, geht HENZE /1992/ vereinfachend von einer weitgehend konstanten Abwasserzusammensetzung aus. I.d.R. liefern Messungen der Zulauffraktionen, z.B. der leicht abbaubaren, gelösten organischen CSB-Verbindungen, häufig nur streuende Werte in einem Bereich /MÜLLER, 1997b/. Dies bestätigen auch Untersuchungen von BORNEMANN UND LONDONG /1998/, deren Eingangsdaten für eine Online-Simulation auf einer Online-BSB-Messung und somit einer variablen Zulauffraktionierung basieren. Für denitrifizierende Anlagen erweist sich der leicht abbaubare gelöste CSB ( $S_s$ ) als sehr sensitiv, weshalb die zeitlichen Veränderungen dieser Fraktion bei Online-Anwendungen erfasst werden müssen. Andere Fraktionen sind für die Ablaufkonzentrationen weniger sensitiv, z.B. die inerte partikuläre Fraktion  $X_i$ , die über längere Zeiträume die Zusammensetzung des Schlammes beeinflusst.

Tabelle 4.1: Bandbreite der Abwasserzusammensetzung

Fraktion	Rohabwasser /HENZE ET AL., 1986; HENZE, 1992/,	vorgeklärtes Abwasser /BORNEMANN ET AL., 1998/
$S_i$	5 - 10% des $CSB_{ges}$	7% des $CSB_{ges}$
$S_s$	10 - 30% des $CSB_{ges}$	20% des $CSB_{ges}$
$X_i$	10 - 30% des $CSB_{ges}$	10% des $CSB_{ges}$
$X_s$	30 - 60% des $CSB_{ges}$	48% des $CSB_{ges}$
$X_{BH}$	5 - 25% des $CSB_{ges}$	15% des $CSB_{ges}$
$X_{BA}$	0,02mg/l	0,01mg/l
$X_P$	ca. 0 mg/l	ca. 0 mg/l
$S_{Alk}$	4 - 18 mmol/l	4 - 18 mmol/l
$S_{NH}$	50 - 90%TKN	50 - 90%TKN
$S_{NO}$	0 - 3mg/l	0 - 3mg/l
$S_{ND}$	1% von $S_s$	1% von $S_s$
$S_{O_2}$	0,1 mg/l	0,1 mg/l

#### 4.4.3 Charakterisierung der Schlammbiozönose

Bei der Festlegung der kinetischen Koeffizienten erweckt die Übersetzung des in der englischsprachigen Literatur gebräuchlichen Begriffs "Estimation" mit "Messung" (statt mit "Abschätzung") einen (falschen) Eindruck von Genauigkeit. Im deutschsprachigen Raum besteht nun die Vorstellung, die kinetischen und stöchiometrischen Parameter könnten genau bestimmt werden, um sie für die dynamische Simulation endgültig festzulegen.

Prinzipiell sind die Ergebnisse aus Batch-Versuchen "nur mit Vorsicht" auf kontinuierlich durchflossene Anlagen übertragbar /NOVÁK ET AL., 1994/. Einer der wichtigsten Faktoren für die Auslegung von Batch-Versuchen ist das Verhältnis  $S_0/X_0$  (Ausgangssubstratkonzentration zu Ausgangsbiomasse) /NOVÁK, ET AL., 1994; VANROLLEGHEM, ET AL., 1995/. Das Verhältnis  $S_0/X_0$  beeinflusst direkt das Belebtschlammverhalten und führt zu unterschiedlichen Charakteristiken /CHUDOBA ET AL., 1992; GRADY ET AL., 1996; POLLARD, ET AL., 1998/. Die festgelegten kinetischen und stöchiometrischen Parameter sind bei einer Änderung des Modellkonzepts nicht übertragbar /YUAN UND STENSTROM, 1996/, sondern neu zu kalibrieren. VANROLLEGHEM UND COEN /1995/ ziehen hieraus den Schluss, dass *aufwendige* Batch-Versuche zur biologischen Charakterisierung weder praktikabel noch informativ genug sind. Zur einfachen Charakterisierung der Abwasser- und Schlammzusammensetzung eignen sich besonders Atmungsmessungen, die mit geringem Aufwand durchzuführen sind und eine hohe Aussagekraft erreichen. Methodenbeschreibungen hierzu finden sich z.B. bei SPANJERS UND VANROLLEGHEM /1995/, NOWAK /1996/, BROUWER ET AL. /1998/ und VANROLLEGHEM /1999/. Einige der Parameter (z.B.  $Y_H$  und  $b_H$ ) lassen sich mit Hilfe einer

CSB-Bilanz abschätzen /NOWAK, 1997/. Häufig liefern die Versuche eine Größenordnung für die Parameter und die Abwasserzusammensetzung, die dann durch Modellkalibrierung angepasst werden müssen.

Eine Übersicht über "gemessene" kinetische und stöchiometrische Parameter zeigt, dass nur wenige Parameter in größeren Bereichen schwanken /WOLTER, 1998/. Ein Großteil der Parameter ist als weitgehend konstant anzunehmen und basiert auf Erfahrungswerten. BORNEMANN ET AL. /1998/ veröffentlichten eine Liste mit *Standardparametern*, die auf Literaturwerten, konkreten Messungen und Erfahrungen bei der Durchführung von Simulationsstudien mehrerer Anwender beruhen. Bereits durchgeführte Simulationsstudien wurden nochmals mit diesem Standardparametersatz simuliert. Der Vergleich zeigte eine gleiche bis sogar bessere Übereinstimmung der Simulationsergebnisse mit den realen Messwerten bei der Verwendung des Standardparametersatzes. Einen sehr viel größeren Einfluss auf die Übereinstimmung mit Messwerten hat nach Ansicht der Autoren die korrekte Nachbildung der Anlagenkonfiguration. Erst wenn die Betriebsführung und die Anlage realitätsnah abgebildet sind und noch keine zufriedenstellende Übereinstimmung mit den Messwerten erreicht ist, sollte die kinetischen und stöchiometrischen Parameter verändert werden /BORNEMANN ET AL., 1998/.

Zur realitätsnahen Abbildung der Anlage gehört auch die Abschätzung des mineralischen Anteils im Belebtschlamm über die Messung der CSB-Konzentration des TS-Gehalts. Untersuchungen ergaben ein weitgehend konstantes CSB/oTS-Verhältnis von rund 1,42 - 1,48 /MCCARTY, 1965; MARAIS UND EKAMA, 1976; WARNER ET AL., 1986/.

In Tabelle 4.2 sind die Parameter zusammengefasst, die nur geringfügig schwanken.

Tabelle 4.2: Auf Erfahrungswerten basierende Parameter, die nur geringfügig schwanken

Parameter	Wert bei 20°C /HENZE ET AL., 1986/	Schwankungsbereich /BORNEMANN ET AL., 1998/
$Y_A$	Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse [gCSB/gN]	0,24
$i_{XB}$	Stickstoffanteil in der Biomasse [gN/gCSB]	0,086
$i_{XP}$	Stickstoffanteil in den inerten Resten der abgestorbenen Biomasse [gN/gCSB]	0,06 0,05 - 0,07
$f_p$	Partikuläre inerte Fraktion der Absterbeprodukte [-]	0,08 0,07 - 0,1
$K_{NO}$	Halbwertskoeffizient für die Nitrataufnahme [gNO <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> ]	0,5
$K_{alk,H}$	Alkalinität-Sättigungsbeiwert für heterotrophe Biomasse [mol/m <sup>3</sup> ]	0,1
$K_{alk,A}$	Alkalinität-Sättigungsbeiwert für autotrophe Biomasse [mol/m <sup>3</sup> ]	0,25
$K_{O,AN}$	Sättigungsbeiwert für Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen [gCSB/m <sup>3</sup> ]	0,2
$K_{NH,NO}$	NH- und NO-Sättigungsbeiwert für heterotrophe Biomasse [gN/m <sup>3</sup> ]	0,1

In Tabelle 4.3 sind die Parameter dargestellt, die in weiten Bereichen schwanken und über Messungen abgeschätzt werden können. Eine Übersicht über die verschiedenen Messmethoden sowie Literaturhinweise finden sich im Anhang A4.

Tabelle 4.3: Aus "Messungen" abschätzbare Parameter (nach /BORNEMANN ET AL., 1998/)

Parameter		Wert	Schwankungsbreite bei 20°C
$Y_H$	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse [gCSB/gCSB]	0,67	0,6 - 0,7
$\mu_H$	Wachstumsgeschwindigkeit heterotropher Biomasse [1/d]	$4 \cdot \exp(-0,069 \cdot (20-T))$	3 - 6
$K_S$	Halbwertscoefficient für das heterotrophe Wachstum [gCSB/m <sup>3</sup> ]	5	1 - 5
$K_{OH}$	Halbwertscoefficient für die Sauerstoffaufnahme der heterotrophen Biomasse [gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ]	0,2	0,2 - 0,5
$b_H$	Zerfallsrate heterotropher Biomasse [1/d]	$0,4 \cdot \exp(-0,069 \cdot (20-T))$	0,3 - 0,5
$\mu_A$	Wachstumsgeschwindigkeit autotropher Biomasse [1/d]	$0,9 \cdot \exp(-0,098 \cdot (20-T))$	≤ 1,0
$K_{NH}$	Halbwertscoefficient für die Ammoniumaufnahme [gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>3</sup> ]	0,5	0,2 - 0,7
$K_{OA}$	Halbwertscoefficient für die Sauerstoffaufnahme der autotrophen Biomasse [gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ]	0,4	0,3 - 0,6
$b_A$	Zerfallsrate autotropher Biomasse [1/d]	$0,15 \cdot \exp(-0,08 \cdot (20-T))$	k.A.
$\eta_g$	Verminderung des Wachstums unter anoxischen Bedingungen [-]	0,8	0,4 - 1,0
$\eta_h$	Verminderung der Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen [-]	0,6	0,5 - 0,7
$\eta_{H,AN}$	Korrekturfaktor für die Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen [-]	0,75	0,65 - 1,0

Nach neueren Untersuchungen sind die Zerfallsraten  $b_A$  und  $b_H$  je nach Milieubedingungen unterschiedlich /NOWAK ET AL., 1995; SIEGRIST, ET AL., 1999/. Im anaeroben Milieu ist

die Zerfallsrate nahezu Null. Streng genommen müsste der Zerfall im Modell in drei Prozesse aufgeteilt werden, die je nach Milieubedingungen unterschiedlich schnell ablaufen. Vereinfachend kann dies auch durch Messungen der Zerfallsraten bei unterschiedlichen Milieubedingungen und einer Mittelwertbildung entsprechend dem gewählten Verfahrenskonzept hinsichtlich der Milieuaufteilung durchgeführt werden /MÜLLER, 1997b/. Dies erfordert jedoch bei einer Änderung des Verfahrenskonzepts, z.B. einer Vergrößerung des anoxischen Volumens, eine erneute Anpassung der Zerfallsraten bzw. des Parametersatzes /NOWAK,1997/.

Die Schwankungsbreiten der einzelnen Parameter können von vielfältigen Einflüssen abhängig sein, z.B. dem Verfahrenskonzept, den Milieuaufteilungen, dem Schlammalter, der Schlammkonzentration, der Abwasserzusammensetzung, etc.. Wichtiger als die Schwankungsbreite der Parameter ist häufig die Sensitivität der einzelnen Parameter, die u.a. vom Schlammalter abhängig ist. In einer Anlage mit niedrigem Schlammalter beeinflusst die heterotrophe Wachstumsrate das heterotrophe Netto-Wachstum maßgeblich, während in einer Anlage mit höherem Schlammalter derselbe Parameter infolge der zunehmenden Bedeutung der Zerfallsprozesse nahezu einflusslos auf das Wachstum bleibt. Hier gewinnt die heterotrophe Zerfallsrate an Bedeutung, die bei niedrigem Schlammalter weitgehend ohne Gewicht ist /MÜLLER, 1997B/.

OLSON UND NEWELL /1999/ benennen einige Parameter, die sich bei der Kalibrierung als sehr hilfreich - da sensitiv - erweisen. Für die Nachbildung der Kohlenstoffelimination sind dies die maximale Wachstumsrate  $\mu_H$ , der Halbwertskoeffizient für das heterotrophe Wachstum  $K_S$ , der Ertragskoeffizient  $Y_H$  und die Zerfallsrate  $b_H$ .

LIEBESKIND /1999/ empfiehlt aufgrund einer durchgeführten Sensitivitätsanalyse, die maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten zu bestimmen, da dieser Parameter stark von den jeweiligen Abwasserinhaltsstoffen abhängt. Die Bestimmung des Parameters wird jedoch als sehr aufwendig eingeschätzt. Die Auswirkungen des Ertragskoeffizienten  $Y_H$  und des Halbwertskoeffizienten  $K_{NH}$  auf die Modellgüte werden als mittelsensitiv eingestuft. Sie sind jedoch nur schwer zu bestimmen. Das Schlammalter und die aktive Biomasse im Belebtschlamm stellen dagegen wichtige "Kontrollparameter" dar, die relativ einfach zu ermitteln sind und mit denen die gewählten Parametersätze überprüft werden können /LIEBESKIND, 1999/. So lässt sich ein definierter Anteil an aktiver Biomasse nur durch bestimmte Parameterkonstellationen einhalten. Nach LIEBESKIND /1999/ sind für eine erfolgreiche Kalibrierung die Bestimmung des inert-partikulären CSB-Anteils  $X_i$  sowie die Bestimmung der aktiven Biomasse von großer Bedeutung. Der Anteil des leicht abbaubaren CSBs  $S_s$  soll bei industriellen Einleitungen von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen gemessen werden.

#### **4.4.4 Vorgehensweise bei der Modellerstellung und Kalibrierung**

Durch die große Anzahl an kinetischen und stöchiometrischen Parametern sowie Modellkomponenten weisen die dynamischen Simulationsmodelle sehr viele Freiheitsgrade auf und sind als hochgradig unbestimmte Systeme anzusehen. Bei der Kalibrierung ist daher mit großer Sorgfalt vorzugehen, um ein der Realität nahes Modell zu erstellen. Erschwerend kommt hinzu, dass einige der Parameter nicht messbar sind. Dies liegt z.T. schon in der



Natur des Modells, das nicht so sehr auf unumstößlichen Naturgesetzen, sondern größtenteils auf empirischen Ansätzen beruht /NOWAK, 1997/.

Zunächst müssen Anlagenkonfiguration und Betriebsführung modelltechnisch nachgebildet werden. Die Abwasserzusammensetzung ist auf der Grundlage von Messungen abzuschätzen. Kinetische und stöchiometrische Parameter fließen im ersten Kalibrierlauf als Defaultwerte ein (s. Standardparametersatz von BORNEMANN ET AL. /1998/), es sei denn, es liegen bereits Hinweise auf gravierende Abweichungen vor.

Die Kalibrierung findet im Anschluss an die Modellerstellung statt und kann in zwei Schritte unterteilt werden:

### **I) Statische Kalibrierung:**

Im ersten Schritt der Kalibrierung wird die Anlage eingefahren, d.h. ein quasistationärer Zustand über mehrere Schlammalter erzeugt. Für den Vergleich Modell - Realität im stationären Zustand können gemessene und bilanzierte Größen herangezogen werden (auf der Basis von 24 h-Mischproben). Für den Vergleich eignen sich folgende Größen:

- mittlere Ablaufkonzentrationen ( $CSB_{\text{gelöst}}$ ,  $N_{\text{ges,anorg.}}$ ,  $NH_4\text{-N}$ ,  $NO_3\text{-N}$ ),
- Schlammzusammensetzung (Stickstoffgehalt N/TS, Anteil aktiver Biomasse),
- Wirkungsgrade der CSB- und N-Elimination,
- Überschussschlammproduktion (CSB- und Stickstofffrachten im Überschussschlamm) sowie Schlammalter,
- denitrifizierte Stickstofffracht und
- der Sauerstoffverbrauch.

Mit der statischen Kalibrierung findet nur eine erste Annäherung an die "Realität" statt. Dennoch wird mit der statischen Betrachtungsweise bereits ein Großteil aller Modellanpassungen erreicht. Weiterhin ist die statische Kalibrierung um Größenordnungen schneller und effektiver als die dynamische Kalibrierung.

### **II) Dynamische Kalibrierung:**

Der zweite Schritt wird mittels dynamischer Simulation auf der Basis von Tagesganglinien durchgeführt. Hierzu werden im Zu- und Ablauf der biologischen Stufe Angaben zu  $Q_h$  und den Konzentrationen CSB, TKN,  $NO_3\text{-N}$  und  $NH_4\text{-N}$  benötigt. Zusätzlich sind online gemessene Daten des Sauerstoffgehaltes sowie der  $NH_4\text{-N}$ - und  $NO_3\text{-N}$ -Konzentrationen empfehlenswert. Die Modellgüte spiegelt sich nicht nur in der Höhe der Konzentrationen, sondern auch in der zeitlichen Abfolge der Konzentrationsschwankungen wider.

Bei der Kalibrierung werden ggf. auch einzelne Parameter in ihrem Wert verändert, die vorher mit Hilfe von Batch-Versuchen ermittelt wurden. Parameteränderungen, die sich aus dem zweiten Schritt der Kalibrierung ergeben, müssen rückwirkend wieder in den quasistationären Zustand eingepasst und dieser für alle Messtage neu abgeglichen werden (**iteratives Modellfitting**).

Grundsätzlich sollen für eine erfolgreiche Kalibrierung nur wenige, dafür aber sensitive, Parameter verändert werden. Jeder Kalibrierlauf soll mit möglichst wenigen

Kalibrierparametern - im Idealfall nur einem - durchgeführt werden. Ursachen für Abweichungen zwischen Modell und Realität können sein:

- Wahl der Modellstruktur,
- Zulauffraktionierung,
- Abbildung der Zonen mit anaerobem, anoxischem und aerobem Milieu (unter Berücksichtigung der Betriebsführungsstrategien und Einsatz von MSR-Technik),
- biologische Parameter.

Die Reihenfolge der Ursachen beschreibt zugleich deren Einflussstärke auf die Modellgüte /ATV-ARBEITSBERICHT, 1997; BORNEMANN ET AL., 1998; FREUND, 1999/. Die stöchiometrischen und kinetischen Parameter sind für die Modellgüte von untergeordneter Bedeutung. So wird z.B. die Umsatzgeschwindigkeit maßgeblich über die Substratgeschwindigkeit und weniger über die kinetischen Parameter beeinflusst. Werden jedoch die Substratkonzentrationen in den einzelnen Reaktoren betrachtet, so gewinnen die kinetischen Parameter an Bedeutung /VAN VELDHUIZEN ET AL., 1999/. Die Sauerstoffversorgung, insbesondere die Aufteilung der Milieuzonen  $V_N/V_D$ , wirkt sich sehr sensitiv auf die Stickstoffparameter aus. Bei Umlaufgräben mit simultaner Denitrifikation gewinnt der Halbwertssättigungskoeffizient für die Sauerstoffaufnahme der heterotrophen Biomasse  $K_{OH}$  für die Stickstoffelimination an Bedeutung, da damit u.a. zwischen aeroben und anoxischen Prozessen "umgeschaltet" wird /LIEBESKIND, 1999/. Die Einflussstärke der einzelnen Parameter auf die Modellgüte kann mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse abgeschätzt werden; dabei ist immer nur ein Parameter zu verändern.

### ***Bewertung der Modellgüte:***

OBENAUSS UND ROSENWINKEL /1999/ zeigten verschiedene mathematische Möglichkeiten zur Bewertung der Simulationsgüte auf. Beim visuellen Vergleich der Ganglinien in Verbindung mit einer Regressionsanalyse ergaben sich Schwierigkeiten bei der eindeutigen Bewertung. Die Ermittlung des mittleren relativen Fehlers erschien prinzipiell geeignet und hinsichtlich des Aufwandes vertretbar zu sein. Die verwendeten Parameter sollten innerhalb der Grenzen von standardisierten Parametersätzen, z.B. nach BORNEMANN /1998/, liegen.

Die Modellgüte für die Zusammensetzung des Belebtschlammes nach einer statischen Kalibrierung lässt sich über die relativen Fehler der einzelnen Modellkomponenten und Kontrollparameter, wie CSB/TS und N/TS, bestimmen. Die beste Übereinstimmung besteht dann, wenn alle Kontrollparameter einen möglichst kleinen relativen Fehler aufweisen. So lässt sich die Zusammensetzung eines Belebtschlammes z.B. mit hohem Glühverlust und hohem Stickstoffgehalt nur durch bestimmte Parameterkonstellationen einhalten. Da viele Parameter nur innerhalb bekannter Variationsbreiten schwanken, wird dadurch indirekt ein zweites Gütemaß verwendet. Da mit der statischen Kalibrierung die Modellgüte in erheblichem Maße vorbestimmt wird, ist sie mit sehr großer Sorgfalt durchzuführen.

Schwieriger wird die Bewertung der Modellgüte der Ablaufwerte, für die oftmals nur ein optischer Vergleich herangezogen wird. Die Verwendung mathematisch ermittelter Gütekriterien erweist sich bei zeitlichen Verschiebungen zwischen den simulierten und den gemessenen Ablaufwerten als ungeeignet. Fehlergrenzen können häufig nur unter rein subjektiven Gesichtspunkten festgelegt werden.

Die dynamische Kalibrierung anhand mathematischer Gütekriterien ist sehr aufwendig und kann praktisch nur bei einer sehr guten Datengrundlage unter Verwendung einer geeigneten Software durchgeführt werden, die jedoch nicht das erforderliche Expertenwissen ersetzen kann. Für die Anwendung der dynamischen Simulation in der Planungsphase einer Kläranlage ist dieser Aufwand fragwürdig, da durch die Erweiterung der Anlage sowie der Anpassung der Verfahrensführung das Anlagenmodell erheblich verändert wird. Der Aufwand für die Kalibrierung ist folglich dem Einsatzziel der dynamischen Simulation anzupassen.

#### 4.4.5 Verifikation

Allgemein wird das erstellte und kalibrierte Modell zu einem späteren Zeitpunkt in seiner Gültigkeit nochmals überprüft, indem die Simulationsergebnisse mit weiteren Messwerten verglichen werden. Zur Verifikation genügen einzelne Messtage, die ausführlich dokumentiert sein müssen und nicht zur Kalibrierung verwendet wurden. Häufig wird hierzu ein anderer Temperaturbereich als zur Kalibrierung gewählt, um den Gültigkeitsbereich des Modells zu erweitern.

Bei der Verifikation soll der stationäre Zustand für alle Messtage mit **einem** Parametersatz bzw. **einer** Zulauffraktionierung erreicht werden. In der Realität ist jedoch damit zu rechnen, dass infolge der verschiedenartigen "Belastungsgeschichte" des Belebtschlammes die Zusammensetzung des Belebtschlammes größeren Schwankungen unterworfen ist (z.B. durch Mischwasserzuflüsse, Vorabbau im Kanalnetz, Betriebsveränderungen oder -störungen, etc.) /MÜLLER, 1997b/. JEPSON /1996/ stellt fest, dass die heute in der Abwasserreinigung verbreiteten Modelle als "an sich nicht verifizierbar" anzusehen sind. Nach NOWAK /1997/ liegt dies in der Natur des Abwassers begründet, welches äußerst inhomogen ist und sich in der Zusammensetzung ständig verändert.

Letztendlich bedeutet dies, dass der Gültigkeitsbereich des kalibrierten Modells nicht zu weit gesteckt werden darf, da sonst das Modell bei einer Veränderung der Abwasser- oder Schlammzusammensetzung neu kalibriert werden muss. Zur Verifikation eines Modells sollten also die Belastungsverhältnisse näherungsweise denen des Kalibrierzeitraums entsprechen.

### 4.5 Modelle zur dynamischen Simulation von Weinbaukläranlagen

Da zur dynamischen Simulation von Kläranlagen mit Weinkampagneeinfluss keine speziellen Modelle existieren, wird nachfolgend geprüft, mit welchen der bisher bekannten Modelle eine Simulation möglich ist.

Unabhängig davon, welches Modell gewählt wird, ist die Kohlenstoffelimination aufgrund ihrer Vielzahl an Substraten, die in dem Summenparameter CSB bzw. dessen zwei abbaubaren Fraktionen zusammengefasst sind, modellhaft wesentlich weniger genau zu erfassen als die Nitrifikation. Diese grobe Vereinfachung kann auch durch die veränderte Modellphilosophie des ASM 3 nicht umgangen werden; es betrifft **alle** bekannten Modelle. Somit sind die drei Modelle diesbezüglich als gleichwertig anzusehen.

Bei der Nitrifikation sind dagegen nur wenige Bakterienarten und Substrate beteiligt, die eine einfache modellhafte Erfassung erlauben. Da sich die Nachbildung der Nitrifikation als einstufiger Prozess bewährt hat, wird sie in allen Modellen sehr ähnlich beschrieben. Auch diesbezüglich sind die Modelle als gleichwertig einzustufen.

Das ASM 2 beinhaltet zusätzliche Prozesse zur biologischen und chemischen Phosphorelimination, was den Aufwand erheblich vergrößert. Für das ASM 3 sind noch keine Erfahrungen hinsichtlich Modellgüte und Aufwand vorhanden. Dagegen liegt zur Anwendung des ASM 1 bereits ein sehr großer Erfahrungsschatz vor, so dass für die nachfolgenden Untersuchungen das ASM 1 das favorisierte Modell darstellt. Es liefert für "normale" kommunale Kläranlagen bei einem vertretbaren Aufwand gute Ergebnisse in seiner Modellgüte.

Im Folgenden wird geprüft, ob die Modellgrenzen des ASM 1 während der Kampagne nicht überschritten werden. Als Modellgrenzen sind zu nennen:

- das Schlammalter muss  $> 3d$  sein, und
- es ist ausreichend Stickstoff vorhanden, d.h. es tritt kein Nährstoffmangel auf.

Es ist darauf zu achten, dass der Gültigkeitsbereich des kalibrierten Modells nicht zu weit extrapoliert wird.

Das ASM 1 ist für Belebtschlammanlagen mit Schlammaltern  $> 3d$  gültig /HENZE ET AL., 1986/. Bei niedrigeren Schlammaltern nimmt die Bedeutung der Adsorption erheblich zu, so dass für Hochlastanlagen erweiterte Modelle angewendet werden müssen. Das Schlammalter geht zwar während der Weinkampagne erheblich zurück, dürfte aber - insbesondere bei Kläranlagen zur gezielten Stickstoffelimination - ein Schlammalter von  $3d$  nicht unterschreiten, so dass die Gültigkeit des Modells für den Simulationszeitraum "Kampagne" gewahrt bleibt.

Bei Kläranlagen mit Weinbauabwässern können in seltenen Fällen Belastungssituationen mit Nährstoffmangel auftreten. Sobald die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch gegen Null geht, kommt das Wachstum der autotrophen Biomasse  $X_{\text{BA}}$  zum Erliegen. Die Wachstumsgeschwindigkeit der heterotrophen Biomasse  $X_{\text{BH}}$  wird dagegen im Modell durch Stickstoffmangel nicht beeinträchtigt. Der Stickstoff wird in Form von  $\text{NH}_4\text{-N}$  bzw.  $\text{NO}_3\text{-N}$  über die stöchiometrischen Koeffizienten zum Aufbau der heterotrophen Biomasse  $X_{\text{BH}}$  verwendet. So können im ASM 1 bei hohen CSB-Belastungen infolge der uneingeschränkten CSB-Bilanzierung negative Stickstoffkonzentrationen auftreten. In der Realität treten Situationen mit Nährstoffmangel nur selten und dann meist nur kurzzeitig auf. Aufgrund der negativen Auswirkungen auf die Betriebsstabilität und Reinigungsleistung der Kläranlage werden in der Praxis bei extremen Belastungen während der Kampagne häufig Nährstoffe im Zulauf der Belebungsstufe zugegeben. Daher ist eine Überschreitung der Modellgrenzen des ASM 1 nur in seltenen Fällen zu erwarten.

In der Realität führt ein Nährstoffmangel i.a. über ein massenhaftes Auftreten von fadenförmigen Mikroorganismen zu einer Verschlechterung der Absetzeigenschaften bis hin zum Blähschlamm und Feststoffabtrieb aus der Nachklärung. Zudem begünstigen die Fruchtsäuren, die in den Abwässern aus der Weinbereitung enthalten sind, die Entstehung von Blähschlamm /ATV-ARBEITSBERICHT, 1988/. Neben der Fädigkeit, die primär auf die Absetzeigenschaften wirkt, sind auch andere Faktoren für die Absetzeigenschaften von Bedeutung, wie der Schleimanteil der Flocke und insbesondere der Glühverlust. Mit

zunehmendem Glühverlust steigt i.d.R. der Schlammindex an /WAGNER; 1982/. Insgesamt begünstigt die höhere Belastung während der Kampagne die Entstehung von Blähschlamm.

Da der Blähschlamm sich in der Nachklärung schlechter absetzt, sinkt der TS-Gehalt des Rücklaufschlammstroms und damit auch der TS-Gehalt in der biologischen Stufe ab. Diese Prozesse können mit Hilfe des ASM 1 nicht nachgebildet werden. KAPPELER UND GUJER /1994a/ entwickelten ein Modell, das die Auswirkungen von leicht abbaubaren CSB-Verbindungen und Hydrolyseprodukten auf die Blähschlamm Bildung beschreibt. Da die Übereinstimmung des simulierten Schlammindex ISV mit den realen Werten unzureichend ist, wurde das Modell bisher ausschließlich für Vergleiche verschiedener Verfahrenskonzepte herangezogen /KAPPELER UND GUJER, 1994b/.

Auch die bisher bei der dynamischen Simulation von Belebungsanlagen eingesetzten Nachklärbeckenmodelle liefern nur eine begrenzte Simulationsgüte. Das einfachste Modell bilanziert die gelösten und partikulären Stoffe im Zu- und Ablauf sowie im Rücklaufschlamm. Es erlaubt weder eine Vorhersage der Feststoffe im Ablauf, noch wird die Schlammverlagerung von der Belebungsstufe in die Nachklärung bei Mischwasserzufluss abgebildet. Beides kann mit den Mehrschichtenmodellen für Nachklärbecken grob nachvollzogen werden /TAKACS ET AL., 1987; OTTERPOHL UND FREUND, 1992/. Für eine quantitative Vorhersage der CSB-Ablaufwerte im Ablauf sind sie jedoch nicht geeignet.

## **Fazit**

Aus theoretischer Sicht ist das ASM 1 zur dynamischen Simulation von Kläranlagen, die durch die Weinbaukampagne beeinflusst werden, geeignet, muss sich jedoch in der Praxis noch bewähren. Im Rahmen dieser Arbeit wird das Modell erstmals zur Simulation zweier bestehender Kläranlagen eingesetzt, die durch Weinbauabwässer zeitweilig sehr stark belastet sind.

Da weder eine Vorhersage zur Blähschlammentwicklung noch zu einem damit verbundenen Feststoffabtrieb gefordert ist, wird das einfache Nachklärbeckenmodell gewählt und die TS-Konzentration im Belebungsbecken und der Feststoffabtriebsfaktor regelmäßig nachgeführt.

## 5. Dynamische Simulation zweier Weinbaukläranlagen

### 5.1 Ziele und Vorgehensweise

Insgesamt besteht zur sicheren und wirtschaftlichen Bemessung sowie Betriebsführung von Weinbaukläranlagen ein erhebliches Wissensdefizit. Verschärfend kommt hinzu, dass die allgemein anerkannten stationären Bemessungsansätze wegen der stark veränderten Abwasserzusammensetzung und der beträchtlichen Belastungsschwankungen für die Lastfälle "Kampagne" und "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" nur begrenzt gültig sind.

**Grundlegendes Ziel der nachfolgend beschriebenen Untersuchungen ist es daher, eine standardisierte Vorgehensweise zur optimalen Bemessung von kommunalen Weinbaukläranlagen mit dem Reinigungsziel Nitrifikation zu erarbeiten.** Am Beispiel zweier repräsentativer Kläranlagen soll durch konkrete Messungen und unter Verwendung des Werkzeugs "dynamische Simulation" die Veränderung der Nitrifikationskapazität während der Kampagne untersucht werden. Die dynamische Simulation bietet die Möglichkeit, die gewonnenen Erkenntnisse auf andere Kläranlagen zu übertragen.

Folgende **Teilziele** lassen sich formulieren:

- Für die dynamische Simulation von Weinbaukläranlagen muss ein geeignetes Simulationsmodell gewählt und in der Praxis erprobt sowie ggf. modifiziert werden.
- Es ist zu überprüfen, inwieweit die kinetischen und stöchiometrischen Parameter des Standardparametersatzes /BORNEMANN ET AL., 1998/ für solche Kläranlagen gültig sind. Falls sich gegenüber dem Standardparametersatz einzelne kinetischen und stöchiometrischen Parameter verändern, sind sie über Messungen zu bestimmen.
- Die Vorgehensweise zur Kalibrierung und Verifikation der erstellten Anlagenmodelle muss aufgrund der saisonalen Einflüsse erweitert bzw. angepasst werden.
- Mit Hilfe der dynamischen Simulation soll untersucht werden, in welchem Maße die Nitrifikationskapazität während der Kampagne zurückgeht und auf welche Ursachen dies zurückzuführen ist. Außerdem soll die Nitrifikationskapazität unmittelbar nach der Kampagne - unter Berücksichtigung des erneuten Zuwachses der Nitrifikanten bei geringerer CSB-Belastung - abgeschätzt werden.
- Es ist zu überprüfen, ob allgemeingültige Bemessungsvorgaben, wie z.B. ein Mindestschlammalter zur Bemessung von Weinbaukläranlagen, vorgegeben werden können.
- Falls der Einsatz der dynamischen Simulation zur Bemessung und Betriebsoptimierung von kampagnebeeinflussten Kläranlagen generell erforderlich ist, soll eine allgemeingültige Vorgehensweise formuliert werden. Dabei sollen Hinweise gegeben werden, wie für die Kalibrierung relevante Parameter in der Planungsphase abgeschätzt werden können.
- Die Betriebsführung während und unmittelbar nach der Kampagne soll so verändert werden, dass bei einer wirtschaftlichen Betriebsweise die Überwachungswerte sicher einzuhalten sind. In diesem Zusammenhang sollen neben allgemeinen Optimierungsansätzen auch angepasste Steuer- und Regelstrategien formuliert werden.

Für die durchzuführenden Untersuchungen werden zwei **Kläranlagen nach folgenden Kriterien ausgewählt:**

- Die Ausbaugröße der Anlagen soll > 5.000 EW sein, sodass eine Nitrifikation vorausgesetzt werden kann.
- Der Einfluss der Weinkampagne auf die Kläranlagen soll sehr ausgeprägt sein, um die Auswirkungen der saisonalen hohen CSB-Belastung unter verschärften Randbedingungen untersuchen zu können.
- Die beiden Kläranlagen sollen mit unterschiedlichem Schlammalter betrieben werden, um ein möglichst breites Spektrum an Belastungscharakteristik abzudecken:
  - a) Kläranlage mit anaerober Schlammstabilisierung (Schlammalter  $t_{TS}$  ca. 10 d)
  - b) Kläranlage mit simultaner aerober Schlammstabilisierung (Schlammalter  $t_{TS}$  > 25 d)
- Die zwei Kläranlagen sollen mit unterschiedlichen Verfahrenskonzepten betrieben werden, die für Kläranlagen der Größenklasse 3 und 4 repräsentativ sind, z.B. mit einer vorgeschalteten Denitrifikation oder einer intermittierenden Denitrifikation.

Die relevanten Daten wurden mit Hilfe einer Fragenbogenaktion in den rheinland-pfälzischen Weinbaugebiete erhoben. Neben der Erfassung von Belastungscharakteristik und Reinigungsleistung der Kläranlagen wurden auch Fragen zum Verfahrenskonzept sowie zur Betriebsführung gestellt (s. Kapitel 2.6). Die Weinbaugebiete in Rheinland-Pfalz wurden für diese Datenerhebung ausgewählt, da die kommunalen Kläranlagen hier während der Kampagne sehr hohen Belastungen ausgesetzt sind. Dies ist darauf zurückzuführen, dass

- sehr große Rebflächen im ländlich strukturiertem Raum zu finden sind und
- innerbetriebliche Vorbehandlungsstufen aufgrund der vorherrschenden Marktstruktur, die überwiegend durch Klein- und Familienbetriebe geprägt ist, nur mit hohem wirtschaftlichen Aufwand zu realisieren sind.

Nach den oben genannten Kriterien werden für die Untersuchungen aus den 80 erfassten kommunalen Kläranlagen folgende ausgewählt:

- A) **Kläranlage Weisenheim am Sand** der Verbandsgemeinde Freinsheim (Ausbaugröße 33.000 EGW, angeschlossene Einwohner ca. 16.100)
- B) **Gruppenkläranlage West in Edenkoben** der Verbandsgemeinde Edenkoben (Ausbaugröße 50.000 EGW, angeschlossene Einwohner derzeit ca. 14.000)

Beide Kläranlagen, die im Weinbaugebiet der Vorderpfalz liegen, weisen einen sehr ausgeprägten Einfluss der Weinkampagne auf. Die Anlagen weisen folgende Charakteristiken auf:

- Die **Kläranlage in Weisenheim** ist bei Normalbelastung mit ca. 16.000 EW belastet, zur Zeit der Kampagne wird die Anlage mit der 2- bis 2,5-fachen  $BSB_5$ -Fracht beaufschlagt. Die Anlage nitrifiziert im Sommer stabil. Während der Kampagne werden niedrigere Ablaufwerte der Stickstoffparameter als im Sommer erreicht. Auch unmittelbar nach der Kampagne werden die aktuellen Überwachungswerte für  $NH_4$ -N und CSB trotz der hohen Belastung während der Kampagne nicht überschritten. Seit 1997 wird auf der Kläranlage mit einer **vorgeschalteten Denitrifikation** gezielt Stickstoff eliminiert. Die Anlage wird im

Sommer mit einem aeroben **Schlammalter von ca. 10 d** betrieben. Der anfallende Schlamm wird in einem Faulturn **anaerob stabilisiert**.

- An die **Kläranlage in Edenkoben** sind rund 15.500 EW angeschlossen. Zur Zeit der Kampagne wird die Kläranlage nach eigenen Messungen mit mehr als der doppelten BSB<sub>5</sub>-Fracht belastet. Die Anlage eliminiert seit 1997 mit einer **intermittierenden Denitrifikation** gezielt Stickstoff. Der Belebtschlamm wird bei Normallast **simultan aerob stabilisiert**. Das Schlammalter im Sommer beträgt **über 30 d**. Während der Kampagne sinkt das Schlammalter bis unter 15 d ab und der Schlamm muss in einem externen Becken aerob nachstabilisiert werden. Die Stickstoffelimination wird bei Normallast über eine NH<sub>4</sub>-N-Sonde im Ablauf der Belebungsbecken geregelt. Die Belastung im Oktober kann dagegen so hoch sein, dass beide Belebungsbecken nahezu ununterbrochen belüftet werden müssen.

Die ausgewählten Kläranlagen bieten somit gute Voraussetzungen, die Verminderung der Nitrifikationskapazität aufgrund sehr hoher saisonaler Belastungen zu untersuchen sowie die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Anlagen zu gewährleisten.

Die dynamische Kalibrierung und Verifikation der Kläranlage Weisenheim ist aufgrund ihrer vier Becken mit unterschiedlichen Sauerstoffkonzentrationen sehr aufwendig. Es wird angestrebt, mit einem vertretbaren messtechnischen Aufwand aussagekräftige Ergebnisse über die Stabilität der Nitrifikation zu gewinnen. Es soll demonstriert werden, wie die Datengrundlage für eine sorgfältige stationäre Bemessung nur um einige Kontrollparameter erweitert werden muss, um mit Hilfe des Werkzeugs "dynamische Simulation" wertvolle Hinweise zur Bemessung und Optimierung einer Kläranlage mit sehr unterschiedlichen Belastungen und Abwasserzusammensetzungen zu erhalten.

In Kapitel 4 wurden die Grenzen der stationären Bemessungsmodelle für Anlagen mit saisonalen Einflüssen aufgezeigt und es wurde ein Überblick über die verschiedenen Modelle zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen gegeben. Die Modellgrundlagen der verschiedenen Modelle sind im Wesentlichen identisch. Zur dynamischen Simulation von kampagnebeeinflussten Kläranlagen wird das **Modell ASM 1** ausgewählt, das bei "normalen" kommunalen Kläranlagen sehr gute Übereinstimmungen mit den Messwerten liefert. Inwieweit das ASM 1 auch während der Kampagne die Nitrifikation hinreichend genau nachbilden kann, muss in der Praxis noch nachgewiesen werden. Das ASM 1 ist für Anlagen mit einem Schlammalter > 3 d gültig. Trotz der hohen Belastungen während der Kampagne liegen die Schlammalter der untersuchten Kläranlagen höher, sodass die theoretische Gültigkeit des Modells gegeben ist. Im Gegensatz dazu werden jedoch die Modellgrenzen bei Stickstoffmangel überschritten. Da in der Praxis auf extrem kampagnebeeinflussten Kläranlagen Nährstoffe zudosiert werden, tritt ein Nährstoffmangel theoretisch nur selten auf. Falls solche Zustände bei der Simulation der Kläranlagen häufiger auftreten sollten, müssen Maßnahmen ergriffen werden, um auch diese Zustände korrekt abbilden zu können.

Im Kapitel 4 wurde auch erörtert, welche kinetischen und stöchiometrischen Parameter für die Simulation von kommunalen Kläranlagen über Messungen abgeschätzt werden sollen. Da die Messungen z.T. sehr aufwendig sind und die Übertragbarkeit der Ergebnisse in Frage zu stellen ist, wird in der Praxis für die Simulation von normalen kommunalen Kläranlagen immer häufiger auf den Standardparametersatz nach BORNEMANN ET AL. /1998/



zurückgegriffen. Dieser Standardparametersatz lässt für einige Parameter gewisse Variationen zu (s. Tabelle 4.4), die zur Kalibrierung des Modells genutzt werden können.

**Für die dynamische Simulation der beiden ausgewählten Weinbaukläranlagen** werden ebenfalls vereinfachend die kinetischen und stöchiometrischen Parameter dem **Standardparametersatz** entnommen. Das lässt sich wie folgt begründen:

- Die Modellgüte wird von einer exakten Nachbildung der Betriebsführung, der Belastung sowie der Zulauffraktionierung wesentlich stärker beeinflusst als durch die kinetischen und stöchiometrischen Parameter /ATV-ARBEITSBERICHT, 1997; BORNEMANN ET AL., 1998/. Die Umsatzgeschwindigkeiten der einzelnen Stoffwechselprozesse werden mehr durch die Substratkonzentrationen als durch die kinetischen Parameter bestimmt. Veränderungen der kinetischen Parameter während der Kampagne dürften daher das Simulationsergebnis vermutlich nur geringfügig beeinflussen, da die Belastung bzw. die Substratkonzentrationen sehr hoch sind.
- Die Abschätzung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter durch Messungen in Batchreaktoren ist i.a. sehr aufwändig und in vielen Fällen – wie schon erörtert - auf die realen Verhältnisse in der Belebungsstufe nicht übertragbar. Viele der Messmethoden liefern lediglich eine Größenordnung für die Parameter, die durch die Kalibrierung an das Anlagenmodell angepasst werden müssen.
- Erschwerend kommen für die Kläranlagen die starken Schwankungen der Belastung und Abwasserzusammensetzung und die dadurch verursachten ständigen Veränderungen bzw. Anpassungen der Schlammbiozönose hinzu. Dies bestätigte sich bei der Messung einiger ausgewählter kinetischer Parameter während der Kampagne 1998 auf der Kläranlage Edenkoben.

Die Kalibrierung des Anlagenmodells wird in folgenden Teilschritten durchgeführt:

- 1) Ermittlung der Belastung, der Randbedingungen und der Betriebsführung sowie der Ablaufwerte für die Zeiträume Sommer und Kampagne.
- 2) Erzeugen eines Ausgangszustands für die dynamische Simulation des Kampagnezeitraums.
- 3) Kalibrierung des Kampagnezeitraums.

Das kalibrierte Anlagenmodell wird anschließend verifiziert. An dieser Stelle dürfte sich bereits zeigen, inwieweit das Modell ASM 1 sowie die Verwendung des "Standardparametersatzes" für die kinetischen und stöchiometrischen Parameter zufriedenstellende Übereinstimmungen mit der Realität liefert.

Für die Untersuchungen mit Hilfe der dynamischen Simulation wird folgende **Vorgehensweise** angestrebt:

- Analyse der Veränderung der Nitrifikationskapazität während der Kampagne (Kapitel 4.2.4 und 5.3.6).
- Sensitivitätsanalyse für verschiedene kinetische und stöchiometrische Parameter sowie für die Belastung, die CSB-Fraktionierung und die Abwasserzusammensetzung während der Kampagne, um deren Einfluss auf die Nitrifikationskapazität abzuschätzen (Kapitel 6).
- Entwicklung einer standardisierten Vorgehensweise auf der Basis der bisherigen Ergebnisse zur Bemessung von Weinbaukläranlagen mit Hilfe der dynamischen Simulation (Kapitel 7).
- Des Weiteren wird an einem Beispiel der Einsatz der dynamischen Simulation zur Optimierung der Bemessung in der Planungsphase demonstriert (Kapitel 7).

Am Beispiel des Anlagenmodells für die Kläranlage Weisenheim am Sand wird die Vorgehensweise zur Kalibrierung in Kapitel 5.2 ausführlich erläutert.

## **5.2 Anaerobe Stabilisierungsanlage mit Nitrifikation**

### **5.2.1 Beschreibung des Verfahrenskonzepts der Kläranlage Weisenheim am Sand**

Die kommunale Kläranlage Weisenheim am Sand liegt innerhalb eines Wein- und Obstanbaugebietes in der Vorderpfalz an der Deutschen Weinstraße und ist für 33.000 EW ursprünglich zum Kohlenstoffabbau ausgelegt. Z. Zt. sind rund 16.100 Einwohner und ca. 2.040 ha Rebfläche an die Kläranlage angeschlossen.

Zur mechanischen Reinigung durchfließt das Rohabwasser eine Siebtrommel, einen belüfteten Sandfang und ein Vorklärbecken mit einem Volumen von 380 m<sup>3</sup> ( $t_A$  ca. 1,5 h). Das Belebungsbecken ( $V = 1.460 \text{ m}^3$ ) ist in vier gleich große Kaskadenbecken unterteilt. Seit Sommer 1997 ist die zweite Hälfte der Vorklärung von der ersten durch eine Trennwand abgetrennt und provisorisch als vorgeschaltete Denitrifikationszone umgenutzt.

Zur Verbesserung der Schlammabsetzeigenschaften insbesondere während der Kampagne, ist im ersten Kaskadenbecken ein getauchtes Festbett aus Tropfkörper-Füllelementen ( $V = 112 \text{ m}^3$ , spezifische Besiedlungsfläche rund  $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ) integriert /DENNE UND ECKER, 1997/. Bei extremen Belastungsspitzen wird zusätzlich zur normalen Druckbelüftung Reinsauerstoff zugegeben.

Das längsdurchströmte Nachklärbecken hat eine Tiefe von ca. 2,2 m und eine Oberfläche von  $A = 556 \text{ m}^2$ . Dem Nachklärbecken ist ein Flockungsbecken nachgeschaltet, das ursprünglich als dritte Reinigungsstufe zur Phosphorelimination vorgesehen war, derzeit jedoch als zweites, in Reihe geschaltetes Nachklärbecken genutzt wird (Tiefe 2,2 m,  $A = 420 \text{ m}^2$ ). Der Vorklär- und der Überschussschlamm werden in einem Faulurm anaerob stabilisiert.

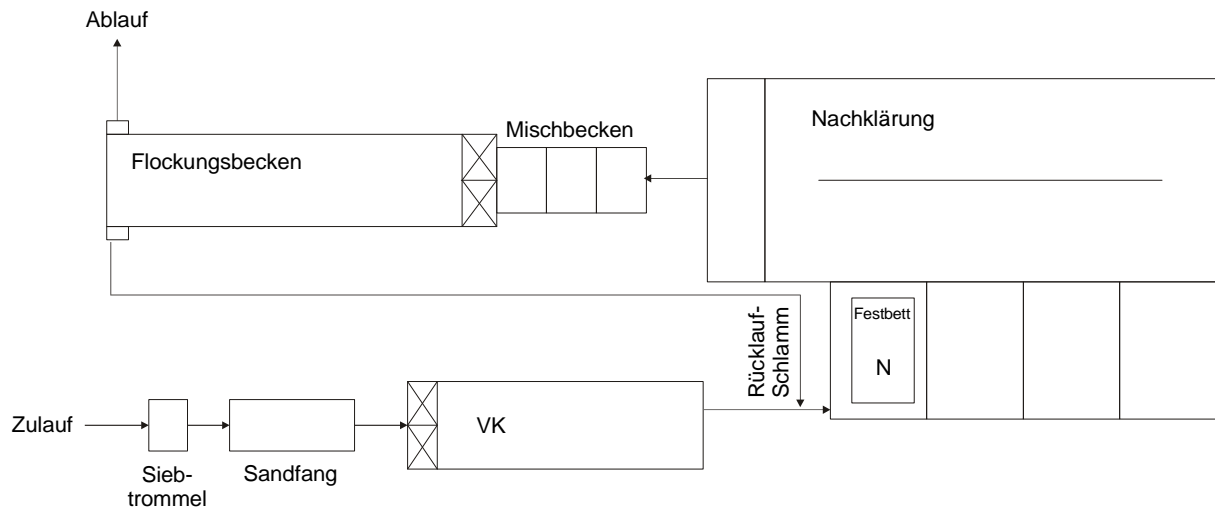


Abbildung 5.1: Verfahrensschema der Kläranlage Weisenheim am Sand (Stand: 1996)

### 5.2.2 Belastungscharakteristik und Reinigungsleistung

Die Kläranlage ist saisonal sehr unterschiedlich belastet, was sich in Tabelle 5.1 widerspiegelt, in der die mittleren Schmutzfrachten im Sommer<sup>19</sup>, während der Kampagne sowie im Winter<sup>20</sup> zusammengefasst sind. Die Schmutzfrachten wurden aus den Aufzeichnungen im Rahmen der Eigenüberwachung der Jahre 1995 bis 1997 ermittelt. I.d.R. werden im Zulauf der Belebungsstufe werktags 2h-Mischproben auf CSB, NH<sub>4</sub>-N und P<sub>ges</sub> analysiert. Während der Kampagne werden diese Parameter täglich aus der 24h-Mischprobe bestimmt.

Tabelle 5.1: Mittlere Schmutzfrachten im Zulauf der biologischen Stufe (1995 - 1997)

Lastfall Zeitraum	Niederlast Sommer	mittlere Kampagne Mitte September - Mitte November	Grundlast Winter
CSB [kg/d]	1378	2560	1380
EGW <sub>80</sub> [-]	17.225	32.000	17.250
NH <sub>4</sub> -N [kg/d]	140	105	122
P <sub>ges</sub> [kg/d]	19,5	19	19
Temperatur [°C]	19 - 21	15 - 21	8 - 12

Sowohl im Sommer als auch im Winter ist die Anlage mit rund 17.250 EGW<sub>80</sub> belastet. Die täglichen NH<sub>4</sub>-N-Frachten sind im Sommer größer als im Winter, was auf die vermehrte Hydrolyse des organischen Stickstoffs bei höheren Abwassertemperaturen zurückzuführen ist. Die P<sub>ges</sub>-Frachten betragen ca. 19 kg/d und unterliegen keinen saisonalen Einflüssen. Während der Kampagne wird die Kläranlage mit einer nahezu doppelt so großen CSB-Fracht

<sup>19</sup> August bis Mitte September

<sup>20</sup> Mitte Januar - Mitte März

beaufschlagt wie im Sommer, die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten nehmen dagegen ab. Vermutlich ist dies auf einen Abbau im Kanalnetz - bedingt durch die größeren Frachten an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen - zurückzuführen.

Im Sommer erreicht die Abwassertemperatur Werte zwischen 19 und 21°C. Die Abwassertemperatur fällt während der Weinlese langsam von ungefähr 20°C zu Beginn Mitte September auf ca. 15°C im November ab. Je nach Witterung sinkt die Abwassertemperatur gegen Ende November unter 12°C ab. Die mittlere Abwassertemperatur liegt im Winter bei 11°C; es werden aber auch Tiefsttemperaturen von rund 8°C erreicht.

Die täglichen CSB-Schmutzfrachten unterliegen während der Kampagne großen Schwankungen. In Abbildung 5.2 sind die CSB-Tagesschmutzfrachten für die Jahre 1995 bis 1997 ab Mitte September bis zum jeweiligen Jahresende dargestellt. Dabei wird eine Darstellungsform gewählt, bei der die täglichen CSB-Frachten ins Verhältnis zur mittleren kommunalen Schmutzfracht im jeweiligen Sommer gesetzt werden. Dies soll veranschaulichen, dass die Belastung der Kläranlage während der Kampagne ein Vielfaches der normalen Belastung betragen kann.

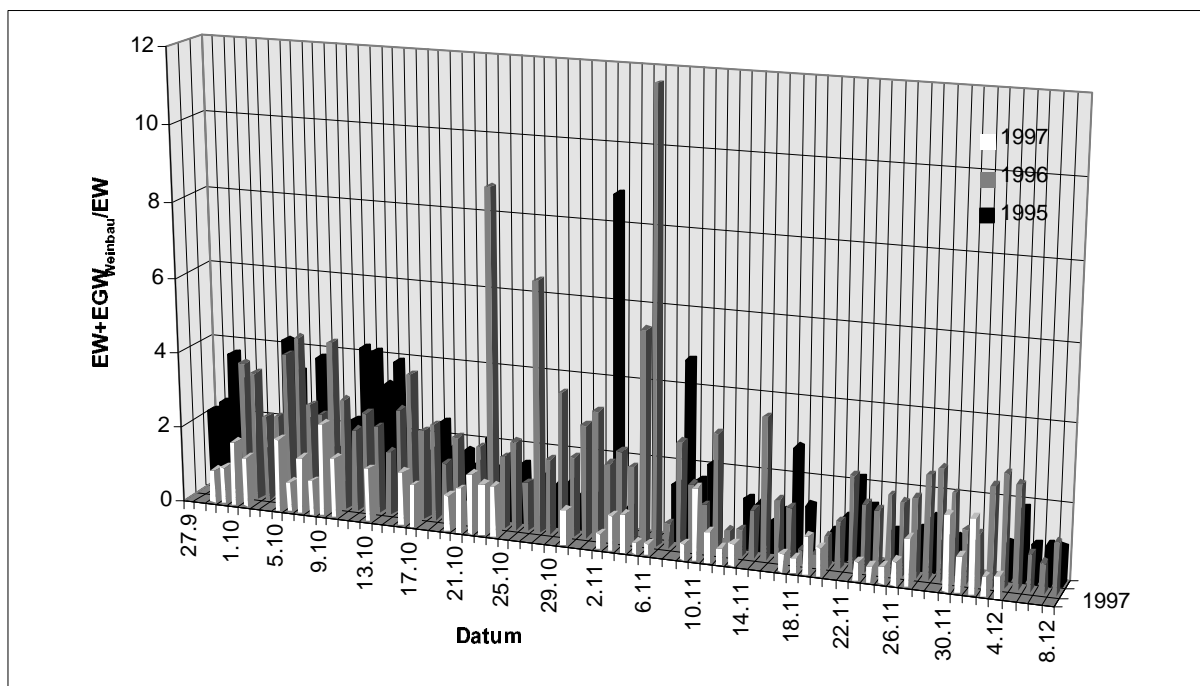


Abbildung 5.2: Verhältnis Belastung während der Kampagne zur Normalbelastung für den Parameter CSB in den Jahren 1995, 1996 und 1997

In allen drei Jahren zeigt sich derselbe charakteristische zeitliche Verlauf: Während der Weinlese und Kelterung bis Mitte Oktober ist die Belastung sehr hoch und lässt dann im November nach. In den Jahren 1995 und 1996 schwanken die Belastungen zwischen dem Doppelten und Vierfachen der Normalbelastung. Gegen Ende Oktober beginnen die 1. Abstiche, die zu extrem hohen Spitzenbelastungen mit dem 6 bis 12fachen der Normalbelastung (mittlere Tagesfrachten) führen können. Auch gegen Ende November und im Dezember sind vereinzelt höhere Belastungen aufgrund der 2. Abstiche festzustellen. Die extremen Spitzenbelastungen ließen sich durch eine konsequent umgesetzte Trubstoffrückhaltung bei den Abstichen erheblich vermindern.

Zwischen den einzelnen Jahren zeigen sich große Unterschiede der Höhe der Schmutzfrachten. Die relativ geringe Ausprägung der Kampagnebelastung 1997 ist zum einen auf eine relativ hohe Belastung im Sommer und zum anderen auf eine im Vergleich zu den anderen Jahren sauberere Arbeitsweise in den Weinbereitungsbetrieben infolge der guten Preise zurückzuführen, die in diesem Jahr für die Weine zu erzielen waren<sup>21</sup>.

Die Ablaufkonzentrationen der Stickstoffparameter sind für die Jahre 1995 bis 1997 in Abbildung 5.3 dargestellt. Die Kläranlage nitrifiziert im Sommer bei höheren Temperaturen stabil, wohingegen im Winter  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen bis zu 20 mg/l auftreten. Charakteristisch ist der Verlauf der  $\text{N}_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen, die während der Kampagnen deutlich niedriger sind als im übrigen Jahr. Dies ist auf die hohe CSB-Belastung zurückzuführen, die eine nahezu vollständige Inkorporation des Stickstoffs im Belebtschlamm bewirkt. Unmittelbar nach der Kampagne steigen die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte auf bis zu 5 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$  an. Im Januar und Februar stellen sich deutlich höhere  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf ein.

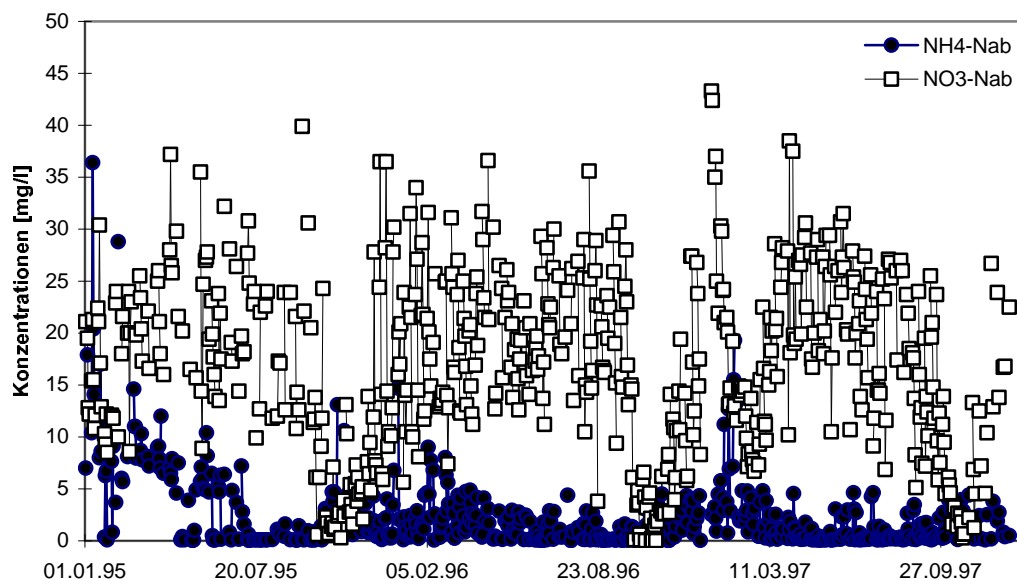


Abbildung 5.3: Ablaufkonzentrationen der Stickstoffparameter in der 2h-Mischprobe (1995 - 1997)

<sup>21</sup> Die Hefen werden nach den Abstichen gepresst, um möglichst viel Wein zu erhalten.

## 5.2.3 Dynamische Simulation der Kläranlage Weisenheim am Sand

### 5.2.3.1 Modellaufbau und Kalibrierung der Anlagenmodelle

#### 5.2.3.1.1 Anlagenmodelle

Das Verfahrensschema des Anlagenmodells ist so aufgebaut, wie in Kapitel 5.2.1 beschrieben. Die vier Kaskadenbecken werden permanent belüftet. Die Gebläseleistung wird über eine Sauerstoffsonde im Ablauf der zweiten Kaskade geregelt. Die Aufteilung des Luftvolumenstroms (1.300 bzw. 2.200 m<sup>3</sup>/h) auf die einzelnen Kaskaden erfolgt in der Praxis über Schieber, die zweimal am Tag nach einer Messung der Sauerstoffkonzentrationen in den einzelnen Kaskaden manuell nachreguliert werden. Im Anlagenmodell wird der Luftvolumenstrom über eine Schiebereinstellung so verteilt, dass die Sauerstoffkonzentrationen in den einzelnen Kaskaden nicht unter 1,5 mg/l sinken.

Das in der ersten Kaskade installierte getauchte Festbett wird mit einem Modell nach dem Belebungsverfahren abgebildet. Diese Vereinfachung wird aus folgenden Gründen gewählt:

- Die kinetischen und stöchiometrischen Parameter sind für Belebungs- und Biofilmverfahren identisch /GUJER UND WANNER, 1990/.
- Wesentlicher Unterschied zwischen dem Belebungs- und dem Biofilmverfahren ist, dass die Stoffwechselgeschwindigkeiten im Biofilm durch Diffusionsprozesse kontrolliert werden. Die Prozessbedingungen zur Beschreibung der Diffusionsprozesse können jedoch im Kläranlagenbetrieb für das getauchte Festbett nicht erfasst werden.
- Das Festbettvolumen beträgt nur ca. 7% des Belebungsbeckenvolumens. Aufgrund des geringen Volumenanteils des Festbetts am gesamten Belebungsbeckenvolumen wird vereinfachend davon ausgegangen, dass der Einfluss der Unterschiede der Stoffwechselgeschwindigkeiten auf das Reinigungsergebnis vernachlässigbar ist.

Um die biologischen Prozesse in der Nachklärung<sup>22</sup> abzubilden, wird ein Teil des Nachklärbeckenvolumens als biologischer Reaktor ohne Sauerstoffzufuhr definiert (< 20% des V<sub>NKB</sub>). Die Ergebnisse einer Stickstoffbilanz, die im folgenden Kapitel erläutert werden, erfordern die Integration einer Denitrifikationszone in den Kaskadenbecken.

Die Anlagenmodelle sind im Anhang A5 abgebildet.

#### 5.2.3.1.2 Kalibrierung des Anlagenmodells für den Sommerzeitraum

Um einen Ausgangszustand für die Simulation des Kampagnezeitraums zu erzeugen, ist das Anlagenmodell für den Zeitraum Sommer zu kalibrieren. Hierzu müssen zunächst die Betriebsführung der Kläranlage adäquat nachgebildet, die Belastung sowie die Ablaufkonzentrationen ermittelt und der Zustand der Schlammbiozönose erfasst werden. Erst dann kann die Kalibrierung beginnen, bei der die Zulauffraktionierung sowie die

---

<sup>22</sup> Z.B. aerobe Abbauprozesse infolge einer Verschleppung des Sauerstoffs aus der biologischen Stufe in die Nachklärung und Denitrifikationsprozesse im Schlammbett. Die Gasproduktion infolge einer endogenen Denitrifikation ist so niedrig, dass keine Gefahr des Schlammauftriebs infolge von Flotationseffekten besteht.

kinetischen und stöchiometrischen Parameter so lange variiert werden, bis eine zufriedenstellende Übereinstimmung zwischen den Messwerten und den simulierten Werten erreicht wird.

### Zulauffrachten und Ablaufkonzentrationen im Sommer

Als Datengrundlage stehen die Aufzeichnungen im Rahmen der Eigenüberwachung zur Verfügung. Zusätzlich wurden 1996 im Rahmen eines Forschungsprojektes zur Untersuchung der Reinigungsleistung eines Hochleistungsreaktors /SCHMITT UND ZETTL, 1997/ der Zulauf intensiv beprobt sowie Stich- und 24h-Mischproben im Zulauf der Kläranlage auf TKN und  $\text{NH}_4\text{-N}$  untersucht /MULFINGER, 1996/.

Die Ergebnisse der Auswertung der Betriebstagebücher für die Sommerzeiträume 1995 - 1997 sind in den Tabellen 5.2 und 5.3 dargestellt. Die sommerliche CSB-Belastung der Belebungsstufe schwankt zwischen 14.000 und 17.000 EW. Die organischen Stickstofffrachten müssen mit Hilfe der zusätzlichen Messreihen im Jahr 1996 abgeschätzt werden. Da mit steigenden  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen das  $\text{NH}_4\text{-N}$ /TKN-Verhältnis abnimmt, wird für die einzelnen Betrachtungszeiträume die mittlere  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration ermittelt und daraus je nach  $\text{NH}_4\text{-N}$ /TKN-Verhältnis die TKN-Fracht abgeschätzt. Die Phosphorfrachten schwanken zwischen 15 und 23 kg/d.

Tabelle 5.2: Mittlere Schmutzfrachten im Zulauf der biologischen Stufe und Randbedingungen im Sommer (Anfang August bis Mitte September)

	Sommer 1995	Sommer 1996	Sommer 1997
Anzahl Daten	16	30	30
$Q_d$ [ $\text{m}^3/\text{d}$ ]	3.616	3.124	2.881
CSB [ $\text{kg}/\text{d}$ ]	1.321	1.127	1.686
$\text{EW}_{\text{CSB}}$ [ $\text{EW}_{80}$ ]	16.500	14.100	-
$\text{EW}_{\text{CSB}}$ [ $\text{EW}_{100}$ ] <sup>23</sup>	-	-	16.850
$\text{NH}_4\text{-N}$ [ $\text{kg}/\text{d}$ ]	160	105	154
TKN [ $\text{kg}/\text{d}$ ]	205	150	195
$\text{EW}_N$ [ $\text{EW}_{10}$ ]	20.500	15.000	-
$P_{\text{ges}}$ [ $\text{kg}/\text{d}$ ]	20,5	14,7	23

Da die Kläranlage im Sommer nahezu vollständig nitrifiziert, sind die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage sehr niedrig (s. Tabelle 5.3). Die CSB-Ablaufkonzentrationen variieren zwischen 20 und 30 mg/l. Aus der CSB-Ablaufkonzentration lässt sich für die Zulauffraktionierung ein Anteil an gelöstem inerten CSB  $S_i < 5\%$  abschätzen.

<sup>23</sup> Für die provisorische Integration der vorgeschalteten Denitrifikationszone wurde 1997 die Vorklärung verkleinert. Die Abschätzung der angeschlossenen EW basiert nun auf der einwohnerspezifischen Schmutzfracht von 100g CSB/E nach 0,5 bis 1h Mindestaufenthaltszeit in der Vorklärung.

Tabelle 5.3: Mittlere Ablaufkonzentrationen im Sommer

	Sommer 1995	Sommer 1996	Sommer 1997
NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	0,5	0,5	0,8
NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	18,9	20,5	16,7
CSB <sub>ges</sub> [mg/l]	20	19,9	27,8

Für eine Anlage ohne gezielte Denitrifikation werden überraschend niedrige NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen erzielt. Eine Bilanzierung des Stickstoffs (wiedergegeben in Tabelle 5.4) weist bei allen drei Sommerzeiträumen auf eine Denitrifikation von rund 35 bis 50% der Zulaufmenge hin. Ab 1997 ist dies auf die provisorische Integration der vorgeschalteten Denitrifikation zurückzuführen. Die Ursachen für die auffallend hohe Denitrifikationsleistung in den Jahren davor müssen untersucht und im Verfahrensschema des Anlagenmodells berücksichtigt werden.

Tabelle 5.4: Stickstoffbilanz für die Kläranlage Weisenheim a.S.

	Sommer 1995	Sommer 1996	Sommer 1997
N <sub>zu</sub> [kg/d]	205	150	195
N <sub>ab</sub> <sup>24</sup> [kg/d]	77,4	71,8	56,2
N <sub>üs</sub> [kg/d]	33	28	42
Differenz [kgN/d]	94,6	50,2	96,8
Differenz [%]	46	34	50

In der Nachklärung kann infolge einer ungewollten Denitrifikation weitaus weniger NO<sub>3</sub>-N umgesetzt werden als sich aus der Bilanz ergibt, da nahezu kein leicht abbaubares Substrat S<sub>s</sub> zur Verfügung steht. Die Denitrifikation muss daher auf unzureichend belüftete Zonen im Belebungsbecken sowie im Festbett in der ersten Kaskade zurückzuführen sein:

- Als Folge der fixen Schiebereinstellungen, die den Luftvolumenstrom auf die vier Beckenkaskaden aufteilen, können zeitweise in einzelnen Beckenzonen sowie im Inneren der Belebtschlammflocken Zustände mit ungenügender Sauerstoffversorgung auftreten und zu einer simultanen Denitrifikation beitragen.
- Getauchte Festbetten neigen aufgrund des Biofilmmuwachses und der unzureichenden Durchströmung zu Verstopfungen, so dass nicht in allen Zonen des Festbetts eine ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet ist. Viele Biofilmverfahren eliminieren auch unter Belüftung simultan Stickstoff. PAPE ET AL. /1995/ zeigten, dass 40 bis 60% der Stickstofffracht im Zulauf simultan in Festbetten eliminiert werden.

Die zeitweise unzureichend belüfteten Zonen in den einzelnen Kaskadenbecken sowie im getauchten Festbett werden im Anlagenmodell vereinfacht durch einen unbelüfteten Nitrifikationsblock mit einem Volumen von 160 m<sup>3</sup> abgebildet. Damit beträgt der Anteil des Denitrifikationsvolumens am gesamten Belebungsbeckenvolumen weniger als 10%. Das

<sup>24</sup> N<sub>ab</sub> = N<sub>anorg,ges</sub> + N<sub>org</sub>.



effektive Denitrifikationsvolumen ist jedoch geringer, da der im Zulauf des Modellblocks noch vorhandene Sauerstoff für aerobe Abbauprozesse genutzt wird.

### Charakteristik der Schlammzusammensetzung

Die betriebstechnischen Randbedingungen sind in Tabelle 5.5 zusammengefasst. Die Anlage wurde im Sommer 1995 mit einer mittleren TS-Konzentration von 5 g/l betrieben. In den folgenden Sommern wurde der TS-Gehalt auf ca. 3 g/l eingestellt. Der Glühverlust bzw. der organische Anteil des Belebtschlammes beträgt jeweils ca. 80% und weist auf eine relativ hoch belastete Anlage hin. Die mittleren Abwassertemperaturen der einzelnen Sommerzeiträume sind witterungsabhängig und variieren zwischen 19 und 21°C.

Tabelle 5.5: Randbedingungen für Kalibrierung

	Sommer 1995	Sommer 1996	Sommer 1997
TS [g/l]	5,0	3,2	3,0
GV [%]	80	80	80
Temperatur [°C]	20	18,8	21,3

Zur Charakterisierung der Zusammensetzung des Belebtschlammes wurden folgende "Kontrollparameter" gemessen:

- Das Verhältnis CSB/TS beträgt im Mittel ca. 1,18 gCSB/gTS.
- Der Stickstoffgehalt des Belebtschlammes beträgt rund 0,082 gN/gTS.
- Der Anteil der aktiven Biomasse wird mit Hilfe von DNA-Messungen nach THOMANETZ /1982/ bestimmt; er liegt bei rund 55%.

Die aktive Biomasse umfasst sowohl die heterotrophe als auch die autotrophe Biomasse. Letztere ist jedoch aufgrund ihrer geringen Menge vernachlässigbar, sodass die aktive Biomasse im Wesentlichen der vorhandenen heterotrophen Biomasse entspricht.

Die Überschussschlammmenge und damit auch das Schlammalter lassen sich aus den Betriebstagebüchern der Kläranlage Weisenheim a. S. nicht ermitteln, da nur die entwässerten Mengen des anaerob stabilisierten Schlammes messtechnisch erfasst werden. Über die stationären Bilanzierungsansätze der Bemessungsmodelle ATV-A 131 und HSG 2 können die Überschussschlammengen nur grob abgeschätzt werden, da in die Berechnung die Feststoffmengen ( $TS_0$ ) im Zulauf eingehen, deren Bestimmung, insbesondere durch die Probenahme bedingt, stark fehlerbehaftet sein kann.

### Kalibrierung des Anlagenmodells

Ziel der Kalibrierung ist es, für die Sommerzeiträume der drei zugrunde liegenden Jahre mit nur einem Parametersatz (Fraktionierung sowie kinetische und stöchiometrische Parameter) eine hinreichend genaue Übereinstimmung zwischen den Messwerten und den simulierten Werten zu erhalten. Da mit Hilfe der dynamischen Simulation die Veränderungen der Schlammzusammensetzung und insbesondere die Verdrängung der Nitrifikanten untersucht werden sollen, muss bei der Kalibrierung auf Übereinstimmungen in der Schlammzusammensetzung besonders geachtet werden. Diese wird im Wesentlichen von der Belastung, der Fraktionierung sowie der Betriebsführung (hauptsächlich durch die

Aufteilung der Beckenvolumina zur Nitrifikation und Denitrifikation und durch die Sauerstoffkonzentration) über einen längeren Zeitraum beeinflusst. Für diesen Zweck ist eine statische Kalibrierung des Anlagenmodells mit einer mittleren Belastung (s. Tabelle 5.2) ausreichend. Eine dynamische Kalibrierung ist in diesem Fall nicht erforderlich, da sie insbesondere die Dynamik der  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen im Tagesverlauf bestimmt.

Die Kalibrierergebnisse für die CSB-Fraktionierung sind im Vergleich mit den Erfahrungswerten nach HENZE /1992/ in Tabelle 5.6 wiedergegeben. Zu berücksichtigen ist, dass das kommunale Abwasser der Kläranlage Weisenheim bereits in der Vorklärung mechanisch vorgereinigt und dabei die Abwasserzusammensetzung verändert wurde. Der gelöste, inerte CSB  $S_i$  wird anhand der CSB-Konzentrationen im Ablauf (aus der filtrierten Probe) kalibriert; er liegt in Weisenheim geringfügig niedriger als nach den Erfahrungswerten von HENZE /1992/. Der partikuläre, inerte CSB  $X_i$  ist ebenfalls vergleichsweise niedrig. Bei höheren  $X_i$ -Anteilen können jedoch der hohe Anteil an aktiver Biomasse sowie der Stickstoffgehalt im Belebtschlamm nicht erreicht werden. Um möglichst viel "aktive" Biomasse im Belebtschlamm zu erhalten, muss der Anteil der biologisch abbaubaren Fraktionen ( $S_s$  und  $X_s$ ) am Gesamt-CSB sehr groß sein und die Zerfallsrate der heterotrophen Organismen  $b_H$  auf  $0,3 \text{ d}^{-1}$  (Default  $0,5 \text{ d}^{-1}$ ) verringert werden.

Tabelle 5.6: CSB-Fraktionierungsparameter für Abwasser im Zulauf der biologischen Stufe der Kläranlage Weisenheim am Sand

	Weisenheim am Sand (Sommer) [%]	kommunales Abwasser /HENZE ET AL., 1986/ [%]
gelöster, inerter CSB $S_i$	4	5 - 10
gelöster, leicht abbaubarer CSB $S_s$	10	10 - 30
partikulärer, inerter CSB $X_i$	11	10 - 30
partikulärer, langsam abbaubarer CSB $X_s$	70	30 - 60
heterotrophe Biomasse $X_{BH}$	5	5 -25

Das Verhältnis zwischen leicht abbaubarem CSB  $S_s$  und langsam abbaubarem CSB  $X_s$  kann erst mit einer dynamischen Kalibrierung hinreichend genau festgelegt werden. Zur ersten Abschätzung wird angenommen, dass der Anteil an leicht abbaubarem CSB  $S_s$  niedrig ist, da aufgrund der höheren Abwassertemperaturen im Sommer ein nicht unerheblicher  $\text{BSB}_5$ -Vorabbau im Kanalnetz zu erwarten ist. Neuere Untersuchungen von DOHMANN UND LIEBESKIND /1997/ zeigen zudem, dass kommunale Kläranlagen häufig einen deutlich niedrigeren Anteil an leicht abbaubarem CSB  $S_s$  aufweisen als in der von HENZE /1992/ dokumentierten Größenordnung von 10 - 30%. Auf 15 untersuchten kommunalen Kläranlagen wurde der Anteil an leicht abbaubarem CSB  $S_s$  am homogenisierten Gesamt-CSB zu 1 - 10% bestimmt.

### 5.2.3.1.3 Kalibrierung des Anlagenmodells für den Kampagnezeitraum

Im Unterschied zur Kalibrierung "normaler" kommunaler Kläranlagen ist hier ein bereits kalibrierter Ausgangszustand zu verwenden, außerdem muss sich die "Einschwingzeit" an der Dauer des Kampagnezeitraums orientieren. Als Ausgangszustände können die kalibrierten Endzustände der Sommerzeiträume verwendet werden, sofern nicht bereits vor Beginn der Kampagne der TS-Gehalt in der Belebung erhöht wird, um die höhere Belastung während der Kampagne besser bewältigen zu können. In diesem Fall muss aus dem Sommerzustand ein neuer Ausgangszustand erzeugt werden, indem die TS-Erhöhung vor Beginn der Kampagne in der Simulation nachvollzogen wird.

Der Kampagnezeitraum wird mit einer mittleren Belastung statisch kalibriert. Auch hier gilt die Voraussetzung, dass die Betriebsführung - insbesondere die Aufteilung der Nitrifikations- und Denitrifikationszonen - korrekt nachgebildet wird. Dies ist erfüllt, da alle Kaskaden belüftet sind und die Aufteilung der Milieuzonen nicht verändert wird.

Ziel der Kalibrierung ist es, *einen* Parametersatz für die CSB-Zulauffraktionierung zu erhalten, der für den gesamten Kampagnezeitraum gültig ist. Inwieweit diese Vorgehensweise gültig ist, wird bei der Verifikation des Anlagenmodells überprüft.

#### Zulauffrachten

Die Kläranlage Weisenheim wird während der Kampagne i.d.R. doppelt so hoch mit CSB belastet wie im Sommer. Die spezifische CSB-Belastung je ha Rebfläche und Tag beträgt danach rund 7,5 bis 10,3 EGW/ha. Auffällig ist das Jahr 1997, in dem die Schmutzfrachten aus der Weinbereitung deutlich niedriger sind als in den Vorjahren. Dies ist zum Teil auf die gute Qualität des Weines und die damit verbundene weitgehende Rückhaltung der Trubstoffe zurückzuführen. Die Stickstoffbelastungen werden aus den  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten abgeschätzt; sie schwanken zwischen 14.400 und 15.000  $\text{EW}_\text{N}$  (s. Tabelle 5.7).

Aufgrund der hohen CSB-Belastung (zwischen 21.000 und 37.000 EW) unterscheidet sich das CSB/N-Verhältnis des Abwassers während der Kampagne deutlich von dem eines typischen kommunalen Abwassers. Dies bewirkt zum einen eine vermehrte Stickstoffinkorporation im Belebtschlamm; zum anderen ist zu erwarten, dass sich das erhöhte Angebot an leicht abbaubarem Substrat  $S_s$  positiv auf die Denitrifikationsgeschwindigkeit auswirkt. Aus diesen Gründen sind während der Kampagne deutlich niedrigere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen als im Sommer zu erwarten.

Tabelle 5.7: Auswertung der Betriebstagebücher (Mitte September bis Mitte November)

	Kampagne 1995	Kampagne 1996	Kampagne 1997
$Q_d$ [m <sup>3</sup> /d]	3841	3243	2846
CSB [kg/d]	3005	2774	1906
$EW_{CSB}$ [ $EW_{80}$ ]	37.550	34.700	19.060 <sup>25</sup>
$CSB_{Kamp}/CSB_{Sommer}$	2,3	2,5	1,13
$EGW_{ha}$ Rebfläche	10,3	7,5	-
$NH_4-N$ [kg/d]	95	105	112
TKN [kg/d]	144	150	146
$EW_N$ [ $EW_{10}$ ]	14.400	15.000	14.600
CSB/N [kg/kg]	20,9	18,5	13,1
$P_{ges}$ [kg/d]	20,2	19,5	17

### Ablaufkonzentrationen

Im Ablauf der Nachklärung werden täglich 2h-Mischproben im Rahmen der Eigenüberwachung gezogen. Die mittleren Ablaufkonzentrationen sind in Tabelle 5.8 dargestellt. Die  $NH_4-N$ -Konzentrationen sind im Vergleich zum Sommer angestiegen, die  $NO_3-N$ -Konzentrationen liegen dagegen - wie erwartet - deutlich niedriger. Der Anstieg der CSB-Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung kann sowohl auf einen unvollständigen Abbau der Schmutzfrachten als auch auf einen höheren Feststoffabtrieb aus der Nachklärung zurückzuführen sein.

Tabelle 5.8: Mittlere Ablaufkonzentrationen (aus Betriebstagebuch, 2h- Mischproben)

	Kampagne 1995	Kampagne 1996	Kampagne 1997
$NH_4-N$ [mg/l]	2,1	1,2	1,6
$NO_3-N$ [mg/l]	7,2	7,9	7,4
$CSB_{ges}$ [mg/l]	33	26,9	31,9

### Charakteristik der Schlammzusammensetzung

Da der Glühverlust des Belebtschlammes während der Kampagne 1996 von 80% auf rund 85% anstieg, unterlag auch die Zusammensetzung des Belebtschlammes Veränderungen. Es liegen folgende Mittelwerte zur Charakterisierung der Schlammzusammensetzung vor:

- Das Verhältnis CSB/TS beträgt ca. 1,23 gCSB/gTS.
- Der Stickstoffgehalt des Belebtschlammes beträgt rund 0,085 gN/gTS.
- Der Anteil der aktiven Biomasse liegt bei rund 60%.

<sup>25</sup> Die Angabe für die Kampagne 1997 basiert auf  $EW_{100}$ , da die Vorklämung verkleinert wurde.

Während der Kampagne betragen die mittleren TS-Konzentrationen ca. 5 g/l und die mittleren Abwassertemperaturen rund 17° C. Die exakten Randbedingungen für die Kalibrierung sind in Tabelle 5.9 zusammengestellt.

Tabelle 5.9: Randbedingungen für die Kalibrierung

	Kampagne 1995	Kampagne 1996	Kampagne 1997
TS [g/l]	5,4	5,3	5,1
GV [%]	85	85	80
Temperatur [°C]	17,5	16,4	16,9

### Ergebnisse der statischen Kalibrierung

Aufgrund der sehr unterschiedlichen CSB-Belastungen in den einzelnen Jahren müssen die Kampagnezeiträume einzeln kalibriert werden. Die Ergebnisse der Kalibrierung sind in Tabelle 5.10 zusammengefasst. Da während der Kampagne die mittleren CSB-Konzentrationen im Zulauf rund doppelt so hoch sind wie bei Normalbelastung, die CSB-Ablaufkonzentrationen aber nur vergleichsweise geringfügig ansteigen, muss bei der Zulauffraktionierung der Anteil an inertem gelösten CSB ( $S_i$ ) reduziert werden. Infolge der höheren CSB-Belastung nimmt der Anteil der biologisch aktiven Biomasse stark zu, sodass der inert-partikuläre Anteil des CSB ( $X_i$ ) sogar erhöht werden muss, um nicht zu hohe Stickstoffgehalte im Belebtschlamm sowie zu viel aktive Biomasse zu erhalten. Ein Teil des biologisch langsam abbaubaren CSB ( $X_s$ ) wird zu Gunsten des leicht abbaubaren CSB ( $S_s$ ) verschoben, da die Abwässer aus der Weinbereitung allgemein leicht abbaubar sind. Die exakte Aufteilung zwischen  $S_s$  und  $X_s$  kann erst mit einer dynamischen Kalibrierung ermittelt werden.

Tabelle 5.10: CSB-Fraktionierung für die einzelnen Kampagnezeiträume

	kommunales vorgeklärtes Abwasser [%]	Kampagne 1995 [%]	Kampagne 1996 [%]	Kampagne 1997 [%]
$S_i$	7	2,5	2	3
$S_s$	20	15	15	15
$X_i$	10	12,5	13	12
$X_s$	48	65	65	65
$X_{BH}$	15	5	5	5

Die im Rahmen der statischen Kalibrierung errechneten Ablaufwerte stimmen gut mit den gemessenen Mittelwerten der Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage (Tabelle 5.8) überein. Insbesondere für das Jahr 1997 mit der provisorisch installierten vorgeschalteten Denitrifikation trifft dies zu.

Mit Hilfe der statischen Kalibrierung werden die Schlammzusammensetzung und die Stickstoffbilanz des Anlagenmodells mit den realen Messwerten in Übereinstimmung gebracht. Die dynamische Kalibrierung bietet nun die Möglichkeit, die Dynamik der Nitrifikation und des Kohlenstoffabbaus bei Belastungsschwankungen abzubilden. Dies

geschieht allgemein durch die Veränderung der kinetischen Parameter wie der maximalen Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  oder den Halbwertscoeffizienten für die Ammonium- und Sauerstoffaufnahme  $K_{NH}$  bzw.  $K_{OA}$ . Zur dynamischen Kalibrierung sind folgende Daten erforderlich:

- Da die hohe CSB-Belastung die  $N_{ges,anorg}$ -Konzentrationen durch die Inkorporation in den Überschussschlamm erheblich beeinflusst, müssten für eine dynamische Kalibrierung nicht nur die Stickstoffparameter, sondern auch der CSB an mehreren aufeinander folgenden Tagen sowohl im Zulauf der einzelnen Kaskaden als auch im Ablauf kontinuierlich erfasst werden.
- Einen ganz wesentlichen Einfluss auf den zeitlichen Verlauf der  $NH_4$ -N-Ablaufkonzentrationen hat die exakte Nachbildung der Betriebsführung, d.h. die Aufteilung des Belebungsbeckenvolumen in aerobe und anoxische Milieuzonen sowie die Sauerstoffkonzentration. Für die dynamische Kalibrierung ist daher die kontinuierliche Erfassung der Sauerstoffkonzentrationen sowie der  $NH_4$ -N- und  $NO_3$ -N-Konzentrationen in bzw. im Ablauf von allen vier Kaskaden über den gesamten Betrachtungszeitraum erforderlich.

Insgesamt ist der Aufwand für die dynamische Kalibrierung im Vergleich zu einer statischen sehr hoch. Der Nutzen für das angestrebte Untersuchungsziel - die Veränderung der Nitrifikantenkonzentration unter Kampagneeinfluss - wird dagegen eher gering eingeschätzt. Aus diesen Gründen wurde auf eine dynamische Kalibrierung verzichtet. Zur Ergänzung der statischen Kalibrierung werden die Auswirkungen der kinetischen Parameter auf die Nitrifikantenkonzentration sowie die Ablaufwerte im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse abgeschätzt (siehe Kapitel 6).

### **5.2.3.2 Simulation mit Tagesfrachten und Diskussion der Ergebnisse**

Das Anlagenmodell wurde (vgl. Kapitel 5.2.3.1) mit einer mittleren Kampagnebelastung statisch kalibriert, um eine mittlere CSB-Fraktionierung zu erhalten. Obwohl sich die Abwasserzusammensetzung durch die Vermischung des Weinbauabwassers mit dem kommunalen Abwasser laufend verändert, wird von einer mittleren CSB-Fraktionierung ausgegangen, da ohne diese Vereinfachung eine statische Kalibrierung nicht durchführbar ist. Auf der anderen Seite ist zu überprüfen, ob mit einer mittleren CSB-Fraktionierung für die einzelnen Tage mit z.T. sehr unterschiedlichen CSB-Frachten zufriedenstellende Ergebnisse simuliert werden können. Hierzu wird das kalibrierte Anlagenmodell mit den gemessenen Tageszulauffrachten und Ablaufwerten verifiziert.

Ein weiteres Ziel der vereinfachten Verifikation ist - neben der Überprüfung der mittleren CSB-Fraktionierung - das Abschätzen der mittleren Ablaufkonzentrationen für die Stickstoffparameter an einzelnen Tagen. Zur Verifikation werden folgende Vereinfachungen getroffen:

- Die organische Stickstofffracht wird über die  $NH_4$ -N-Fracht und ein konstantes  $NH_4$ -N/TKN-Verhältnis abgeschätzt. Dies kann dazu führen, dass an einzelnen Tagen die simulierten  $N_{ges,anorg}$ -Konzentrationen sowohl nach oben als auch nach unten von den gemessenen abweichen.

- Der TS-Gehalt sowie die Abwassertemperatur werden analog zur statischen Kalibrierung während des Kampagnezeitraums als konstant angenommen. Diese Annahme wurde getroffen, um zu überprüfen, ob die vereinfachte Vorgehensweise zufriedenstellende Ergebnisse liefert. Infolge der konstanten Randbedingungen sind an einzelnen Tagen bei den Ablaufkonzentrationen Abweichungen zu erwarten.
- Die mittleren Konzentrationen im Ablauf werden mit den Messergebnissen aus der 2h-Mischprobe verglichen. Deshalb kann keine exakte Übereinstimmung erwartet werden. Die simulierten Mittelwerte und die Schwankungsbreite der Konzentrationen aus der 2h-Mischprobe erlauben jedoch Rückschlüsse auf die Betriebsstabilität und lassen somit indirekt auf die Veränderungen der Nitrifikationskapazität schließen.

Exemplarisch sind nachfolgend die Simulationsergebnisse der Kampagne 1996 dargestellt (1996 war der Kampagneeinfluss im Vergleich zur sommerlichen Belastung am größten). Für den Zeitraum 21.10. bis 3.11.1996 liegen zusätzliche tägliche Messungen aus der 24h-Mischprobe im Zulauf der Kläranlage vor<sup>26</sup>. Die Ganglinien der CSB- und TKN-Zulauffrachten sind in Abbildung 5.4 dargestellt. Die TKN-Frachten schwanken zwischen 100 und 320 kg/d, die mittlere TKN-Fracht liegt bei rund 170 kg/d. Ursache für die großen Schwankungen der TKN-Frachten dürfte die direkte Einleitung von stickstoffhaltigen Prozesswässern sein, die beim Schlammpressen anfallen.

Die Schwankungen der CSB-Frachten sind beträchtlich. Zu Beginn der Kampagne wird die biologische Stufe mit CSB-Tagesfrachten zwischen 1.000 und 4.000 kg/d belastet. Gegen Ende Oktober machen sich die ersten Abstiche durch CSB-Tagesspitzenbelastungen zwischen 8.000 und 13.000 kg/d bemerkbar. Damit erreichen die Tagesspitzenbelastungen rund ein Zehnfaches der Normalbelastung außerhalb der Kampagne. Sie sind nur mit einer entsprechend groß ausgelegten Belüftungskapazität zu bewältigen.

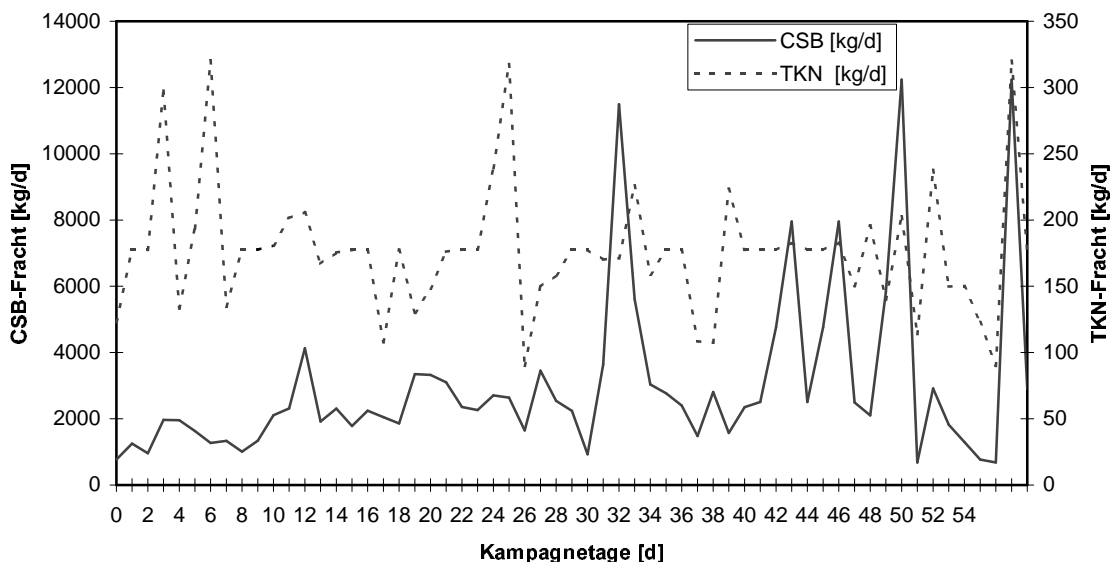


Abbildung 5.4: Die gemessenen CSB- und TKN-Frachten im Zulauf der biologischen Stufe während der Kampagne 1996

<sup>26</sup> Daten aus Forschungsprojekt /SCHMITT UND ZETTL, 1997/

In der Realität wurden CSB-Konzentrationen zwischen 10 und 50 mgCSB/l im Ablauf der Nachklärung gemessen, die sich aus gelöstem und partikulärem CSB zusammensetzen. Da bei der Kalibrierung der Anteil des inerten gelösten CSB  $S_i$  am Gesamt-CSB auf 2% festgelegt wurde, schwanken bei der Simulation die CSB-Konzentrationen zwischen 12 und 65 mg/l. An Tagen mit hoher Belastung wird aufgrund der konstanten CSB-Fraktionierung ein zu hoher CSB, an Tagen ohne Kampagneeinfluss ein zu niedriger CSB im Ablauf der Nachklärung simuliert. Der Anteil des gelösten inerten CSB wäre je nach Belastung um bis zu 1% zu korrigieren. Dadurch wird die CSB-Fraktionierung nur geringfügig verändert und es sind keine wesentlichen Auswirkungen weder auf die Zusammensetzung des Belebtschlammes noch auf die Stickstoffkonzentrationen im Ablauf zu erwarten.

In Abbildung 5.5 werden die realen mit den simulierten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen verglichen. Wie erwartet treten Abweichungen zwischen den simulierten Tagesmittelwerten und den realen Messergebnissen aus der 2h-Mischprobe auf, da Schwankungen der Stickstofffracht im Tagesverlauf sowie durch stickstoffhaltige Prozesswassereinleitungen in der Simulationsrechnung auf der Basis von Tagesmittelwerten nicht berücksichtigt werden. Dennoch sind einige wesentliche Übereinstimmungen festzustellen, die nachfolgend erläutert werden.

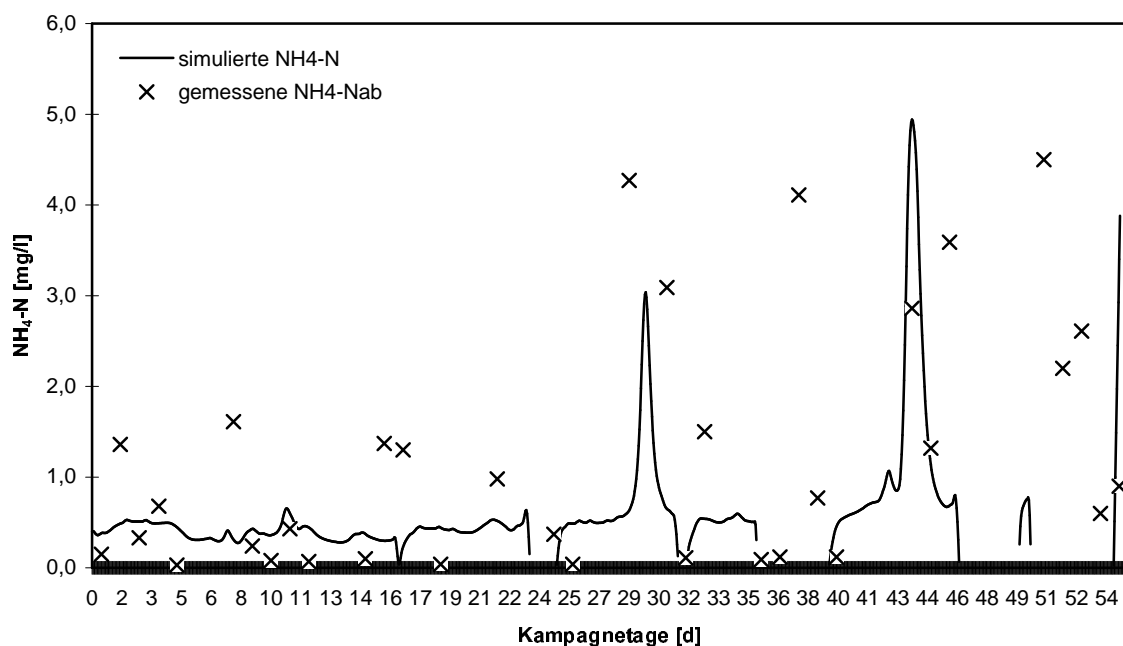


Abbildung 5.5: Vergleich der simulierten Tagesmittelwerte mit den in der 2h-Mischprobe gemessenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung (16.9. bis 10.11.1996)

- In den ersten 3 Wochen der Kampagne liegen die im Ablauf der Nachklärung gemessenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen unter 2 mg/l, was auf eine weitgehend stabile Nitrifikation hinweist. Dieser Sachverhalt wird in der Simulation mit einer fast konstant niedrigen, mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration weit unter 1 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ /l bestätigt.
- Auffällig ist, dass nach rund 4 Wochen Kampagneeinfluss der Schwankungsbereich der gemessenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen zunimmt. Ab Mitte Oktober (28. Simulationstag) steigen sowohl bei der Simulation als auch in der Realität die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen an



einzelnen Tagen auf bis zu 5 mg/l an. Der Anstieg der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte in der Simulation stimmt sehr gut mit den tatsächlichen Messwerten überein.

- Die Spitzenkonzentrationen werden an Tagen mit mittlerer Stickstofffracht, aber niedriger CSB-Fracht erreicht (siehe 29. und 44. Tag in den Abbildungen 5.4 und 5.5). Da an diesen Tagen weniger Überschussschlamm gebildet und somit weniger Stickstoff im Belebtschlamm inkorporiert wird, nimmt die nitrifizierbare Stickstofffracht zu, was sich direkt auf die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen auswirkt.

Ob der Anstieg der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte allein auf die höheren, zu nitrifizierenden Stickstofffrachten oder auf eine gleichzeitig verminderte Nitrifikationskapazität zurückzuführen ist, ist Gegenstand des nachfolgenden Kapitels 5.2.4.

Der Vergleich zwischen den realen und den simulierten  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen ist in Abbildung 5.6 veranschaulicht. Im Gegensatz zu den  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen sind hier die Abweichungen zwischen den realen Messwerten und den simulierten Konzentrationen erheblich größer.

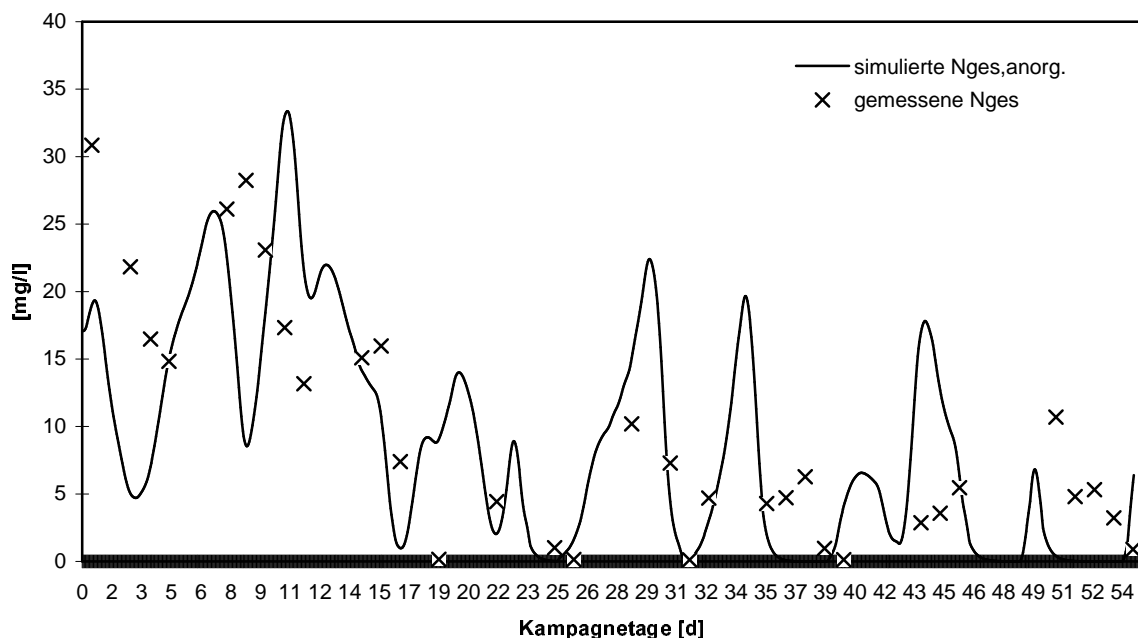


Abbildung 5.6: Vergleich der auf der Basis von Tagesmittelwerten simulierten mit den in der 2h-Mischprobe tatsächlich gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung (16.9. bis 10.11.1996)

Die Abweichungen können neben den bereits genannten Vereinfachungen folgende Ursachen haben:

- Generell ist der Fehler bei den  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen am größten, da sich hier die Fehler aus der Stickstoffbilanz für das Wachstum der heterotrophen Biomasse (auch infolge einer fehlerhaften Ermittlung der CSB-Fracht) und die Abweichungen bei der Nitrifikations- sowie Denitrifikationsleistung addieren.

Zu Beginn der Kampagne werden hohe  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen gemessen, da aufgrund der vergleichsweise niedrigen CSB-Frachten (zwischen 1.000 und 2.000 kgCSB/d) stabil

nitrifiziert wird. Ab der dritten Kampagnewoche (bzw. ab dem 14. Simulationstag) steht infolge der höheren CSB-Belastungen (2.000 bis 4.500 kg/d) weniger Stickstoff zur Nitrifikation zur Verfügung, sodass in der Realität die  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen im Ablauf auf unter 10 mg/l absinken. Die größten Abweichungen zwischen den simulierten und gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen treten an Tagen mit einer vergleichsweise niedrigen CSB- und einer mittleren Stickstoffbelastung auf (z.B. 29., 34. und 44. Tag in den Abbildungen 5.4 und 5.6). An solchen Tagen wird eine größere Stickstofffracht nitrifiziert als an Tagen mit einer mittleren Kampagnebelastung. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen nehmen zu, wenn nicht gezielt denitrifiziert wird.

- Den größten Einfluss auf die Ablaufkonzentrationen hat die Aufteilung der belüfteten und unbelüfteten Beckenzonen. Im Anlagenmodell wird von einem konstanten Denitrifikationsvolumen in der ersten Kaskade aufgegangen. In der Realität schwanken sowohl die Größe als auch die Lokalität der Denitrifikationszonen in Abhängigkeit von der Belastung und der realen Sauerstoffversorgung in den einzelnen Kaskaden sowie im getauchten Festbett.

Je nachdem, wo und wie groß die Denitrifikationszonen in der Simulationsrechnung angesetzt werden, liegen die simulierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen höher oder niedriger als in der Realität.

Trotzdem sind auch hier tendenzielle Übereinstimmungen zwischen Simulation und Realität festzustellen:

- In den ersten zwei Kampagnewochen werden vereinzelt hohe  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen gemessen und simuliert.
- Ab der dritten Wochen werden sowohl bei der Simulation als auch in der Realität erheblich niedrigere  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen ermittelt.

An einzelnen Tagen im Oktober und Anfang November herrscht aufgrund hoher Spitzenbelastungen vermutlich ein Nährstoffmangel, was sich in den sehr niedrigen  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Ablaufwerten widerspiegelt. Gleichzeitig führt der Nährstoffmangel in der Realität zu einer Verschlechterung der Absetzeigenschaften, die durch den Schlammindex ISV charakterisiert werden. Abbildung 5.7 zeigt, wie am 6. Oktober (dies entspricht dem 20. Simulationstag) aufgrund der hohen CSB-Belastung bei gleichzeitig sehr niedrigen  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen der ISV abrupt ansteigt. Im weiteren Verlauf der Kampagne nimmt der ISV stetig zu<sup>27</sup>, um dann zu Novemberbeginn übergangslos extrem hohe Werte anzunehmen (47. Tag). Zu diesen Zeiten sind wiederum Spitzenbelastungen durch die ersten Abstiche zu verzeichnen. Die vielen leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen verbunden mit Nährstoffmangelsituationen begünstigen die Blähschlammentwicklung.

---

<sup>27</sup> Leicht abbaubare, gelöste organische Abwasserinhaltsstoffe wie bspw. Zucker und Alkohole begünstigen die Blähschlamm Bildung. Positiv auf den Schlammindex wirkt sich hier ein hochbelasteter Selektor aus /PRENDL, 1997/. Auch das Ansteigen des Glühverlustes bewirkt einen höheren Schlammindex /WAGNER, 1982/.

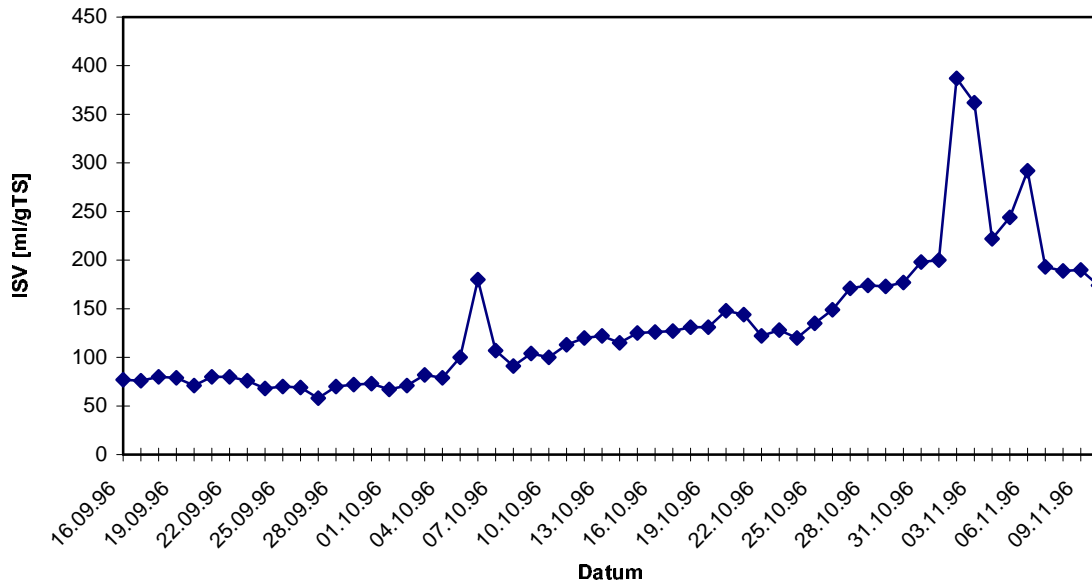


Abbildung 5.7: Zeitlicher Verlauf des (realen) Schlammindexes ISV während der Kampagne (16.9. bis 10.11.1996)

Die Veränderungen des Schlammindexes in Abhängigkeit von den leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Abwasser werden von KAPPELER UND GUJER /1994a+b/ modelltechnisch erfasst. Die Beeinflussungen der Absetzeigenschaften durch Nährstoffmangel sowie durch den Glühverlust werden nicht berücksichtigt. Da auch die Nachklärbeckenmodelle den Einfluss des Schlammindexes auf die TS-Konzentration in der Belebungsstufe nicht oder nur stark vereinfacht nachbilden, können diese Wirkzusammenhänge nicht vorausschauend simuliert werden. Für die Durchführung von Simulationsstudien an Weinbaukläranlagen ist zu empfehlen, diese Zusammenhänge durch eine geeignete Wahl der TS-Konzentration im Belebungsbecken sowie des Schlammabtriebfaktors in der Nachklärung simulationstechnisch nachzubilden.

Die wesentlichen Ergebnisse der Simulation und der Verifikation sind nachfolgend **zusammengefasst**:

- Durch Kalibrierung wird eine mittlere CSB-Fraktionierung ermittelt, die auch zur Simulation bzw. Verifikation an einzelnen Tagen mit unterschiedlich hohen Kampagneinflüssen verwendet werden kann. Lediglich der Anteil des gelösten inerten CSB  $S_i$  musste an die tägliche Belastung angepasst werden, um bei der Simulation zu hohe CSB-Konzentrationen im Ablauf zu vermeiden.
- Die großen Abweichungen zwischen den simulierten und gemessenen  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen können vermutlich auf die stark vereinfachte Nachbildung der belüfteten und unbelüfteten Beckenzonen zurückgeführt werden.
- Trotz der getroffenen Vereinfachungen ist eine wichtige Übereinstimmung zwischen den Simulationsergebnissen und den realen Messwerten festzustellen: die Verminderung der Betriebsstabilität der Nitrifikation während der Kampagne. Dies spiegelt sich zum einen bei der Simulation in einem Ansteigen der mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf wider, zum anderen durch die zunehmenden Schwankungen der realen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -

Ablaufkonzentrationen in der zweiten Hälfte der Kampagne. Der Übergang von einer relativ stabilen Nitrifikation zu höheren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerten wird in der Simulationsrechnung gut getroffen.

- Problematisch sind insbesondere Tage mit niedrigen CSB- und mittleren sowie hohen TKN-Frachten. Da an diesen Tagen weniger Stickstoff im Überschussschlamm eingebunden wird, muss mehr Stickstoff nitrifiziert werden. Dies führt in der Kläranlage Weisenheim zu einem Ansteigen der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte. Diese Belastungssituation tritt bereits an einzelnen Tagen gegen Ende der Kampagne - hier Mitte Oktober - auf.
- Die leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in den Weinbauabwässern und kurzzeitig auftretender Nährstoffmangel bewirken eine Verschlechterung der Schlammabsetzeigenschaften. Deren Auswirkungen auf die TS-Konzentration im Belebungsbecken und die CSB-Konzentration im Ablauf der Nachklärung sind nicht simulierbar. Eine Vorhersage ist nicht möglich, die TS-Konzentration muss daher ständig nachgeführt werden.

Sowohl in der Realität als auch in der Simulation wird übereinstimmend festgestellt, dass sich die Prozessstabilität der Nitrifikation verschlechtert. Als Ursachen sind zu nennen:

- höhere zu nitrifizierende Stickstofffrachten sowie
- eine verminderte Nitrifikationskapazität.

Es ist deshalb zu analysieren, inwieweit die höheren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte auf eine verminderte Nitrifikationskapazität zurückzuführen sind.

#### **5.2.4 Verminderung der Nitrifikationskapazität durch den Einfluss der Weinkampagne**

Die Nitrifikationskapazität einer Kläranlage ist im Wesentlichen von der vorhandenen Menge an Nitrifikanten  $X_{\text{BA}}$  sowie dem belüfteten Belebungsbeckenvolumen  $V_{\text{N}}$  abhängig<sup>28</sup>. Kurzfristig kann die Nitrifikationskapazität erhöht werden, indem das belüftete Beckenvolumen z.B. durch das Zuschalten fakultativ belüfteter Becken vergrößert wird. Mittel- und langfristig hängt die Nitrifikationskapazität bzw. die Nitrifikantenkonzentration  $X_{\text{BA}}$  von der nitrifizierten Stickstofffracht ab. Die Menge der Nitrifikanten  $X_{\text{BA}}$  im Belebungsbecken kann näherungsweise über eine Stickstoffbilanz abgeschätzt werden. Voraussetzung hierfür ist jedoch ein stationärer Zustand, der bei kampagnebeeinflussten Kläranlagen nicht gegeben ist.

Einer der Vorteile der dynamischen Simulation zur Untersuchung von solchen Kläranlagen liegt darin, dass die Nitrifikationskapazität einer Belebungsanlage nicht über eine Stickstoffbilanz abgeschätzt werden muss, sondern mit Hilfe des Modellparameters  $X_{\text{BA}}$  (Konzentration der autotrophen Biomasse bzw. der Nitrifikanten) als "virtuelle" Messgröße ermittelt werden kann. Exemplarisch für den Kampagnezeitraum 1996 ist in Abbildung 5.8 die Konzentration der autotrophen Biomasse  $X_{\text{BA}}$  über die Zeit aufgetragen.

Aufgrund der hohen CSB-Belastung und der damit verbundenen höheren Überschussschlammproduktion wird das Schlammalter von rund 10 d im Sommer bzw. zu

Beginn der Kampagne auf ca. 6,5 d während der Kampagne verkürzt. Die Kampagne muss in mehrere Zeitintervalle aufgeteilt werden, um die mittlere Belastung, die Temperatur und die TS-Konzentration jeweils den vorherrschenden Gegebenheiten anzupassen. Insgesamt ergaben sich für die Kläranlage Weisenheim drei Zeiträume (Tabelle 5.11).

Tabelle 5.11: Mittlere Belastungen und Randbedingungen während der Kampagne

	Mitte September bis Ende Oktober	1. bis 6. November 1996	ab dem 7. bis Ende November
Temp. [°C]	16,4	15	14,6
TS [g/l]	5,2	5,0	3,2
CSB [kg/d]	2.430	5.050	1.925
TKN [kg/d]	175	171	145
TS/CSB	0,80	0,80	0,85

Um zu überprüfen, ob die Verminderung der Nitrifikantenkonzentration während des Betrachtungszeitraums vereinfacht über eine mittlere Belastung abschätzbar ist, werden in Abbildung 5.8 die Ergebnisse von Simulationsläufen mit der jeweiligen mittleren Belastung sowie mit den gemessenen Tagesfrachten miteinander verglichen (ohne Berücksichtigung des Biofilms). Unabhängig davon, ob mit einer mittleren Belastung oder mit Tagesfrachten gerechnet wird, geht die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  auf rund 1/4 der ursprünglichen Nitrifikantenkonzentration im Sommer zurück.

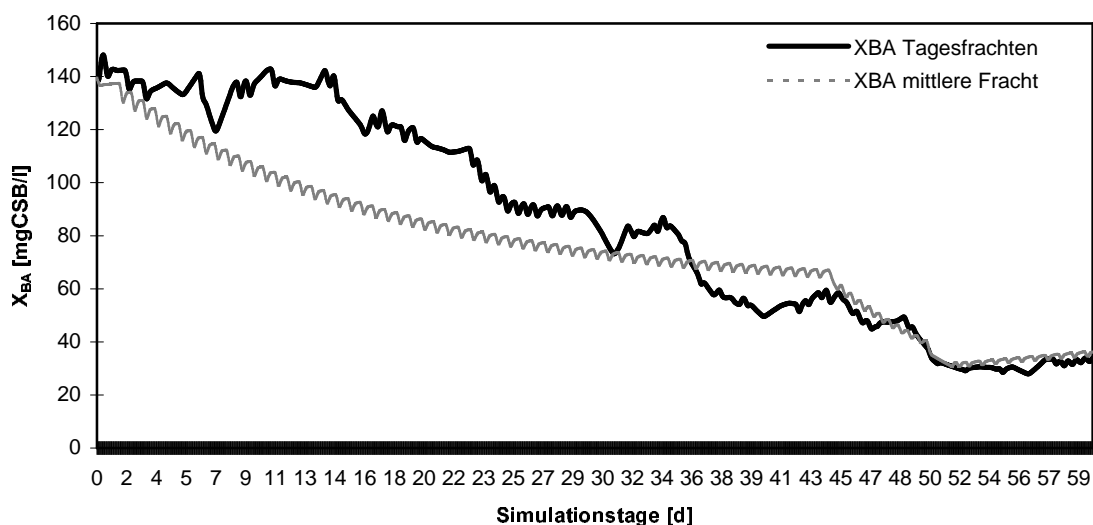


Abbildung 5.8: Abnahme der Konzentration der autotrophen Biomasse  $X_{BA}$  während der Kampagne (16.9. bis 30.11.1996), simuliert mit Tagesfrachten und mit einer mittleren Fracht

In der ersten Kampagnephase bis Ende Oktober (44. Tag) treten in der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  größere Abweichungen zwischen den beiden Kurven auf, die auf die großen CSB-Belastungsschwankungen in diesem Zeitraum zurückzuführen sind. Gegen Ende der Kampagne (ab 50. Tag) wird eine gute Übereinstimmung zwischen den beiden Kurven erzielt. Dies bedeutet, dass die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  gegen Ende der

<sup>28</sup> Eine Hemmung der Nitrifikanten durch die Weinbauabwässer wird ausgeschlossen.

Kampagne mit einer mittleren Belastung während des Betrachtungszeitraums abgeschätzt werden kann. Um aber Aussagen zur Nitrifikantenkonzentration an einzelnen Tagen während der Kampagne zu erhalten, ist die Simulationsrechnung anhand von Tagesfrachten erforderlich.

Mit Hilfe der vorhandenen Nitrifikantenkonzentration lässt sich die nitrifizierbare Stickstoffmenge  $N_{ox}$  zu jedem Zeitpunkt mit folgender Gleichung abschätzen:

$$N_{ox} = V_N \cdot \mu_A \cdot \frac{X_{BA}}{Y_A} \quad (\text{Gl. 5.1})$$

- Mit  $V_N$  Belebungsbeckenvolumen zur Nitrifikation = 1.300 m<sup>3</sup>  
 $\mu_A$  maximale Wachstumsrate der autotrophen Biomasse = 0,55 d<sup>-1</sup> bei 15°C  
 $X_{BA}$  Konzentration der autotrophen Biomasse  
 $Y_A$  Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse = 0,24 gCSB/gN

Gegen Ende Oktober (ca. 44. Simulationstag) ergibt sich mit einer autotrophen Biomassenkonzentration  $X_{BA}$  von ca. 60 mgCSB/l eine nitrifizierbare Stickstofffracht von 180 kgN/d bzw. 7,5 kgN/h. Damit ist die Nitrifikationskapazität ausreichend, um die Tagesfrachten zu bewältigen. Größere Schwankungen der Stickstofffrachten im Tagesverlauf führen jedoch zu einem Anstieg der NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im Ablauf.

In der ersten Novemberwoche (45. bis 49. Simulationstag) ist die CSB-Belastung so hoch, dass die Nitrifikanten infolge des erhöhten Überschussschlammabzugs innerhalb weniger Tage erheblich reduziert werden (die sehr hohe CSB-Belastung ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf die ersten Abstiche bei der Weinbereitung zurückzuführen). Dies führt auch dazu, dass für den Biomasseaufbau Nährstoffe in nicht mehr ausreichender Menge vorhanden sind und das Wachstum der heterotrophen Biomasse gebremst wird. In der Simulationsrechnung wird dieser Tatsache Rechnung getragen, indem der Ertragskoeffizient  $Y_H$  auf 0,51 gCSB/gCSB herabgesetzt wird. Dies bewirkt, dass ein größerer Anteil des CSB zu CO<sub>2</sub> veratmet wird, anstatt in heterotrophe Biomasse  $X_{BH}$  umgewandelt zu werden. Am Ende dieser extrem hohen CSB-Belastungsphase liegt die simulierte Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  bei 38 mgCSB/l.

Während dieser Belastungsphase weist der sprunghafte Anstieg des Schlammindex darauf hin, dass die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes sich verschlechtern. Aus diesem Grund wird durch einen vermehrten Überschussschlammabzug der TS-Gehalt in der Belebungsstufe auf ca. 4 g/l abgesenkt. Das hat jedoch eine weitere Verminderung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  auf rund 32 mgCSB/l zur Folge.

Mitte November können nach Gleichung 5.1 nur noch ca. 95 kgN/d bzw. 4 kgN/h nitrifiziert werden. Rund 45 kgN/d werden im Belebtschlamm inkorporiert. Ausgehend von mittleren NH<sub>4</sub>-N- und N<sub>org</sub>-Konzentrationen im Ablauf von 1,2 mgNH<sub>4</sub>-N/l und 2 mgN<sub>org</sub>/l ergibt sich eine Fracht von ca. 10 kgN/d im Ablauf. Aus dieser Stickstoffbilanz geht hervor, dass die Kläranlage zu diesem Zeitpunkt mit nur rund 150 kgN/d belastet werden kann, wenn eine mittlere NH<sub>4</sub>-N-Konzentration von 1,5 mg/l nicht überschritten werden soll. In der Realität wird die Kläranlage im November mit ca. 145 kgN/d beaufschlagt, ohne stark überhöhte NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im Ablauf aufzuweisen. Daher ist anzunehmen, dass die Nitrifikationskapazität nach der extrem hohen Belastung in der ersten Novemberwoche in der Simulationsrechnung unterschätzt wird. Dies kann mehrere Ursachen haben:

- Das TKN/NH<sub>4</sub>-N-Verhältnis wurde zu niedrig eingeschätzt, sodass die TKN-Fracht in der Realität größer ist.
- Die kinetischen und stöchiometrischen Parameter der Nitrifikation haben sich verändert.
- Im Rahmen der Simulationsrechnung ist zuviel Überschussschlamm "abgezogen" worden. Dies könnte auf eine Überschätzung der CSB-Belastung zurückzuführen sein. Bei der Verwendung von automatischen Probennehmern nach dem Vakuum-System kann die CSB-Konzentration in der gezogenen Probe durch Sedimentationsprozesse von organischen Feststoffen während der Probennahme deutlich höher als im Rohabwasser sein /DEMOULIN UND HAIDER, 2000/. Dies führt insbesondere bei der Einleitung von Trubstoffen zu einer Überschätzung der CSB-Fracht.

Auch nach der eigentlichen Kampagne ab Mitte November vermehren sich die Nitrifikanten nur langsam. Nach SCHWEIGHOFER /1997/ ist bei kommunalem Abwasser innerhalb von zwei Tagen bei einer Temperatur von 10°C ein Zuwachs der Nitrifikanten auf die dreifache Menge möglich. Dies gilt jedoch nur für kommunales Abwasser. Ursache für den langsameren Zuwachs der Nitrifikanten in der simulierten Kläranlage ist die noch immer vergleichsweise hohe CSB-Belastung durch die Kampagne.

Die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen zur Veränderung der Nitrifikationskapazität sind nachfolgend **zusammengefasst**:

- Die Nitrifikationskapazität bzw. die Nitrifikantenkonzentration kann mit Hilfe der dynamischen Simulation als "virtuelle" Messgröße über den Modellparameter  $X_{BA}$  ermittelt werden.
- Die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  im Belebtschlamm der Kläranlage Weisenheim wird während der Kampagne erheblich reduziert.
- Ab Mitte November wachsen die Nitrifikanten  $X_{BA}$  nur langsam wieder an, da durch den Kampagneinfluss die CSB-Belastung noch hoch ist.
- Die Veränderungen der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  während der Kampagne wurde durch die Simulation mit einer mittleren Belastung sowie mit Tagesfrachten untersucht. Aufgrund der beträchtlichen CSB-Belastungsschwankungen und den daraus resultierenden Schwankungen in der Stickstoffbilanz treten an einzelnen Tagen große Abweichungen zwischen beiden Kurven auf.
- Gegen Ende der Kampagne lassen sich gute Übereinstimmungen zwischen den beiden Kurven erzielen, sodass sich die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  am Ende der Kampagne anhand der Simulation mit einer mittleren Kampagnebelastung abschätzen lässt.

In der Simulationsrechnung wird die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  unmittelbar nach der Kampagne vermutlich unterschätzt. Inwieweit dies evtl. auf die fehlende dynamische Kalibrierung zurückzuführen ist, soll Gegenstand weiterer Untersuchungen bei der Simulation der Kläranlage Edenkoben sein (s. Kapitel 5.3). Zusätzlich wird eine Sensitivitätsanalyse für beide Kläranlagen durchgeführt, um sowohl die Auswirkungen der Randbedingungen wie der CSB-Belastung und der TS-Konzentration als auch die Sensitivitäten bestimmter kinetischer und stöchiometrischer Parameter auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie die Ablaufwerte abschätzen zu können.

## 5.3 Simultane aerobe Stabilisierungsanlage mit gezielter Stickstoffelimination

### 5.3.1 Beschreibung des Verfahrenskonzepts der Kläranlage Edenkoben

Die kommunale Kläranlage Edenkoben liegt im Weinanbaugebiet Vorderpfalz an der Deutschen Weinstraße und wurde 1985 für 50.000 EW zur Kohlenstoffelimination ausgelegt. Derzeit sind rund 14.000 Einwohner und 2.385 ha Rebfläche an die Kläranlage angeschlossen. Die mittlere Belastung lag in den letzten Jahren bei rund 15.500 EW<sub>60</sub>. Nach einem Austausch der alten Belüftungselemente gegen verstopfungsfreie Tellerbelüfter im Jahr 1997 wird bei Normalbelastung mit einer intermittierenden Betriebsweise gezielt Stickstoff eliminiert. Die Gebläseleistung ist für kurzzeitige BSB<sub>5</sub>-Spitzenbelastungen bis zu 120.000 EW ausgelegt.

Das ankommende Abwasser wird zunächst mittels eines Schneckenpumpwerks zu einer Siebtrommel (Lochweite 5 mm) angehoben und durchfließt dann die Kläranlage im freien Gefälle. Nach einem belüfteten Sand- und Fettfang gelangt das Abwasser über ein Verteilerbauwerk in zwei Kombibecken mit außenliegender Belebung (jeweils  $V = 3.945 \text{ m}^3$ ) und innenliegender Nachklärung (jeweils  $A = 855 \text{ m}^2$ ). Die beiden Belebungsbecken korrespondieren über ein Gerinne. Die Belüftungszeiten und -pausen der beiden Belebungsbecken werden parallel über eine ionensensitive  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sonde geregelt, die in diesem Gerinne hängt. Der Rücklaufschlamm wird mit einer konstanten Förderleistung über ein Schneckenpumpwerk und ein Verteilerbauwerk zurück in die Belebungsbecken gefördert. Das Verfahrensschema der Anlage ist in Abbildung 5.9 dargestellt.

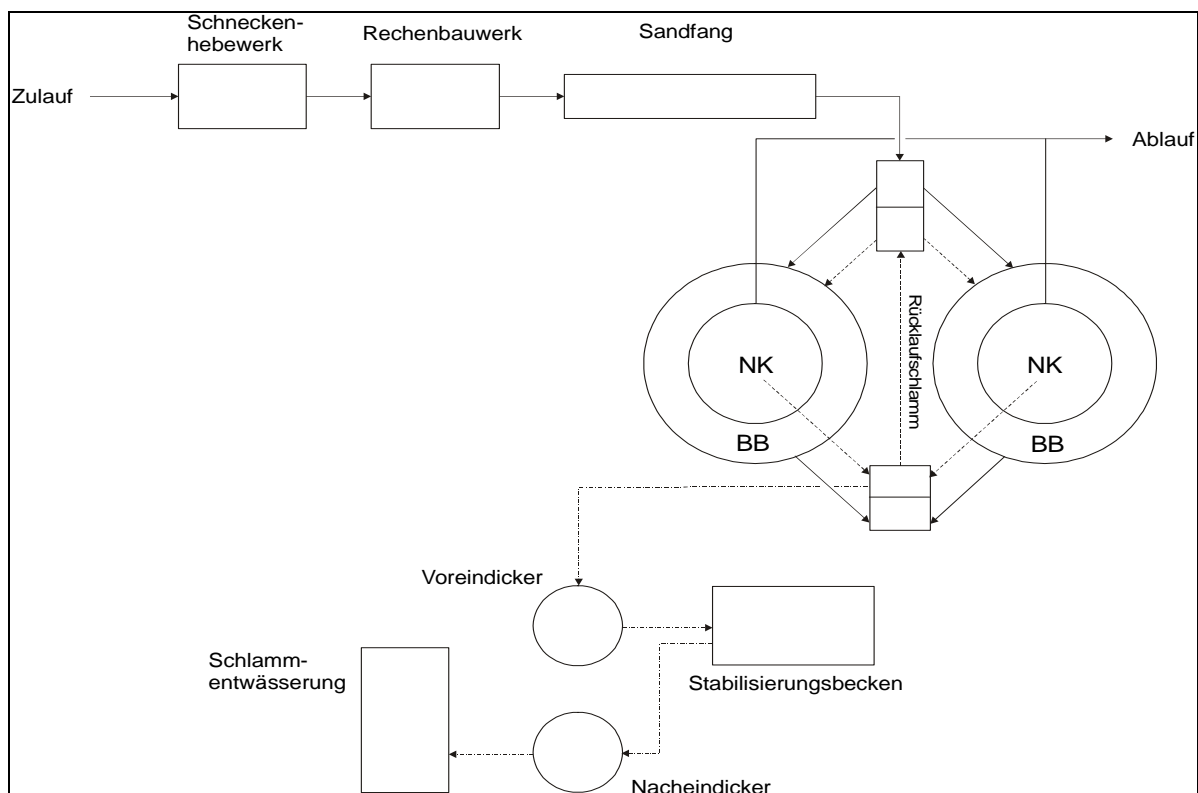


Abbildung 5.9: Verfahrensschema der Kläranlage Edenkoben

Jeweils im Zu- und Ablauf werden in einem Venturigerinne die Durchflüsse mit Ultraschallsonden gemessen. Im Zufluss treten, hervorgerufen durch die Siebtrommel und



die niveaugesteuerten Schneckenpumpen, hydraulische Schwankungen auf. Diese sind bei der Ablaufmengenmessung deutlich gedämpft. Sowohl die Zu- als auch Abflussmengen werden über das Prozessleitsystem aufgezeichnet. Die Tageswassermengen werden aus der Durchflussmessung im Ablauf der Kläranlage ermittelt.

Der Belebtschlamm wird bei Normallast (bis 26.000 EW mittlere Belastung außerhalb der Kampagne) in den Belebungsbecken simultan aerob stabilisiert. Der anfallende Überschussschlamm wird über einen Voreindicker in ein externes Stabilisierungsbecken geleitet, das bei Normallast lediglich als Stapelraum dient. Das Stabilisierungsbecken ist mit Belüftungselementen ausgestattet, sodass während der Kampagne der Überschussschlamm extern nachstabilisiert werden kann. In dem Stabilisierungsbecken werden während der Kampagne auch Trubstoffe sowie Fehlchargen aus der Weinbereitung behandelt. Der voreingedickte Überschussschlamm wird vor der Entwässerung mit Kalk und  $\text{FeCl}_3$  konditioniert.

### 5.3.2 Belastungscharakteristik und Reinigungsleistung

Die Belastungscharakteristik wurde für die Jahre 1997 und 1998 analysiert; die Ergebnisse sind in Tabelle 5.12 zusammengestellt. Die mittlere Belastung im Sommer 1997 lag mit rund 31.000  $\text{EW}_{120}$  relativ hoch; während der Kampagne war die Kläranlage mit ca. 46.500  $\text{EW}_{120}$  belastet. Die Kampagnebelastung war im darauf folgenden Jahr sehr viel stärker ausgeprägt, sie erreichte mehr als das Doppelte der Sommerbelastung. Aus diesem Grund wurde die Kampagne 1998 in zwei Zeiträume aufgeteilt. Die spezifischen CSB-Belastungen je Hektar Rebfläche und Tag betragen 1997 rund 6,5  $\text{EGW/ha}\cdot\text{d}$  und 1998 ca. 14  $\text{EGW/ha}\cdot\text{d}$ . Da die Kampagnebelastung 1997 nicht besonders hoch und der Belastungszeitraum vergleichsweise kurz war, beschränkten sich die Messungen auf den Oktober. Dagegen war im Jahr 1998 auch im November noch ein deutlicher Kampagneeinfluss zu verzeichnen.

Tabelle 5.12: Belastungscharakteristik der Kläranlage Edenkoben 1997 und 1998

	Sommer 1997	Oktober 1997	Sommer 1998	Oktober 1998	November 1998
$Q_d$ [ $\text{m}^3/\text{d}$ ]	4760	5620	4430	9710	8200
CSB [ $\text{kg}/\text{d}$ ]	3760	5586	2830	6785	4960
TKN [ $\text{kg}/\text{d}$ ]	220	315	225	300	230
$\text{NH}_4\text{-N}$ [ $\text{kg}/\text{d}$ ]	155	165	158	190	120
$P_{\text{ges}}$ [ $\text{kg}/\text{d}$ ]	29	43	39	60	39
$\text{EW}_{120}$ [-]	31.100	46.550	23.600	57.000	41.300
$\text{EW}_N$ [-]	20.100	28.600	20.500	26.000	21.000

Auffallend für die Kampagnezeiträume sind die höheren Stickstoff- und Phosphorfrachten, die zum einen auf eine Nährstoffdosierung bei hohen CSB-Konzentrationen im Zulauf und zum anderen auf den Einsatz stickstoff- und phosphorhaltiger Reinigungsmittel in den Weinbereitungsbetrieben zurückzuführen sind.

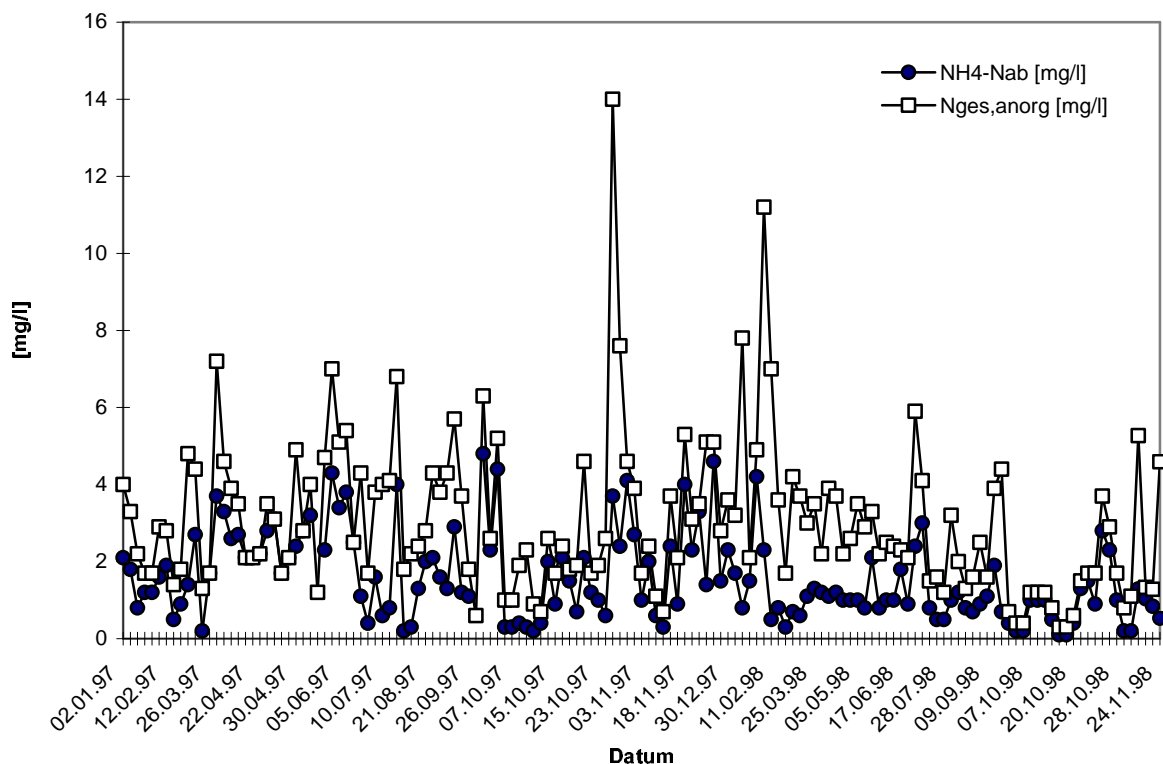


Abbildung 5.10:  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen in der 2h-Mischprobe im Ablauf der Kläranlage (1997 - 1998)

Die Stickstoffelimination der simultan aeroben Stabilisierungsanlage verlief weitgehend stabil (s. Abbildung 5.10). Der Überwachungswert für  $\text{NH}_4\text{-N}$  (hier 5 mg/l) wurde nicht überschritten und der  $\text{NO}_3\text{-N}$  weitgehend denitrifiziert. Insbesondere im Oktober wurden sehr niedrige  $\text{N}_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen < 5 mg/l erzielt. Dennoch war gerade während der Kampagne die höchste  $\text{N}_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen im Ablauf zu finden. Da zur Zeit der hohen Kampagnebelastung ununterbrochen belüftet wird, kann an einigen Tagen mit geringerer Belastung die  $\text{N}_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentration ansteigen. Bei Normallast wurde Phosphor biologisch und chemisch eliminiert. Während der Kampagne wurden i.d.R. keine Fällmittel zur Phosphorelimination zugegeben.

### 5.3.3 Modellaufbau und Kalibrierung

Das Anlagenmodell wird gemäß dem beschriebenen Verfahrenskonzept entwickelt (s. Anhang A5). Die Belüftung der Belebungsbecken wird über eine  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sonde geregelt, die alle 20 min einen Messwert weiterleitet.

Die Reinigungsleistung der Kläranlage Edenkoben war sehr gut, wie die mittleren Konzentrationen im Ablauf zeigen (Tabelle 5.13). Während der Sommermonate sowie während der Kampagne wurden  $\text{N}_{\text{ges,anorg,ab}}$ -Konzentrationen < 5mg/l erreicht, im Oktober sogar noch niedrigere  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen als bei Normalbelastung.

Tabelle 5.13: Mittlere Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Edenkoben

	Sommer 1997	Oktober 1997	Sommer 1998	Oktober 1998	November 1998
CSB <sub>ab</sub> [mg/l]	36,6	46,2	36,2	25	32,7
NH <sub>4</sub> -N <sub>ab</sub> [mg/l]	1,7	1,5	1,2	0,8	0,9
N <sub>ges,anorg.ab</sub> [mg/l]	3,7	3,0	2,7	1,2	3,1

Die maßgebenden Betriebsbedingungen sowie die Charakteristik der Schlammzusammensetzung sind in Tabelle 5.14 für die einzelnen Zeiträume zusammengefasst. Die simultane aerobe Stabilisierungsanlage in Edenkoben wird im Vergleich zur Kläranlage Weisenheim mit einem deutlich höheren Schlammalter betrieben. Folglich setzt sich der Belebtschlamm auch anders zusammen. So betrug der Glühverlust infolge der simultanen aeroben Stabilisierung nur rund 50%. Dies spiegelt sich auch im CSB-Gehalt des Belebtschlammes wider, der mit 0,8 gCSB/gTS im Mittel sehr viel niedriger ist als der des Belebtschlammes aus der Weisenheimer Kläranlage. Auch der Stickstoffgehalt ist mit 0,045 gN/gTS deutlich geringer und bestätigt den niedrigeren Anteil an Biomasse bzw. organischer Substanz.

Tabelle 5.14: Charakteristik der Schlammzusammensetzung und der Betriebsbedingungen

	Sommer 1997	Oktober 1997	Sommer 1998	Oktober 1998	November 1998
TS [g/l]	4,1	3,9	3,3	4,5	3,9
GV [%]	53	60	55	65	63
CSB/TS [gCSB/gTS]	0,8	0,94	0,8	0,94	0,94
N/TS [gN/gTS]	0,045	0,06	0,045	0,063	0,061
t <sub>TS</sub> [d]	23,5	11,5	17	12,5	12,5
Temp. [°C]	20,6	18	20,1	17,8	14,8

Als Folge der hohen CSB-Belastung während der Kampagne nahmen sowohl der Glühverlust als auch die CSB- und Stickstoffgehalte des Belebtschlammes zu. Dies ist auf eine Steigerung der biologischen Aktivität bzw. den höheren Anteil an heterotropher Biomasse zurückzuführen. Während der Kampagne 1997 wurde das Schlammalter halbiert, 1998 dagegen wurde die Verkürzung des Schlammalters durch ein Anheben des TS-Gehaltes in der Belebungsstufe abgemindert.

Die mittleren Abwassertemperaturen waren im Oktober mit rund 18°C noch relativ hoch, erst im November sanken die Abwassertemperaturen stark ab. Je nach Witterung wurde die überwachungsrelevante Temperatur von 12°C gegen Ende November, spätestens gegen Mitte Dezember unterschritten.

Das Anlagenmodell wird - analog zur Kläranlage Weisenheim - zunächst für den Sommerzeitraum kalibriert, um einen entsprechenden Ausgangszustand für die Simulation der Kampagne zu erhalten. Daran anschließend wird der Kampagnezeitraum mit einer mittleren Belastung kalibriert. Ziel hierbei ist es wiederum, eine mittlere CSB-Fraktionierung für den Kampagnezeitraum zu ermitteln. Im Unterschied zur Kläranlage Weisenheim muss

die Kalibrierung aufgrund des vorherrschenden Verfahrenskonzepts dynamisch - d.h. mit Hilfe von Tagesgängen - erfolgen, um die zeitliche Aufteilung der Milieuzonen adäquat nachzubilden. Für die Sommerzeiträume sowie die Kampagnephase werden daher Tagesgänge aus den jeweiligen mittleren Belastungen über eine konstante prozentuale Verteilung erzeugt (Anhang A6).

Die dynamische Kalibrierung von intermittierend betriebenen Kläranlagen stellt sich sehr aufwendig und kompliziert dar /THÖLE, 1999/, da sowohl die Sauerstoffkonzentration als auch die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen durch die Betriebsweise erheblich schwanken. Die im Simulationsmodell verwendeten Monod-Beziehungen werden daher in ihrem gesamten Kurvenverlauf durchlaufen. Zur realitätsnahen Abbildung der Prozesse ist es erforderlich, nicht nur einen relativ engen Konzentrationsbereich, sondern den gesamten Kurvenverlauf zu erfassen. NOWAK /1996/ weist darauf hin, dass bei einer Anpassung der maximalen Wachstumsrate an Messwerte häufig die Umsatzgeschwindigkeiten in den niedrigen Konzentrationsbereichen überschätzt werden. Eine Übereinstimmung im unteren Konzentrationsbereich führt zu einer Unterschätzung der maximalen Umsatzgeschwindigkeiten. NOWAK empfiehlt daher, die maximale Wachstumsrate der Nitrifikation so weit zu erhöhen, dass bei hohen Sauerstoffkonzentrationen auch in der Simulation ein nicht limitiertes Wachstum erreicht wird. Im Gegenzug dazu müssen die Halbwertscoeffizienten für die Ammoniumaufnahme  $K_{\text{NH}}$  und für die Sauerstoffaufnahme der autotrophen Biomasse  $K_{\text{OA}}$  abgesenkt werden, um auch bei geringen Substratkonzentrationen die Umsatzgeschwindigkeiten realitätsnah abbilden zu können.

Zur Kalibrierung wird von den kinetischen und stöchiometrischen Parametern des Standardparametersatzes nach BORNEMANN ET AL. /1998/ ausgegangen. Einige der Parameter werden nach den Empfehlungen von NOWAK /1996/ in den vorgegebenen Variationsbreiten verändert und durch eine dynamische Kalibrierung angepasst (Tabelle 5.15):

Tabelle 5.15: Kinetische Parameter zur dynamischen Simulation der intermittierend betriebenen Kläranlage Edenkoben

Parameter	Einheiten	kalibrierter Wert	Schwankungsbereich nach /BORNEMANN ET AL., 1998/
$K_{\text{OA}}$	$[\text{gO}_2/\text{m}^3]$	0,3	0,3 - 0,6
$K_{\text{NH}}$	$[\text{gNH}_4\text{-N}/\text{m}^3]$	0,2	0,2 - 0,7
$K_{\text{OH}}$	$[\text{gO}_2/\text{m}^3]$	0,5	0,2 - 0,5
$\mu_{\text{A,max}}$	$[1/\text{d}]$	1,1	$\leq 1$

Ganz wesentlich sind die korrekte Nachbildung der belüfteten und unbelüfteten Zeiten, die über die Schaltwerte der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sonde oder aber auch durch eine Zeit-Pausen-Steuerung verändert werden können und die korrekte Nachbildung der Sauerstoffkonzentration während der Belüftungsphase, die eine kontinuierliche Erfassung der Sauerstoffkonzentration voraussetzt. Um den Aufwand zur Kalibrierung des Zeitraums Sommer zu begrenzen, wird der Sauerstoffeintrag in dem Anlagenmodell über einen PID-Regler geregelt, sodass die Sauerstoffkonzentration zu Beginn der Belüftungsphase sehr schnell den vorgegebenen Sollwert erreicht. Dieser Sollwert entspricht dem Mittelwert der

Sauerstoffkonzentrationen während der Belüftungsphasen (über einen längeren Zeitraum gemittelt). Die Sauerstoffkonzentration ist somit während der Belüftungsphase nahezu konstant. Während der Kampagne wird von einer permanenten Belüftung ausgegangen. Die beiden Kampagnezeiträume werden mit einer mittleren Belastung - in Form eines standardisierten Tagesgangs - kalibriert. Diese vereinfachte Vorgehensweise wirkt sich jedoch nur geringfügig auf die Schlammzusammensetzung aus, da die wesentlichen Einflussfaktoren, wie bspw. die Aufteilung der Milieuzonen in anoxische und aerobe Phasen, korrekt nachgebildet werden.

Mit Hilfe dieser vereinfachten Vorgehensweise zur Kalibrierung werden Parametersätze für die CSB-Fraktionierung sowohl bei Normalbelastung als auch für den Kampagnezeitraum ermittelt. Mit den in Tabelle 5.16 angegebenen CSB-Fraktionierungen wird eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und simulierten Ablaufkonzentrationen sowie den Schlammzusammensetzungen erzielt.

Tabelle 5.16: CSB-Fraktionierungsparameter für die einzelnen Zeiträume

	kommunales Abwasser [%]	Sommer 97 + 98 [%]	Oktober 97 [%]	Oktober 98 [%]	November 98 [%]
$S_i$	5-10	4	2	2,5	4
$S_s$	10-30	10	15	15	15
$X_i$	10-30	20	15	13	17
$X_s$	30-60	56	60	62	56
$X_{BH}$	5-25	10	8	7,5	8

Anhand der CSB-Ablaufkonzentrationen wird der Anteil des gelösten, inerten CSB  $S_i$  am Gesamt-CSB zu 4% bestimmt. Im Vergleich zu den Erfahrungswerten nach HENZE /1992/ liegt damit der Anteil ebenso wie im Weisenheimer Abwasser am unteren Ende der Skala. Der Belebtschlamm in Edenkoben setzt sich wegen der simultanen aeroben Stabilisierung aus einem hohen Anteil an inerte Substanz zusammen. Im Vergleich zur CSB-Fraktionierung des Abwassers im Zulauf der Kläranlage Weisenheim muss daher der Anteil des partikulären, inerten CSB  $X_i$  auf 20% sowie der Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  auf 10 % erhöht werden. Der Anteil des leicht abbaubaren CSB  $S_s$  wird zu 10% angenommen. Die genauere Aufteilung des abbaubaren CSB auf die Fraktionen leicht abbaubar ( $S_s$ ) und langsam abbaubar ( $X_s$ ) ist erst mit einer dynamischen Kalibrierung anhand verschiedener Tagesgänge möglich. Die Werte wurden mit einer dynamischen Kalibrierung am Ende des Kampagnezeitraums 1998 bestätigt.

Wie bereits bei der Kalibrierung des Anlagenmodells der Kläranlage Weisenheim am Sand fallen die CSB-Fraktionierungsparameter für die einzelnen Kampagnezeiträume unterschiedlich aus. Analog zum Abwasser der Kläranlage in Weisenheim muss der Anteil des inerten, gelösten CSB  $S_i$  während der Kampagne reduziert werden. Durch die Verkürzung des Schlammalters wird der Belebtschlamm aktiver, d.h. der Anteil der lebenden Biomasse im Schlamm nimmt zu. Dies ist anhand des Glühverlusts und des Stickstoffgehalts im Schlamm nachzuvollziehen. Die höheren Stickstoffgehalte im Belebtschlamm in der Zeit der Kampagne erfordern eine Verminderung des inerten partikulären CSB  $X_i$  sowie der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  zugunsten des langsam abbaubaren CSB  $X_s$ .

Bei der dynamischen Simulation und Verifikation muss die Betriebsweise berücksichtigt werden, die während der Kampagne mehrmals angepasst wurde. Im nachfolgenden Kapitel werden in Abhängigkeit von der jeweiligen Betriebsweise die Zulaufbelastungen sowie die erzielten Ablaufkonzentrationen dargestellt. Anschließend werden die Vorgehensweise zur dynamischen Simulation und zur Verifikation sowie die Ergebnisse erläutert.

### 5.3.4 Zulaufmengen und in Abhängigkeit von der Betriebsführungsstrategie erzielte Ablaufkonzentrationen

Während der Kampagne 1998 wurden umfangreiche Untersuchungen auf der Kläranlage Edenkoben durchgeführt. Die wesentlichen Messparameter sind in Tabelle 5.17 wiedergegeben.

Tabelle 5.17: Übersicht über die Datengrundlage zur dynamischen Simulation der Kläranlage Edenkoben

Probennahmeort	Parameter	Probenart	Häufigkeit der Probennahme
Zulauf Belebungsbecken	CSB <sub>hom</sub> und CSB <sub>filtr.</sub>	24h-MP	täglich
	CSB <sub>hom</sub>	Tagesgänge	14 Tage
	BSB <sub>5</sub>	24h-MP	2-3 je Woche
	TKN	24h-MP	täglich
Tagesgänge		1 Tag	
	LatoN	Tagesgänge	14 Tage
	NH <sub>4</sub> -N	24h-MP	täglich
Tagesgänge		14 Tage	
	TS <sub>0</sub>	24h-MP	2-3 je Woche
	Belebungsbecken	TS	Stichproben
O <sub>2</sub>		online	täglich
	CSB/TS	Stichproben	2-3 je Woche
	N/TS	Stichproben	2-3 je Woche
Ablauf Belebungsbecken	NH <sub>4</sub> -N	online	täglich
Ablauf Nachklärung	CSB	online	täglich
		2h-MP	täglich

Die Zulaufbelastung für CSB und TKN wurde täglich anhand von 24h-Mischproben ermittelt. Gegen Ende der Kampagne 1998 sowie unmittelbar nach der Phase mit hoher Belastung - der "kritischen" Zeit für die Nitrifikation - wurden die relevanten Stickstoffparameter im Ablauf der Belebungsstufe mit Hilfe von Online-Messgeräten überwacht. Parallel dazu wurden an mehreren zusammenhängenden Tagen im Zulauf der Belebungsstufe Tagesgänge analysiert. Die Schreiberaufzeichnungen des Kläranlagenbetreibers für die Zulaufwassermenge, die Belüftungszeiten bzw. -pausen sowie den jeweiligen Sauerstoffgehalt wurden ausgewertet.

Sowohl die CSB- als auch die Stickstoffbelastungen variieren stark, wie aus Abbildung 5.11 hervorgeht. Es ist gut zu erkennen, dass durch die gezielte Zugabe von Nährstoffen an

Tagen mit hohen CSB-Belastungen die Schwankungen der TKN-Frachten analog zu denen der CSB-Frachten verlaufen. Die maximale CSB-Fracht beträgt ca. 17.000 kg/d bzw. 140.000 EW<sub>120</sub> und die maximale TKN-Fracht rund 725 kg/d bzw. 66.000 EW<sub>11</sub>. Diese extrem hohe Stickstoffbelastung kann auf den Einsatz von stickstoffhaltigen Reinigungsmitteln sowie eine Überdosierung an Nährstoffen im Zulauf der Kläranlage zurückzuführen sein.

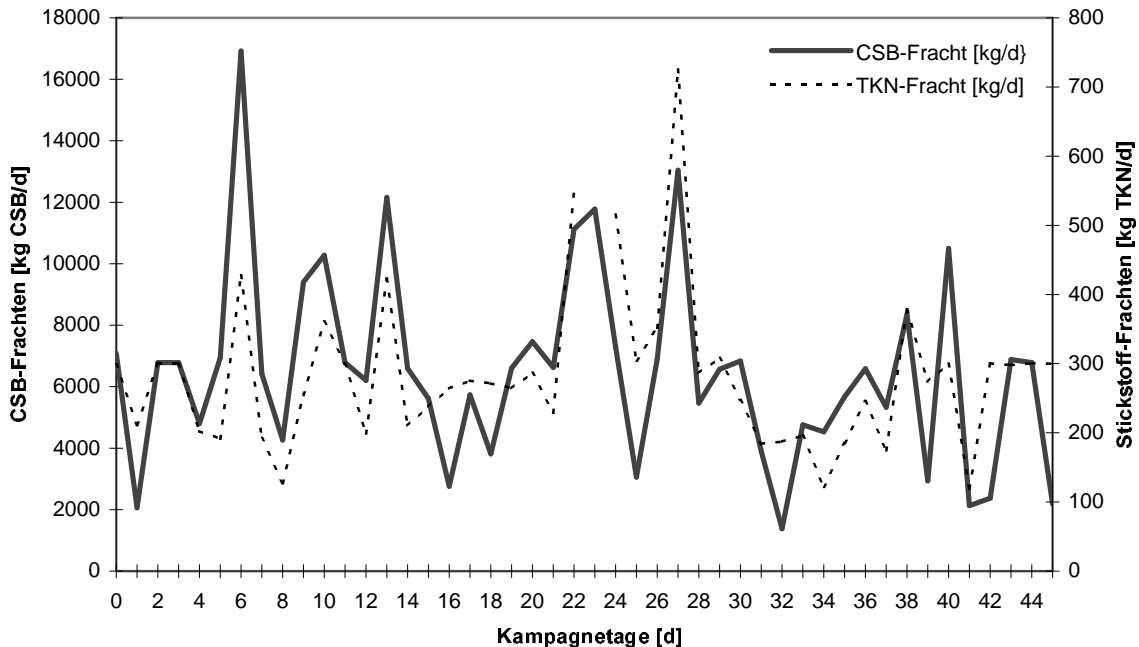


Abbildung 5.11: Im Zulauf gemessene tägliche CSB- und TKN-Frachten während der Kampagne 1998 (aus 24h-Mischproben)

Die Betriebsführungsstrategie wurde während der Kampagne 1998 dreimal verändert:

- Zu Beginn der Weinlese wurden die Belebungsbecken fast ununterbrochen belüftet. Je nach Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken konnten die drei vorhandenen Gebläse in jeweils 2 Stufen zu- oder zurückgeschaltet werden. Nachts war die Gebläseleistung begrenzt, sodass trotz Belüftung auch Phasen bzw. Zonen mit anoxischen Milieubedingungen auftraten. Gegen Mitte Oktober wurden die Gebläse an mehreren Tagen durchgängig bei voller Leistung betrieben.
- Daran schloss sich eine Phase an, in der die Gebläse ständig zu- und abschalten. Um dieses "Flattern" zu umgehen, wurde ab dem 21.10.98 (entspricht dem 20. Simulationstag) das Zuschalten der Gebläseleistung um ca. 20 min verzögert, was auch kurze Belüftungspausen hervorrief.
- Von Anfang November wurden die Belüftungszeiten wieder über die NH<sub>4</sub>-N-Sonde geregelt.

Je nach Betriebsführungsstrategien zeigen die Ablaufkonzentrationen der Stickstoffparameter ganz typische Verläufe. In der ersten Phase der Kampagne mit fast ununterbrochener Belüftung werden sehr niedrige N<sub>ges,anorg.</sub>-Konzentrationen erreicht. Die NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen sind nachts fast Null und steigen tagsüber - je nach Belastung - bis

auf ca. 4 mgNH<sub>4</sub>-N/l an. Der Verlauf der NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen ist dagegen weniger typisch für eine kommunale Kläranlage und ist auf die sehr hohe CSB-Belastung zurückzuführen. Tagsüber steigen die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen i.d.R. auf bis zu 3 mgNO<sub>3</sub>-N/l, an einzelnen Tagen bis zu maximal 6 mgNO<sub>3</sub>-N/l an. Nachts liegen die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen trotz permanenter Belüftung häufig zwischen 1 und 2 mg/l.

Diese typischen Tagesgänge sind auch in der darauf folgenden Phase mit zeitlich verzögerter Zuschaltung der Gebläseleistung zu finden. Abbildung 5.12 zeigt, wie an zwei aufeinander folgenden Tagen die NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen jeweils tagsüber bis auf 3 mg/l ansteigen und bei Nacht wieder absinken. An diesen zwei Tagen lag die mittlere Sauerstoffkonzentration bei ca. 1,5 mg/l. Durch die zeitverzögerte Zuschaltung der Gebläse wurden jedoch immer wieder kurze Phasen mit anoxischen Milieubedingungen erzeugt. Dies bewirkte geringfügige Schwankungen der NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen. Erst vom Morgen des 29.10.1998 an ist die Sauerstoffversorgung ständig ausreichend, sodass der zeitliche Verlauf der NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen in einer "glatten" Kurve darstellbar ist. Die Stickstoffkonzentrationen steigen aufgrund der kommunalen Belastung tagsüber wieder etwas an (NH<sub>4</sub>-N bis auf 1,9 mg/l und NO<sub>3</sub>-N bis auf 4 mg/l).

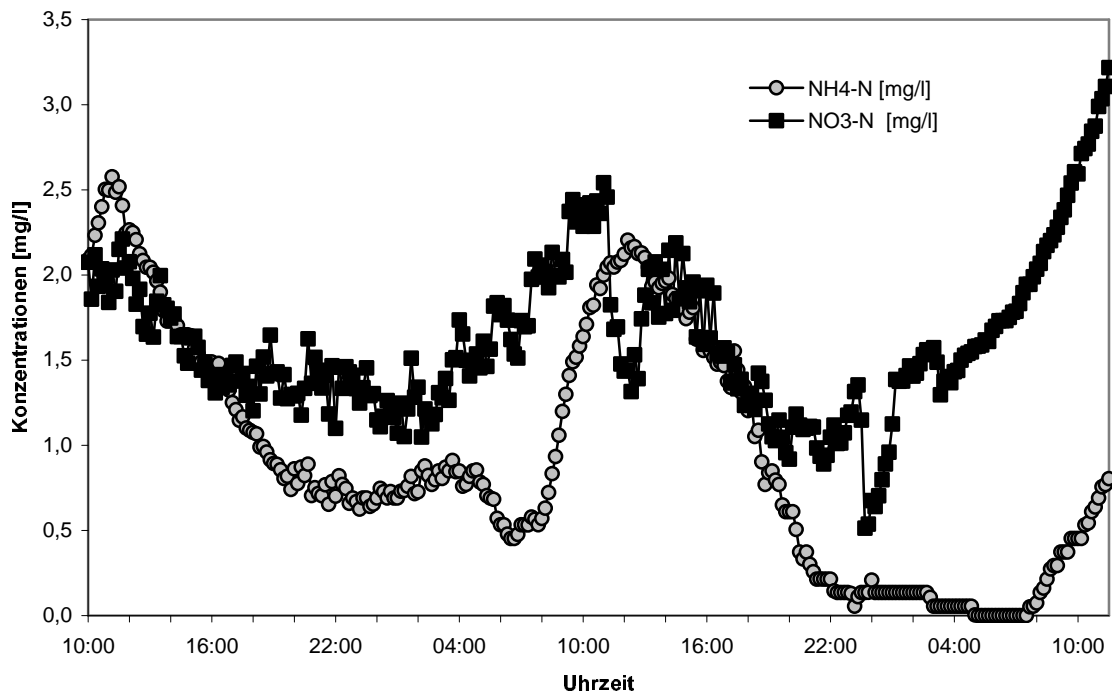


Abbildung 5.12: Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Belebungsstufen (online) vom 27.10.1998 (10:00 Uhr) bis zum 29.10.1998 (12:00 Uhr)

Nach der Umstellung auf die Regelung über die NH<sub>4</sub>-N-Sonde zeigen die Konzentrationen im Ablauf der biologischen Stufe den typischen Verlauf einer intermittierend betriebenen Belebungsanlage. Die NH<sub>4</sub>-N- und NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen schwanken gegenläufig im Sägezahnprofil auf einem sehr niedrigen Niveau (Abbildung 5.13). Die Belüftungsintervalle sind für eine intermittierend betriebene Kläranlage relativ lang, sie können sich auf bis zu 12 h erstrecken. Die Belüftungspausen dauern ca. 1 h, in Einzelfällen sogar bis zu 4 h. Die nach wie vor hohe CSB-Belastung macht die langen Belüftungszeiten insbesondere tagsüber und in den Abendstunden erforderlich. Insgesamt werden die Belebungsbecken zu ca. 2/3



der Zeit belüftet. Der aerobe Volumenanteil  $V_N$  schwankt je nach Belastungssituation an den einzelnen Tagen zwischen 55 und 80%.

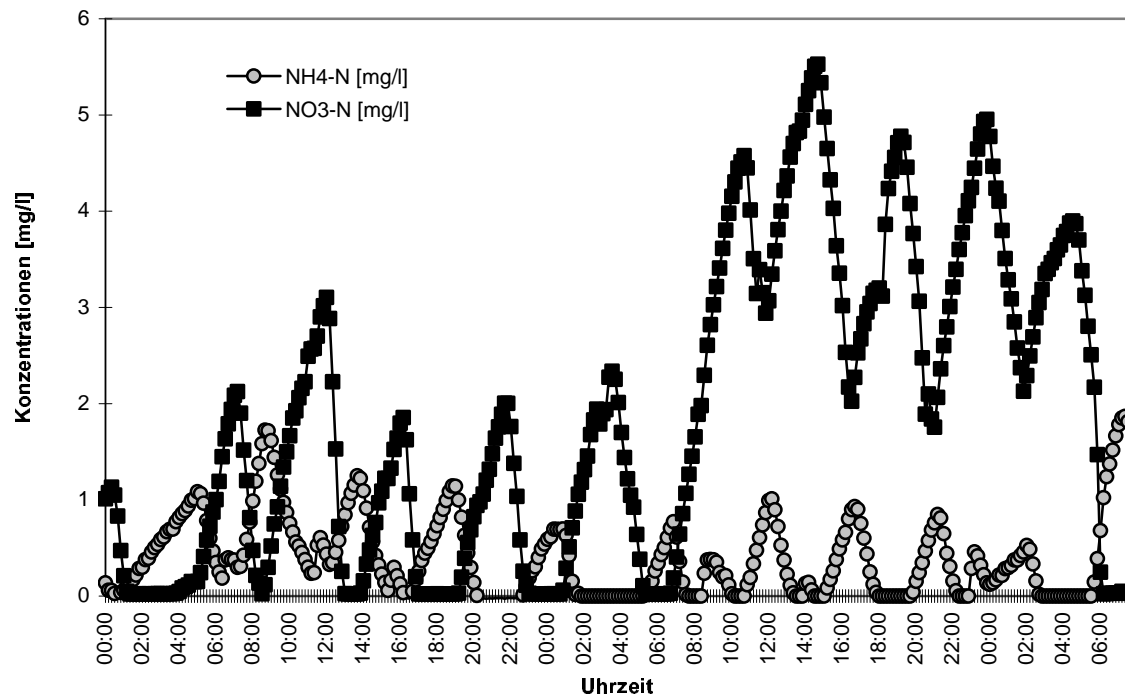


Abbildung 5.13: Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Belebungsstufen (online) vom 7.11.1998 (0:00 Uhr) bis zum 9.11.1998 (7:30 Uhr)

Ebenso wie in der Kläranlage Weisenheim am Sand verschlechtern sich die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes während der Kampagne. Der Schlammindex ISV steigt trotz der Nährstoffdosierung von ca. 70 ml/gTS auf bis zu 250 ml/gTS an (Abbildung 5.14), da die vielen leicht abbaubaren, gelösten organischen Abwasserinhaltsstoffe der Weinbauabwässer die Blähschlamm-bildung begünstigen. Zur Verhinderung bzw. Abminderung der Blähschlamm-entwicklung während der Kampagne sollten neben einer Nährstoffdosierung zusätzliche Abhilfemaßnahmen ergriffen werden. In diesem Zusammenhang wären beispielhaft ein hochbelasteter aerober Selektor /PRENDL, 1997/ als längerfristige Maßnahme oder eine Zugabe von beschwerenden Stoffen, z.B. von Steinmehlen, als kurzfristige Bekämpfungsmaßnahme zu nennen.

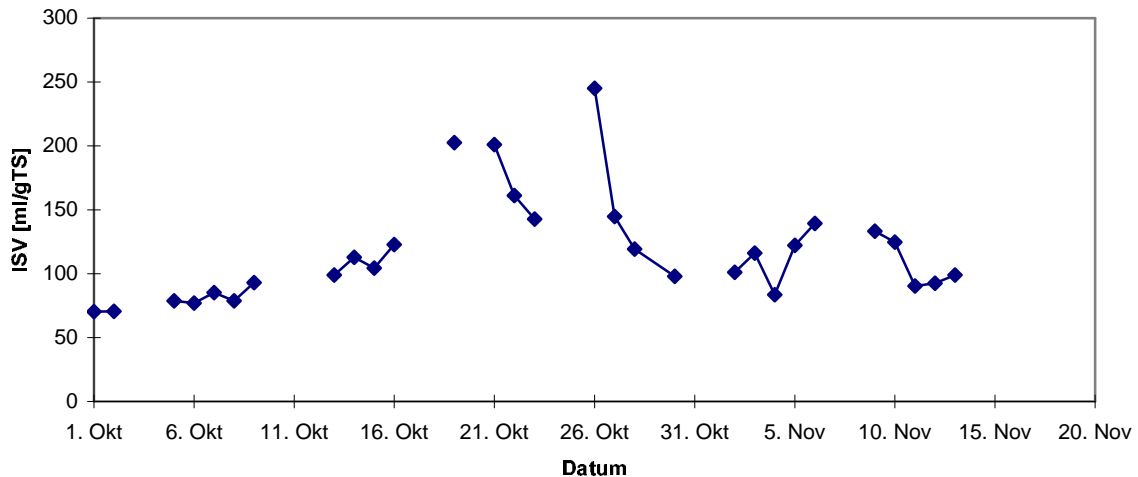


Abbildung 5.14: Schlammindex ISV während der Kampagne 1998

**Zusammenfassend** lässt sich feststellen, dass während der Kampagne sehr niedrige Ablaufkonzentrationen der Stickstoffparameter  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$  erzielt werden. Höhere  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf sind immer auf ein längeres Ausschalten der Belüftungsaggregate zurückzuführen. Die zeitverzögerte Zuschaltung der Belüftungsaggregate bewirkt, dass trotz Belüftung Phasen und Zonen mit anoxischen Milieubedingungen auftreten.

Im nachfolgenden Kapitel werden die Vorgehensweise der dynamischen Simulation und Verifikation sowie die Ergebnisse der Untersuchungen erörtert. Dabei soll im Unterschied zur Simulation der Kläranlage Weisenheim durch die dynamische Kalibrierung eine bessere Modellgüte der Ablaufwerte erzielt werden. Inwieweit sich dies auch auf die Modellgüte der Nitrifikantenkonzentration  $X_{\text{BA}}$  auswirkt, ist Gegenstand des Kapitels 5.3.6.

### 5.3.5 Dynamische Simulation und Verifikation des Modells

Die dynamische Simulation sowie die Verifikation eines Kläranlagenmodells, dessen Belüftung intermittierend betrieben wird, gestalten sich sehr aufwendig, da die Nachbildung der Prozessführung sowie die Erfassung der Zulauf- und Ablaufganglinien einen entscheidenden Einfluss auf die Modellgüte haben. Wohl aus diesem Grund beschränken sich viele Veröffentlichungen auf einen relativen Vergleich mehrerer Regelstrategien mit Hilfe der dynamischen Simulation /ALEX ET AL., 1994; KALKER ET AL., 1998/, der bedeutend geringere Anforderungen an die Modellgüte stellt.

In dieser Arbeit geht es darum, die Nitrifikation gegen Ende der Kampagne bzw. unmittelbar nach der Kampagne zu untersuchen. Die bisherigen Analysen der Belastungen haben gezeigt, dass die Kampagne - nach der Freigabe der Lesetermine - langsam anfängt, dann aber über mehrere Wochen durch hohe CSB- Belastungen spürbar ist und anschließend nach und nach ausklingt. Kritische Belastungsphasen treten gegen Ende der Weinlese mit den ersten Abstichen auf, die durch sehr hohe CSB-Belastungen an einzelnen Tagen charakterisiert sind. Dieser Zeitpunkt ist für den Nachweis einer sicheren und stabilen Nitrifikation am interessantesten, da infolge des länger andauernden Kampagneinflusses

die Nitrifikanten dezimiert sind und sich nun Tage mit hoher und mittlerer CSB-Belastung abwechseln. Bei hohen CSB-Belastungen wird fast der gesamte Stickstoff im Überschussschlamm eingeschlossen. Bei einer mittleren oder niedrigen CSB-Belastung bleibt jedoch eine größere Stickstofffracht übrig, die nitrifiziert werden muss, um die Überwachungswerte einhalten zu können. Dies kann jedoch nur gelingen, wenn eine ausreichende Nitrifikationskapazität vorhanden ist.

Um die Übergangsphase zwischen Kampagne- und Normalbelastung möglichst exakt mit Hilfe der dynamischen Simulation erfassen zu können, werden daher die Tagesgänge zur dynamischen Kalibrierung und Verifikation während der 2. und 3. Novemberwoche gemessen. Zur Zeit der Weinlese wird die Belastung der Kläranlage überwiegend aus 24h-Mischproben bestimmt, nur an einzelnen Tagen werden auch Tagesgänge erhoben. Aufgrund der hohen CSB-Belastung wird aber die Dynamik der Nitrifikation durch die Kohlenstoffabbauprozesse überlagert. Eine dynamische Kalibrierung der Nitrifikation ist während dieser Belastungsphase nicht sinnvoll.

Die dynamische Kalibrierung gegen Ende der Kampagne erhöht den Aufwand beträchtlich, da bei jeder Änderung eines Parameters die Simulation des gesamten Zeitraums wieder von vorn gestartet werden muss (iteratives Modellfitting). Die Ergebnisse der dynamischen Kalibrierung hinsichtlich der kinetischen Parameter sind bereits in Tabelle 5.16 dargestellt. Außerdem ist zur Simulation des Kampagnezeitraums eine regelmäßige Anpassung der Betriebsbedingungen, wie Temperatur und TS-Konzentration, sowie der Betriebsführungsstrategien erforderlich.

Im Folgenden werden die einzelnen Schritte der Simulation zur Übersicht erläutert:

- Der Ausgangszustand "Sommer" wird mit einem standardisierten Tagesgang erzeugt, der auf der mittleren Belastung des Betrachtungszeitraums basiert. Hauptaugenmerk bei der Kalibrierung liegt dabei auf der Schlammzusammensetzung und der Bilanzierung des Stickstoffs.
- An den ersten 5 Tagen im Oktober wird, über die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sonde geregelt, die Kläranlage intermittierend betrieben. Für diese Tage werden aus den ermittelten Tagesfrachten über eine festgelegte prozentuale Verteilung Tagesgänge "erzeugt". Während der Belüftungsphase wird eine mittlerer Sauerstoffkonzentration eingeregelt. Das Verhältnis zwischen den belüfteten und unbelüfteten Phasen  $V_N/V_D$  wird der realen Betriebsweise angepasst.
- Die Betriebsphasen mit permanenter Belüftung werden statisch<sup>29</sup> simuliert, wobei der Sauerstoffsollwert zur Regelung der Belüftung über den jeweiligen realen Tagesmittelwert angepasst wird.

---

<sup>29</sup> Da im Oktober die Belebungsbecken nahezu permanent belüftet wurden, erfolgte die Simulationsrechnung für die mittlere Belastung bei mittleren Betriebsbedingungen quasi statisch auf der Basis von Tagesfrachten. Die kinetischen und stöchiometrischen Parameter werden dem Standardparametersatz nach BORNEMANN ET AL. /1998/ entnommen. Eine Anpassung der kinetischen Parameter an die intermittierende Betriebsweise ist in diesem Fall nicht erforderlich. Die Zerfallsrate der autotrophen Biomasse  $b_A$  wurde unabhängig von der Betriebsweise ( $V_N/V_D$ ) festgesetzt.

- An einzelnen Tagen wird (mit Tagesgängen) dynamisch simuliert. In der Simulationsrechnung muss dabei die Sauerstoffkonzentration ständig den realen Sauerstoffkonzentrationen angepasst werden.
- Nachdem im November die Belüftung wieder über die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sonde geregelt wird, muss auf eine dynamische Simulation mit Tagesgängen übergegangen werden. Die Tagesgänge werden aus den Tagesfrachten erzeugt; während der Belüftungsphasen wird eine konstante, mittlere Sauerstoffkonzentration eingeregelt und das Verhältnis  $V_N/V_D$  der realen Betriebsweise angepasst.
- Das Anlagenmodell wird nun mit drei aufeinander folgenden Tagesgängen dynamisch kalibriert.
- Das dynamisch kalibrierte Anlagenmodell wird mit drei Tagesgängen verifiziert.

Die Ergebnisse der dynamischen Kalibrierung wurden bereits im vorigen Kapitel erläutert. Die veränderten kinetischen Parameter (Halbwertscoeffizienten und maximale autotrophe Wachstumsrate) beeinflussen die Dynamik der Ablaufwerte, jedoch kaum die Zusammensetzung des Belebtschlammes, wie sich beim iterativen Modellfitting zeigte und auch von LIEBESKIND /1999/ bestätigt wird. Allein durch die dynamische Kalibrierung ist daher keine Verbesserung der Modellgüte für die Schlammzusammensetzung und die Nitrifikantenkonzentration zu erwarten.

In Abbildung 5.15 sind die simulierten und realen Ablaufkonzentrationen der Stickstoffparameter während der dynamischen Kalibrierung dargestellt. Es bestätigt sich, dass die exakte Nachbildung der Sauerstoffversorgung von größter Bedeutung für das Simulationsergebnis ist.

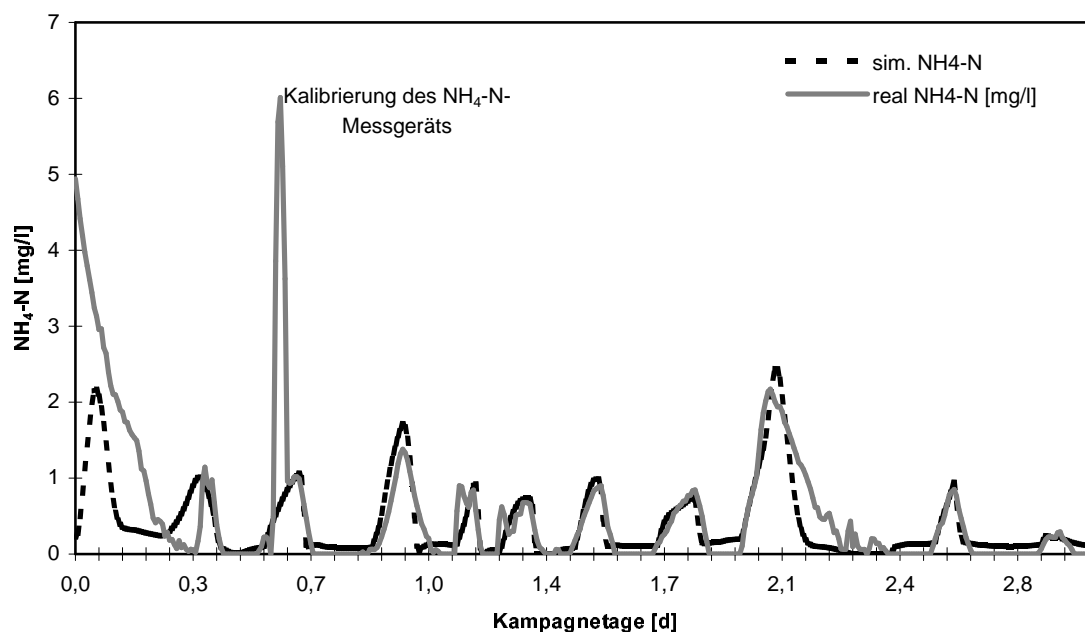


Abbildung 5.15: Simulierte und reale  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Belebungsstufe während der dynamischen Kalibrierung (10. - 12.11.1998)

Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Spitzenkonzentrationen schwanken zwischen 1 und 3  $\text{mg/l}^{30}$ . Die niedrigen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen lassen auf eine ausreichende Nitrifikationskapazität während der Übergangsphase von Kampagne- zur Normalbelastung schließen.

In den darauf folgenden drei Tagen ist die Belebungsstufe einer sehr hohen CSB-Belastung ausgesetzt, sodass die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf im Wesentlichen durch die Stickstoffinkorporation in den Belebtschlamm durch den Kohlenstoffabbau bestimmt werden. Die Verifikation wird daher für die Tage 6 bis 9 durchgeführt. Aufgrund der hohen CSB-Belastungen vom 3. bis zum 5. Tag musste das Wachstum der heterotrophen Biomasse  $X_{\text{BH}}$  begrenzt werden, indem der Ertragskoeffizient  $Y_{\text{H}}$  auf 0,6  $\text{gCSB/gCSB}$  abgesenkt wurde.

Auch bei der Verifikation muss in der Simulationsrechnung die Sauerstoffkonzentration über eine variable Sollwertvorgabe des Reglers ständig den realen Verhältnissen angepasst werden. Die simulierten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen stimmen weitgehend mit den realen überein (s. Abbildung 5.16).

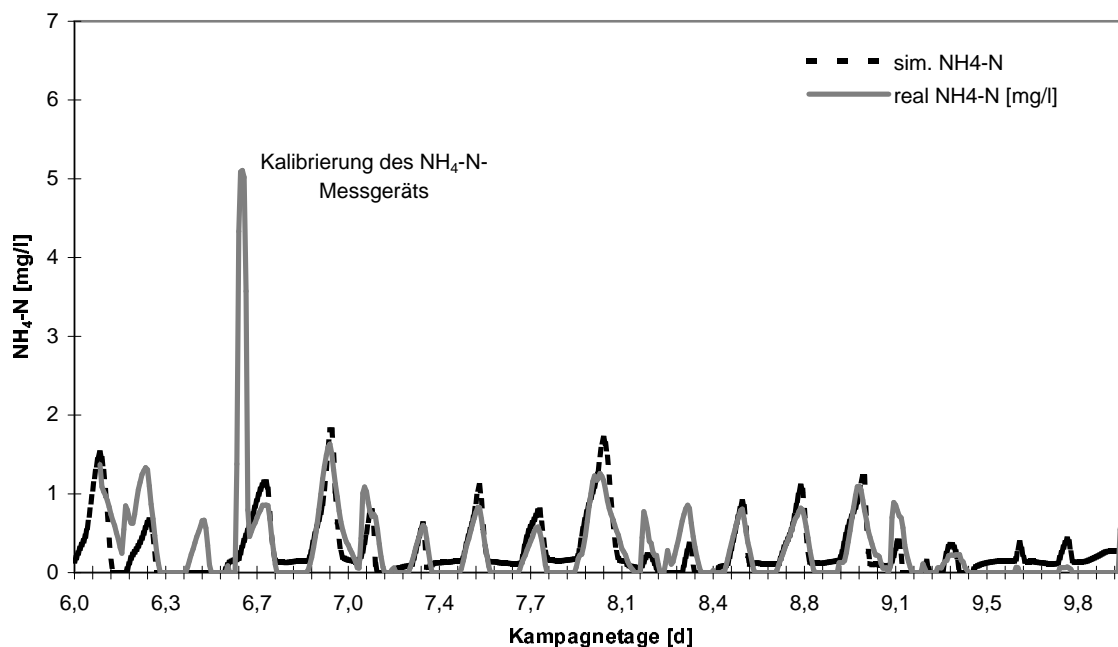


Abbildung 5.16: Reale und simulierte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Belebungsstufe (Verifikation 16. - 19.11.1998)

**Insgesamt gesehen** zeichnet sich die Kläranlage Edenkoben auch während der Kampagne durch eine sehr hohe Prozessstabilität und niedrige Ablaufkonzentrationen der Stickstoffparameter aus. Die niedrigen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Spitzenkonzentrationen deuten darauf hin, dass die Nitrifikationskapazität nicht vermindert wurde.

Mit dem ASM 1 und einer dynamischen Kalibrierung konnte für das Anlagenmodell Edenkoben eine gute Übereinstimmung zwischen den Simulationsergebnissen und den realen Messwerten erzielt werden. Die dynamische Kalibrierung darf jedoch nicht an Tagen

<sup>30</sup> Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Spitzenkonzentration zu Beginn des Simulationslaufs ist auf eine Störung der Belüftung zurückzuführen.

mit hohen CSB-Belastungen durchgeführt werden, da sonst die Dynamik der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte in erheblichem Maße durch den Kohlenstoffabbau beeinflusst wird. Im Rahmen der dynamischen Kalibrierung wurden einige kinetische Parameter angepasst; die Werte liegen jedoch innerhalb der angegebenen Variationsbreiten für kommunales Abwasser. Die veränderten kinetischen Parameter wirken sich praktisch nicht auf die Modellgüte für die Schlammzusammensetzung und die Nitrifikantenkonzentration aus. Die Vorgehensweise zur dynamischen Kalibrierung ist im Vergleich zu einer kommunalen Kläranlage ohne saisonale Einflüsse sehr aufwendig.

Im Folgenden ist zu untersuchen, inwieweit sich die bessere Modellgüte der Ablaufwerte auf die Güte der Nitrifikantenkonzentration  $X_{\text{BA}}$  auswirkt. Die Beeinflussung des Simulationsergebnisses durch die vorgegebenen bzw. beeinflussbaren Randbedingungen, wie CSB-Belastung oder der TS-Konzentration, sowie durch die kinetischen und stöchiometrischen Parameter wird in Kapitel 6 behandelt.

### **5.3.6 Veränderung der Nitrifikantenkonzentration durch den Einfluss der Weinkampagne**

Die Veränderungen der Nitrifikantenkonzentration während der Kampagne können anhand mehrerer Methoden untersucht werden. Im Kapitel 5.2.4 wurde am Beispiel der Kläranlage Weisenheim die Veränderung der Nitrifikantenkonzentration mit Hilfe der dynamischen Simulation anhand des Modellparameters  $X_{\text{BA}}$  analysiert. Eine Abschätzung der Nitrifikantenmenge über eine Stickstoffbilanz ist aufgrund der stark schwankenden Belastung und Abwasserzusammensetzung nicht durchführbar. Eine weitere Möglichkeit, die Nitrifikationskapazität abzuschätzen, bietet die Messung der Stickstoffmaximalatmung  $\text{OVN}_{\text{max}}$  /NOWAK, 1996/. Nach Zugabe von  $\text{NH}_4\text{-N}$ -haltigen Substraten werden mit einer Messapparatur die maximale Atmungsgeschwindigkeit sowie die Kohlenstoffatmungsgeschwindigkeit ermittelt. Über die Stickstoffmaximalatmung  $\text{OVN}_{\text{max}}$  kann auf die maximale Nitrifikationskapazität sowie näherungsweise auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{\text{BA}}$  geschlossen werden. Die Messmethode ist im Anhang A4 beschrieben.

Die Ergebnisse der Simulationsrechnung und die ermittelten Werte der Stickstoffmaximalatmung  $\text{OVN}_{\text{max}}$  werden für die Kampagne 1997 in Abbildung 5.17 miteinander verglichen. Die Simulation basiert auf täglichen Messungen der Tagesfrachten der Parameter CSB und TKN im Oktober. Die maximale Stickstoffatmungsgeschwindigkeit wurde an mehreren Tagen auf der Kläranlage gemessen. Die Messergebnisse der Stickstoffmaximalatmung  $\text{OVN}_{\text{max}}$  bestätigen im Wesentlichen die Simulationsergebnisse.

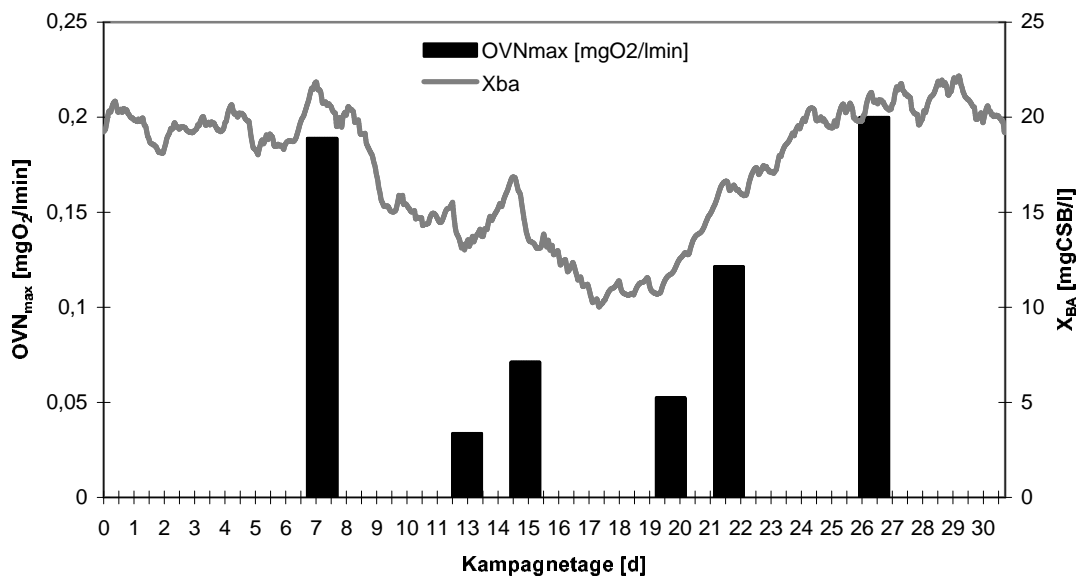


Abbildung 5.17: Vergleich zwischen den Ergebnissen der Simulationsrechnung und der ermittelten Stickstoffmaximalatmung  $OVN_{max}$  (1. - 30. Oktober 1997)

Der Betrachtungszeitraum erstreckt sich über den gesamten Oktober 1997. Bereits in der zweiten Oktoberwoche ist eine erhebliche Verminderung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie der Stickstoffmaximalatmung  $OVN_{max}$  zu verzeichnen, was auf die hohen CSB-Frachten bei gleichzeitig mittleren TKN-Frachten zurückzuführen ist. Vom 10. bis zum 16. Oktober sind sehr hohe CSB-Frachten von ca. 10.000 kgCSB/d - am 10. Oktober bis zu 25.000 kgCSB/d - zu verzeichnen (s. Anhang A7). In der zweiten Oktoberhälfte gehen die CSB-Belastungen auf unter 5.000 kgCSB/d zurück und die TKN-Frachten pendeln sich auf ca. 300 kg/d ein. Die Nitrifikantenkonzentration nimmt in diesem Zeitraum wieder zu und erreicht gegen Ende Oktober dasselbe Niveau wie zu Beginn der Kampagne. Die Nitrifikationskapazität der Kläranlage Edenkoben wird zwar durch die Kampagne beeinträchtigt, erreicht aber gegen Ende der Kampagne wieder dieselbe Nitrifikantenkonzentration wie davor.

Als Ursache für dieses überraschende Ergebnis wird zunächst die Nährstoffdosierung vermutet. Im Unterschied zur Kläranlage Weisenheim werden während der Kampagne Nährstoffe im Zulauf der Belebungsstufe zugegeben und somit die mittleren täglichen TKN-Frachten von rund 220 kgTKN/d im Sommer auf ca. 315 kgTKN/d erhöht. Im darauf folgenden Jahr 1998 ist die mittlere Stickstofffracht während der Kampagne niedriger als 1997, die CSB-Fracht dagegen höher, sodass eine Verminderung der Nitrifikantenkonzentration während der Kampagne 1998 erwartet werden könnte.

Die Untersuchungen zur Veränderung der Nitrifikantenkonzentration während der Kampagne 1998 werden ausschließlich mit Hilfe der dynamischen Simulation durchgeführt. In Abbildung 5.18 sind die Simulationsergebnisse für den Zeitraum vom 1. Oktober bis zum 14. November dargestellt.

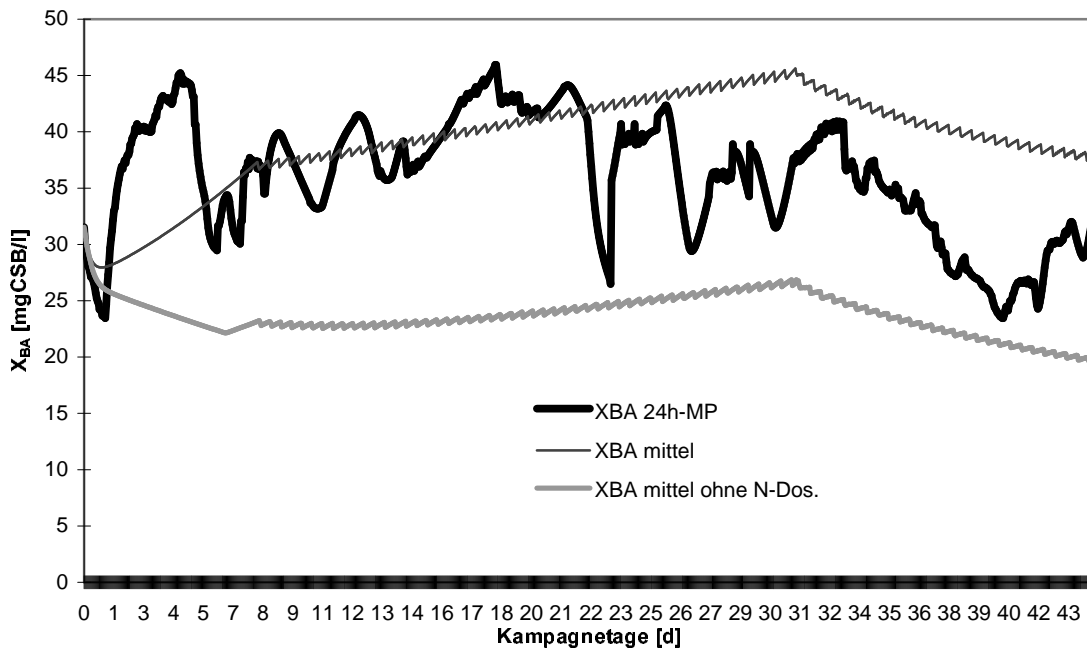


Abbildung 5.18: Veränderung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  während der Kampagne 1998 (1.10.- 14.11.1998), Simulation mit Tagesfrachten (24h-MP), mit mittleren Kampagnefrachten und mit mittleren Frachten ohne N-Dosierung

Es ist zu erkennen, dass die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  gegen Ende der Kampagne auch über eine vereinfachte Simulation mit der mittleren Belastung bei mittleren Betriebsbedingungen (wie Abwassertemperatur, TS-Konzentration) abgeschätzt werden kann. An einzelnen Tagen sind jedoch erhebliche Abweichungen zwischen den Simulationsergebnissen mit mittlerer Belastung und denen mit Tagesfrachten festzustellen, die auf die starken Schwankungen der Belastung und der Abwasserzusammensetzung zurückzuführen sind. In der ersten Novemberwoche (31. bis 39. Simulationstag) ist die tägliche CSB-Belastung sehr viel höher als die mittlere, sodass die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  deutlich vermindert wird und die Abweichungen zeitweise sehr groß werden.

Überraschend ist auch hier die Zunahme der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  im Oktober, obwohl die nitrifizierbare Stickstofffracht im Vergleich zu 1997 geringer ist. (Die Stickstoffbilanzen für die einzelnen Zeiträume sind im Anhang A8 zusammengefasst.) Im Unterschied zum Vorjahr wird im Oktober die TS-Konzentration von ca. 3,3 g/l auf rund 4,5 g/l angehoben. Dies scheint sich positiv auf die Nitrifikantenpopulation auszuwirken. Während im Jahr 1997 das aerobe Schlammalter aufgrund der veränderten Betriebsführung fast gleich bleibt, nimmt es während der Kampagne 1998 infolge der höheren TS-Konzentration im Belebungsbecken sogar zu.

Anfang November geht die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  wieder zurück, da zum einen die Stickstofffrachten im Zulauf niedriger sind als im Oktober und zum anderen das belüftete Beckenvolumen  $V_N$  durch die Umstellung der Belüftung auf die intermittierende Betriebsweise verkleinert wird.

Ohne die Nährstoffdosierung, d.h. mit einer mittleren TKN-Fracht von rund 225 kgTKN/d im Zulauf, verlaufen die Veränderungen der Nitrifikantenkonzentration ähnlich wie mit Nährstoffdosierung, allerdings auf einem niedrigeren Niveau (s. Abbildung 5.18). Mit der Nährstoffdosierung kann also das Konzentrationsniveau der Nitrifikanten erhöht werden.



Klarer werden die Zusammenhänge, wenn eine Massenbilanz für die Nitrifikanten durchgeführt wird (s.a. Anhang A3, Gleichung A3.7):

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = -D_x \cdot X_{BA} + \hat{\mu}_{A,\max} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{O2}}{K_{OA} + S_{O2}} \cdot X_{BA} \cdot \frac{V_N}{V_{BB}} - b_A \cdot X_{BA} \quad (\text{Gl. 5.2})$$

[Akkumulation = Eintrag (=0) - Austrag + Wachstum - Zerfall]

mit  $D_x$  Verdünnungsrate, hier maßgeblich die Überschussschlammabzugsrate  
bzw. der Kehrwert des Schlammalters  $(= \frac{Q_{\text{ÜS}} \cdot X_{BA,\text{ÜS}}}{V_{BB} \cdot X_{BA}} = \frac{1}{t_{TS}})$

$V_N$  Volumen der Nitrifikationszone

$V_{BB}$  Volumen des gesamten Belebungsbeckens

$S$  Substratkonzentrationen

$K$  Halbwertskoeffizienten.

Die Lösung der Differentialgleichung führt zu folgendem Ergebnis:

$$X_{BA,t} = X_{BA,0} \cdot e^{\left( \mu_{A,\max} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{O2}}{K_{OA} + S_{O2}} \cdot \frac{V_N}{V_{BB}} - b_A - D_x \right) t} \quad (\text{Gl. 5.3})$$

mit  $X_{BA,0}$  Nitrifikantenkonzentration zum Zeitpunkt Null

$X_{BA,t}$  Nitrifikantenkonzentration zum Zeitpunkt t.

Die Zahl der Nitrifikanten nimmt somit während der Kampagne ab, wenn

$$D_x + b_A > \mu_{A,\max} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{O2}}{K_{OA} + S_{O2}} \cdot \frac{V_N}{V_{BB}} \quad (\text{Gl. 5.4})$$

Ist die Summe aus Austrag und Zerfall der Nitrifikanten größer als das Wachstum der Nitrifikanten, so nimmt deren Anzahl im Belebungsbecken ab. Der Austrag der Nitrifikanten wird maßgebend durch den Überschussschlammabzug bestimmt, der durch die Verdünnungsrate  $D_x$  beschrieben wird. Je größer die Verdünnungsrate ist, umso deutlicher geht die Nitrifikantenkonzentration zurück. Da die Verdünnungsrate dem Kehrwert des Gesamtschlammalters  $t_{TS}$  entspricht, ist folglich bei niedrigeren Schlammaltern ein deutlicherer Rückgang als bei höheren Schlammaltern zu erwarten. Nur bei entsprechend niedrigen Verdünnungsraten bzw. hohen Schlammaltern können sich die Nitrifikanten sogar vermehren. An dieser Stelle sei angemerkt, dass die Überschussschlammproduktion neben der CSB-Belastung wesentlich von der Feststofffracht  $TS_0$  abhängig ist. Das Verhältnis  $TS_0/BSB_5$  ist während der Kampagne niedriger als bei Normalbelastung, sodass die spezifische Überschussschlammproduktion zurückgeht.

Das Wachstum der Nitrifikanten wird auch durch die mittleren  $NH_4$ -N-Ablaufwerte und die Aufteilung zwischen belüfteten und unbelüfteten Volumen beeinflusst. Eine Vergrößerung des belüfteten Volumens oder sogar eine vollständige Belüftung des Belebungsbeckens wirken sich positiv auf das Wachstum der Nitrifikanten aus. Aufgrund der Komplexität des Prozesses und der vielfältigen Abhängigkeiten bzw. Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Parametern eignet sich die Gleichung 5.3 nur zur qualitativen Beschreibung

der Zusammenhänge. Zur Absicherung eines Bemessungsergebnisses sollte sie nicht herangezogen werden.

Die Nitrifikationskapazität der Kläranlage Edenkoben kann zu jedem Zeitpunkt über die Nitrifikantenkonzentration nach Gleichung 5.2 abgeschätzt werden. Mit einer Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  von ca. 35 mgCSB/l am 14. November ergibt sich eine tägliche nitrifizierbare Stickstofffracht  $N_{ox}$  von rund 424 kgN/d<sup>31</sup>. Kurzzeitig lassen sich 26,4 kgN/h nitrifizieren<sup>32</sup>. Im Überschussschlamm werden rund 110 kgN/d eingebunden und ca. 24 kgN/d verlassen über den Ablauf die Kläranlage (als  $NH_4-N$  und  $N_{org}$ ). Insgesamt kann die Kläranlage Edenkoben somit mit einer Stickstofffracht von rund 560 kgN/d belastet werden. Kurzzeitig ist es möglich, die Kläranlage mit 32 kg/h zu beaufschlagen, ohne dass die mittlere  $NH_4-N$ -Konzentration von 0,8 mg $NH_4-N$ /l im Ablauf überschritten wird.

Ohne die Nährstoffdosierung während der hohen CSB-Belastung könnten tägliche Stickstofffrachten von ca. 240 kgN/d, kurzzeitig 15 kgN/h nitrifiziert werden. Die Kläranlage ließe sich insgesamt mit rund 380 kgN/d und kurzzeitig mit 20,5 kgN/h beaufschlagen.

Die Untersuchungen zeigen insgesamt, dass die Veränderung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  neben der CSB-Belastung und dem Schlammalter auch von der Stickstofffracht im Zulauf sowie von der TS-Konzentration im Belebungsbecken beeinflusst wird. Die Nährstoffdosierung stellt eine einfache und vergleichsweise kostengünstige Maßnahme dar, die Anzahl der Nitrifikanten zu beeinflussen.

## 5.4 Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen

### ■ Modellauswahl für die Simulation von Weinbaukläranlagen

Die Untersuchungen am Beispiel der beiden Kläranlagen Weisenheim und Edenkoben bestätigen, dass die **dynamische Simulation von Weinbaukläranlagen mit dem Activated Sludge Model No. 1 möglich ist**. Die Gültigkeitsbereiche werden eingehalten.

### ■ Datengrundlage

Die **Zusammensetzung des Belebtschlammes** wird durch die Mitbehandlung der Weinbauabwässer verändert. Die Anpassung der Biozönose an die neuen Belastungsverhältnisse kann durch die Messung von "Kontrollparametern", wie dem Glühverlust GV, den CSB- und Stickstoffgehalten des Schlammes CSB/TS bzw. N/TS und dem aktiven Anteil der Biomasse (z.B. DNA-Analyse) charakterisiert werden.

Die **CSB-Fraktionierungen** beider Kläranlagen werden bei der Kalibrierung der Anlagenmodelle festgelegt. Sie liegen selbst während der Kampagne im Rahmen der bekannten Variationsbreiten für kommunales Abwasser.

Zur Simulation der beiden kampagnebeeinflussten Kläranlagen wurden die **kinetischen und stöchiometrischen Parameter** des Standardparametersatzes nach BORNEMANN ET AL.

---

<sup>31</sup> Mit  $V_N = 2 \cdot 3.945 \text{ m}^3 \cdot 0,67 = 5286 \text{ m}^3$ ;  $\mu_A = 0,55 \text{ d}^{-1}$  bei  $15^\circ\text{C}$ ;  $Y_A = 0,24 \text{ gCSB/gN}$

<sup>32</sup> Durch die Belüftung beider Becken steht für die Nitrifikation kurzzeitig ein Volumen  $V_N = 2 \cdot 3.945 \text{ m}^3$  zur Verfügung.

/1998/ verwendet. Einige Parameter waren im Rahmen der vorgegebenen Variationsbreiten anzupassen:

- Bei der statischen Kalibrierung des Anlagenmodells Weisenheim wurde die heterotrophe Zerfallsrate  $b_H$  auf  $0,3 \text{ d}^{-1}$  herabgesetzt, um den hohen Stickstoffgehalt sowie Anteil der aktiven Biomasse im Belebtschlamm entsprechend nachbilden zu können. Gleichzeitig wurde auch der  $X_i$ -Anteil der CSB-Fraktionierung relativ niedrig angesetzt.
- Für die dynamische Kalibrierung der Anlagenmodells Edenkoben wurden einige Halbwertscoeffizienten ( $K_{OA}$ ,  $K_{NH}$  sowie  $K_{OH}$ ) herab- und die maximale Wachstumsrate der autotrophen Biomasse  $\mu_{A,max}$  heraufgesetzt. Dies war jedoch in erster Linie erforderlich, um die Kinetik der intermittierend betriebenen Belüftung anzupassen. Beim iterativen Modellfitting ergab sich, dass die angepassten kinetischen Parameter die Modellgüte der Schlammzusammensetzung, die für die Abschätzung der Nitrifikantenkonzentration während und unmittelbar nach der Kampagne maßgeblich ist, nicht beeinflussen.
- Bei sehr hohen CSB-Belastungen muss das Wachstum der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  begrenzt werden, da der Stickstoff für den Aufbau von Biomasse nicht in ausreichenden Mengen verfügbar ist. Von einer Begrenzung des Kohlenstoffabbaus durch einen Schaltterm wird abgesehen, da dies mit einer Zunahme der CSB-Konzentrationen im Ablauf verbunden ist /LIEBESKIND, 1999/. Eine Möglichkeit, das Wachstum der heterotrophen Biomasse bei der Simulation zu reduzieren ohne dabei den Kohlenstoffabbau zu beeinträchtigen, besteht darin, mit einem niedrigeren Ertragscoeffizienten  $Y_H$  zu rechnen. Während dieser außergewöhnlichen Belastungssituation wird dann ein größerer Anteil des CSB zu  $\text{CO}_2$  veratmet, statt wie bisher für den Biomasseaufbau verwendet zu werden.

#### ■ **Erforderliche Anpassungen der Vorgehensweise zur dynamischen Simulation**

Die Simulation von Weinbaukläranlagen ist im Vergleich zu konventionellen kommunalen Kläranlagen sehr viel aufwendiger, da die einzelnen Belastungszeiträume getrennt zu kalibrieren sind.

Die dynamische Kalibrierung des Anlagenmodells Edenkoben erfolgte für den Zeitraum "Mitte November". In dieser Übergangszeit wechseln Tage mit hoher CSB-Belastung, verursacht durch die Abwässer aus den ersten Abstichen, mit Tagen ohne bzw. geringem Kampagneinfluss ab. Die dynamische Kalibrierung der Nitrifikation soll für Tage mit niedriger Belastung durch die Weinkampagne durchgeführt werden, da bei sehr hoher CSB-Belastung die Stickstoffkonzentrationen im Ablauf maßgeblich durch den Kohlenstoffabbau bestimmt werden. Daher kann die dynamische Kalibrierung erst gegen Ende des Kampagnezeitraums erfolgen.

#### ■ **Veränderungen der Nitrifikationskapazität**

Die Veränderung der Nitrifikantenkonzentration während der Kampagne kann mit einer mittleren Kampagnebelastung abgeschätzt werden. Dies ist beim Einsatz der dynamischen Simulation zur Bemessung von Weinbaukläranlagen vorteilhaft.

Obwohl beide Kläranlagen ungefähr die gleiche  $\text{BSB}_5$ -Belastungscharakteristik aufweisen, wird die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  der Weisenheimer Kläranlage erheblich vermindert,

während die der Edenkobener Kläranlage am Ende der Kampagne wieder so hoch ist wie zu Beginn.

Eine Bilanzierung der Nitrifikanten während der Kampagne zeigt den Einfluss der Verdünnungsrate bzw. des Schlammalters auf die Abnahme der Nitrifikantenkonzentration. Je mehr Überschussschlamm im Vergleich zur vorhandenen Schlammmenge entnommen wird, desto gravierender wird die Abnahme der Nitrifikantenkonzentration. Bei einem niedrigen Schlammalter nimmt daher die Nitrifikantenkonzentration stärker ab als bei einem höheren Schlammalter.

## **Fazit**

Aufgrund der Komplexität der Prozesse sowie der vielfältigen Abhängigkeiten und Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Parametern erlaubt die Bilanzierung nur eine Veranschaulichung der Zusammenhänge, nicht aber eine quantitative Abschätzung der Nitrifikantenkonzentration gegen Ende der Kampagne. Dies ist nur durch den Einsatz der dynamischen Simulation mit einem kalibrierten Anlagenmodell möglich.

Die bisher durchgeführten Untersuchungen weisen darauf hin, dass sich die Nitrifikantenkonzentration mit einer Erhöhung der TS-Konzentration im Belebungsbecken sowie einer Nährstoffdosierung günstig beeinflussen lässt. Im folgenden Kapitel sollen mit einer **Sensitivitätsanalyse** die Auswirkungen der CSB-Belastung, der Abwasserzusammensetzung sowie der kinetischen und stöchiometrischen Parameter auf das Simulationsergebnis, insbesondere auf die Nitrifikantenkonzentration, systematisch untersucht werden.

## 6. Sensitivitätsanalysen

### 6.1 Allgemeines

Die Sensitivitätsanalysen sollen zum einem den Einfluss der Modellparameter sowie der CSB-Fraktionierung auf das Simulationsergebnis untersuchen. Zum anderen sollen sie die Zusammenhänge zwischen der Belastung und der Betriebsführung veranschaulichen, um daraus Schlüsse zu ziehen, wie durch eine adäquate Handhabung des Betriebs die Reinigungsleistung sowie die Prozessstabilität der Kläranlage verbessert werden kann.

Die Sensitivitätsanalysen werden für die Kläranlagen Weisenheim und Edenkoben mit den kalibrierten Anlagenmodellen durchgeführt. Es wird immer nur ein Parameter verändert. Ausgangszustand ist jeweils der Sommerzustand. Der Simulationszeitraum erstreckt sich jeweils über 56 d bzw. 8 Wochen (quasi von Mitte September bis Mitte November). Um eine regelungstechnische Beeinflussung auszuschließen, werden das belüftete Volumen  $V_N$  und die Sauerstoffkonzentration konstant gehalten.

Bei Sensitivitätsanalysen wird i.d.R. der Einfluss diverser Modellparameter sowie der Betriebsführung auf das Simulationsergebnis im stationären Zustand untersucht. Hierin unterscheiden sich die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Sensitivitätsanalysen: Analysiert wird der Einfluss verschiedener Modellparameter und betrieblicher Randbedingungen während der 8 Wochen Weinkampagne auf das Simulationsergebnis, bevor ein stationärer Zustand erreicht wird.

Die Sensitivitäten der einzelnen Parameter in ihren Auswirkungen auf die Schlammzusammensetzung, die Nitrifikationskapazität und die Ablaufkonzentrationen werden nach folgender, subjektiv gewählter Einteilung bewertet:

- nicht oder mäßig sensitiv (Abweichungen zwischen 0 - 10 %),
- mittelsensitiv (Abweichungen zwischen 11 - 30 %),
- sensitiv (Abweichungen zwischen 31 - 60 %),
- sehr sensitiv (Abweichungen > 60 %).

Die Untersuchungen sind wie folgt gegliedert:

- Zunächst werden einige ausgewählte kinetische und stöchiometrische Parameter variiert (Kapitel 6.2).
- In einem nächsten Schritt werden die Parameter der CSB-Fraktionierung abgeändert (Kapitel 6.3), um deren Auswirkungen auf die Schlammzusammensetzung und auf die Ablaufkonzentrationen zu erfassen.
- Anschließend wird die Betriebsführung der Kläranlage umgestellt, indem - wie häufig in der Praxis verwirklicht- die TS-Konzentration im Belebungsbecken erhöht wird (Kapitel 6.4).
- Schließlich wird die CSB-Belastung der Kläranlage variiert (Kapitel 6.5), wobei die Stickstofffrachten konstant bleiben. Auf diese Weise wird neben der Belastung auch die Abwasserzusammensetzung sowie das Schlammalter verändert.

## 6.2 Variation ausgewählter kinetischer und stöchiometrischer Parameter

Im Kapitel 4 wurde erläutert, dass viele der stöchiometrischen und kinetischen Parameter nahezu konstant sind oder nur in einem engen Bereich schwanken. Nur wenige Parameter sind über Messungen abschätzbar, wobei der messtechnische Aufwand sehr hoch und die Übertragbarkeit der Messergebnisse auf die großtechnische Kläranlage fragwürdig ist. Mit Hilfe der Sensitivitätsanalyse soll geprüft werden, welche der Parameter sich in welchem Maß auf die Modellgüte auswirken und ggf. den Aufwand für eine messtechnische Abschätzung rechtfertigen.

Im Folgenden wird erörtert, welche der kinetischen und stöchiometrischen Parameter auf ihre Sensitivität hinsichtlich der Zusammensetzung des Belebtschlammes sowie der mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen untersucht werden sollen. Die Ergebnisse der Kläranlage Weisenheim werden mit denen der Kläranlage Edenkoben verglichen, um eventuelle Abhängigkeiten vom Schlammalter zu erkennen. Die Simulationsrechnungen werden mit den entsprechenden Kampagnebelastungen bei den jeweils ermittelten mittleren Temperaturen von  $17^\circ\text{C}$  für Edenkoben und  $16,4^\circ\text{C}$  für Weisenheim durchgeführt.

Zunächst wird die Kinetik des **Kohlenstoffabbaus** näher betrachtet. Dieser Prozess wird durch eine Vielzahl von Mikroorganismen und Substraten sowie Umsatzgeschwindigkeiten beeinflusst. Im Modell wird das Wachstum der heterotrophen Biomasse mit nur einer Monod-Kurve beschrieben, was aufgrund der vorhandenen Mischkultur eine grobe Annäherung an die Wirklichkeit darstellt. Durch die höhere CSB-Belastung während der Kampagne unterliegt die Biozönose einer ständigen Veränderung bzw. Anpassung an die Zulaufverhältnisse. Eine Abschätzung der maximalen Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse  $\mu_{h,\max}$  und des Halbwertskoeffizienten für das heterotrophe Wachstum  $K_s$  durch Messungen zur Charakterisierung der Monod-Kurve für den *gesamten* Kampagnezeitraum ist *praktisch nicht möglich*. Sensitivitätsanalysen zeigten, dass der Halbwertskoeffizient für das heterotrophe Wachstum  $K_s$  die Stickstoffkonzentrationen im Ablauf kaum beeinflusst. Ebenso wenig zeigt die maximale Wachstumsrate  $\mu_{h,\max}$  große Auswirkungen auf die Schlammzusammensetzung, ihr Einfluss wird von LIEBESKIND /1999/ als mäßig sensitiv eingeschätzt.

Der Einfluss der **Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse**  $b_H$  auf die Umsatzgeschwindigkeit wird nicht über einen Monod-Term gemindert, sondern geht unmittelbar in die Prozessgleichung ein. Der Einfluss der Zerfallsrate  $b_H$  wird von LIEBESKIND /1999/ als mittelsensitiv eingeschätzt. Nach MÜLLER /1997b/ nimmt die Sensitivität der heterotrophen Zerfallsrate  $b_H$  bei niedrigerem Schlammalter ab. KAPPELER UND GUJER /1992/ ermittelten in Kläranlagen mit geringem Schlammalter kleinere Zerfallsraten als in Anlagen mit höherem Schlammalter ( $b_H = 0,2 \text{ d}^{-1}$  bei  $t_{\text{TS}} = 2 \text{ d}$  und  $0,4 \text{ d}^{-1}$  bei  $t_{\text{TS}} = 10 \text{ d}$ ). Für den Kampagnezeitraum ist daher eine geringere heterotrophe Zerfallsrate  $b_H$  als bei Normalbelastung zu erwarten. Nach SIEGRIST ET AL. /1999/ ist die Zerfallsrate von den Milieubedingungen abhängig. Im anoxischen Milieu wurden rund 80% niedrigere Zerfallsraten ( $0,1 \text{ d}^{-1}$ ) als unter aeroben Milieubedingungen ( $0,5 \text{ d}^{-1}$ ) bestimmt. Bei einer Veränderung der Volumenzonenaufteilung  $V_D/V_N$  ist eine erneute Anpassung der Zerfallsraten erforderlich. Dies ist insbesondere für diejenigen Kläranlagen relevant, in denen das belüftete Beckenvolumen während der Kampagne vergrößert wird.

Abbildung 6.1 zeigt, dass für die Modellanlage Weisenheim mit größer werdender Zerfallsrate  $b_H$  die heterotrophe Biomasse  $X_{\text{BH}}$  von 68% auf 56% zurückgeht und die

Inertanteile  $X_i$  und  $X_p$  im Belebtschlamm von 31% auf ca. 43% zunehmen. Für die Modellanlage Edenkoben sinkt die heterotrophe Biomasse von 55 % auf 44%, während die inerten partikulären Anteile  $X_i$  und  $X_p$  von insgesamt 44 % auf 55 % ansteigen. Der Einfluss der Zerfallsrate  $b_H$  auf den Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm ist bei beiden Kläranlagen *unabhängig vom Schlammalter mittelsensitiv* ausgeprägt.

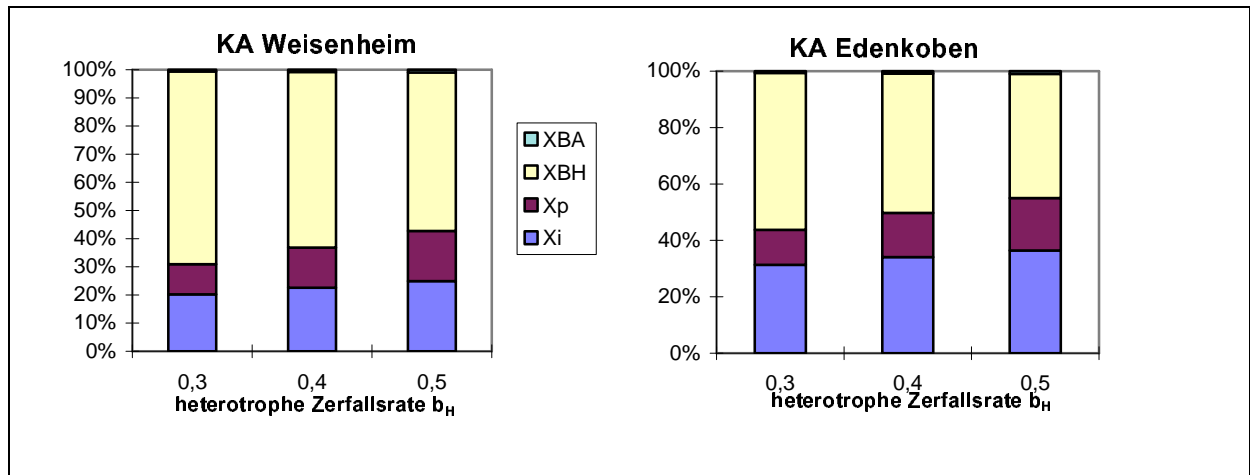


Abbildung 6.1: Veränderung der Schlammzusammensetzung durch Variation der Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse  $b_H$

Mit größer werdenden Zerfallsraten  $b_H$  erhöhen sich die Anteile der autotrophen Biomasse  $X_{BA}$  im Belebtschlamm (s. Abbildung 6.2). Gleichzeitig wird das Schlammalter in der Kläranlage Weisenheim von 6,5 d auf 8,5 d und in der Kläranlage Edenkoben von 11 d auf knapp 13 d verlängert. Da die Anteile der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  und damit auch die Stickstoffinkorporation im Belebtschlamm zurückgehen, steht für die Nitrifikanten eine größere Stickstofffracht zur Verfügung, so dass sich deren Anzahl erhöht. In der Kläranlage Weisenheim wächst die Nitrifikantenkonzentration von 40 mgCSB/l auf 58 mgCSB/l und in der Kläranlage Edenkoben von 27 mgCSB/l auf 41 mgCSB/l. Der prozentuale Anstieg der Nitrifikantenkonzentration im Belebtschlamm ist in beiden Kläranlagen gleich groß, sodass keine Abhängigkeit vom Schlammalter zu erkennen ist.

Die mittleren  $NH_4$ -N-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Edenkoben bleiben praktisch unbeeinflusst, während sie sich im Ablauf der Weisenheimer Kläranlage von 0,35 mg $NH_4$ -N auf 0,55 mg $NH_4$ -N/l erhöhen. Die  $NO_3$ -N-Konzentrationen steigen aufgrund der verminderten Stickstoffinkorporation im Belebtschlamm sowie der vermehrten Nitrifikation tendenziell an.

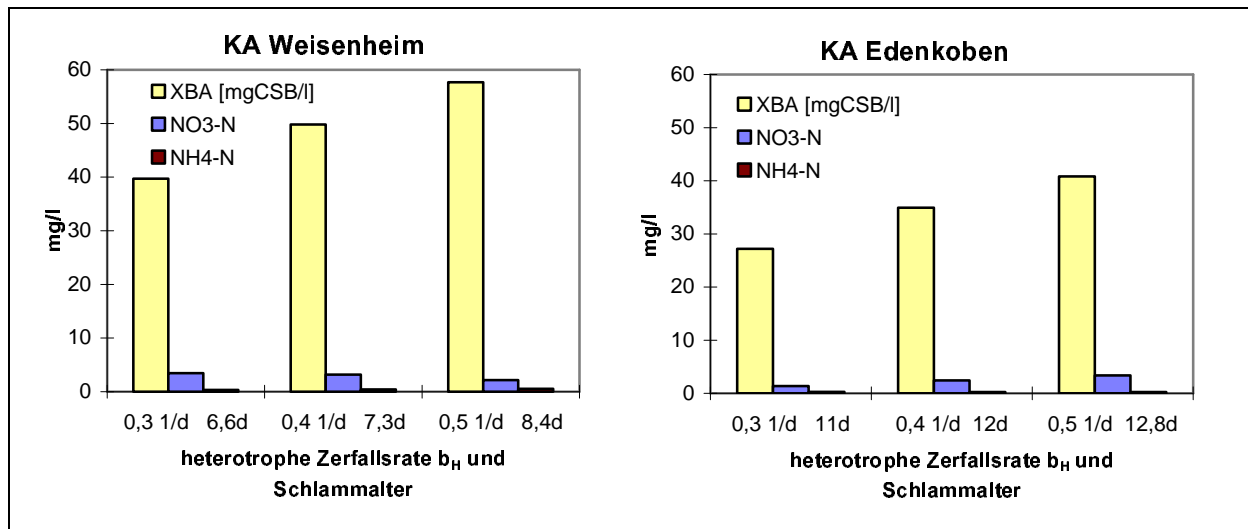


Abbildung 6.2: Veränderungen des Anteils der Nitrifikanten im Belebtschlamm durch Variation der Zerfallsrate  $b_H$  für heterotrophe Biomasse

**Insgesamt** kann die Auswirkung der **Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse  $b_H$**  auf die Schlammzusammensetzung bzw. den Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  als *mittelsensitiv* und auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie auf die  $NH_4-N$ -Konzentrationen im Ablauf als *sensitiv* eingestuft werden. Aufgrund ihrer Sensitivität eignet sich die heterotrophe Zerfallsrate  $b_H$  zur Kalibrierung.

Der **Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse  $Y_H$**  legt fest, wieviel Biomasse aus dem Substrat CSB produziert und wieviel zu  $CO_2$  veratmet wird. Der Ertragskoeffizient  $Y_H$  kann in der Simulationspraxis zwischen 0,6 und 0,7 mgCSB/mgCSB schwanken /BORNEMANN ET AL., 1998/; er wird i.d.R. auf 0,67 mgCSB/mgCSB festgesetzt. Im Rahmen der durchgeführten Simulationen der Kläranlagen Weisenheim und Edenkoben mussten bei sehr hohen CSB-Belastungen die Ertragskoeffizienten  $Y_H$  kurzzeitig abgesenkt werden, da sonst infolge des vermehrten Biomassenaufbaus ein Stickstoffmangel entstanden wäre. Der Kohlenstoffabbau wurde durch die Verminderung des Ertragskoeffizienten  $Y_H$  nicht reduziert, sodass die Konzentration an gelöstem CSB im Ablauf - wie in der Realität - nicht zunahm.

In Abbildung 6.3 sind die Auswirkungen des Ertragskoeffizienten  $Y_H$  auf die Schlammzusammensetzung nach einer 8-wöchigen Simulationszeit dargestellt. Wie zu erwarten war, nimmt mit höherem Ertragskoeffizienten  $Y_H$  der Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm zu. Im Weisenheimer Belebtschlamm erhöht sich der Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  von 59 auf 70% und im Edenkobener Belebtschlamm von 39 auf 52%.



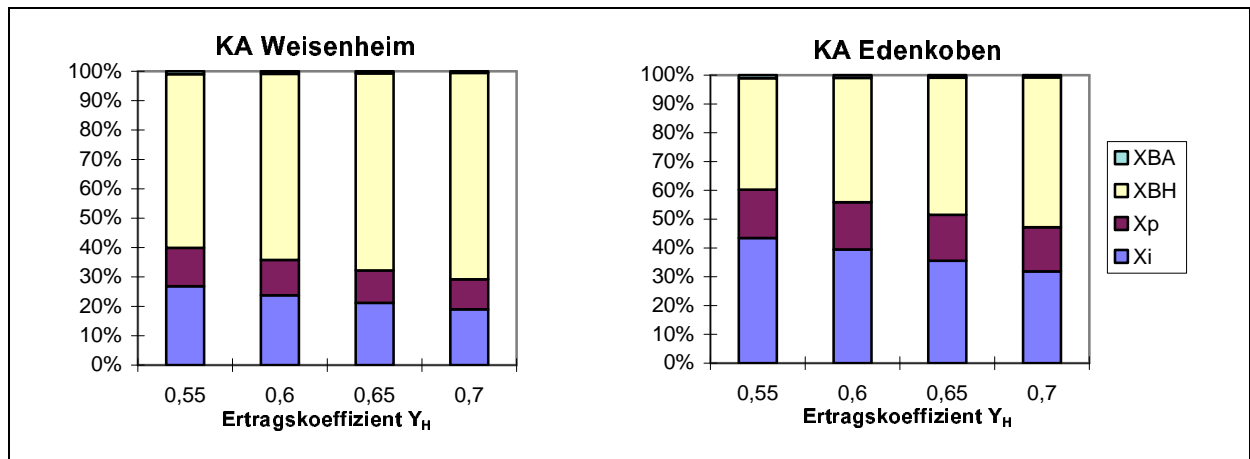


Abbildung 6.3: Veränderung der Schlammzusammensetzung bei Variation des Ertragskoeffizienten  $Y_H$  für die heterotrophe Biomasse

Die Anzahl der Nitrifikanten  $X_{BA}$  wird ebenfalls durch den Ertragskoeffizienten  $Y_H$  beeinflusst. Je größer der Ertragskoeffizient  $Y_H$  ist, umso mehr Biomasse wird aus dem Substrat erzeugt und folglich mehr Stickstoff inkorporiert. Gleichzeitig verkürzt sich bei einer Variation des Ertragskoeffizienten  $Y_H$  von 0,55 auf 0,7 das Schlammalter in Weisenheim von 9,3 auf 6 d und in Edenkoben von 15,8 auf 11,3 d. Der Anteil der Nitrifikanten  $X_{BA}$  sinkt im Weisenheimer Belebtschlamm von 1 auf 0,57 % und im Edenkobener Belebtschlamm von 1 auf 0,75% ab (Abbildung 6.4). Die mittleren  $NH_4$ -N-Konzentrationen steigen von 0,26 auf 0,36  $mgNH_4$ -N/l im Ablauf der Kläranlage Weisenheim und von 0,2 auf 0,26  $mgNH_4$ -N/l in Ablauf der Kläranlage Edenkoben. Der Einfluss des Ertragskoeffizienten  $Y_H$  auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  in Abhängigkeit vom Schlammalter ist als *mittelsensitiv bis sensitiv*, der auf die mittlere  $NH_4$ -N-Konzentration im Ablauf der Kläranlagen als *mittelsensitiv* einzustufen.

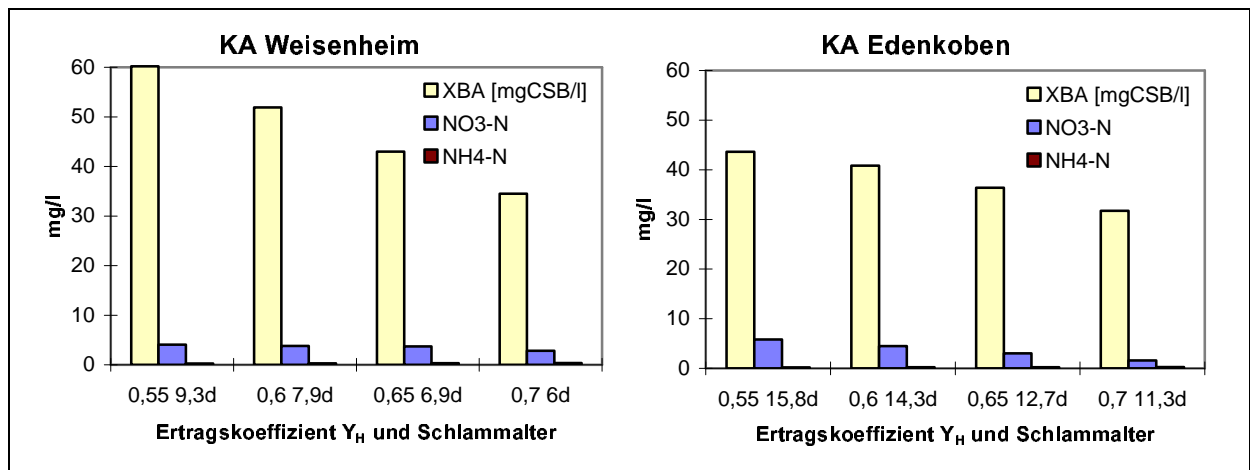


Abbildung 6.4: Veränderung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  bei Variation des Ertragskoeffizienten für die heterotrophe Biomasse  $Y_H$  und deren Auswirkungen auf die Stickstoffkonzentrationen im Ablauf

**Insgesamt** ist der Einfluss des **heterotrophen Ertragskoeffizienten**  $Y_H$  auf den Anteil heterotropher Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm als *mittelsensitiv* und auf die Nitrifikantenkonzentration als *mittelsensitiv bis sensitiv* einzustufen. Dennoch ist zu empfehlen, den Ertragskoeffizienten  $Y_H$  auf 0,67 gCSB/gCSB festzulegen und mit der heterotrophen Zerfallsrate  $b_H$  zu kalibrieren.

Die **Nitrifikation** kann im Vergleich zum Kohlenstoffabbau modelltechnisch sehr viel besser beschrieben werden, da neben dem Sauerstoff nur  $NH_4$ -N als Substrat eine Rolle spielt. Die Monod-Kurve wird mit Hilfe des Halbwertskoeffizienten für die Ammoniumaufnahme  $K_{NH}$  und der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit der autotrophen Biomasse  $\mu_{A,max}$  charakterisiert. Bei niedrigen  $NH_4$ -N-Konzentrationen im Größenbereich des Halbwertskoeffizienten  $K_{NH}$ , der für kommunale Kläranlagen im Mittel bei ca.  $0,5 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^3$  liegt, bestimmt der Halbwertskoeffizient maßgeblich die Wachstumsgeschwindigkeit. Bei Spitzenkonzentrationen  $> 2 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$  agieren die Nitrifikanten bereits näherungsweise mit maximaler Wachstumsgeschwindigkeit, sodass der Halbwertskoeffizient praktisch keinen Einfluss auf die  $NH_4$ -N-Spitzenkonzentrationen hat. Der Halbwertskoeffizient  $K_{NH}$  wird hinsichtlich der Zusammensetzung des Belebtschlammes, der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie der  $NH_4$ -N-Konzentrationen im Ablauf als wenig sensitiv eingestuft /LIEBESKIND, 1999/.

Die **maximale Wachstumsrate**  $\mu_{A,max}$  bestimmt zusammen mit der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  die maximale Nitrifikationsgeschwindigkeit und somit auch die Dynamik der  $NH_4$ -N-Konzentrationen im Ablauf. Die maximale Nitrifikationsgeschwindigkeit bzw. die maximale Wachstumsrate werden von den Abwasserinhaltsstoffen beeinflusst, sodass in einer Kläranlage innerhalb von Tagen große Schwankungen auftreten können. So zeigen bestimmte Industrieabwässer eine hemmende Wirkung auf die Nitrifikation. Von Abwässern aus der Weinbereitung ist aus der Literatur keine Hemmwirkung auf die Nitrifikanten bekannt. Kommunale Kläranlagen werden i.a. mit maximalen Wachstumsraten  $< 1 \text{ d}^{-1}$  simuliert. Für die Sensitivitätsanalyse werden die maximalen Wachstumsraten der autotrophen Biomasse  $\mu_{A,max}$  von  $0,5$  bis  $1 \text{ d}^{-1}$  bzw. für die intermittierend betriebene Kläranlage Edenkoben bis  $1,1 \text{ d}^{-1}$  variiert<sup>33</sup>.

Eine Variation der maximalen Wachstumsrate der autotrophen Biomasse  $\mu_{A,max}$  bewirkt keine Veränderung der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Schlamm sowie der inerten partikulären Fraktionen  $X_i$  und  $X_p$ . Die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  wird dagegen maßgeblich von der maximalen Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  beeinflusst. Mit einer Zunahme der Wachstumsrate von  $0,5 \text{ d}^{-1}$  auf  $1,0$  bzw.  $1,1 \text{ d}^{-1}$  wird die Anzahl der Nitrifikanten sowohl im Weisenheimer als auch im Edenkobener Belebtschlamm fast verdoppelt (s. Abbildung 6.5).

Die maximale Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  wirkt sich ebenfalls auf die mittleren  $NH_4$ -N-Konzentrationen im Ablauf aus. Im Ablauf der Kläranlage Edenkoben sinken mit zunehmender Wachstumsrate die mittleren  $NH_4$ -N-Konzentrationen von ca.  $0,8 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$

---

<sup>33</sup> Eine Ausnahme bilden die intermittierend betriebenen Kläranlagen, die aufgrund des ständigen Wechsels der Belüftung bzw. der Sauerstoffkonzentration und der  $NH_4$ -N-Konzentrationen im Belebungsbecken mit höheren Wachstumsraten sowie niedrigeren Halbwertskoeffizienten simuliert werden.

auf knapp 0,2 mgNH<sub>4</sub>-N/l ab. Im Vergleich dazu nehmen die mittleren NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Weisenheim sehr viel stärker ab, nämlich von 2 auf 0,3 mgNH<sub>4</sub>-N/l. Folglich ist der Einfluss der maximalen Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  auf die mittleren NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen bei einem kürzeren Schlammalter ausgeprägter als bei einem höheren Schlammalter.

**Insgesamt** ist der Einfluss der **maximale Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$**  der autotrophen Biomasse auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  als *sehr sensitiv* einzustufen. Mit einer größeren verfügbaren Nitrifikantenmenge können Spitzenbelastungen besser abgefangen werden. Die Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  beeinflusst somit sowohl die mittleren NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen als auch die Konzentrationsspitzen im Ablauf und ist diesbezüglich als *sensitiv bis sehr sensitiv* einzustufen. Dies ist ein wesentlicher Unterschied zu kommunalem Abwasser, in dem sich die Biomasse der Nitrifikanten nahezu unabhängig von der maximalen Wachstumsrate entwickelt /LIEBESKIND, 1999/.

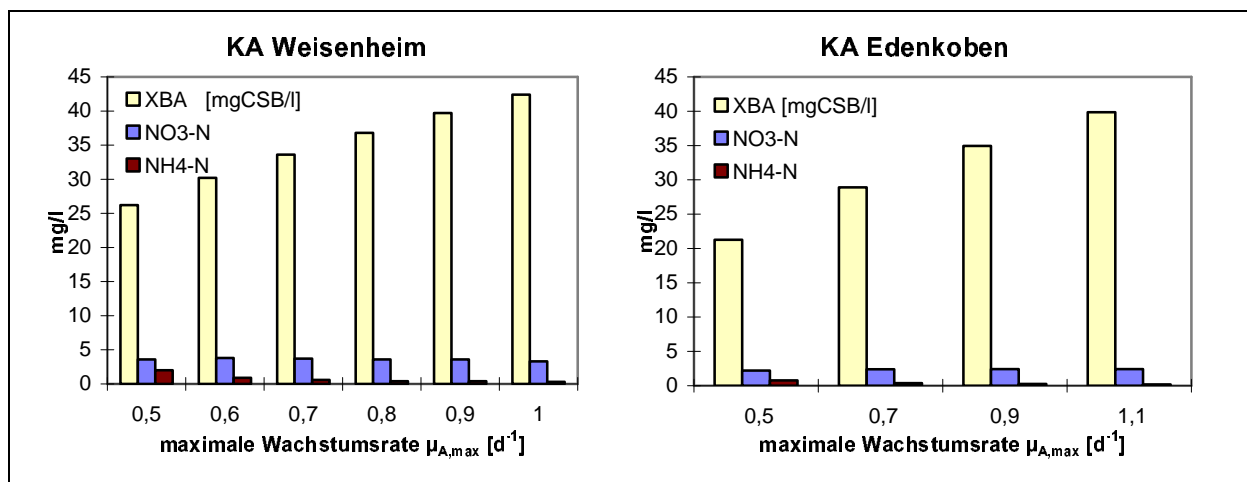


Abbildung 6.5: Veränderung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  bei Variation der maximalen Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  der autotrophen Biomasse und deren Auswirkungen auf die Stickstoffkonzentrationen im Ablauf

Wie auch beim Kohlenstoffabbau wird der Einfluss der **Zerfallsrate für die Nitrifikanten  $b_A$**  nicht über einen Monod-Term gemindert, sondern geht unmittelbar in die Prozessgleichung ein. Je größer die Zerfallsrate angesetzt wird, umso geringer wird die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$ . LIEBESKIND /1999/ zeigt, dass in kommunalem Abwasser die Menge der Nitrifikanten  $X_{BA}$  im Belebtschlamm durch eine Erhöhung der maximalen Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  nicht vergrößert werden kann, während sie durch die Zerfallsrate  $b_A$  sehr wohl vergrößerbar ist. Die Zerfallsrate der autotrophen Biomasse  $b_A$  ist wie die der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  von den Milieubedingungen abhängig. Unter aeroben Verhältnissen bestimmte SIEGRIST ET AL. die autotrophe Zerfallsrate  $b_A$  zu 0,21  $d^{-1}$  (bei 20°C) und unter anoxischen Bedingungen zu 0,1  $d^{-1}$ . Bei einer Vergrößerung des belüfteten Beckenvolumens während der Kampagne ist neben der heterotrophen auch die autotrophe Zerfallsrate anzupassen. Des Weiteren ist zu überprüfen, inwieweit die Sensitivität der Zerfallsraten bei einem niedrigeren Schlammalter geringer wird /MÜLLER, 1997b/.

Die Abnahme der Nitrifikanten  $X_{BA}$  im Belebtschlamm mit zunehmender Zerfallsrate  $b_A$  ist in Abbildung 6.6 dargestellt. Im Belebtschlamm der Kläranlage Weisenheim sinkt die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  mit zunehmenden Zerfallsraten von 53 auf 30 mgCSB/l bzw. von 0,89 auf 0,5 % ab. Infolge des höheren Schlammalters wirkt die Zerfallsrate  $b_A$  stärker

auf die Nitrifikantenkonzentration im Belebtschlamm der Edenkobener Kläranlage ein. Hier wird sie von 69 auf 35 mgCSB/l bzw. von 1,6 auf 0,8% halbiert.

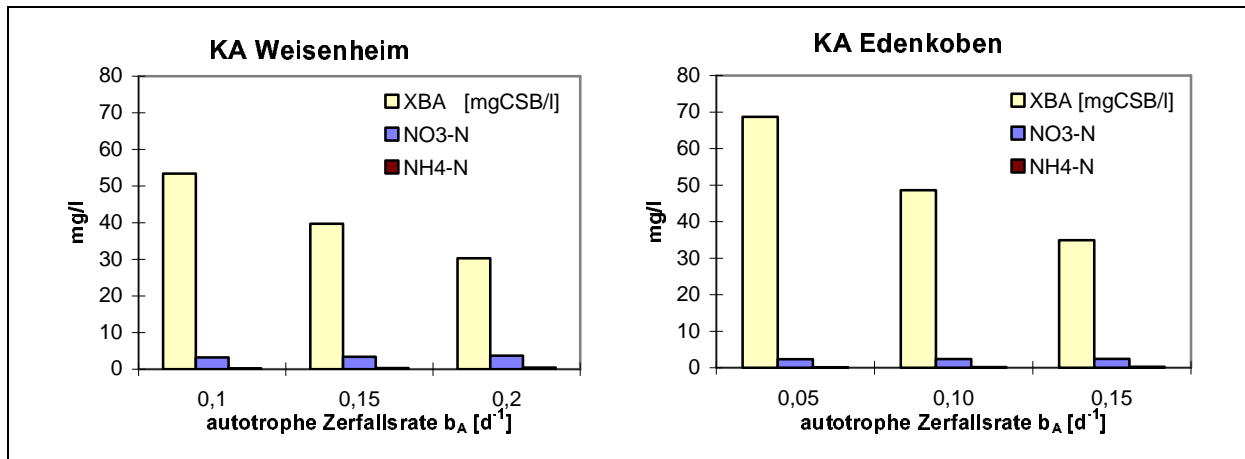


Abbildung 6.6: Abnahme der autotrophen Biomasse  $X_A$  mit zunehmenden Zerfallsraten  $b_A$  und Auswirkungen auf die Stickstoffkonzentrationen

Aufgrund der sinkenden Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  steigen die mittleren  $NH_4$ -N-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Weisenheim von 0,24 auf 0,46 mg $NH_4$ -N/l und im Ablauf der Kläranlage Edenkoben von 0,15 auf 0,25 mg $NH_4$ -N/l an. Die  $NO_3$ -N-Konzentrationen im Ablauf beider Kläranlagen bleiben praktisch unbeeinflusst. Die autotrophe Zerfallsrate  $b_A$  hat keinen Einfluss auf den Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm.

**Insgesamt** ist der Einfluss der **Zerfallsrate**  $b_A$  auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie auf die mittleren  $NH_4$ -N-Konzentrationen im Ablauf als *sensitiv bis sehr sensitiv* einzustufen.

### 6.3 Variation der CSB-Fraktionierung

Während der Kampagne wird das kommunale Abwasser mit Weinbauabwasser vermischt, das eine andere Beschaffenheit hat und dessen Zusammensetzung sich in dieser Zeit in Abhängigkeit von den Produktionsschritten bei der Weinbereitung verändert. Auch die Mischungsverhältnisse zwischen kommunalem Abwasser und Weinbauabwasser schwanken von Tag zu Tag. Für die Kalibrierung des Kampagnezeitraums muss jedoch vereinfachend von einem konstanten Mischungsverhältnis mit gleichbleibender Zusammensetzung ausgegangen werden, denn die Auswirkungen der CSB-Fraktionierung auf die Schlammzusammensetzung lassen sich nur über einen längeren Zeitraum analysieren.

Es ist zu vermuten, dass sich die Zusammensetzung des Belebtschlammes im Wesentlichen der veränderten Belastungssituation während der Kampagne anpasst. Der Grad des Einflusses der CSB-Fracht auf die Schlammzusammensetzung wird im nachfolgendem Kapitel dargelegt. Hier soll mit der Sensitivitätsanalyse untersucht werden, inwieweit die erwähnte Anpassung durch eine Variation der CSB-Fraktionierung zu beeinflussen ist.

Die Sensitivitätsanalysen werden mit den mittleren Belastungen der jeweiligen Kläranlagen zur Zeit der Kampagne durchgeführt (Weisenheim 2.770 kgCSB/d und 150 kgTKN/d; Edenkoben 5870 kgCSB/d und 260 kgTKN/d). Es werden immer nur die Verhältnisse

zwischen zwei CSB-Fraktionierungsparametern variiert, und zwar so, dass die Summe aus beiden Parametern gleich bleibt. Es werden folgende Parameterpaare variiert:

- $X_s/X_i$ : ausgehend von 50 %  $X_s$  und 25 %  $X_i$  wird der Anteil an langsam abbaubaren CSB  $X_s$  schrittweise bis auf 65% (Weisenheim bis 70%) zu Lasten des inerten partikulären CSBs  $X_i$  (10%, Weisenheim 5%) erhöht.
- $X_s/X_{BH}$ : ausgehend von 50 %  $X_s$  und 20 %  $X_{BH}$  wird der Anteil an langsam abbaubaren CSB  $X_s$  schrittweise bis auf 65% zu Lasten der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  (5%) erhöht.
- $S_s/X_s$ : ausgehend von 10 %  $S_s$  und 72 %  $X_s$  wird der Anteil an leicht abbaubaren CSB  $S_s$  schrittweise bis auf 25% zu Lasten des langsam abbaubaren CSBs  $X_s$  erhöht.

Die Erhöhung des langsam abbaubaren CSB  $X_s$  zu Lasten des inerten partikulären CSB  $X_i$  in der Zulauffraktionierung spiegelt sich in der Zusammensetzung der Belebtschlämme wider (s. Abbildung 6.7). Je mehr langsam abbaubarer CSB  $X_s$  im Zulauf vorhanden ist, umso größer wird der Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm. Gleichzeitig erhöht sich der Anteil der inerten Zerfallsprodukte  $X_p$  im Belebtschlamm. Je höher die Anteile von inertem partikulärem CSB  $X_i$  im Rohabwasser, umso mehr  $X_i$  findet sich im Belebtschlamm wieder. Durch die Erhöhung des Anteils an langsam abbaubarem CSB  $X_s$  im Abwasser der Kläranlage Weisenheim von 50 auf 70% verschiebt sich der Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm von ca. 50 auf 75%.

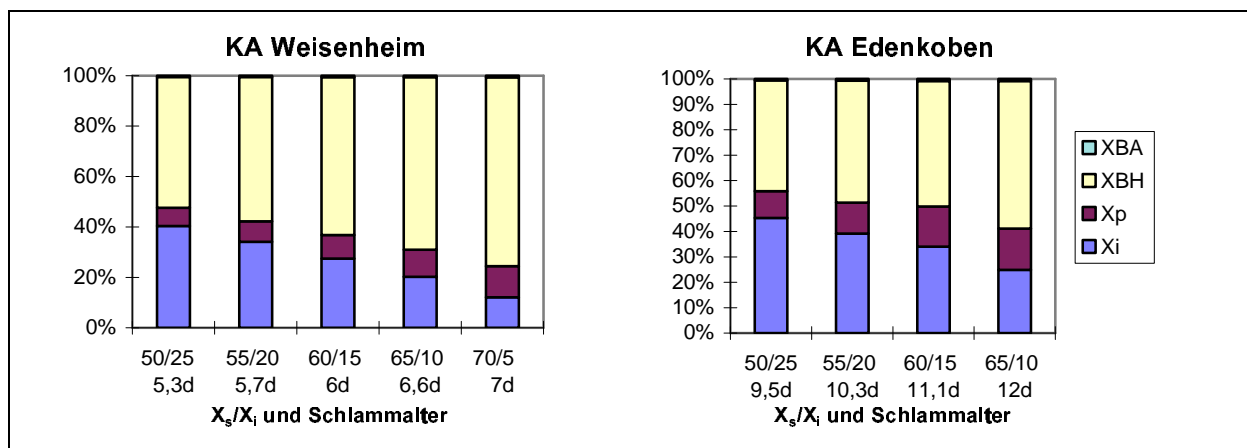


Abbildung 6.7: Veränderung der Schlammszusammensetzung durch Variation von  $X_s/X_i$  in der Zulauffraktionierung

Der Einfluss des Verhältnisses der Parameter  $X_s/X_i$  auf die Zusammensetzung des Belebtschlammes der Kläranlage Edenkoben ist infolge des höheren Schlammalters weniger ausgeprägt als beim Weisenheimer Belebtschlamm. Der prozentuale Anteil an heterotropher Biomasse  $X_{BH}$  nimmt von 43 auf 58 % zu.

Parallel zur Abnahme der inerten Fraktionen  $X_i$  und  $X_p$  im Belebtschlamm verlängert sich das Schlammalter in der Weisenheimer Kläranlage von ca. 5,3 auf 7 d und in der Edenkobener Kläranlage von 9,5 auf 12 d. Gleichzeitig wachsen vermehrt autotrophe Mikroorganismen  $X_{BA}$  ein, wie auch von LIEBESKIND /1999/ anhand einer Sensitivitätsstudie für kommunales Abwasser bestätigt wird. Im Belebtschlamm der Kläranlage Weisenheim steigt der Anteil an autotropher Biomasse  $X_{BA}$  von 0,5 auf 0,65 %, im Edenkobener Belebtschlamm sogar von 0,6 bis auf 0,85%.

Ebenso wie bei LIEBESKIND /1999/ werden die mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf nur geringfügig beeinflusst. Da in der Biomasse  $X_{\text{BH}}$  (und  $X_{\text{BA}}$ ) mehr Stickstoff gebunden wird als in den inerten CSB-Fractionen  $X_i$  und  $X_p$ , sinken mit zunehmender heterotropher Biomasse  $X_{\text{BH}}$  im Belebtschlamm die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Weisenheim von knapp  $6 \text{ mgNO}_3\text{-N/l}$  auf rund  $3 \text{ mgNO}_3\text{-N/l}$  ab. Im Ablauf der Kläranlage Edenkoben wirkt sich dies nur geringfügig auf die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen aus.

In einem weiteren Schritt wird das Verhältnis zwischen der heterotrophen Biomasse  $X_{\text{BH}}$  und dem langsam abbaubaren CSB  $X_s$  variiert, indem  $X_s$  von 50% schrittweise bis auf 65% erhöht und  $X_{\text{BH}}$  gleichzeitig von 20 auf 5% vermindert wird. Dies verändert die Schlammzusammensetzung nur unwesentlich. Auf vergleichbare Ergebnisse für kommunales Abwasser kommt LIEBESKIND /1999/. Der Anteil an heterotropher Biomasse  $X_{\text{BH}}$  im Zulauf wirkt nur *mäßig sensitiv* auf die Schlammzusammensetzung. Die Zusammensetzung des Belebtschlammes wird wesentlich durch die Biomassenproduktion bzw. durch den Abbau von  $S_s$  und  $X_s$  sowie durch die Akkumulation inerte partikulärer Bestandteile beeinflusst. Die heterotrophe Biomasse aus dem Rohabwasser reichert sich zum einen im Belebtschlamm an, zum anderen wird durch den Zerfall der heterotrophen Biomasse ein großer Teil des CSB wieder dem Substratkreislauf zugeführt und bedingt zeitverzögert einen neuen Biomasseaufbau.

Auch die Auswirkungen der Variation des Verhältnisses zwischen langsam und leicht abbaubarem CSB  $X_s/S_s$  auf die Schlammzusammensetzung sowie die mittleren Ablaufkonzentrationen für  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  sind vernachlässigbar.

**Insgesamt** wirkt sich das Verhältnis zwischen langsam abbaubarem CSB  $X_s$  zu inerten partikulären CSB  $X_i$  *sensitiv* auf den Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{\text{BH}}$  im Belebtschlamm aus. Der Einfluss lässt mit zunehmendem Schlammalter nach. Der Einfluss auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{\text{BA}}$  ist ebenfalls als *sensitiv* zu bewerten. Die Auswirkungen der Zulauffraktionierung auf das Schlammalter sind *mittelsensitiv* einzustufen. Auf die mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen wirkt die Variation der CSB-Fraktionierung  $X_s/X_i$  *mäßig sensitiv*, auf die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen kann sie *bis zu sehr sensitiv* wirken.

Die CSB-Fraktionierung, und hier insbesondere das Verhältnis  $X_s/X_i$ , eignet sich aufgrund seiner Sensitivität zum Kalibrieren. Da der langsam abbaubare CSB  $X_s$  im Rohabwasser nicht gemessen werden kann, müssen zur Kalibrierung Kontrollparameter zur Beschreibung der Schlammzusammensetzung herangezogen werden. Hierzu eignen sich das Schlammalter, der Stickstoffgehalt im Belebtschlamm  $\text{N/TS}$  sowie die Bestimmung der aktiven Biomasse über eine DNA-Analyse nach THOMANETZ /1982/. Die aktive Biomasse kann näherungsweise der heterotrophen Biomasse  $X_{\text{BH}}$  gleichgesetzt werden.

#### 6.4 Veränderung der TS-Konzentration

In der Praxis wird die Betriebsführungsstrategie der hohen Belastungsphase während der Kampagne angepasst. Häufig durchgeführte Maßnahmen sind die Erhöhungen der TS-Konzentration im Belebungsbecken sowie des Schlammalters. Die maximal mögliche TS-Konzentration ist jedoch durch die Leistungsfähigkeit der Nachklärung limitiert.

Eine weitere Maßnahme zur Verbesserung der Betriebsstabilität ist die Vergrößerung des belüfteten Belebungsbeckenvolumens, wie sie auf der Kläranlage Edenkoben durch die

Umstellung der intermittierenden Betriebsweise auf eine ununterbrochene Belüftung realisiert wird. Die Belebungsbecken der Kläranlage Weisenheim werden dagegen bei Normalbelastung bereits vollständig belüftet. Auf beiden Kläranlagen entspricht in der Zeit der Kampagne das aerobe Schlammalter dem Gesamtschlammalter.

Die Auswirkungen der Aufteilung der Milieuzonen  $V_D/V_N$  auf die Modellgüte wird an dieser Stelle nicht untersucht, da dies bereits im Rahmen der statischen Kalibrierung und der Stickstoffbilanz für die Kläranlage Weisenheim demonstriert wurde (Kap. 5.2.3.1.2).

Die Sensitivität des Einflusses der Sauerstoffkonzentration auf die Umsatzgeschwindigkeiten der einzelnen Abbauprozesse wird z.B. von LIEBESKIND /1999/ erläutert. Je niedriger die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken, umso langsamer laufen die aeroben Abbauprozesse ab. Für die durchgeführte Sensitivitätsanalyse wird eine ausreichende Sauerstoffversorgung vorausgesetzt.

Für beide Kläranlagen wird nun die TS-Konzentration und damit korrespondieren das (aerobe) Schlammalter variiert. Die Belebungsbecken werden während der 8 Wochen Simulationszeit vollständig und ausreichend belüftet. Die mittleren Belastungen während der Kampagne betragen in Weisenheim 2.770 kgCSB/d und 150 kgTKN/d, in Edenkoben 5870 kgCSB/d und 265 kgTKN/d.

Während auf der Kläranlage Weisenheim durch eine Erhöhung der TS-Konzentration von 3,5 auf 5,5 g/l das Schlammalter nur in einem engen Rahmen von 4 auf 6 d angehoben werden kann, besteht in Edenkoben die Möglichkeit, durch eine Erhöhung der TS-Konzentration von 3,5 auf 6,5 g/l das (aerobe) Schlammalter von 7,5 bis auf 17 d mehr als zu verdoppeln. Beide Kläranlagen zeigen mit zunehmendem Schlammalter bzw. höherem TS-Gehalt ein Einwachsen der inerten Zerfallsprodukte  $X_p$  sowie des inerten partikulären CSB  $X_i$  im Belebtschlamm (s. Abbildung 6.8). In Weisenheim wird der Anteil an inertem CSB  $X_i + X_p$  von 25 % auf 32 % vergrößert, im Edenkobener Belebtschlamm von 41 auf 55 %. Gleichzeitig verringert sich der prozentuale Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  mit zunehmendem Schlammalter. Im Belebtschlamm der Weisenheimer Kläranlage sinkt der Anteil an heterotropher Biomasse von 74,5 auf 67 % und im Edenkobener Belebtschlamm von 58 auf 44 %. Insgesamt wirkt sich das Schlammalter bzw. die TS-Konzentration *mittelsensitiv* auf den Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm aus.

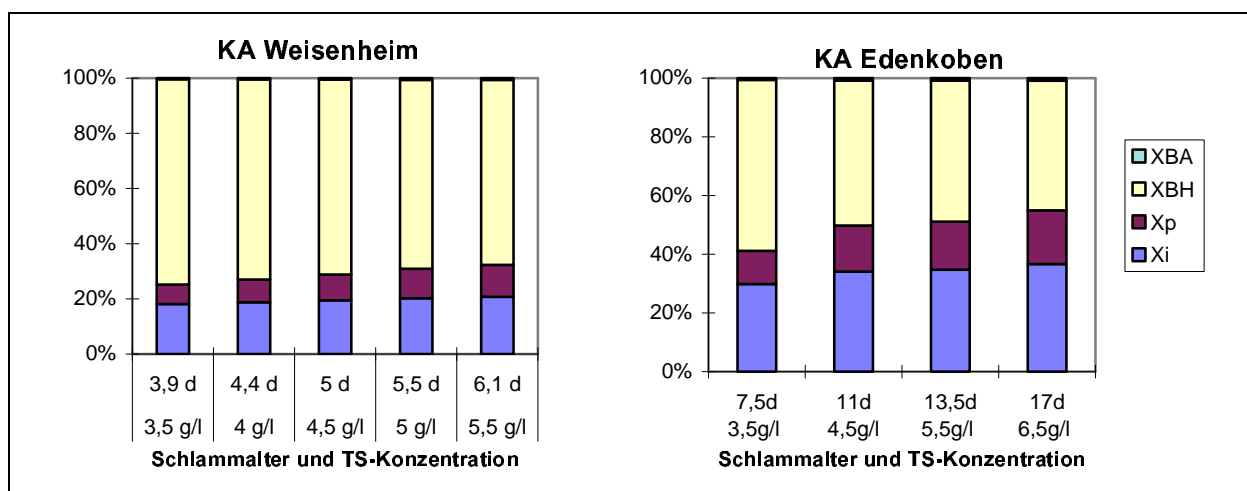


Abbildung 6.8: Zusammensetzung des Belebtschlammes nach Variation der TS-Konzentration bzw. des Schlammalters

Der Anteil an autotropher Biomasse  $X_{BA}$  im Belebtschlamm steigt mit zunehmendem Schlammalter bzw. TS-Gehalt in der Kläranlage Weisenheim von 0,4 auf 0,65 %, in der Kläranlage Edenkoben von 0,6 auf 0,9 % an. In Verbindung mit den höheren TS-Konzentrationen nimmt die absolute Konzentration der Nitrifikanten  $X_{BA}$  im Belebtschlamm noch deutlicher zu (Abbildung 6.9). In der Weisenheimer Kläranlage stellt sich bei einer TS-Konzentration von 3,5 g/l eine Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  von 16,5 mgCSB/l ein, bei einer TS-Konzentration von 5,5 g/l dagegen bereits eine Nitrifikantenkonzentration von 41,5 mgCSB/l. In der Kläranlage Edenkoben kann die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  von 20 auf 43 mgCSB/l erhöht werden, indem die TS-Konzentration im Belebungsbecken von 3,5 auf 5,5 g/l angehoben wird. Der TS-Gehalt wirkt sich *in Abhängigkeit vom Schlammalter sensitiv bis sehr sensitiv* auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  im Belebungsbecken aus. Damit stellen die Erhöhungen der TS-Konzentration sowie des Schlammalters geeignete Maßnahmen dar, die Prozessstabilität der Nitrifikation zur Zeit der Kampagne günstig zu beeinflussen.

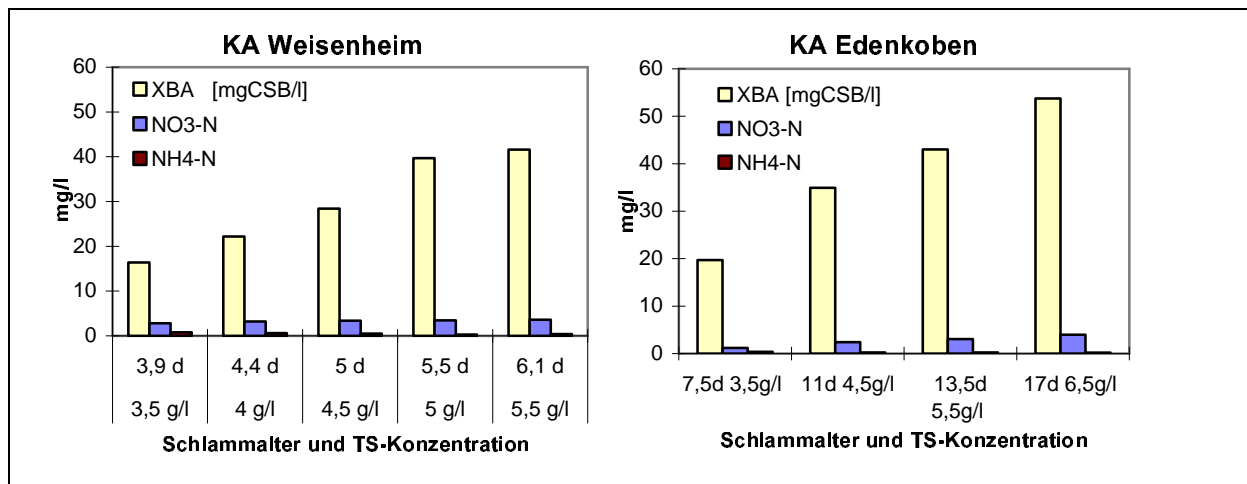


Abbildung 6.9: Zunahme der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  mit steigenden TS-Konzentrationen und deren Auswirkungen auf die Konzentrationen der Stickstoffparameter im Ablauf

Die mittleren  $NH_4-N$ - und  $NO_3-N$ -Ablaufkonzentrationen werden durch die Erhöhung der TS-Konzentration ebenfalls beeinflusst. Infolge der hohen CSB-Belastungen werden in beiden Kläranlagen niedrige Stickstoffkonzentrationen im Ablauf erreicht, da sehr viel Stickstoff im Überschussschlamm eingebunden wird. Da bei höheren TS-Konzentrationen bzw. einem höherem Schlammalter auch mehr Nitrifikanten im Belebtschlamm vorhanden sind, sinken die mittleren  $NH_4-N$ -Konzentrationen in der Kläranlage Weisenheim von 0,8 mg $NH_4-N$ /l auf 0,4 mg $NH_4-N$ /l, in der Kläranlage Edenkoben von 0,35 mg $NH_4-N$ /l auf 0,25 mg $NH_4-N$ /l ab. Somit ist der Einfluss der TS-Konzentration auf die mittleren  $NH_4-N$ -Konzentrationen insbesondere bei einem niedrigen Schlammalter, wie es auf der Kläranlage Weisenheim vorzufinden ist, *sensitiv bis sehr sensitiv*.

Aufgrund der höheren TS-Konzentrationen sinkt die Schlammbelastung  $B_{TS}$  und somit auch die spezifische Überschussschlammproduktion ab. Bei einer gleichen CSB-Fracht, aber einer niedrigeren Schlammbelastung wird in der Summe weniger Stickstoff in den Überschussschlamm eingebunden. Dies wird durch die ansteigenden  $NO_3-N$ -Konzentrationen bestätigt. Im Ablauf der Weisenheimer Kläranlage nehmen die mittleren  $NO_3-N$ -Konzentrationen von 3,6 mg $NO_3-N$ /l auf 4 mg $NO_3-N$ /l zu. Auf der Kläranlage



Edenkoben steigen die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf von 1,2 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$  auf 4 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$  an. Der Einfluss der TS-Konzentration auf die mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen *in Abhängigkeit vom Schlammalter* ist als *mäßig bis sehr sensitiv* einzustufen.

**Insgesamt** lässt sich festhalten, dass die Reinigungsleistung und Betriebsstabilität der Kläranlage durch ein Anheben der TS-Konzentration im Belebungsbecken oder des Schlammalters positiv zu beeinflussen ist. Die Nitrifikantenkonzentration  $X_{\text{BA}}$  sowie die mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage werden sehr stark von der gewählten TS-Konzentration oder dem Schlammalter bestimmt.

## 6.5 Variation der CSB-Belastung

Die zusätzlichen CSB-Belastungen aus der Weinbereitung, die im Wesentlichen vom Ertrag und der Arbeitsweise in den Betrieben abhängig sind, können von Jahr zu Jahr variieren. Je nach Höhe der Belastung können die Auswirkungen auf die Nitrifikantenpopulation und die Ablaufkonzentrationen sehr unterschiedlich sein. Um dennoch allgemeingültige, übertragbare Ergebnisse zu erzielen, soll daher untersucht werden, welche Zusammensetzungen des Belebtschlammes und welche Ablaufwerte sich in Abhängigkeit von der Belastung während der Weinkampagne einstellen. Die Analyse der Sensitivitäten in Bezug auf die Ablaufkonzentrationen wird auf die Stickstoffparameter  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  beschränkt.

Ausgehend von der niedrigen CSB-Belastung im Sommer wird die CSB-Belastung schrittweise bis zu einer maximalen CSB-Belastung erhöht, bei der sämtlicher Stickstoff in den Überschussschlamm eingebunden wird. Die CSB-Belastung der Kläranlage Weisenheim wird von 1.700 kgCSB/d um jeweils 500 kgCSB/d - dies entspricht rund 6.250  $\text{EGW}_{80}$  bzw. 625 ha Rebfläche - bis auf 3.200 kgCSB/d erhöht. Die TKN-Fracht ist mit 150 kgTKN/d niedriger als im Sommer. Die Belastung der Edenkobener Kläranlage wird von 3.000 kgCSB/d um jeweils 1.000 kgCSB/d - dies entspricht einer zusätzlichen Kampagnebelastung von rund 8.300  $\text{EGW}_{120}$  bzw. 830 ha Rebfläche - bis auf 6.000 kgCSB/d angehoben. Aufgrund der Nährstoffdosierung ist die TKN-Fracht mit 300 kgTKN/d höher als im Sommer.

Infolge der ansteigenden CSB-Belastungen verkürzten sich das Schlammalter. Dabei entspricht - durch die vollständige Belüftung der Belebungsbecken - in beiden Kläranlagen das aerobe Schlammalter dem Gesamtschlammalter. Da die Stickstofffrachten konstant bleiben, wird zwangsläufig die Abwasserzusammensetzung verändert. Alle weiteren Parameter und Randbedingungen bleiben unverändert.

Mit zunehmender CSB-Belastung bzw. kürzerem Schlammalter steigt der prozentuale Anteil der heterotrophen Mikroorganismen  $X_{\text{BH}}$  im Belebtschlamm an (s. Abbildung 6.10). Im Belebtschlamm der Weisenheimer Kläranlage nimmt der Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{\text{BH}}$  von ca. 60 auf 70 % zu. Die Anteile der inerten Zerfallsprodukte  $X_{\text{P}}$  sowie des inerten partikulären CSB  $X_{\text{i}}$  sind entsprechend rückläufig. Im Belebtschlamm der Kläranlage Edenkoben ist der Anteil an heterotropher Biomasse wegen der simultanen aeroben Stabilisierung erheblich geringer als im Weisenheimer Belebtschlamm. Durch die zusätzliche CSB-Belastung kann der Anteil an heterotropher Biomasse  $X_{\text{BH}}$  von 33 auf 50 % gesteigert werden. Die Zunahme der heterotrophen Biomasse spiegelt sich auch in dem Ansteigen des Glühverlustes von 55 auf 65 % wider. Die Kampagnebelastung bzw. die Verkürzung des

Schlammalters wirkt sich somit *mittelsensitiv* auf den prozentualen Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm aus.

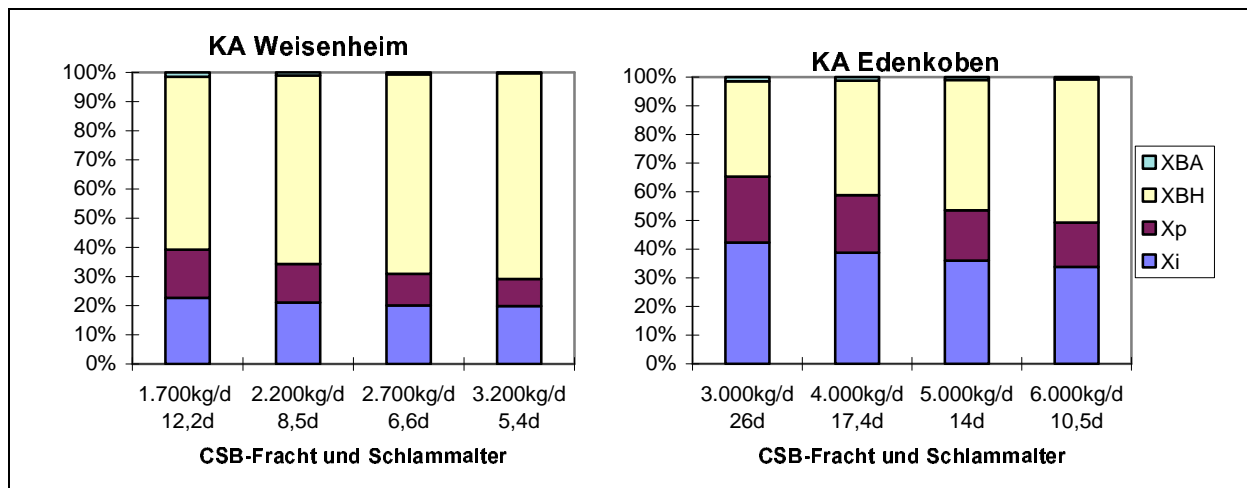


Abbildung 6.10: Veränderungen der Schlammzusammensetzung bei einer Variation der CSB-Belastung

Aus Abbildung 6.11 geht hervor, dass die CSB-Belastung und das Schlammalter die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  in beiden Kläranlagen gravierend beeinflussen. In der Kläranlage Weisenheim stellt sich bei einer mittleren Belastung von 1.700 kgCSB/d und 150 kgTKN/d sowie einem Schlammalter von 26 d nach 8 Wochen eine Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  von 90 mgCSB/l ein. Bei einer CSB-Fracht von 3.200 kg/d, eine fast doppelte so hohe CSB-Belastung wie im Sommer, und einem Schlammalter von 10,5 d sinkt die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  um rund 80 % auf ca. 20 mgCSB/l ab. Auf der Kläranlage Edenkoben ist dagegen der Einfluss der CSB-Belastung sowie des Schlammalters auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  weniger stark ausgeprägt. Bei einer Verdoppelung der CSB-Belastung von 3.000 kg/CSB/d auf 6.000 kgCSB/d wird die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  von rund 62 mgCSB/l auf ca. 33 mgCSB/l um rund 50% gesenkt. Das Schlammalter verkürzt sich von 26 d auf 10,5 d.

Generell wird bei einer höheren CSB-Belastung mehr Stickstoff in den Überschussschlamm eingebaut als bei Normalbelastung. Die zu nitrifizierende Stickstofffracht wird geringer und die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  vermindert. Die niedrigere Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  weist auf eine nachlassende Stabilität der Nitrifikation während der Kampagne hin. **Insgesamt** wirkt sich die zusätzliche Kampagnebelastung *je nach Schlammalter sensitiv bis sehr sensitiv* auf die Nitrifikantenkonzentration aus.

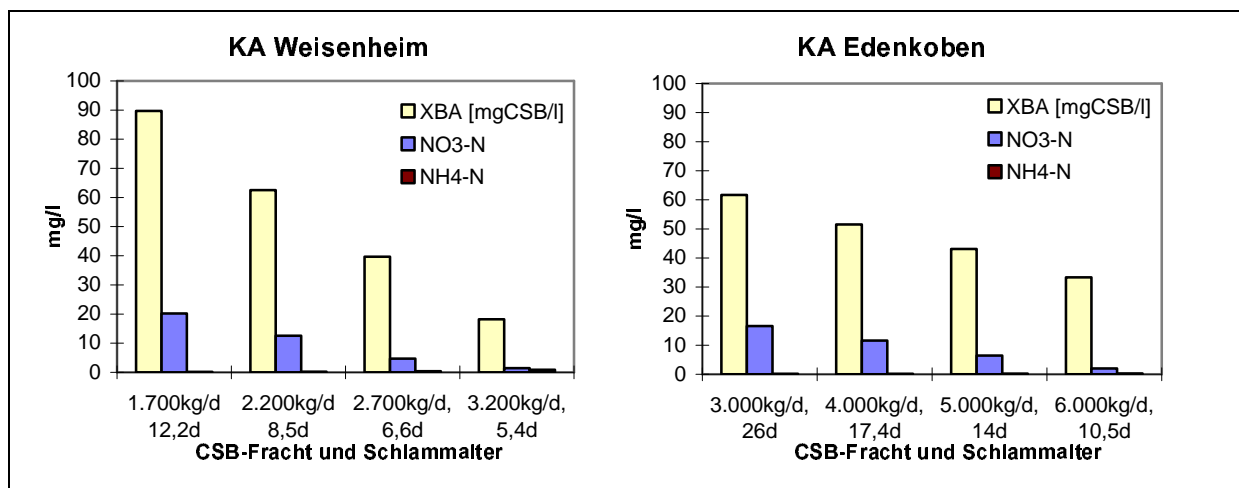


Abbildung 6.11: Veränderungen der Nitrifikationskapazität und der Stickstoffkonzentrationen im Ablauf bei einer Variation der CSB-Belastung

Die mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf beider Kläranlagen nehmen zwar prozentual erheblich zu, ihre Absolutwerte bleiben jedoch unter  $1 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ . So steigen die mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Weisenheim von  $0,16 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$  auf  $0,9 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ , im Ablauf der Edenkobener Kläranlage von  $0,17 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$  auf  $0,25 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$  an. Das Ansteigen der mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen resultiert aus der Verminderung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{\text{BA}}$  infolge der höheren CSB-Belastungen bzw. der verkürzten Schlammalter. Die CSB-Belastung ist somit im Hinblick auf die mittlere  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration in Abhängigkeit vom aeroben Schlammalter als *sensitiv bis sehr sensitiv* einzustufen.

Da mit einer höheren CSB-Belastung auch mehr Stickstoff im Belebtschlamm inkorporiert wird, sinken die  $\text{NO}_3\text{-N}$ - sowie die  $N_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen im Ablauf beider Kläranlagen deutlich ab (Abbildung 6.11). In der Praxis wird bei Weinbaukläranlagen häufig beobachtet, dass die  $N_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen niedriger sind als bei Normallast (s. Kapitel 2.6.4). Bei den CSB-Frachten, die doppelt so hoch gewählt wurden wie die jeweiligen CSB-Belastungen im Sommer, wird der Stickstoff nahezu vollständig in den Belebtschlamm eingebaut, sodass die  $N_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen im Ablauf der Belebungsstufen unter  $2,5 \text{ mg/l}$  liegen. Die Belastung während der Kampagne wirkt *sehr sensitiv* auf die mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf.

**Insgesamt** wirken sich die CSB-Belastung und damit das Schlammalter *sensitiv bis sehr sensitiv* auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{\text{BA}}$  sowie die  $N_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen im Ablauf aus. Die CSB-Frachten müssen daher mit sehr großer Sorgfalt bestimmt werden. Der Einfluss der CSB-Belastung auf den Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{\text{BH}}$  ist als *mittelsensitiv* einzustufen.

## 6.6 Zusammenfassende Diskussion der Sensitivitätsanalyse und Schlussfolgerungen

Ziel der Sensitivitätsanalyse mit Tagesmittelwerten war es, den Einfluss verschiedener Parameter **nach 8 Wochen Kampagnebelastung** auf die Schlammzusammensetzung, die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie auf die mittleren Stickstoffkonzentrationen im Ablauf zu untersuchen. Hierzu wurden die CSB-Belastung, die TS-Konzentration, die CSB-Fraktionierung im Zulauf sowie einige ausgewählte kinetische und stöchiometrische Parameter variiert und deren Auswirkungen auf das Simulationsergebnis festgestellt.

Die **zusätzliche CSB-Fracht** im Zulauf der Belebungsstufe sowie das sich daraufhin einstellende geringere Schlammalter hat den größten Einfluss auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie auf die mittleren Ablaufkonzentrationen der Stickstoffparameter, insbesondere auf die  $NO_3$ -N-Konzentrationen. Die CSB-Frachten aus der Weinbereitung sind vom Ertrag im Einzugsgebiet und der Arbeitsweise in den einzelnen Betrieben abhängig. Sie können durch eine konsequente Trubrückhaltung erheblich reduziert, aber nicht völlig vermieden werden. Zur Abschätzung der Abnahme der Nitrifikantenkonzentration mit Hilfe der dynamischen Simulation müssen die CSB-Frachten im Zulauf der biologischen Stufe sehr sorgfältig ermittelt werden. Dabei sind etwaige Fehlerquellen bei der Probennahme und -aufbereitung sowie der Analyse auszugrenzen<sup>34</sup>.

Durch ein Anheben der **TS-Konzentration im Belebungsbecken** wird das Schlammalter erhöht. Dies wirkt sich positiv auf die Nitrifikantenkonzentration und somit auf die Prozessstabilität der Nitrifikation aus. Folglich stellt die Erhöhung der TS-Konzentration im Belebungsbecken eine geeignete Maßnahme dar, die Betriebsstabilität und Reinigungsleistung günstig zu beeinflussen.

Der **Anteil des abbaubaren CSB** im Rohabwasser wirkt sich sensitiv auf die Zusammensetzung des Belebtschlammes und auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  aus. Je höher der Anteil an langsam abbaubarem CSB  $X_s$  oder je geringer der Anteil an inertem partikulären CSB  $X_i$  im Zulauf ist, umso größer wird der Anteil der heterotrophen Biomasse im Belebtschlamm. Die Überschussschlammproduktion wird vom Anteil des inerten partikulären CSB  $X_i$  bestimmt, sodass mit geringeren Anteilen  $X_i$  das Schlammalter verlängert wird. Dies wirkt sich positiv auf die Konzentration der Nitrifikanten  $X_{BA}$  im Belebtschlamm aus, die bei einem höheren Schlammalter vermehrt einwachsen. Die  $NO_3$ -N-Konzentrationen werden maßgeblich durch die Menge an abbaubarem CSB ( $X_s$  und  $S_s$ ) bestimmt, da diese zum einen die Menge an Stickstoff festlegt, die im Belebtschlamm inkorporiert wird, und zum anderen bei kleinen Denitrifikationszonen die Umsatzgeschwindigkeit durch die verfügbare Substratmenge steigert.

Aufgrund ihrer Sensitivität eignet sich die CSB-Fraktionierung und hier insbesondere das Verhältnis  $X_s/X_i$  sehr gut zum Kalibrieren. Dazu muss die Zusammensetzung des

---

<sup>34</sup> Bei der Verwendung von Probennehmern nach dem Vakuum-Prinzip können durch Sedimentationsprozesse bei der Probennahme Überbefunde auftreten, andererseits kann dieser Effekt auch durch Sedimentationsprozesse im Probennahmeschlauch kompensiert werden /DEMOULIN ET AL., 2000/. Weiterhin sollte die Durchflussmessung im Zulauf kontrolliert werden.

Belebtschlammes charakterisiert werden, durch Angaben über das Schlammalter  $t_{TS}$ , den Glühverlust GV, die CSB- und Stickstoffgehalte des Belebtschlammes CSB/TS sowie N/TS. Darüber hinaus kann der Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  im Belebtschlamm als aktive Biomasse über eine DNA-Analyse nach THOMANETZ /1982/ oder nach LIEBESKIND /1999/ ermittelt werden. Die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  ist nur mit sehr hohem Aufwand direkt zu bestimmen /RITTMANN ET AL., 1999/. Massenbilanzen erlauben die Abschätzung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  unter quasistationären Betriebsbedingungen /SINKJÆR, 1994; SCHWEIGHOFER, 1997/. Für den Kampagnezeitraum ist eine Bestimmung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  kaum praktikabel, weshalb die Nitrifikantenkonzentration nicht direkt, sondern indirekt über die Kontrollparameter Schlammalter und aktive Biomasse sowie Stickstoffgehalt im Belebtschlamm zu kalibrieren ist.

Obwohl der **heterotrophe Ertragskoeffizient  $Y_H$**  mittelsensitiv auf die Zusammensetzung des Belebtschlammes sowie sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  wirkt, sollte der Ertragskoeffizient  $Y_H$  auf 0,67 gCSB/gCSB festgelegt und die Kalibrierung mit der heterotrophen Zerfallsrate  $b_H$  durchgeführt werden. Nur bei sehr hohen CSB-Belastungen, die ggf. zu einem Nährstoffmangel führen, sollte der Ertragskoeffizient  $Y_H$  kurzzeitig abgesenkt werden. Dadurch wird die Produktion des Überschussschlammes, nicht aber der CSB-Abbau gebremst.

Die **heterotrophe Zerfallsrate  $b_H$**  wirkt mittelsensitiv auf die Zusammensetzung des Belebtschlammes, mittelsensitiv bis sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  und sensitiv auf die mittlere  $NH_4N$ -Konzentration im Ablauf. Sie eignet sich sehr gut als Kalibrierparameter. Zu beachten ist, dass auch das Schlammalter verändert wird. Ferner sollten bei der Festlegung der heterotrophen Zerfallsrate etwaige Änderungen der Betriebsführung während der Kampagne, die die Milieuzonenaufteilung  $V_D/V_N$  betreffen, berücksichtigt werden. Wird das belüftete Beckenvolumen zur Zeit der Kampagne vergrößert, so ist mit einer höheren Zerfallsrate als bei Normallast zu rechnen.

Gleiches gilt für die **autotrophe Zerfallsrate  $b_A$** . Sie wirkt insbesondere bei einem höheren Schlammalter sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  und sensitiv bis sehr sensitiv auf die mittlere  $NH_4N$ -Konzentration im Ablauf. Da die Zusammensetzung des Belebtschlammes nicht beeinflusst wird, kann die Zerfallsrate  $b_A$  nur anhand der mittleren  $NH_4N$ -Konzentrationen im Ablauf kalibriert werden. Es empfiehlt sich daher, unter aeroben Bedingungen mit einem Wert zwischen 0,15 und 0,2  $d^{-1}$  zu rechnen. Im anoxischem Milieu reduziert sich der Wert um 50 bis 80 %. Je nach Aufteilung der Milieuzonen  $V_D/V_N$  ist mit einem Mittelwert zu simulieren.

Die **maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten  $\mu_{A,max}$**  wirkt insbesondere bei einem kurzen Schlammalter sehr sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  und die mittlere  $NH_4N$ -Konzentration im Ablauf. Da sie die unmittelbare Umsatzgeschwindigkeit bei höheren Stickstoffkonzentrationen und damit die Dynamik der  $NH_4N$ -Ganglinien im Ablauf bestimmt, eignet sie sich für die dynamische Kalibrierung anhand von Tagesgängen.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Tabelle 6.1 zusammengefasst.

Tabelle 6.1: Übersicht der Sensitivitäten einzelner Parameter

	Anteil aktiver Biomasse	Anteil Nitrifikanten	mittlere NH <sub>4</sub> -N im Ablauf	mittlere NO <sub>3</sub> -N im Ablauf
CSB-Fracht	●●	●●● - ●●●●	●●● - ●●●●	●●●●
TS-Konzentration	●●	●●●●	●●● - ●●●●	● - ●●●●
$X_i/X_s$	●●●	●●●	●	● - ●●●●
$X_{BH}/X_s$	●	●	●	●
$S_s/X_s$	-	-	●	●
$b_H$	●●	●●●	● - ●●●	●
$Y_H$	●●	●● - ●●●	●●	●
$\mu_{A,max}$	-	●●●●	●●●●	●
$b_A$	-	●●● - ●●●●	●●●●	●

Legende: ●●● sehr sensitiv; ●● sensitiv; ●● mittelsensitiv; ● mäßig sensitiv; - kein Einfluss

**Zusammenfassend** zeigt die Sensitivitätsanalyse, dass die Konzentration der Nitrifikanten  $X_{BA}$  sehr sensitiv auf die CSB-Fracht sowie die TS-Konzentration und auf das Schlammalter im Belebungsbecken reagiert. Die CSB- und Stickstofffrachten sowie der TS-Gehalt im Belebungsbecken, der die Nitrifikantenkonzentration spürbar beeinflusst, sind messtechnisch möglichst genau zu bestimmen.

Da die Konzentration der Nitrifikanten im Belebtschlamm direkt nur mit sehr aufwändigen Messmethoden ermittelt werden kann, muss bei der Kalibrierung versucht werden, mit Hilfe einfach bestimmbarer Kontrollparameter, wie dem Stickstoffgehalt N/TS und dem aktiven Anteil des Belebtschlammes, diese hinreichend genau abzuschätzen. Das Verhältnis des inerten partikulären CSB  $X_i$  zum biologisch abbaubaren CSB ( $X_s$  und  $S_s$ ) kann über den Kontrollparameter "aktiver Anteil der Biomasse" sowie die mittleren NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Ablauf kalibriert werden. Die Kalibrierung der Zerfallsrate  $b_H$  und des Ertragskoeffizienten  $Y_H$  für die heterotrophe Biomasse wirkt sich zum einen sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration aus, kann aber zum anderen auch über den Anteil der aktiven Biomasse und die mittleren NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im Ablauf kalibriert werden. Als Empfehlung aus den bisherigen Veröffentlichungen lässt sich ableiten, den Ertragskoeffizienten  $Y_H$  konstant zu halten und nur die Zerfallsrate  $b_H$  im Rahmen der Kalibrierung zu verändern. Die maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten  $\mu_{A,max}$  sollte aufgrund ihrer sensitiven Wirkung mit einer dynamischen Kalibrierung angepasst werden.

Im nachfolgenden Kapitel wird eine allgemeingültige Vorgehensweise formuliert, wie die dynamische Simulation bereits in der Planungsphase, d.h. ohne reale Messwerte zum Kalibrieren, zur Optimierung der Bemessung eingesetzt werden kann.

## **7. Optimierung der Bemessung und der Betriebsführung von Weinbaukläranlagen**

Aufgrund der Komplexität und der vielfältigen Einflussmöglichkeiten auf die Nitrifikantenkonzentration während der Kampagne ist, wie in den Kapiteln 5 und 6 erläutert wurde, die Angabe eines allgemeingültigen Bemessungsansatzes, z.B. ein Bemessungsschlammalter, nicht möglich. Der Einsatz der dynamischen Simulation zur Bemessung ist folglich unbedingt erforderlich.

Im folgenden Kapitel wird eine allgemeingültige Vorgehensweise zum Einsatz der dynamischen Simulation zur Optimierung der Bemessung von saisonal unterschiedlich belasteten Kläranlagen formuliert. Außerdem werden verschiedene Optimierungsansätze aufgezeigt, die eine sichere und zugleich wirtschaftlicher Bemessung sowie Betriebsführung zum Ziel haben. Abschließend wird am Beispiel der Kläranlage Weisenheim erläutert, wie sich die dynamische Simulation in der Planungsphase zur wirklichkeitsnahen Bemessung von Weinbaukläranlagen einsetzen lässt.

### **7.1 Formulierung einer allgemeingültigen Vorgehensweise zum Einsatz der dynamischen Simulation**

Kommunalen Kläranlagen werden i.d.R. ausschließlich stationär für den "kritischen" Lastfall bemessen. Dieses Verfahren ist auch auf Weinbaukläranlagen übertragbar. Im Unterschied zur Dimensionierung von konventionellen kommunalen Kläranlagen kommen die Lastfälle "Kampagne" (s. auch Anhang A2, Tabelle A2.1) und "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" (s. auch Kapitel 3) hinzu.

Es sind Messprogramme bei Normalbelastung – sowohl bei tiefen als auch hohen Temperaturen – und zur Zeit der Kampagne durchzuführen. Bei der Auswertung dieser Messphase ist zu berücksichtigen, dass die Belastung aus der Weinbereitung von Jahr zu Jahr je nach Ertrag und Preis sehr unterschiedlich sein kann (s. auch Kapitel 2.6.1). Um eine wirtschaftliche, zugleich aber sichere Bemessung zu gewährleisten, sind die gemessenen Schmutzfrachten auf einen realistischen Spitzenertrag hochzurechnen. Die Festlegung der Bemessungsgrundlagen ist somit im Vergleich zu einer weitgehend gleichmäßig belasteten Anlage aufwendiger.

Zunächst wird das Belebungsbecken stationär bemessen; i. Allg. ist der Lastfall "Winter" der maßgebende Lastfall. Das Bemessungsergebnis soll dann für die Lastfälle "Kampagne" und "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" mit dem stationären Bemessungsansatz nachgerechnet werden, da die Bemessungsergebnisse der stationären Ansätze für die Überschussschlammproduktion, das Schlammalter sowie die  $N_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen im Ablauf aufgrund der schnellen Anpassungsfähigkeit der heterotrophen Mikroorganismen ihre Gültigkeit behalten. Anschließend muss unter Verwendung der dynamischen Simulation überprüft werden, ob mit dem vorgegebenen Belebungsbeckenvolumen die Überwachungswerte auch unmittelbar nach der Kampagne sicher eingehalten werden können. Die Ziele für den Einsatz der dynamischen Simulation in der Planungsphase lassen sich folgendermaßen formulieren:

- Abschätzung der Nitrifikationskapazität gegen Ende sowie unmittelbar nach der Kampagne.
- Erprobung von Optimierungsansätzen zur Erhaltung bzw. Verbesserung der Nitrifikationskapazität und deren Beurteilung hinsichtlich Aufwand und Nutzen.
- Entwicklung und Optimierung von Regelstrategien für den sicheren und wirtschaftlichen Betrieb der Kläranlagen sowohl bei Normalbelastung als auch während der Kampagne .

Auch in der Planungsphase gliedert sich der Einsatz der dynamischen Simulation in die Bearbeitungsschritte Modellaufbau und Kalibrierung. Der **Modellaufbau** erfordert eine ausführliche Zustandserfassung, sowohl für die Normalbelastung im Sommer als auch für den Kampagnezeitraum.

Die **Prozessführung** wird u.a. durch folgende Angaben beschrieben:

- TS-Konzentration während der Kampagne.
- Größe der Denitrifikationszone  $V_D$  bzw. des belüfteten Beckenvolumens  $V_N$ .
- Interne Rezirkulationsströme  $Q_{Rezi}$  und  $Q_{RLS}$ .
- Schaltpunkte der Regler.

Als **Randbedingungen** sind zu betrachten:

- Abwassertemperatur sowie
- CSB-Gehalt des Belebtschlammes (CSB/TS).

Da die dynamische Simulation zur Optimierung des Bemessungsergebnisses in der Planungsphase eingesetzt wird, existieren keine realen Messwerte zur Kalibrierung der Anlagenmodelle. Auch wenn für die bestehende Abwasserreinigungsanlage eine sehr gute Datengrundlage für den Einsatz der dynamischen Simulation vorhanden ist, können z.B. durch die Vergrößerung der Beckenvolumen oder eine Umstellung der Verfahrenskonzeption die Zusammensetzung des Belebtschlammes sowie die Ablaufwerte verändert werden. Die Kalibrierung muss sich daher an den Berechnungsergebnissen des stationären Bemessungsansatzes oder an Erfahrungswerten orientieren und kann daher nur als Grobkalibrierung angesehen werden.

Wichtige Kontrollparameter zur Charakterisierung der Zusammensetzung des Belebtschlammes stellen dar:

- Überschussschlammmenge  $Q_{ÜS}^{35}$ ,
- Stickstoffgehalt des Belebtschlammes N/TS sowie
- die mittleren  $N_{ges,anorg.}$ -Konzentrationen im Ablauf.

Die zukünftige Schlammzusammensetzung muss sowohl bei Normalbelastung als auch während der Kampagne abgeschätzt werden. Der CSB-Gehalt des Belebtschlammes kann über den Glühverlust von Kläranlagen, die hinsichtlich Verfahrenskonzept und Belastung vergleichbar sind, näherungsweise ermittelt werden. Sind zukünftiger Glühverlust und TS-

---

<sup>35</sup> Hierfür müssen verlässliche Messwerte für die  $TS_0$ -Frachten vorliegen.



Konzentration bekannt, lässt sich der CSB-Gehalt des Belebtschlammes über das weitgehend konstante Verhältnis CSB/oTS von rund 1,42 bis 1,48 berechnen (s. Anhang A9, Abbildung A9.1). Auch für den Stickstoffgehalt des Belebtschlammes liegen Erfahrungswerte vor /ATV, 1997/ (s. Anhang A9, Abbildung A9.2).

Die Vorgehensweise zum Modellaufbau und zur Ermittlung der Randbedingungen ist in Abbildung 7.1 zusammengefasst.

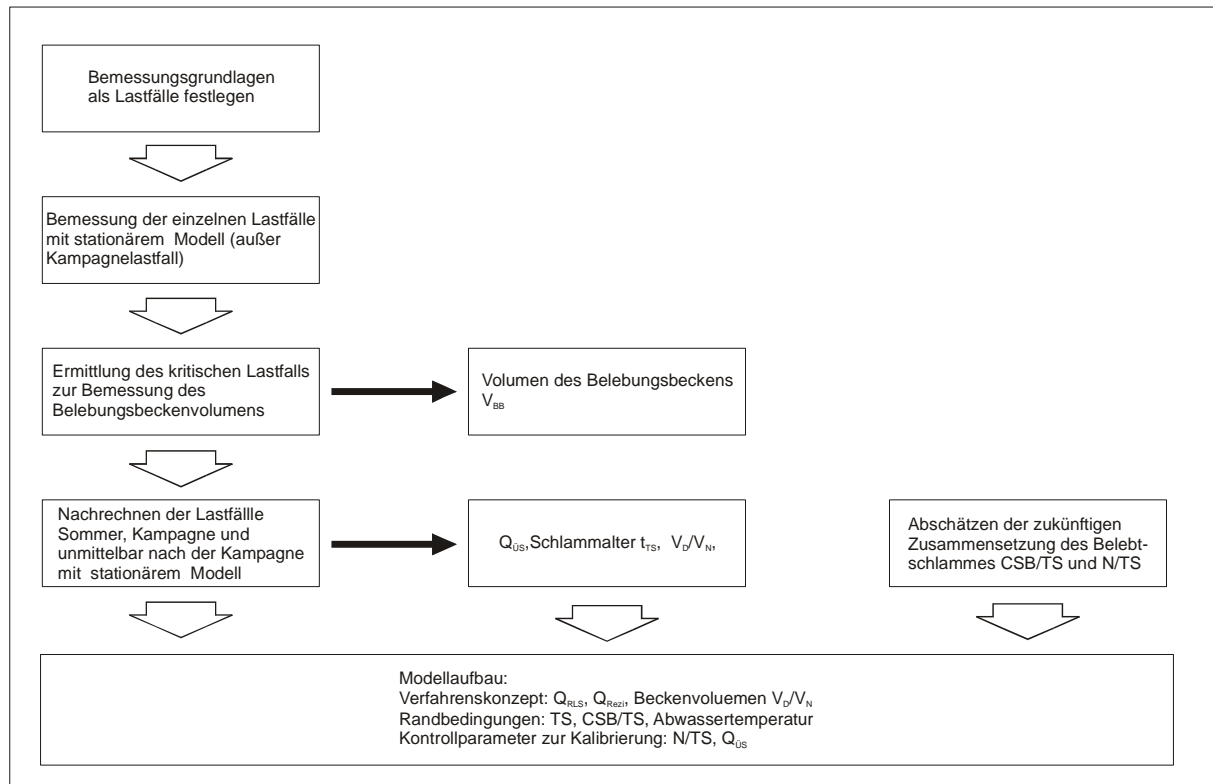


Abbildung 7.1 Vorgehensweise zur Ermittlung der Datengrundlage zum Einsatz der dynamischen Simulation in der Planungsphase.

Prinzipiell wird bei der eigentlichen **Kalibrierung von Weinbaukläranlagen** wie bei kommunalen Kläranlagen vorgegangen. Wesentlicher Unterschied ist jedoch, dass ein kalibrierter Zustand als Ausgangszustand für eine weitere Kalibrierung, nämlich für den Kampagnezeitraum, heranzuziehen ist. Dies bedeutet, dass der in Abbildung 7.2 dargestellte Algorithmus zweimal durchlaufen werden muss.

Nach dem Modellaufbau und der Festlegung der Randbedingungen wird statisch kalibriert. Dabei werden die kinetischen und stöchiometrischen Parameter zunächst dem Standardparametersatz nach BORNEMANN ET AL. /1998/ entnommen. Bei der statischen Kalibrierung werden in der Hauptsache die CSB-Fraktionierung, aber auch einzelne kinetische Parameter wie z.B. die Zerfallsraten, anhand der Zusammensetzung des Belebtschlammes und der mittleren Ablaufkonzentrationen (und damit auch anhand einer Stickstoffbilanz) kalibriert. Voraussetzung hierfür ist die adäquate Abbildung der Prozessführung, insbesondere der Beckenzonenaufteilung  $V_D/V_N$ .

Der statischen kann sich eine vereinfachte dynamische Kalibrierung anschließen. Dies ist bei einer intermittierend betriebenen Kläranlage unbedingt erforderlich, aber auch für andere

Verfahrenskonzepte vorteilhaft. Dazu muss ein für das Einzugsgebiet charakteristischer Tagesgang aus den mittleren Tagesschmutzfrachten erzeugt werden. Bei der vereinfachten dynamischen Kalibrierung wird in erster Linie die Regelstrategie angepasst. An zweiter Stelle steht die Kalibrierung des Anteils an leicht abbaubarem CSB  $S_s$  am Gesamt-CSB sowie kinetischen Parameter, wie maximale Wachstumsraten und Halbwertscoeffizienten. Eine echte dynamische Kalibrierung ist jedoch nur dann möglich, wenn reale Messwerte vorliegen. Inwieweit diese Messwerte auf das zukünftige Verfahrenskonzept übertragbar sind, sei dahingestellt. Wird bei der dynamischen Kalibrierung auch nur ein Parameter verändert, muss die statische Kalibrierung noch einmal durchlaufen werden.

Ist das Anlagenmodell mit hinreichender Genauigkeit für den Sommerzeitraum kalibriert, dient dieser Zustand als Ausgangszustand für die Kalibrierung des Kampagnezeitraums. Soll in Zukunft bereits vor Beginn der Kampagne die TS-Konzentration im Belebungsbecken erhöht werden, ist dies im Anlagenmodell ebenfalls nachzuvollziehen.

Auch die Kalibrierung des Kampagnezeitraums beginnt mit einer Zustandserfassung und Prozessanalyse. Etwaige Umstellungen bei der Prozessführung sind im Anlagenmodell zu berücksichtigen. Mit der statischen Kalibrierung anhand einer mittleren Belastung für die Weinkampagne werden die CSB-Fraktionierung und einzelne kinetische Parameter anhand der Zusammensetzung des Belebtschlammes und der mittleren Ablaufkonzentrationen (und damit auch anhand einer Stickstoffbilanz) kalibriert. Eine dynamische Kalibrierung der Nitrifikation birgt die Problematik in sich, dass die Dynamik der Stickstoffkonzentrationen vor allem von den Umsatzgeschwindigkeiten des CSB-Abbaus bestimmt wird. Daher sollte die dynamische Kalibrierung der Nitrifikation erst für den Zeitraum am Ende der Kampagne bzw. unmittelbar danach erfolgen, um die Beeinflussung durch den CSB-Abbau möglichst gering zu halten. Auch hier gilt es, bei einer Anpassung eines kinetischen oder stöchiometrischen Parameters die statische Kalibrierung mit dem neuen Wert zu überprüfen.

Der Endzustand der Kampagne dient wiederum als Ausgangszustand des Zeitraums unmittelbar nach der Kampagne. Die Kalibrierung dieser Phase ist analog zu der des Kampagnezeitraums durchzuführen.

Nach der Kalibrierung der einzelnen Zeiträume können die Weinbaukläranlagen analog zu den konventionellen kommunalen Kläranlagen simuliert werden.

Da die Festlegung der Randbedingungen und Kontrollparameter auf den Bemessungsergebnissen eines stationären Bemessungsansatzes sowie auf einem Abschätzen von Erfahrungswerten beruht, dürfen die Ergebnisse der Simulationsrechnungen nur zu einer qualitativen Beurteilung oder einem Vergleich unterschiedlicher Verfahrensvarianten herangezogen werden. Bei einer Veränderung der Bemessungsvorgaben sollten zur Absicherung die Simulationsergebnisse mit einer Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Randbedingungen untermauert werden. Dabei sind hauptsächlich der Glühverlust sowie die Verhältnisse CSB/TS und N/TS zu variieren.

Um vermehrt Erfahrungen zur zukünftigen Betriebsführung zu sammeln, erscheint es angebracht, mit verschiedenen Belastungen während der Kampagne zu rechnen.

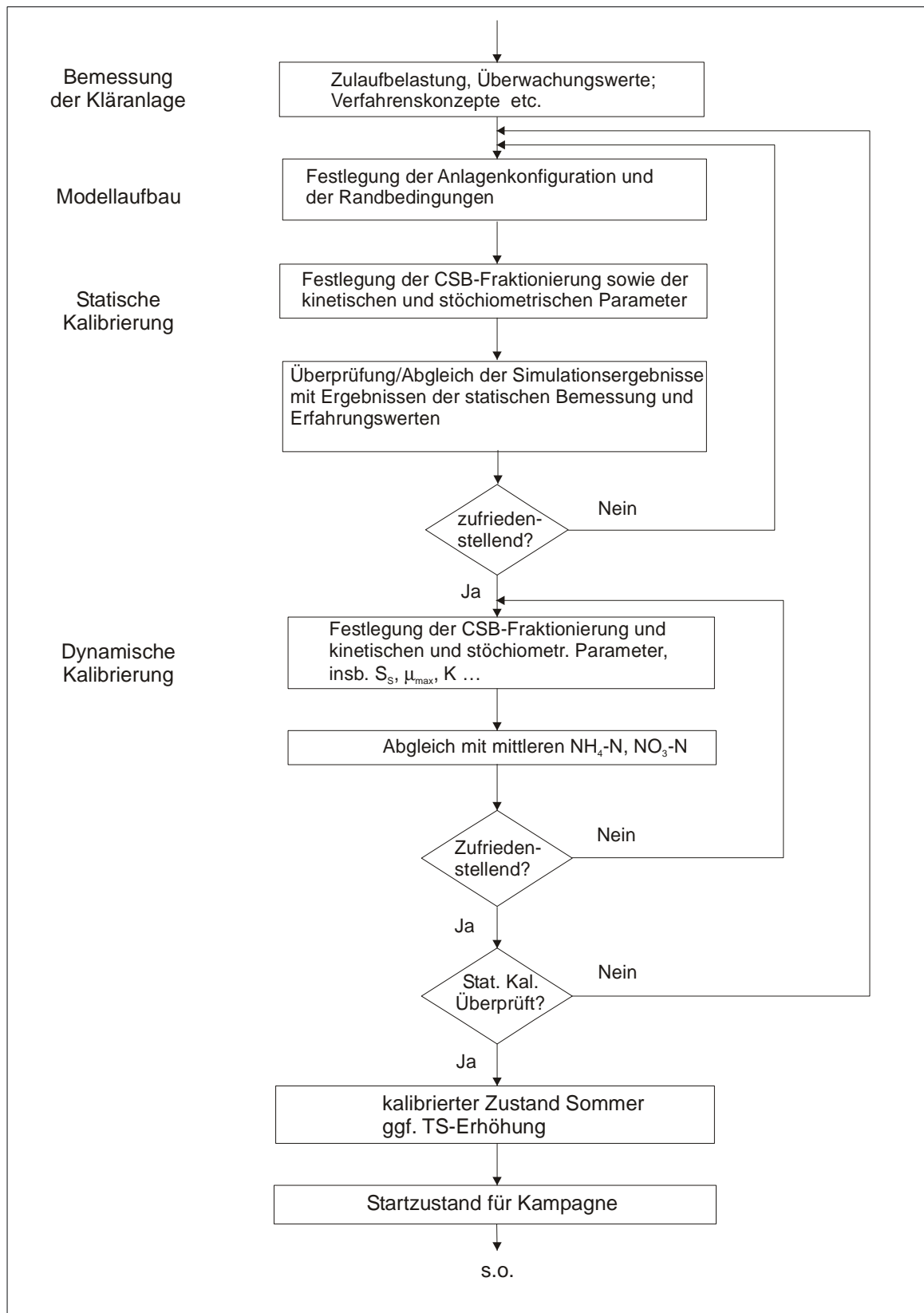


Abbildung 7.2: Fließschema zur Vorgehensweise bei der Kalibrierung

## 7.2 Allgemeine Optimierungsansätze für kampagnebeeinflusste Kläranlagen

An dieser Stelle soll ein Überblick über mögliche Optimierungsansätze gegeben werden. Im Vordergrund stehen dabei Maßnahmen, die die Prozessstabilität der Nitrifikation gewährleisten oder sogar verbessern sollen. Ferner werden verschiedene Regelstrategien vorgestellt, die eine sichere Einhaltung der Überwachungswerte auch bei sehr starken Belastungsschwankungen während der Kampagne ermöglichen. Es ist zu erwähnen, dass nur ein Teil der Optimierungsansätze dynamisch simuliert werden können.

### 7.2.1 Reduktion der CSB-Belastung

In den vorhergehenden Kapiteln wurde aufgezeigt, dass die Nitrifikation umso stabiler verläuft, je geringer die zusätzliche CSB-Fracht aus der Weinbereitung ist. Die Schmutzfrachtemissionen aus den Weinbereitungsbetrieben sind daher so niedrig wie möglich zu halten. Eine sehr effektive Maßnahme besteht in der **konsequenten Trubrückhaltung**, die neben einer gewissen technischen Ausstattung der Betriebe auch eine saubere Arbeitsweise erfordert. Unterstützt werden kann dies durch ein entsprechendes Gebührensystem für die Abwässer und die Möglichkeit, die gesammelten Trubstoffe nachweislich zu entsorgen, wie sie mit der Einführung des Bringsystems in einigen rheinland-pfälzischen Verbandsgemeinden gegeben ist.

Eine weitere Maßnahme ist die Erhöhung der Reinigungsleistung der Vorklärung durch Zugabe von Fäll- und Flockungsmitteln /HAHN UND NEIS, 1985 sowie WOLTER, 1998/. Bei der **Vorfällung** werden neben Feststoffen auch Phosphorverbindungen ausgeflockt und sedimentiert. Dies birgt allerdings die Gefahr eines Phosphormangels in der Belebungsstufe während der Kampagne. Daher sollte die Vorfällung nur bei einer gleichzeitigen Überwachung der Phosphatkonzentration im Ablauf sowie bei Vorhandensein einer Nährstoffdosierstation eingesetzt werden.

Als wirkungsvolle Methode zur Reduktion der CSB-Belastung erweist sich die **innerbetriebliche biologische Vorreinigung** der Weinbauabwässer. In Großbetrieben ist sie durchaus wirtschaftlich zu gestalten /HÖLSCHER, 1996/. In Einzugsgebieten mit überwiegend Klein- und Familienbetrieben ist es jedoch wirtschaftlicher, die Abwässer gemeinsam mit dem kommunalem Abwasser zu behandeln. Ist die zusätzliche CSB-Belastung trotz konsequenter Trubrückhaltung im Vergleich zur kommunalen Belastung sehr groß, könnte ein **Hochlastreaktor** während der Kampagne eine Vorreinigungsfunktion **im Zulauf der Kläranlage** übernehmen /SCHMITT UND ZETTL, 1997/. Dabei ist zu berücksichtigen, dass durch die biologische Vorreinigung auch Stickstoff entfernt wird und dies sich nachteilig auf die biologische Stufe der kommunalen Kläranlage auswirken kann. Die Beschickung des Hochleistungsreaktors bzw. dessen Reinigungsleistung sollte daher von der Nährstoffsituation der kommunalen Kläranlage abhängig gemacht werden.

Generell muss die Frachtreduktion durch die Vorbehandlungsmaßnahmen abgeschätzt werden. Die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung und Betriebsstabilität der Kläranlage lassen sich mit der dynamischen Simulation ermitteln.

## 7.2.2 Optimale Trockensubstanz-Konzentration im Belebungsbecken

In Kapitel 6 wurde durch eine Variation der TS-Konzentration im Belebungsbecken während der Kampagne veranschaulicht, wie damit die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  beeinflusst wird. Allgemein steigt mit einer höheren TS-Konzentration die Nitrifikantenkonzentration, weshalb während der Kampagne eine möglichst hohe TS-Konzentration im Belebungsbecken anzustreben ist. Dabei ist zu beachten, dass sie durch die Leistungsfähigkeit der Nachklärung begrenzt ist (vgl. 7.2.3) und bei hohen TS-Konzentrationen und Mischwasserzufluss ein Feststoffabtrieb riskiert wird.

Die Untersuchungen in den vorigen Kapiteln zeigen auch, dass ein schnelles Absenken der TS-Konzentration unmittelbar nach der Kampagne die Nitrifikationskapazität abrupt vermindert. Dies sollte unbedingt vermieden werden, zumal die Nitrifikanten wegen der inzwischen niedrigen Abwassertemperaturen und dem noch vorhandenen Kampagneeinfluss (bis ca. Ende Dezember<sup>36</sup>) nur langsam wieder einwachsen.

## 7.2.3 Optimierung der Nachklärung

Die Leistungsfähigkeit der Nachklärung hat einen entscheidenden Einfluss auf die Reinigungsleistung und Betriebsstabilität einer Kläranlage. Je höhere TS-Konzentrationen die Nachklärung in der Belebungsstufe zulässt, desto größer ist die verfügbare Biomasse zur Reinigung und umso höher ist das Schlammalter. Je weniger Feststoffe (AFS) aus der Nachklärung abtreiben, desto besser ist die CSB-Reinigungsleistung. Mit den bisher bekannten Modellen für Nachklärbecken ist jedoch nur ein qualitativer Vergleich zwischen verschiedenen Optimierungsansätzen möglich. Es sind Modelle erforderlich, die die Veränderung der Schlammabsetzeigenschaften durch die Weinbauabwässer und der daraus resultierenden niedrigeren TS-Konzentration in der Belebungsstufe sowie den Feststoffabtrieb bei Mischwasserzufluss zuverlässig vorhersagen können.

Zur Optimierung der Leistungsfähigkeit eines Nachklärbeckens und damit zur Erhöhung der TS-Konzentration in der biologischen Stufe stehen grundsätzlich zwei Ansätze zur Verfügung. Zum einen kann die **Absetzleistung des Nachklärbeckens** durch konstruktive Maßnahmen erhöht und zum anderen können die **Absetzeigenschaften des Belebtschlammes** beeinflusst werden.

- Ziel der konstruktiven Maßnahmen ist die **Vergleichmäßigung der Strömung**, um die Absetzvorgänge möglichst wenig zu behindern. Häufige Ursachen für schlechtes Absetzen in der Nachklärung sind hohe Austrittsgeschwindigkeiten, eine aufwärtsgerichtete Strömung im Einlaufbauwerk sowie zu hoch angeordnete Austrittsanordnungen. Besonders effektiv zeigten sich Veränderungen bei der Gestaltung des Zulaufs /SCHLEGEL UND FREUND, 1999; FRUHEN-HORNIG, 2000/.
- Eine weitere Möglichkeit stellt die **Integration eines Lamellenabscheiders** im Belebungsbecken /PLASS, 1998/ oder im Zulaufbereich der Nachklärung /BUER UND DORGELOH, 1999; THIEL UND DAMMANN, 1999/ dar. Durch den Einbau der

---

<sup>36</sup> Da die CSB-Belastung der Kläranlage noch durch die Kampagne beeinflusst wird, ist die nitrifizierbare Fracht niedriger als im Winter ohne Einfluss der Weinkampagne.

Lamellenabscheider wird die wirksame Absetzfläche vergrößert und der Feststoffrückhalt verbessert. BUER UND DORGELOH /1999/ zeigen, dass durch die entsprechenden Maßnahmen der Leistungsgrad des Systems Belebungsbecken-Nachklärung um ca. 20% gesteigert werden kann. Im Rücklaufschlammstrom sind bis zu 50% höhere TS-Gehalte erreichbar.

Beide Optimierungsmethoden verbessern die Absetzleistung der Nachklärung auch bei Normalbelastung. Sie tragen aber insbesondere während der Kampagne dazu bei, eine hohe TS-Konzentration im Belebungsbecken zu halten. Damit kann mit einem relativ geringen zusätzlichen Aufwand an Investitionskosten die Betriebsstabilität der Kläranlage erheblich verbessert werden. Allerdings ist zu untersuchen, wie der Feststoffrückhalt bei diesen Abscheidesystemen auf eine Verschlechterung der Absetzeigenschaften reagiert.

Zur **Verbesserung der Absetzeigenschaften** sind mehrere Maßnahmen zu nennen:

- Integration eines aeroben oder anaeroben Selektionsbeckens /PRENDL, 1997/.
- Beschwerung des Belebtschlammes durch Zugabe von Steinmehlen, Kohlestaub oder anderen Mitteln.
- Dosierung von Nährstoffen bei Nährstoffmangel.

Diese Maßnahmen werden allgemein zur Bekämpfung von Blähschlamm ergriffen /ATV-ARBEITSBERICHT, 1988/ und sind auch auf Kläranlagen in Weinbaugebieten anwendbar (s. Kapitel 2.6.4). Ihre Auswirkungen auf die Absetzeigenschaften und damit auf das Bemessungsergebnis können in der Planungsphase nicht quantifiziert werden. Inwieweit sie nachhaltig zu einer Verbesserung der Absetzeigenschaften insbesondere während der Kampagne beitragen, ist für den jeweiligen Anwendungsfall in der Praxis zu überprüfen.

Um den Effekt der Nachklärung hinsichtlich der abgetriebenen Feststoffe zu verbessern, kann ein **Feststofffilter** nachgeschaltet werden, der die abgetriebenen Feststoffe herausfiltert. Solche Filter tragen in erster Linie dazu bei, die Leistungsfähigkeit der Nachklärung hinsichtlich des Parameters CSB zu optimieren; sie beeinflussen nicht die Absetzleistung der Nachklärung. Die Feststoffabtrennung kann auch durch eine nachgeschaltete Flockungsstufe verbessert werden.

Bei kommunalen Kläranlagen, die gegenüber den Mindestanforderungen verschärfte Überwachungswerte für die Parameter CSB und BSB<sub>5</sub> einhalten müssen, ist eine zusätzliche Feststoffreduktion im Ablauf der Kläranlage unbedingt erforderlich.

## 7.2.4 Dosierung von Stickstoff während der Kampagne

Die Dosierung von Stickstoff während der Kampagne verfolgt hauptsächlich zwei Ziele:

- 1.) Ausgleich eines temporären Nährstoffmangels zur Bekämpfung von Blähschlamm (vgl. a. Kapitel 7.2.3):

Die Dosierung des Stickstoffs (sowie ggf. des Phosphors) zum Ausgleich eines temporären Nährstoffmangels sollte geregelt werden, um zum einen Betriebsmittelkosten zu sparen und zum anderen jederzeit eine ausreichende Nährstoffversorgung sicherzustellen. Extreme Überdosierungen können zu einem Überschreiten der N-Überwachungswerte führen. Die Nährstoffe sollen dann dosiert werden, wenn aufgrund einer hohen CSB-Belastung die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf des Belebungsbeckens gegen Null gehen. Die Dosierung kann an die Regelung des belüfteten Beckenvolumens  $V_N$ , wie sie in Kapitel 7.2.7 beschrieben wird, gekoppelt werden.

- 2.) Stabilisierung der Nitrifikation:

Zur Stabilisierung der Nitrifikation müssen vergleichsweise größere Mengen an Stickstoff zugegeben werden, wie die Untersuchungen mittels dynamischer Simulation ergeben haben (s. Kapitel 7.1). Die Zugabe sollte über den Tag möglichst gleichmäßig sein, um eine optimale Ausnutzung des Substrats für die Nitrifikanten zu gewährleisten. Sie kann z.B. über den Zuflussstrom gesteuert werden. An Tagen mit niedriger CSB-Belastung oder hoher TKN-Fracht sollte die Stickstoffzugabe unterbleiben.

Die Auswirkungen der Nährstoffdosierung lassen sich mit der dynamischen Simulation beurteilen.

## 7.2.5 Immobilisierung der Nitrifikanten

Die ausgeschwemmten Nitrifikanten können durch eine Zugabe von extern gezüchteten immobilisierten Nitrifikanten am Ende der Kampagne "ersetzt" werden. YUAN /1997/ erhöhte die Nitrifikantendichte im Belebungsbecken durch die Zugabe von Schaumstoffwürfeln, auf die in einem Beimpfungsbecken Nitrifikanten aufgezüchtet wurden, und erreichte damit eine vollständige Nitrifikation trotz eines minimalen Schlammalters von ca. 4 d. Dadurch kann der Verlust der Nitrifikanten im Belebtschlamm kurzfristig ausgeglichen werden. Dieses Optimierungsverfahren muss für kampagnebeeinflusste Kläranlagen erst noch praktisch erprobt werden.

Eine weitere Möglichkeit, die Abnahme der Nitrifikanten infolge des erhöhten Überschussschlammabzugs zu unterbinden, ist die Immobilisierung der Nitrifikanten an getauchten Festbetten /PAPE ET AL., 1995/ oder rotierenden Scheibentauchkörpern /STÄHLER, 1996/. Die Entwicklung der Nitrifikantenpopulation der getauchten Festbetten ist vom Überschussschlammabzug weitgehend entkoppelt. Da der Biofilmmzuwachs durch die höhere CSB-Belastung gesteigert wird, ist auch eine Verminderung der Nitrifikationskapazität der getauchten Festbetten zu erwarten. In welchem Maße die sessilen Nitrifikanten durch die erhöhte Belastung während der Kampagne beeinträchtigt wird, lässt sich im Rahmen dieser Arbeit nicht ermitteln.

## 7.2.6 Bewirtschaftung der stickstoffhaltigen Prozesswässer

Ein Teil der Belastungsschwankungen ist auf die Einleitung von stickstoffhaltigen Prozesswässern zurückzuführen, die bei der Schlammeindickung und -entwässerung anfallen. Die über die Prozesswässer zurückgeführte Schmutzstofffracht, als Rückbelastung bezeichnet, kann für den CSB rund 4 - 6% und für den Stickstoff ca. 16 % der Zulauffracht betragen /JARDIN, 1996/. Da während der Kampagne größere Mengen an Überschussschlamm und folglich an Prozesswässer anfallen, ist in diesem Zeitraum mit einer höheren Stickstoff-Rückbelastungen zu rechnen.

**Während der Kampagne** können die Prozesswässer **als Stickstoffquelle zum Ausgleich eines temporären Nährstoffmangels** dienen. Hierfür müssen die Prozesswässer ggf. über mehrere Tage in einem Behälter zwischengespeichert und zu Zeiten mit hoher CSB-Belastung bei gleichzeitig niedrigen  $N_{\text{ges,anorg.}}$ -Konzentrationen im Ablauf zugegeben werden. Die Zugabe kann ebenso wie die Dosierung der Nährstoffe an die Regelung des belüfteten Beckenvolumens  $V_N$  (s. Kapitel 7.2.7) gekoppelt werden.

Eine **Vergleichmäßigung der Stickstoffbelastungsschwankungen am Ende bzw. unmittelbar nach der Kampagne** ist zu empfehlen. Wie bereits im Kapitel 5 erörtert, kann die Nitrifikationsleistung in diesem Zeitraum begrenzt sein. Durch eine Vergleichmäßigung der Stickstoff-Belastungsspitzen kann eine höhere Prozessstabilität erreicht werden und es lassen sich eine Überlastung der Abwasserreinigungsanlage sowie erhöhte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte vermeiden /HILLENBRAND UND BÖHM, 1993/. Hierfür müssen die stickstoffhaltigen Prozesswässer in einem Behälter zwischengespeichert und zu belastungsschwachen Zeiten - bezogen auf die Stickstofffracht - wieder zugegeben werden. Die Zugabe kann über die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf der Belebungsstufe geregelt /ATV - M 268, 1997/, aber auch über eine Zeitschaltuhr gesteuert werden.

Mit der dynamischen Simulation lassen sich die Auswirkungen der Prozesswasserbewirtschaftung auf die Reinigungsleistung der Kläranlage gut abschätzen. Auch eine Optimierung der Bewirtschaftung in Bezug auf die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufwerte ist damit möglich.

## 7.2.7 Regelstrategien für die gezielte Stickstoffelimination

Bei Kläranlagen, die auch während der Kampagne gezielt Stickstoff eliminieren müssen, sollte eine Modifizierung der Regelstrategien angestrebt werden. Dabei ist zwischen der Regelung der Belüftungsleistung durch Variation des Sauerstoffeintrags – auf die hier nicht eingegangen wird - und der Regelung der variablen Beckenzonen  $V_D/V_N$  zu unterscheiden.

Bei einer **intermittierend betriebenen Kläranlage** wird die gezielte Stickstoffelimination über die Dauer der belüfteten und unbelüfteten Phasen reguliert. Bei optimal eingestellten Belüftungsphasen sind sowohl minimale  $\text{NH}_4\text{-N}$ - als auch minimale  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufwerte zu erreichen. Sind die Belüftungsphasen dagegen zu lang gewählt, werden die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte zwar niedrig, die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufwerte jedoch zu hoch sein. Zur Regelung der Belüftungsphasen bzw. -pausen finden folgende Steuer- und Regelstrategien Anwendung:

- Zeit-Pausen-Steuerung,



- Regelung über  $\text{NO}_3\text{-N}$  (auch mit Redoxpotenzial oder Trübung als "Ersatzparameter" möglich) sowie
- Regelung über  $\text{NH}_4\text{-N}$  (alternativ: Sauerstoffzehrung).

Bei einer Abwasserreinigungsanlage mit **vorgeschalteter Denitrifikation** ist die Volumenzonenaufteilung  $V_D/V_N$  nur zu variieren, wenn die Beckenzonen fakultativ belüftet werden können. Das belüftete Beckenvolumen kann über

- eine Zeitschaltuhr gesteuert oder
- über die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf der Belebungsstufe geregelt werden.

In die Regelstrategie nach der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration lässt sich auch die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration einbeziehen /ATV - M 268, 1997/. Ziel ist die Minimierung der Gesamtstickstoffkonzentration im Ablauf. Ein weiteres Optimierungspotenzial birgt die Regelung des Rezirkulationstroms über die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration in sich.

Während der Kampagne sind bei der Regelung des belüfteten Beckenvolumens  $V_N$  im Vergleich zur "Normalbelastung" folgende Aspekte zu berücksichtigen:

■ **Vorgeschaltete Denitrifikation:**

An Tagen mit sehr hoher Belastung kann sämtlicher Stickstoff in den Überschussschlamm eingebunden werden; folglich sind die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte sehr niedrig. Wird das belüftete Beckenvolumen  $V_N$  über die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration geregelt, wird es trotz hoher CSB-Belastung verkleinert. Da gleichzeitig auch wenig  $\text{NO}_3\text{-N}$  vorhanden ist, herrschen in dem unbelüfteten Beckenvolumen nach der Denitrifikation anaerobe Milieubedingungen /ZETTL UND THOMAS, 1999/. Dieses Volumen steht somit für den Reinigungsprozess nur begrenzt zur Verfügung. Bei besonders hohen CSB-Belastungsspitzen ist ein Anstieg der CSB-Ablaufwerte zu befürchten.

■ **Intermittierende Denitrifikation:**

Es besteht insbesondere bei den intermittierend betriebenen Kläranlagen die Gefahr, dass die CSB-Ablaufwerte ansteigen, wenn die Belüftung infolge niedriger  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte ausgeschaltet wird /FRANZEN, 1999/. Diese Regelstrategie kann zwar bei Kläranlagen mit geringem bis mäßigem Kampagneinfluss eingesetzt werden, die Dauer der Belüftungspausen sollte aber sicherheitshalber begrenzt oder es sollten Zwangsbelüftungszeiten integriert werden.

■ **Wird bei einem hohem Kampagneinfluss auf die Regelung des belüfteten Beckenvolumens verzichtet und werden die Becken vollständig bzw. ununterbrochen belüftet, können an Tagen mit niedriger CSB-Belastung hohe  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufwerte auftreten /FRANZEN, 1999/.**

■ **Die Steuerung des belüfteten Beckenvolumens oder der Belüftungsphasen über eine Zeitschaltuhr kann zwar den neuen Belastungsverhältnissen angepasst werden, bietet jedoch keine Sicherheit bei unvorhergesehenen Belastungsschößen, wie sie während der Kampagne häufig auftreten (z.B. durch Produktverluste).**

Daraus wird ersichtlich, dass während der Kampagne eine Regelung des belüfteten Beckenvolumens oder der gezielten Stickstoffelimination aufgrund der großen Belastungsschwankungen erforderlich ist. Als Regelziele sind anzustreben:

- die jederzeit sichere Einhaltung der Überwachungswerte für die Stickstoffparameter,

- die sichere Einhaltung der CSB- und BSB<sub>5</sub>-Überwachungswerte, sowie
- die Einsparung von Energiekosten durch eine Minimierung des belüfteten Beckenvolumens.

Positiv wirkt sich die Verminderung des belüfteten Beckenvolumens - bei einer weitgehenden Nitrifikation - auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  aus. Bei einer optimierten Regelung der Stickstoffelimination wurde häufig auch eine Verbesserung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes beobachtet /KINN, 1990; BOES, 1991/.

An die Regelstrategien sind nachfolgende Anforderungen zu stellen:

- Die Regelstrategie soll sehr flexibel sein, um auch in den Übergangsphasen zu Beginn und am Ende der Kampagne die Überwachungswerte sicher einhalten zu können.
- Da sowohl die Nitrifikation als auch die Denitrifikation sowie die Kohlenstoffelimination regelungstechnisch zu optimieren sind, bietet es sich an, eine Mehrgrößenregelung einzusetzen.
- Es sollten möglichst wenig zusätzliche Messgeräte erforderlich sein, um die Wirtschaftlichkeit zu gewährleisten.
- Die Regelstrategie sollte an die von Jahr zu Jahr verschiedenen Kampagneverhältnisse anpassbar sein.

Aufgrund der geforderten Flexibilität und Anpassungsfähigkeit bieten sich Regelungen unter Verwendung der Fuzzy-Set-Theorie an. Dabei werden die Zusammenhänge zwischen den Ein- und Ausgangsgrößen des Reglers mit linguistischen *WENN-DANN*-Beziehungen formuliert. Dies bietet den Vorteil, dass empirisches Prozesswissen und spezielle Erfahrungswerte sowie theoretische Vorkenntnisse nicht mathematisch beschrieben werden müssen, sondern umgangssprachlich implementiert werden können. Die Verwendung von Fuzzy Control zur Optimierung der Nährstoffelimination wurde von HANSEN /1997/ großtechnisch erprobt.

Nachfolgend beschriebene Regelstrategien zur Optimierung des belüfteten Belebungsbeckenvolumens lassen sich jedoch auch mit konventionellen Mehrgrößenreglern umsetzen:

■ **Regelung über NH<sub>4</sub>-N im Ablauf der Belebungsstufe und BSB<sub>5</sub> oder CSB im Zulauf als Störgrößenaufschaltung:**

Die Regelstrategie kann sowohl für intermittierend betriebene Kläranlagen als auch für Abwasserreinigungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation angewendet werden. Die Belüftungsphase oder das fakultativ belüftete Beckenvolumen werden über den NH<sub>4</sub>-N-Wert im Ablauf der biologischen Stufe reguliert. Damit bei niedrigen NH<sub>4</sub>-N-Ablaufwerten, die auf hohe CSB-Belastungen zurückzuführen sind, die Belüftung nicht ausgeschaltet wird, findet die CSB-Fracht im Zulauf als Störgrößenaufschaltung Berücksichtigung. Die Belüftungsleistung wird unabhängig von dieser Regelstrategie über eine Sauerstoffsonde im Belebungsbecken geregelt. Bei der vorgeschalteten Denitrifikation ist gleichzeitig eine Anpassung der Rezirkulation erforderlich.

Das Abschalten der Belüftung ist nur dann möglich, wenn bei niedrigen NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im Ablauf der biologischen Stufe gleichzeitig niedrige CSB-Konzentrationen

im Zulauf auftreten. Wird dagegen eine hohe CSB-Belastung ermittelt, muss die Belüftung eingeschaltet bleiben. Da das fakultativ belüftete Beckenvolumen meist nur als Einheit zu- oder abschaltbar ist, kann ein Zweipunkt-Regler verwendet werden. Die Festlegung der Schaltepunkte für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Regelung sowie die CSB-Störgrößenaufschaltung bestimmen das Reinigungsergebnis. Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswerte können mit dieser Regelstrategie sicherer eingehalten werden als mit einem Eingrößenregler. Die Betriebskosten für die Belüftung steigen jedoch dadurch zwangsläufig an.

Da sich Zweipunktregler insbesondere bei Abweichungen von der Normalbelastung als ungünstig erweisen /HANSEN, 1997/, ist die Verwendung eines Fuzzy-Reglers, das ein flexibleres System darstellt, vorteilhaft.

Für diese Regelstrategie ist ein zusätzliches Messgerät notwendig. Die CSB- bzw.  $\text{BSB}_5$ -Fracht im Zulauf kann bei konventionellen Anlagen i. Allg. über eine SAK-Sonde ermittelt werden. Wegen der Alkohole in den Weinbauabwässern ist jedoch die SAK-Sonde als Ersatzparameter für den CSB nicht geeignet /HÄCK, 1999/. Die Online-Erfassung des CSB muss somit über die Ersatzparameter TOC /MONTAZEM UND BRUSZIES, 1995/ oder  $\text{BSB-M3}$  /BORNEMANN UND LONDONG 1998/ erfolgen. Im Vergleich zu der SAK-Sonde ist die Wartung dieser Messgeräte aufwändiger.

#### ■ **Regelung über $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Ablauf der Belebungsstufe:**

Die Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation werden insgesamt optimiert. Zusätzlich lassen sich durch die kontinuierliche Überwachung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf Aussagen zur Belastungssituation treffen. Sind die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der biologischen Stufe gleichzeitig sehr niedrig, so muss die CSB-Belastung sehr hoch sein.

In einer intermittierend betriebenen Abwasserreinigungsanlage schwanken bei Normalbelastung die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufwerte gegenläufig. Steigen die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen über einen gewissen Wert, schaltet die Belüftung ein; danach sinken die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen wieder ab. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen nehmen dagegen zu, um dann nach dem Ausschalten der Belüftung infolge der Denitrifikation wieder abzunehmen. Durch die Einbindung beider Messsignale können sowohl die Überwachungswerte sicher eingehalten als auch die Belüftung optimiert werden /GALLENT, 1993/. Die Regelung des belüfteten Beckenvolumens über die Messgrößen  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  beschränkt sich i. Allg. auf Kläranlagen mit intermittierender und simultaner Denitrifikation. Einige Fallbeispiele werden von FRÖSE /1994/ beschrieben.

Bei Abwasserreinigungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation wird die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration i.d.R. im Ablauf der Denitrifikationszone gemessen. Neben der Belüftung sollte bei diesem Verfahrenskonzept der Rezirkulationsstrom optimiert werden.

Bei einer Weinbaukläranlage können infolge einer CSB-Spitzenbelastung sowohl die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - als auch  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufwerte gleichzeitig gegen Null gehen. Die Regelung muss deshalb so konzipiert werden, dass bei dieser Belastungssituation trotz niedriger  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte die Belüftung eingeschaltet bleibt, um einen weitgehenden CSB-Abbau zu gewährleisten.

Die Regelstrategie bietet generell die Möglichkeit, Belüftungskosten einzusparen, ohne auf eine sichere Nitrifikation sowie Kohlenstoffelimination zu verzichten. Dies gilt in gleichem Maße für den Kampagnezeitraum. Die Regelstrategie erfordert zwar ein zweites Online-Messgerät, das aber auch ganzjährig sinnvoll eingesetzt werden kann.

### ■ **Regelung über $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf der Belebungsstufe und die Sauerstoffzehrung**

Die Sauerstoffzehrung kann aus der aktuellen Belüftungsleistung und der daraus resultierenden Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken bestimmt und als Regelgröße für die Belüftung eingesetzt werden /KAYSER, 1989; KINN, 1991/. Mit dieser belastungsabhängigen Regelung ließ sich eine intermittierend betriebene Kläranlage ohne zusätzlichen Betriebs- und Wartungsaufwand optimieren /BOES, 1991/.

Bei hohen CSB-Belastungen ist eine größere Gebläseleistung erforderlich, um den Sauerstoffsollwert zu erreichen. Die Sauerstoffzehrung als Störgrößenaufschaltung kann während der Kampagne verhindern, dass bei niedrigen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerten infolge einer CSB-Spitzenbelastung die Belüftung ausgeschaltet wird.

Im Unterschied zur Regelung über  $\text{NH}_4\text{-N}$  mit einer Störgrößenaufschaltung des CSB im Zulauf wird hier die aktuelle Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe mit berücksichtigt, ohne dass zusätzliche Messgeräte erforderlich sind.

Eine **zusammenfassende Bewertung der Regelstrategien** zur Optimierung von saisonal unterschiedlich belasteten Kläranlagen nach Aufwand und Nutzen ist in Tabelle 7.1 dargestellt. Alle drei Regelstrategien gewährleisten während der Kampagne im Vergleich zu konventionellen Regelstrategien eine höhere Sicherheit gegen das Überschreiten der Überwachungswerte für  $\text{NH}_4\text{-N}$  sowie CSB.

Tabelle 7.1: Regelstrategien im Vergleich

Regelung über	$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ab}}$ und $\text{CSB}_{\text{zu}}$	$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ab}}$ und $\text{NO}_3\text{-N}_{\text{ab}}$	$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ab}}$ und Sauerstoffzehrung
Einsparung von Betriebskosten	nein	ja	ja
zusätzlicher Messaufwand	ja	ja (aber ganzjährig sinnvoll nutzbar)	nein

Die Regelung über  $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ab}}$  und  $\text{CSB}_{\text{zu}}$  trägt nicht zu einer Energieeinsparung bei. Die übrigen Regelstrategien erfüllen beide Aspekte und sind für den Einsatz auf kampagnebeeinflussten Kläranlagen zu empfehlen. Mit der Regelung über  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Ablauf der Belebungsstufe können die Ablaufwerte und die Belüftungskosten ganzjährig optimiert werden. Die Regelung über die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der biologischen Stufe und über die Sauerstoffzehrung bietet den Vorteil, dass im Vergleich zu der Regelung bei Normalbelastung kein zusätzlicher Aufwand für Messeinrichtungen entsteht.

Die einzelnen Regelungen lassen sich sehr gut mit der dynamischen Simulation miteinander vergleichen und bewerten. Die Optimierung einer Regelstrategie stellt ein klassisches Anwendungsgebiet für die dynamische Simulation dar.

### **7.3 Einsatz der dynamischen Simulation zur Optimierung der Bemessung und Betriebsführung - am Beispiel der Kläranlage Weisenheim**

Die im Kapitel 7.1 formulierte Vorgehensweise zum Einsatz der dynamischen Simulation in der Planungsphase soll an einem Beispiel nachvollzogen werden. Es gilt unter anderem zu

bestätigen, dass eine ausreichende und zuverlässige Dimensionierung von saisonal unterschiedlichen Kläranlagen mit einem stationären Bemessungsansatz nicht möglich ist.

Da in naher Zukunft die gezielte Stickstoffelimination auf der Kläranlage Weisenheim zu integrieren ist, bietet es sich an, die dynamische Simulation zur Optimierung der Bemessung einzusetzen. Dazu werden zwei verschiedene Verfahrenskonzepte ausgewählt, die miteinander zu vergleichen und ggf. zu optimieren sind:

- eine Abwasserreinigungsanlage mit anaerober Stabilisierung
- und eine Abwasserreinigungsanlage mit simultaner aerober Stabilisierung.

Mit Hilfe des Werkzeugs "Dynamische Simulation" wird die Veränderung der Nitrifikationskapazität während und unmittelbar nach der Kampagne für beide Verfahrenskonzepte untersucht und beurteilt.

### **7.3.1 Lastfälle zur Bemessung der kampagnebeeinflussten Kläranlage**

Ausgangsbasis für die Bemessung sind die zukünftigen Überwachungswerte, die gegenüber den Mindestanforderungen der Abwasserverordnung verschärft sind:

- $BSB_5 < 10 \text{ mg/l}$ ,
- $CSB < 60 \text{ mg/l}$ ,
- $NH_4\text{-N} < 5 \text{ mg/l}$ ,
- $N_{\text{ges,anorg.}} < 18 \text{ mg/l}$ ,
- $P_{\text{ges}} < 2 \text{ mg/l}$ .

Insgesamt sind vier Lastfälle zu unterscheiden:

- (1) Grundlast (Winter),
- (2) Kampagne,
- (3) Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne,
- (4) Niederlast (Sommer).

Die Lastfälle 2 und 3 lassen sich für das Reinigungsziel Nitrifikation nicht mit den konventionellen stationären Bemessungsansätzen berechnen. Der Lastfall 3 "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" entspricht hinsichtlich der Schmutzfrachten dem Lastfall 1 "Grundlast", d.h. Überschussschlammanfall und Schlammalter lassen sich gleichsetzen. Der wesentliche Unterschied zwischen den Lastfällen besteht darin, dass der Lastfall 3 nicht stationär betrachtet werden kann, da

- zu Beginn des Lastfalls die Nitrifikationskapazität vermindert ist und
- der Zuwachs der Nitrifikanten zu berücksichtigen ist.

Die maßgebenden Werte der Lastfälle für die stationäre Bemessung sind in Tabelle 7.2 zusammengestellt.

Tabelle 7.2: Lastfälle zur stationären Bemessung der Kläranlage Weisenheim am Sand einschließlich der Rückbelastung

Lastfall Zeitraum	Grundlast Winter	mittlere Kampagne Mitte September - Mitte November	Niederlast Sommer
BSB <sub>5</sub> [E+EGW <sub>60</sub> ] (Spitzenbelastung)	25.800	45.000 (75.000)	16.000
CSB [E+EGW <sub>120</sub> ]	29.000	46.000	18.200
TKN [E+EGW <sub>11</sub> ]	19.300	20.000	18.500
TS <sub>0</sub> [E+EGW <sub>70</sub> ]	25.000	36.000	15.400
Temperatur [°C]	12	14 - 18	20°C

Es wird eine CSB-Grundbelastung von rund 29.000 E+EGW angesetzt. Hierfür wird neben der Einwohnerzahl eine Grundlast an BSB<sub>5</sub>- und CSB-Schmutzfracht aus der Weinbereitung mit 2 EGW<sub>60</sub>/ha<sub>Rebfläche</sub> angenommen. Daraus resultiert für die Bemessung - auch nach Einbeziehung der Stickstoffrückbelastung - ein sehr günstiges BSB<sub>5</sub>/N-Verhältnis für die Denitrifikation, andererseits eine Sicherheitsreserve für die Nitrifikation.

Für die Niederlast im Sommer wird der bei höheren Temperaturen nicht mehr zu vernachlässigende BSB<sub>5</sub>-Vorabbau im Kanalnetz berücksichtigt. Die mittlere Belastung wird auf 16.000 EW<sub>60</sub> bzw. 18.200 EW<sub>120</sub> festgelegt. Die Stickstoffbelastung wird für diesen Zeitraum mit rund 18.500 EW<sub>11</sub> angesetzt, sodass für die Denitrifikation nicht mehr optimale Voraussetzungen geben sind.

Während der Kampagne wird die Kläranlage mit einer zusätzlichen mittleren BSB<sub>5</sub>-Fracht von umgerechnet rund 21.000 EGW<sub>60</sub> belastet, d.h. dass die Kläranlage nahezu doppelt so hoch wie durch die Grundlast beaufschlagt ist. Wie ein Vergleich mit den gemessenen Schmutzfrachten während den Kampagnen 1995 - 1997 zeigt (s. Kapitel 5.2, Tabelle 5.7), bergen die angenommenen Schmutzfrachten bereits eine gewisse Sicherheitsreserve in sich. Für die Auslegung der Belüftung wird eine kurzzeitige BSB<sub>5</sub>-Spitzenbelastung von bis zu 75.000 EGW<sub>60</sub> angesetzt.

Während der Kampagne wird deutlich mehr Überschussschlamm produziert. Die Feststoffbelastung steigt um ca. 11.000 EGW<sub>70</sub> an, sodass sich das TS<sub>0</sub>/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis während der Kampagne im Vergleich zur Grundbelastung verkleinert und der *spezifische* Überschussschlammanfall geringer wird. Die TS-Konzentration im Belebungsbecken wird während der Kampagne auf 5 g/l erhöht. Die Abwassertemperaturen fallen von 18°C zu Beginn der Weinlese langsam auf rund 14°C im November ab.

### 7.3.2 Berechnungsergebnisse für die einzelnen Lastfälle

Zunächst werden die beiden Verfahrenskonzepte für alle Lastfälle bemessen. Es zeigt sich, dass die Auslegung der Belebungsbecken für die aerobe Stabilisierungsanlage nach der

maximalen BSB<sub>5</sub>-Belastung, d.h. der Kampagnebelastung, zu einem unwirtschaftlich großen Volumen führt<sup>37</sup>. Daher wird der Bemessung der Lastfall "Grundlast" zugrunde gelegt.

Die Berechnungen für das Verfahrenskonzept mit anaerober Stabilisierung ergeben, dass für den Lastfall "Grundlast" geringfügig größere Beckenvolumina vorzuhalten sind als für den Lastfall "Kampagne"<sup>38</sup>.

Nachdem die Belebungsbeckenvolumina beider Verfahrenskonzepte für den Lastfall "Grundlast" ausgelegt sind, werden die Lastfälle "Kampagne" mit dem stationären Bemessungsansatz HSG 2 nachgerechnet, um Angaben zur Überschussschlammproduktion und zum Schlammalter für die spätere Kalibrierung des dynamischen Anlagenmodells zu erhalten. Die Berechnungsergebnisse der Lastfälle "Grundlast" und "Kampagne" sind in Tabelle 7.3 wiedergegeben.

Tabelle 7.3: Berechnungsergebnisse mit einem stationären Bemessungsansatz (HSG 2)

	anaerobe Stabilisierung $V_{BB} = 2.875 \text{ m}^3$		simultane aerobe Stabilisierung $V_{BB} = 9.150 \text{ m}^3$	
	Grundlast Winter	Kampagne	Grundlast Winter	Kampagne
Temperatur [°C]	12	14	12	14
TS [g/l]	4,5	5	4,5	5
$V_D/V_{BB}$	0,19	0,1	0,24	0,09
$t_{TS,aerob}$ [d]	9,5	7,9	19	17,4
$t_{TS,ges}$ [d]	11,8	8,8	25	19
$NH_4-N_{Sp}$ [mg/l]	5	-	0,8	-
$NH_4-N_{mittel}$ [mg/l]	1	1	0,5	< 0,5
$NO_3-N$ [mg/l]	11,9	5,0	11	5,1

Bei Grundlast beträgt das Gesamtschlammalter der Abwasserreinigungsanlage mit **anaerober Stabilisierung** knapp 12 d, das aerobe Schlammalter liegt mit 9,5 d an der unteren zulässigen Grenze. Bei niedrigeren Temperaturen kann die Nitrifikation durch eine vollständige Belüftung des Belebungsbeckens stabilisiert werden (s. ATV A 131 /2000/). Die gegenüber den Mindestanforderungen verschärfte Überwachungswerte bzgl.  $NH_4-N$  und  $N_{ges,anorg}-N$  lassen sich gerade noch einhalten. Zur Verbesserung der Betriebssicherheit sollten jedoch Maßnahmen zur Regelung des belüfteten Beckenvolumens  $V_N$  ergriffen werden.

Um für dieses Verfahrenskonzept eine stabile Reinigungsleistung während der Kampagne zu gewährleisten, muss die TS-Konzentration im Belebungsbecken auf 5 g/l erhöht werden. Die  $N_{ges,anorg}-N$ -Konzentrationen sind erheblich niedriger als im Sommer, da bedeutend mehr Stickstoff im Überschussschlamm inkorporiert wird. Inwieweit das aerobe Schlammalter von

<sup>37</sup> Es ergibt sich ein Belebungsbeckenvolumen von 11.770 m<sup>3</sup> bei einem Schlammalter von  $t_{TS,gesamt} = 25$  d bzw.  $t_{TS,aerob} = 22$  d während der Kampagne.

<sup>38</sup> Für den Lastfall "Kampagne" (bei 14°C) beträgt das Belebungsbeckenvolumen  $V = 2.750 \text{ m}^3$  bei einem Schlammalter von  $t_{TS,gesamt} = 8,3$  d bzw.  $t_{TS,aerob} = 7,8$  d.

knapp 8 d während der Kampagne eine ausreichende Nitrifikationskapazität unmittelbar nach der Kampagne gewährleistet, ist unter Verwendung der dynamischen Simulation zu untersuchen.

Beim Verfahrenskonzept mit **simultaner aerober Stabilisierung** sinkt während der Kampagne das Gesamtschlammalter auf 19 d und das aerobe Schlammalter auf ca. 17,4 d ab. Der Belebtschlamm wird für den Zeitraum der hohen CSB-Belastung extern aerob nachstabilisiert. Das Verfahrenskonzept gewährt nach den Berechnungsergebnissen mit dem stationären Bemessungsansatz HSG 2 eine sichere Einhaltung der Überwachungswerte für die Stickstoffparameter bei niedrigen Abwassertemperaturen sowie während der Kampagne. Inwieweit die Überwachungswerte auch unmittelbar nach der Kampagne eingehalten werden können, ist zu überprüfen.

### 7.3.3 Grobkalibrierung der Anlagenmodelle

Die Anlagenmodelle (s. Anhang A5) werden für den Lastfall "Niederlast" näherungsweise kalibriert. Für die Kläranlage mit anaerober Schlammstabilisierung wird der Glühverlust des Belebtschlammes für diesen Lastfall auf 75% und somit TS/CSB auf 0,9 angenommen (s. Anhang A9, Abbildung A9.1). Erfahrungsgemäß sinkt der Glühverlust und damit der aktive Anteil im Belebtschlamm mit steigenden Schlammaltern. Bei Verfahrenskonzepten ohne Vorklärung oder nur mit Kurzvorklärung sinkt der Glühverlust des Belebtschlammes ebenfalls, da vermehrt inerte Feststoffe in die Belebungsstufe gelangen. Deshalb wird der Glühverlust des simultan aerob stabilisierten Belebtschlammes auf 55% geschätzt; dem entspricht ein TS/CSB-Verhältnis von 1,25.

Die Stickstoffgehalte des Belebtschlammes N/TS können nach ATV /1997/ (s. Anhang A9, Abbildung A9.2) anhand des Glühverlustes abgeschätzt werden. Für das Verfahrenskonzept I beträgt der Stickstoffgehalt des Belebtschlammes ca. 0,072 kgN/kgTS. Typisch für einen aerob stabilisierten Belebtschlamm ist ein geringerer Anteil aktiver Biomasse und - damit unmittelbar verknüpft - ein niedrigerer Stickstoffgehalt. Er wird in diesem Fall auf rund 0,048 kgN/kgTS geschätzt.

Da beim Verfahrenskonzept mit anaerober Stabilisierung eine Kurzvorklärung erforderlich ist, müssen die Bemessungsschmutzfrachten um deren Eliminationsleistung reduziert werden. Die angenommenen Randbedingungen zur Kalibrierung der beiden Modellanlagen für den Sommerzeitraum sind in Tabelle 7.4 zusammengestellt. Die Abwassertemperatur beträgt jeweils 20°C. Die kinetischen und stöchiometrischen Parameter werden dem Standardparametersatz entnommen.



Tabelle 7.4: Randbedingungen für die Kalibrierung der Modellanlagen für den Lastfall "Niederlast"

	Verfahrenskonzept I anaerobe Stabilisierung	Verfahrenskonzept II aerobe Stabilisierung
TS [g/l]	3,5	3
GV [%]	75	55
TS/CSB	0,9	1,25
N/TS [kgN/kgTS]	0,065 - 0,08	0,04 - 0,055
$V_D/V_{BB}$	0,5	0,4
ÜS-Prod. [kg/d]	640	1.000
$t_{TS,ges}$ [d]	15,8	27,5
$t_{TS,aerob}$ [d]	7,3	16,6
$NH_4-N_{ab,mittel}$ [mg/l]	< 1	< 0,4
$N_{ges,anorg.}-N_{ab,mittel}$ [mg/l]	ca. 6,5	ca. 6,5

Ziel der statischen Kalibrierung ist es, für jedes Anlagenmodell eine CSB-Fraktionierung festzulegen. Für die CSB-Fraktionierungen der Abwässer im Zulauf der biologischen Stufe ergeben sich näherungsweise die Parametersätze der Tabelle 7.5.

Tabelle 7.5: CSB-Fraktionierungen für die beiden Verfahrenskonzepte bei Niederlast

	Verfahrenskonzept I anaerobe Stabilisierung in [%]	Verfahrenskonzept II aerobe Stabilisierung in [%]
$S_i$	5	4
$S_s$	10	10
$X_i$	11	19
$X_s$	70	62
$X_{BH}$	4	5

Die mechanische Vorreinigung in der Kurzvorklärung (Verfahrenskonzept I mit anaerober Stabilisierung) führt dazu, dass die Zusammensetzung des Abwassers und somit auch die CSB-Fraktionierung verändert wird. Laut BORNEMANN ET AL. /1998/ werden durch die Vorklärung bei der CSB-Fraktionierung die Anteile des inerten partikulären CSB  $X_i$  und der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  reduziert; der Anteil des gelösten inerten CSB  $S_i$  steigt. So wird der Anteil der heterotrophen Biomasse  $X_{BH}$  von 5 auf 4 % gesenkt und der Anteil an gelöstem inerten CSB  $S_i$  von 4 auf 5 % erhöht. Die großen Unterschiede zwischen den Anteilen der partikulären inerten und biologisch abbaubaren Fraktionen  $X_i$  und  $X_s$  sind jedoch weniger auf die mechanische Vorklärung, sondern vielmehr auf den großen Einfluss der Parameter auf die Kalibrierung der Schlammzusammensetzung zurückzuführen. Die Parameter  $X_i$  und  $X_s$  besitzen als Messwerte an sich keine Gültigkeit, sondern sind in Verbindung mit der jeweiligen Modellanwendung als Modellparameter zu verstehen. So

muss bei der simultanen aeroben Stabilisierungsanlage der Anteil des inerten partikulären CSB  $X_i$  am Gesamt-CSB im Abwasser auf 19 % erhöht werden, um den niedrigen Stickstoffgehalt N/TS im Belebtschlamm nachbilden zu können.

Aufgrund der höheren, durch die Kampagne bedingten CSB-Belastung nehmen in beiden Anlagen der Glühverlust und der Stickstoffgehalt N/TS des Belebtschlammes zu bzw. das Verhältnis TS/CSB ab. Da sehr viel mehr Stickstoff in den Überschussschlamm eingebaut wird, können die Denitrifikationszonen  $V_D$  erheblich verkleinert werden. Das Gesamtschlammalter verkürzt sich in beiden Anlagen; durch die vergrößerte Nitrifikationszone  $V_N$  nimmt das aerobe Schlammalter hingegen während der Kampagne zu. Die mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen steigen geringfügig an. Da bereits bei Normalbelastung weitgehend denitrifiziert wird, nehmen die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen nur um rund 1 mg/l ab. Die Randbedingungen für die Kalibrierung des Lastfalls "Kampagne" sind in Tabelle 7.6 zusammengefasst.

Tabelle 7.6: Randbedingungen für die Kalibrierung der Modellanlagen für den Lastfall "Kampagne"

	Verfahrenskonzept I anaerobe Stabilisierung	Verfahrenskonzept II aerobe Stabilisierung
TS [g/l]	5	5
GV [%]	80	65
TS/CSB	0,87	1,05
N/TS [kgN/kgTS]	0,07 - 0,08	0,055 - 0,065
$V_D/V_{BB}$	0,1	0,1
ÜS-Prod. [kg/d]	1.590	2.370
$t_{\text{TS,ges}}$ [d]	9,1	19,3
$t_{\text{TS,aerob}}$ [d]	8,1	17,5
$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ab,mittel}}$ [mg/l]	1	< 0,5
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{ab,mittel}}$ [mg/l]	4,9	5,2

Die CSB-Fraktionierung als Ergebnis der statischen Kalibrierung des Kampagnezeitraums ist in Tabelle 7.7 dargestellt.

Tabelle 7.7: CSB-Fraktionierungen für die beiden Verfahrenskonzepte während der Kampagne

	Verfahrenskonzept I anaerobe Stabilisierung in [%]	Verfahrenskonzept II aerobe Stabilisierung in [%]
$S_i$	2,5	2
$S_s$	15	15
$X_i$	15	15
$X_s$	63	63
$X_{BH}$	4,5	5

Da die CSB-Konzentrationen im Zulauf ca. 2,5-mal höher sind als bei Niederlast im Sommer, im Ablauf der Anlagen aber nur geringfügig ansteigen, müssen die Anteile des gelösten inerten CSB  $S_i$  am Gesamt-CSB auf ca. 2 bis 2,5 % herabgesetzt werden. Der Anteil an inertem partikulären CSB  $X_i$  muss beim Verfahrenskonzept I von 11 auf 15% erhöht, beim Verfahrenskonzept II dagegen von 19 auf 15% vermindert werden. Diese Tendenzen zeigten sich bereits bei der Kalibrierung der beiden Modellanlagen Weisenheim und Edenkoben (s. Kapitel 5). Obwohl beide Abwässer fast die gleiche CSB-Fraktionierung aufweisen, ergeben sich aufgrund der verschiedenen Randbedingungen, wie Schmutzfrachten, TS/CSB und Schlammalter, unterschiedliche Zusammensetzungen der Belebtschlämme sowie unterschiedliche Mengen an Überschussschlamm.

#### 7.3.4 Veränderung der Nitrifikationskapazität durch den Kampagneeinfluss

Die Veränderung der Nitrifikationskapazität während der Kampagne wird mit der dynamischen Simulation abgeschätzt. Als Ausgangszustand wird der kalibrierte Niederlastzustand verwendet, bei dem die TS-Konzentration auf 5 g/l erhöht wird. In Abbildung 7.3 sind für beide Anlagen die Veränderungen der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  dargestellt.

#### Veränderung der Nitrifikantenkonzentration während der Kampagne

Nach 8 Wochen Kampagnebelastung<sup>39</sup> ist die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  in der Abwasserreinigungsanlage mit anaerober Stabilisierung von 90 mgCSB/l auf 24 mgCSB/l gefallen. In der aeroben Stabilisierungsanlage vermindert sich die Nitrifikantenkonzentration von 37 mgCSB/l auf 31 mgCSB/l. Dabei nimmt die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  zunächst auf ca. 24 mgCSB/l ab, da durch das vermehrte Wachstum der heterotrophen Biomasse die Nitrifikanten verdrängt werden. Der Anteil der heterotrophen Biomasse im Belebtschlamm steigt schnell an und nähert sich seinem neuen Gleichgewichtszustand. In dieser Phase steht den Nitrifikanten  $X_{BA}$  bereits wieder mehr Stickstoff als Substrat zur Verfügung, so dass deren Anteil wieder langsam zunimmt.

<sup>39</sup> Die Berechnungen erfolgten mit den Bemessungsschmutzfrachten, sodass die Ergebnisse den "worst case" darstellen.

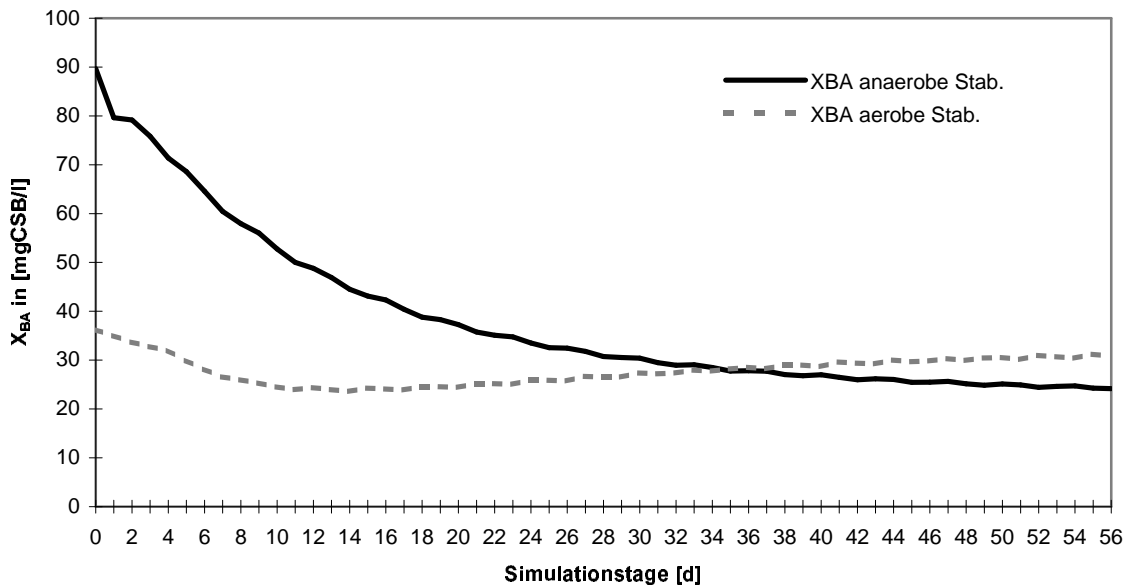


Abbildung 7.3: Verminderung der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  während der Kampagne

Die Ergebnisse bestätigen damit im Wesentlichen die Schlussfolgerungen zur Bilanzierung der Nitrifikanten in Kapitel 5.3.6. Insgesamt geht die Nitrifikantenkonzentration in der Kläranlage mit niedrigem Schlammalter sehr viel deutlicher zurück als in der aeroben Stabilisierungsanlage mit einem hohen Schlammalter. Den wesentlichen Unterschied zwischen den beiden Verfahrenskonzepten stellt der Austrag der Nitrifikanten über den Überschussschlamm dar. Werden aus der Abwasserreinigungsanlage mit anaerober Stabilisierung 1.600 kgTS/d Überschussschlamm entfernt und liegt die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  nach dem ersten Simulationstag bei 80 mgCSB/l, so werden ca. 25,5 kgCSB/d Nitrifikanten  $X_{BA}$  ausgeschleust. Im Belebungsbecken waren rund 230 kgCSB als Nitrifikanten  $X_{BA}$  vorhanden, sodass an diesem Tag mit dem Überschussschlamm ca. 11% abgezogen wurden.

In der aeroben Stabilisierungsanlage fallen - bedingt durch die fehlende Vorklärung - rund 2.370 kgTS/d Überschussschlamm an. Da die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  mit ca. 35 mgCSB/l deutlich niedriger ist, werden an diesem Tag hingegen nur ca. 16,6 kgCSB Nitrifikanten  $X_{BA}$  über den Überschussschlamm ausgeschleust. Da im Belebungsbecken rund 320 kgCSB als Nitrifikanten  $X_{BA}$  vorhanden sind, beschränkt sich die Abzugsrate auf 5,2%.

### Nitrifikationskapazität unmittelbar nach der Kampagne

Am Ende der Kampagne sind in der Kläranlage mit simultaner aerober Schlammstabilisierung die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie die Nitrifikationskapazität höher als in der Abwasserreinigungsanlage mit anaerober Schlammstabilisierung. Die simultane aerobe Stabilisierungsanlage weist eine wesentlich bessere Prozessstabilität in Bezug auf die Nitrifikation auf. Für beide Verfahrenskonzepte wurde die Nitrifikationskapazität  $N_{ox}$  für den Lastfall "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" abgeschätzt; die Ergebnisse sind aus Tabelle 7.8 zu ersehen.

Tabelle 7.8: Abschätzung der Nitrifikationskapazität für den Lastfall "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne"

	anaerobe Stabilisierung		simultane aerobe Stabilisierung	
	[kg/d]	[kg/h]	[kg/d]	[kg/h]
N im ÜS <sup>40</sup>	48	2	58	2,4
NH <sub>4</sub> -N und N <sub>org.</sub> im Ablauf	12,3	0,5	10,3	0,43
nitrifizierbare N- Fracht N <sub>ox</sub> <sup>41</sup>	144	6	343	15,9
Summe	204,3	8,5	411,3	18,7

Da in der Kläranlage mit anaerober Stabilisierung die CSB-Schmutzfracht durch die Kurzvorklärung reduziert wird, ist die Überschussschlammproduktion und damit auch die Stickstoffinkorporation geringer als bei der Abwasserreinigungsanlage mit simultaner aerober Stabilisierung. Die nitrifizierbare Stickstofffracht N<sub>ox</sub> wird gemäß Gleichung 5.1 aus der Nitrifikantenkonzentration X<sub>BA</sub> und dem belüfteten Beckenvolumen V<sub>N</sub> ermittelt. Während in der aeroben Stabilisierungsanlage rund 340 kgN/d bzw. 16 kgN/h nitrifiziert werden können, beschränkt sich das Nitrifikationspotenzial der Kläranlage mit anaerober Stabilisierung auf ca. 144 kgN/d bzw. 6 kgN/h. In der Summe können in der simultanen aeroben Stabilisierungsanlage rund 410 kgN/d bzw. knapp 19 kgN/h eliminiert werden, in der Anlage mit anaerober Stabilisierung dagegen nur die Hälfte.

Zusätzlich wird die Betriebsstabilität der simultanen aeroben Stabilisierungsanlage durch die Speicherkapazität bzw. Verdünnungswirkung des großen Belebungsbeckenvolumens verstärkt. So können bei einer Konzentrationserhöhung im Belebungsbecken um 3 mgNH<sub>4</sub>-N/l ca. 27,5 kgNH<sub>4</sub>-N zwischengespeichert werden. Die Speicherwirkung der Kläranlage mit anaerober Stabilisierung beschränkt sich aufgrund der vergleichsweise kleinen Belebungsbecken auf ca. 8,5 kgNH<sub>4</sub>-N.

### **Erforderliche Nitrifikationskapazität unmittelbar nach der Kampagne**

Bei einer maximalen Stickstofffracht im Zufluss von 18 kgN/h ist eine Nitrifikationsleistung von ca. 15,5 kgNH<sub>4</sub>-N/h gefordert<sup>42</sup>. Daraus ergibt sich für die aerobe Stabilisierungsanlage eine ausreichende Nitrifikationskapazität auch unmittelbar nach der Kampagne.

Die Nitrifikationskapazität der Kläranlage mit anaerober Stabilisierung ist dagegen zu gering, sodass die NH<sub>4</sub>-N-Spitzenablaufwerte den Überwachungswert überschreiten können. Das Beckenvolumen ist für dieses Verfahrenskonzept nicht ausreichend bemessen. Der

<sup>40</sup>  $N_{\text{ÜS,unmittelbar nach Kampagne}} [\text{kgN/d}] = N/\text{TS}_{\text{Kampagne}} \cdot \text{ÜS}_{\text{Grundlast "Winter"}} [\text{kgN/kgTS} \cdot \text{kgTS/d}]$

<sup>41</sup> Bei vollständiger Belüftung des gesamten Belebungsbeckens, d.h.  $V_N = V_{\text{BB}} = 2.875$  bzw.  $9.150 \text{ m}^3$ .

<sup>42</sup> Das Verhältnis zwischen maximaler stündlicher Stickstofffracht zur mittleren Stickstofffracht wird zu ca. 2 angenommen. Abzgl. des Stickstoffs, der in den Schlamm inkorporiert wird oder über den Ablauf ins Gewässer gelangt, ergibt sich daraus die erforderliche Nitrifikationsleistung.

Überwachungswert kann nur mit einer deutlich höheren Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  im Belebungsbecken sicher eingehalten werden. Die erforderliche Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  lässt sich folgendermaßen abschätzen:

$$X_{BA} \geq \frac{N_{ox} \cdot Y_A}{V_N \cdot \mu_A} \quad (\text{Gl. 7.1})$$

- mit  $N_{ox}$  nitrifizierbare N-Fracht, hier  $15,5 \text{ kg/h} \cdot 24 \text{ h} = 372 \text{ kgN/d}$   
 $Y_A$  Ertragskoeffizient mit 0,24  
 $V_N$  belüftetes Beckenvolumen, hier  $2.875 \text{ m}^3$   
 $\mu_A$  autotrophe Wachstumsrate, hier bei  $13^\circ\text{C}$  ca.  $0,45 \text{ d}^{-1}$

Um eine Nitrifikationsleistung von ca.  $15,5 \text{ kg/h}$  zu erhalten, müssen im belüfteten Belebungsbeckenvolumen rund  $70 \text{ mgCSB/l}$  Nitrifikanten vorhanden sein. Es ist somit unmittelbar nach der Kampagne eine fast dreimal so hohe Nitrifikantenkonzentration erforderlich wie vorhanden ist.

Da die CSB-Belastung unmittelbar nach der Kampagne deutlich niedriger ist als während der Kampagne und somit mehr Stickstoff als Substrat für die Nitrifikanten zur Verfügung steht, nimmt die Nitrifikantenpopulation wieder zu. Aus der Simulation ergibt sich für die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  bei  $13^\circ\text{C}$  ein täglicher Zuwachs von ca.  $2,1 \text{ mgCSB/l}\cdot\text{d}$  oder  $6 \text{ kg/d}$ . D.h. erst nach 14 d wäre die Menge an Nitrifikanten ausreichend. Wenn jedoch zu diesem Zeitpunkt die TS-Konzentration im Belebungsbecken verringert wird, dauert es noch sehr viel länger, bis wieder eine ausreichende Menge an Nitrifikanten vorhanden ist.

Unter Verwendung der dynamischen Simulation konnte somit gezeigt werden, dass die stationäre Bemessung für ein Schlammalter von rund 8 d (bei  $14^\circ\text{C}$ ) während der Kampagne keine sichere Einhaltung der Überwachungswerte gewährleistet. Die Nitrifikationskapazität der Abwasserreinigungsanlage ist gegen Ende der Kampagne viel zu niedrig, um unmittelbar danach eine ausreichende Nitrifikation zu erreichen. Demnach müssten die Belebungsbecken erheblich größer ausgelegt werden. Dies hätte jedoch zur Folge, dass der Belebtschlamm bei Normalbelastung bereits weitgehend aerob stabilisiert und somit die Faulgasausbeute bei der anschließenden anaeroben Stabilisierung geringer wird. Durch größere Belebungsbecken wird daher die Wirtschaftlichkeit der Anlage in Frage gestellt. Es muss somit nach Möglichkeiten gesucht werden, ohne großen Kostenaufwand die Überwachungswerte jederzeit sicher einhalten zu können.

## Optimierungsansätze

Als Optimierungsansätze bieten sich an:

- Die Abnahme der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  während der Kampagne soll verlangsamt oder sogar unterbunden werden. Dies könnte durch eine regelmäßige Zugabe von Stickstoff im Zulauf der Belebungsstufe bewerkstelligt werden.

In Abbildung 7.4 ist dargestellt, wie die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  durch die Zugabe von Stickstoff beeinflusst werden kann. Bei einer regelmäßigen Dosierung von 50 kgN/d sinkt die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  nur auf ca. 42 mgCSB/l ab, bei einer Zugabe von rund 100 kgN/d sogar nur auf 60 mgCSB/l. Dies entspricht Nitrifikationskapazitäten von 235 kgN/d bzw. 9,5 kgN/h sowie 325 kgN/d bzw. 13,5 kgN/h. Selbst bei einer Zugabe von 100 kgN/d während der Kampagne ist die Nitrifikationskapazität unmittelbar nach der Kampagne nicht ausreichend, um den Überwachungswert für  $NH_4-N$  nicht zu überschreiten. Bei einer Kampagnebelastung, die geringer als der Bemessungslastfall ist, kann diese Maßnahme allerdings bereits zu einer ausreichenden Nitrifikationskapazität führen.

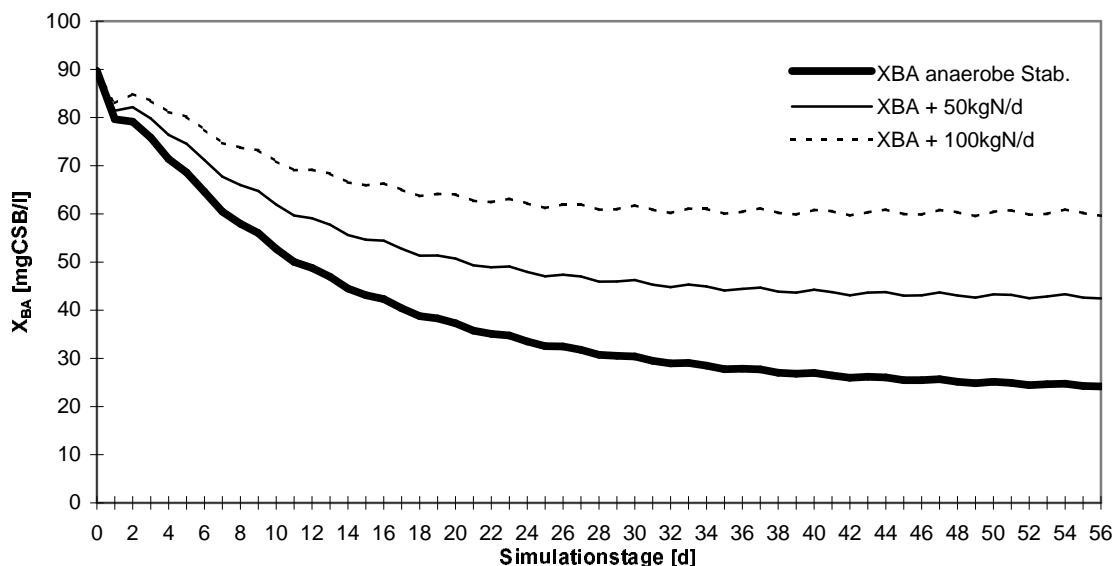


Abbildung 7.4: Abnahme der Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  bei Stickstoffdosierung

- Die Belastungsschwankungen bzw. die maximale Stickstofffracht im Zulauf [kgN/h] sollen durch eine Bewirtschaftung der stickstoffhaltigen Prozesswässer verringert werden, indem diese in einem Behälter zwischengespeichert und zu belastungsschwachen Zeiten dem Abwasser wieder zugegeben werden. Wird die maximale Stickstofffracht im Zulauf der Belebungsstufe auf 15,5 kgN/h begrenzt, so wäre eine Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  von rund 60 mgCSB/l hinreichend. Die Bewirtschaftung der Prozesswässer ist auch für den Lastfall "Grundlast" anzustreben.

## Fazit

Unter Verwendung der dynamischen Simulation lassen sich die beiden Verfahrenskonzepte folgendermaßen bewerten:

- Das Belebungsbecken der simultanen aeroben Stabilisierungsanlage wird für den Lastfall "Grundlast" ausgelegt. Auch unmittelbar nach der Kampagne ist eine ausreichende Nitrifikationskapazität vorhanden.
- Beim Verfahrenskonzept mit anaerober Stabilisierung ist die Bemessung des Belebungsbeckens auf ein aerobes Schlammalter von rund 8 d während der Kampagne unzureichend. Der Austrag der Nitrifikanten während der Kampagne ist so hoch, dass gegen Ende sowie unmittelbar nach der Kampagne die Nitrifikationskapazität zu gering ist, um den  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert einhalten zu können. **Das Bemessungsergebnis muss korrigiert werden.** Eine Vergrößerung des Beckenvolumens ist jedoch nicht vorteilhaft, da dies bei Normalbelastung durch eine weitgehende simultane aerobe Stabilisierung die Gasausbeute bei der Schlammfäulung herabsetzt und diese unwirtschaftlich werden lassen kann.
- Mit einer Stickstoffdosierung und einer Bewirtschaftung der Prozesswässer können die Überwachungswerte auch unmittelbar nach der Kampagne sicher eingehalten werden. **Das Bemessungsergebnis müsste in Verbindung mit diesen beiden Optimierungsmaßnahmen nicht korrigiert werden.**

Die Untersuchungen bestätigen, dass die Dimensionierung des Belebungsbeckens für eine sichere Nitrifikation über das aerobe Bemessungsschlammalter nur für Abwasser mit typischer kommunaler Zusammensetzung zulässig ist. Da die Abwasserzusammensetzung durch die Weinbauabwässer während der Kampagne erheblich verändert wird, kann das Belebungsbecken über das für kommunales Abwasser empirisch ermittelte aerobe Bemessungsschlammalter nicht bemessen werden. Durch den Einsatz der dynamischen Simulation kann hingegen eine sichere und zugleich wirtschaftliche Bemessung ermöglicht werden.

Die Untersuchungsergebnisse sind nur für das gewählte Beispiel gültig, für andere Anlagenkonzepte und Belastungsverhältnisse sind die Ergebnisse nur qualitativ übertragbar.



## 8. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

### 8.1 Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei der Weinlese und anschließenden Weinbereitung fallen Abwässer in unterschiedlichen Mengen und mit unterschiedlicher Schmutzfracht an, die i.d.R. in die öffentliche Kanalisation geleitet und in kommunalen Kläranlagen zusammen mit häuslichem Abwasser behandelt werden. Die Belastung der Weinbauabwässer hängt von den Mengen an Trubstoffen und Produktverlusten ab, die bei der Reinigung der Lese-, Transport- und Keltergeräte sowie der Fässer ins Abwasser gelangen. Es sind erhebliche Belastungsschwankungen - insbesondere der organischen Abwasserinhaltsstoffe - festzustellen, die durch Faktoren wie kellertechnische Ausstattung, Personalverfügbarkeit und Betriebsgröße bedingt sind. Mit einer konsequenten Trubrückhaltung können die Emissionen aus den Weinbaubetrieben beträchtlich gesenkt und damit die Probleme in den Kanalisationen und den Kläranlagen verringert werden.

Die Belastungscharakteristik der kommunalen Kläranlagen und die Einflussdauer der Weinkampagne sind von vielen Größen abhängig. Neben den Maßnahmen zur Vorreinigung in den Weinbaubetrieben und der dabei angewandten Sorgfalt wirken sich das Verhältnis der Rebfläche zur angeschlossenen Einwohnerzahl und die jährliche Ertragsmenge darauf aus. Zur groben Einschätzung kann von einer mittleren spezifischen BSB<sub>5</sub>-Fracht von 10 EGW<sub>60</sub> je ha Rebfläche und Tag ausgegangen werden. Aufgrund der großen Unterschiede zwischen den einzelnen Einzugsgebieten, die sich z.B. in den Betriebsgrößen und den angebauten Rebsorten äußern, sind unbedingt Messungen im Zulauf der Kläranlage durchzuführen, um sowohl die BSB<sub>5</sub>-Belastung als auch die TKN-Belastung während der Kampagne zu ermitteln. Um den schwankenden jährlichen Ertragsmengen Rechnung zu tragen, sollten die Bemessungsfrachten auf einen Spitzenertrag bezogen werden.

Eine im Rahmen der Arbeit durchgeführte Umfrage bei den Betreibern von Weinbaukläranlagen ergab, dass noch erhebliche Wissensdefizite bestehen, wie Kläranlagen in Weinbaugemeinden wirklichkeitsnah zu bemessen sind und wie ihr Betrieb wirtschaftlich zu gestalten ist. Die großen Belastungsschwankungen während der Weinkampagne erfordern sehr flexible Strategien zur Betriebsführung, die bereits bei der Planung berücksichtigt werden sollten.

Die bisher bekannten Hinweise zur Bemessung von saisonal unterschiedlich belasteten Kläranlagen werden diesen Anforderungen nicht gerecht. Auch zeigt es sich, dass die allgemein anerkannten stationären Bemessungsansätze wie ATV A 131 und HSG 2 nicht zum Nachweis einer ausreichenden Nitrifikation für die Lastfälle "Kampagne" und "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" geeignet sind. Diese erfordern einen stationären Zustand, der für die Nitrifikation nicht vorausgesetzt werden kann. Das liegt daran, dass die Zusammensetzung des Belebtschlammes durch die höhere saisonale CSB-Belastung verändert wird und dies sich auf die Prozesse der Stickstoffelimination auswirkt. Einerseits wird mehr Stickstoff in den Belebt- bzw. Überschussschlamm eingebunden, sodass für die Nitrifikanten weniger Substrat verfügbar ist. Andererseits muss während der Kampagne mehr Überschussschlamm abgezogen werden, was zur Folge hat, dass in der Regel mehr Nitrifikanten aus dem Belebungsbecken entfernt werden als nachwachsen können.

Problematisch wird die verminderte Nitrifikationskapazität erst dann, wenn die hohe CSB-Belastung zurückgeht und der Stickstoff, der nun nicht mehr in den Belebt- bzw. Überschussschlamm eingebaut wird, wieder nitrifiziert werden muss. Daher besteht unmittelbar nach der Kampagne die größte Gefahr, dass der Überwachungswert für den  $\text{NH}_4\text{-N}$  überschritten wird.

Hinzu kommt, dass das Bemessungsschlammalter, das Grundlage der gängigen stationären Bemessungsansätze ist, auf empirischen Zusammenhängen beruht, die für Abwässer mit typisch kommunaler Zusammensetzung gültig sind. Da zwischen der Nitrifikantenkonzentration und dem Schlammalter praktisch kein direkter funktionaler Zusammenhang besteht, kann das Bemessungsschlammalter nicht auf Abwässer mit einer grundlegend anderen Zusammensetzung, wie sie während der Kampagne gegeben ist, übertragen werden. Es ist somit festzustellen, dass zur sicheren Bemessung von Weinbaukläranlagen zur Nitrifikation die stationären Bemessungsansätze nicht herangezogen werden können.

Zur Optimierung der Bemessung bietet sich die dynamische Simulation an, denn sie erlaubt die Nachbildung jeglicher instationärer Belastungsverhältnisse und Zustände. Da aus der Literatur bisher noch keine Untersuchungen zur dynamischen Simulation von Weinbaukläranlagen bekannt sind, musste zunächst ein geeignetes Modell ausgewählt und erprobt werden. Die Wahl fiel auf das Activated Sludge Model No. 1, das für kommunale Kläranlagen i. Allg. sehr gute Übereinstimmungen zwischen den Simulationsergebnissen und den realen Messwerten liefert. Die dynamische Simulation wurde vereinfachend mit den kinetischen und stöchiometrischen Parametern des Standardparametersatzes nach BORNEMANN ET AL. /1998/ durchgeführt, der für viele Parameter Variationsbreiten vorgibt, die für die Kalibrierung nutzbar sind. Eine genauere messtechnische Bestimmung der Parameter ist aufgrund der starken Schwankungen von Belastung und Abwasserzusammensetzung, die eine dauernde Anpassung der Belebtschlammbiozönose erfordern, während der Kampagne nur schwer möglich. Auch ist die Übertragbarkeit der Ergebnisse solcher Messungen fragwürdig.

Für die weiteren Untersuchungen unter Verwendung der dynamischen Simulation wurden zwei Kläranlagen mit jeweils erheblichem Kampagneeinfluss, aber unterschiedlichen Verfahrenskonzepten ausgewählt: Die Kläranlage Weisenheim, eine Belebungsanlage mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Stabilisierung sowie die intermittierend betriebene Kläranlage in Edenkoben, in der der Belebtschlamm simultan aerob stabilisiert wird. Beide Anlagen werden im Vergleich zur Normalbelastung zur Zeit der Kampagne mit mehr als der doppelten  $\text{BSB}_5$ -Fracht beaufschlagt.

Die wesentlichen Ergebnisse zum Einsatz der dynamischen Simulation von Kläranlagen mit Weinbauabwässern (Kapitel 5) lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Kläranlagen können mit dem Activated Sludge Model No. 1 dynamisch simuliert werden.
- Die Vorgehensweise zur Simulation ist aufwändiger als bei einer normal belasteten Kläranlage. Zur Kalibrierung und Simulation des Kampagnezeitraums muss zunächst ein Ausgangszustand "Sommer" erzeugt werden, der ebenfalls zu kalibrieren ist.
- Die statische Kalibrierung ist zur Beschreibung der Schlammzusammensetzung maßgebend. Eine dynamische Kalibrierung der Kläranlage Edenkoben führte in dieser Hinsicht zu keiner Verbesserung der Modellgüte. Um die Veränderung der Nitrifikationskapazität während der Kampagne abschätzen zu können, genügt daher eine statische Kalibrierung der Modellanlage.
- Wird das Modell für den Kampagnezeitraum dynamisch kalibriert, so darf dies nicht für Tage mit erheblichem Kampagneneinfluss geschehen. Bei hohen CSB-Belastungen wird die Dynamik der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte nicht von der Nitrifikation, sondern maßgeblich von der Stickstoffinkorporation in den Belebt- bzw. Überschussschlamm bestimmt.
- Die Belastung ist über den gesamten Zeitraum der Kampagne aus 24h-Mischproben zu ermitteln (CSB, TKN und  $\text{TS}_0$ ). Die Zusammensetzung des Belebtschlammes muss über "Kontrollparameter" wie den Stickstoffgehalt in der Schlammrockenmasse N/TS charakterisiert werden. Des Weiteren ist es notwendig, die Prozessführung zu analysieren und im Modell entsprechend nachzubilden.
- Die kalibrierten CSB-Fractionen beider Anlagenmodelle lagen in den aus der Literatur bekannten Variationsbreiten für kommunale Abwässer.
- Nur wenige der kinetischen und stöchiometrischen Parameter aus dem Standardparametersatz mussten bei der Kalibrierung angepasst werden. Diese blieben jedoch im Rahmen der vorgegebenen Variationsbreiten.
- Bei sehr hohen CSB-Belastungen kann es erforderlich werden, den Ertragskoeffizienten der heterotrophen Biomasse  $Y_H$  zu reduzieren. Dadurch wird weniger Stickstoff in den Überschussschlamm eingebunden und eine Nährstoffmangelsituation kann vermieden werden. Vorteil dieser Vorgehensweise ist, dass die CSB-Abbaugeschwindigkeit nicht beeinträchtigt wird.
- Durch eine ständige Nachführung der TS-Konzentration im Anlagenmodell können die Auswirkungen der Blähschlammbildung auf die Reinigungsleistung zwar nachgebildet werden, eine Vorhersage zu den Auswirkungen der verschlechterten Absetzeigenschaften ist mit dem ASM 1 jedoch nicht möglich.

Die Veränderung der Nitrifikationskapazität wurde für beide Kläranlagen mit Hilfe der dynamischen Simulation untersucht. Die Messergebnisse der maximalen Stickstoffatmung  $\text{OVN}_{\text{max}}$  in der Kläranlage Edenkoben während der Kampagne 1997 bestätigen die Simulationsergebnisse für die Nitrifikationskapazität. Obwohl beide Kläranlagen ungefähr die gleiche Abwasserzusammensetzung zur Zeit der Kampagne aufwiesen, unterschieden sich die Ergebnisse erheblich. Während die Nitrifikantenkonzentration in der Weisenheimer Kläranlage innerhalb von 8 Wochen auf ca.  $\frac{1}{4}$  der ursprünglichen Konzentration vermindert wurde, bewegte sich die Nitrifikantenkonzentration in der Kläranlage Edenkoben gegen Ende der Kampagne wieder in derselben Größenordnung wie im Sommer.

Entscheidend für die Veränderung der Nitrifikantenkonzentration während der Kampagne ist dabei die "Verdünnungsrate" bzw. der Kehrwert des Schlammalters. Die Verdünnungsrate beschreibt, wieviel Überschussschlamm im Vergleich zur vorhandenen Schlammmasse im Belebungsbecken abgezogen wird. Je niedriger die Verdünnungsrate und somit je höher das Schlammalter, umso weniger geht die Nitrifikantenkonzentration zurück. Bei einem geringem Schlammalter wird die Nitrifikantenkonzentration durch den Überschussschlammabzug deutlich reduziert.

Dieser prinzipielle Zusammenhang wird aus der Bilanzgleichung der Nitrifikanten während der Kampagne erkennbar. Aufgrund der vielfältigen Abhängigkeiten eignet sich die Gleichung jedoch nicht dazu, die Nitrifikantenkonzentration gegen Ende der Kampagne abzuschätzen. Auch werden die Auswirkungen einer höheren Stickstofffracht sowie einer höheren TS-Konzentration auf das Ergebnis nicht erfasst. Folglich können - bedingt durch die Komplexität der Problematik - keine allgemeingültigen Bemessungsansätze, wie z.B. ein erforderliches Bemessungsschlammalter, genannt werden. Zur Absicherung des Bemessungsergebnisses muss die dynamische Simulation herangezogen werden.

Um die Simulationsergebnisse besser einschätzen und die Abhängigkeiten sowie Wechselwirkungen zwischen Belastung, TS-Konzentration und der CSB-Fraktionierung erkennen zu können, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, die auch Untersuchungen über die Auswirkungen von kinetischen und stöchiometrischen Parameter auf das Simulationsergebnis umfasste (Kapitel 6). Im Unterschied zu anderen Sensitivitätsanalysen wird dabei der Einfluss der einzelnen Parameter und Randbedingungen auf die zeitliche Veränderung der Schlammzusammensetzung sowie der mittleren Ablaufwerte untersucht. Als wesentliche Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind herauszustellen:

- Die zusätzliche CSB-Fracht aus der Weinbereitung hat den größten Einfluss auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  sowie die mittleren Ablaufkonzentrationen des  $NH_4$ -N und insbesondere des  $NO_3$ -N.
- Eine Erhöhung der TS-Konzentration im Belebungsbecken vor der Kampagne wirkt sich positiv auf die Nitrifikationskapazität aus.
- Das Verhältnis zwischen dem langsam abbaubaren CSB  $X_S$  und dem partikulären inerten CSB  $X_I$  im Rohabwasser eignet sich hervorragend zur Kalibrierung der Schlammzusammensetzung, die über die CSB- und Stickstoffgehalte des Belebtschlammes CSB/TS und N/TS sowie über die aktive Biomasse charakterisiert werden kann. Über diese "Kontrollparameter" kann die Nitrifikantenkonzentration indirekt kalibriert werden.
- Die Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse  $b_H$  eignet sich sehr gut zum Kalibrieren. Durch ihre Anpassung kann in einem gewissen Rahmen der Stickstoffgehalt des Belebtschlammes N/TS verändert werden. Zugleich wirkt die heterotrophe Zerfallsrate mittelsensitiv bis sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$ .
- Obwohl der Ertragskoeffizient  $Y_H$  mittelsensitiv auf die Zusammensetzung des Belebtschlammes sowie sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  wirkt, sollte mit dem Defaultwert 0,67 gCSB/gCSB simuliert werden. Nur an einzelnen Tagen mit sehr hohen CSB-Belastungen und der Gefahr eines Nährstoffmangels sollte der Ertragskoeffizient  $Y_H$  abgemindert werden.

- Bei kampagnebeeinflussten Kläranlagen wirkt die maximale Wachstumsrate der autotrophen Biomasse  $\mu_{A,max}$  sehr sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$ . Da sie auch die Dynamik der  $NH_4$ -N-Ganglinien im Ablauf der Belebungsstufe maßgeblich mitbestimmt, eignet sich dieser Parameter besonders gut zur dynamischen Kalibrierung.
- Die autotrophe Zerfallsrate  $b_A$  wirkt insbesondere bei höheren Schlammaltern sensitiv auf die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$ . Da die Zusammensetzung des Belebtschlammes nicht beeinflusst wird, kann die Zerfallsrate  $b_A$  nur über die mittleren  $NH_4$ -N-Abaukonzentrationen kalibriert werden.

Mit diesen Erkenntnissen wurde eine allgemeingültige Vorgehensweise formuliert, die den Einsatz der dynamischen Simulation in der Planungsphase zur Optimierung der Bemessung ermöglichen soll (Kapitel 7.1). Das Belebungsbecken ist i.d.R. für den kritischen Lastfall bei Normalbelastung zu bemessen. Die Veränderung der Nitrifikationskapazität während und unmittelbar nach der Kampagne wird mit der dynamischen Simulation ermittelt und ggf. das Bemessungsergebnis korrigiert.

In der Planungsphase kann zur Kalibrierung der Anlagenmodelle nicht auf reale Messwerte zurückgegriffen werden. Es wurde ein Ansatz entwickelt, die für die statische Kalibrierung relevanten "Kontrollparameter" und andere "Messwerte" abzuschätzen. Einige Angaben und Randbedingungen können den Berechnungsergebnissen der stationären Bemessungsmodelle entnommen werden, z.B. die Überschussschlammmenge sowie die mittleren  $N_{ges,anorg.}$ -Konzentrationen, die auf einer nach wie vor gültigen Gesamt-Stickstoffbilanz beruhen.

Die zukünftige Zusammensetzung des Belebtschlammes muss aus Erfahrungswerten ermittelt werden. Der Glühverlust kann von Kläranlagen, die hinsichtlich des Verfahrenskonzeptes und der Belastung vergleichbar sind, übernommen werden. Anhand des Glühverlustes sind CSB- und Stickstoffgehalt des Belebtschlammes (CSB/TS und N/TS) abzuschätzen.

Ergänzend zu der entwickelten Vorgehensweise werden allgemeine betriebliche Optimierungsansätze für Kläranlagen in Weinbaugebieten vorgestellt (Kapitel 7.2). Viele von ihnen können mit Hilfe der dynamischen Simulation nach Aufwand und Nutzen für den jeweiligen Anwendungsfall überprüft und bewertet werden.

Abschließend wurde an einem Beispiel demonstriert, wie durch den Einsatz der dynamischen Simulation eine Bemessung optimiert werden kann. Zwei verschiedene Verfahrensvarianten wurden miteinander verglichen:

- Eine simultane aerobe Stabilisierungsanlage, für die neben einer Nachklärung mehr als 6.000 m<sup>3</sup> Belebungsbeckenvolumen neu geschaffen werden müssen.
- Eine Anlage mit anaerober Stabilisierung, für die lediglich eine Nachklärung neu gebaut werden muss.

Die wesentlichen Ergebnisse sind wie folgt zusammenzufassen:

- Die Nitrifikantenkonzentration wird bei beiden Verfahrenskonzepten infolge der hohen Kampagnebelastung vermindert, wobei die Abhängigkeit der Reduktion vom Schlammalter deutlich zu erkennen ist. Während bei der aeroben Stabilisierungsanlage die Nitrifikantenkonzentration nur geringfügig vermindert wird, geht sie bei der Anlage mit niedrigem Schlammalter erheblich zurück.
- In der simultanen aeroben Stabilisierungsanlage ist die Nitrifikationskapazität am Ende bzw. unmittelbar nach der Kampagne ausreichend. Die Anlage zeichnet sich durch eine sehr hohe Betriebsstabilität aus, die noch durch die Speicher- und Verdünnungswirkung der großen Beckenvolumen verstärkt wird.
- Obwohl das nach stationärer Bemessung ermittelte Volumen der Anlage mit anaerober Stabilisierung scheinbar ausreichend war, konnte mit der dynamischen Simulation gezeigt werden, dass während der Kampagne die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  erheblich vermindert wird und der gegenüber den Mindestanforderungen verschärfte  $NH_4$ -N-Überwachungswert von 5 mg/l unmittelbar nach der Kampagne nicht eingehalten werden kann.
- Eine Vergrößerung des Beckenvolumens für die Anlage mit anaerober Schlammfäulung bewirkt jedoch bei Normalbelastung eine weitgehende simultane aerobe Schlammstabilisierung. Die Gasausbeute der anaeroben Fäulung würde zurückgehen und ein BHKW unwirtschaftlich erscheinen lassen.
- Die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  ist bei beiden Verfahrenskonzepten mit einer Nährstoffdosierung während der Kampagne positiv zu beeinflussen. In Verbindung mit einer Bewirtschaftung der stickstoffhaltigen Prozesswässer, die ganzjährig betrieben werden sollte, kann in der Anlage mit anaerober Stabilisierung der Überwachungswert für  $NH_4$ -N auch unmittelbar nach der Kampagne eingehalten werden.

Mit Hilfe der dynamischen Simulation konnte für die Anlage mit anaerober Stabilisierung auf die Gefahr einer unzureichenden Nitrifikationskapazität unmittelbar nach der Kampagne aufmerksam gemacht, aber auch einfach umzusetzende Optimierungsmaßnahmen, wie z.B. eine Zugabe von stickstoffhaltigen Prozesswässern zu Zeiten mit sehr hoher CSB-Belastung und eine Dosierung von "externem" Stickstoff, erprobt werden. Durch den Einsatz der dynamischen Simulation in der Planungsphase war somit in diesem Fall eine wirklichkeitsnahe Bemessung möglich. Des Weiteren konnten verschiedene Regelstrategien erprobt und an die vorherrschenden Randbedingungen optimal angepasst werden.

Am Beispiel einer Planung konnte gezeigt werden, dass für die Mitbehandlung der Weinbauabwässer in der Regel kein zusätzliches Belebungsbeckenvolumen erforderlich ist. Dennoch können zusätzliche Kosten anfallen, die in Tabelle 8.1 zusammengefasst sind.

Tabelle 8.1: Zusätzliche Kosten für die Mitbehandlung von Weinbauabwässern in kommunalen Kläranlagen

Zusätzliche Investitionskosten für	Zusätzliche Betriebskosten für
<p>Gebläseleistung und Belüfterdichte</p> <p>Nachklärung ist für den Lastfall "Kampagne" auszulegen</p> <p>Die Schlammbehandlung ist für den Lastfall "Kampagne" auszulegen</p> <p>Ggf. externe Nachstabilisierung des Überschussschlammes</p> <p>Prozesswasserbewirtschaftung (ist ganzjährig sinnvoll zu nutzen) für eine stabile Nitrifikation und zum Ausgleich von Nährstoffmangel</p> <p>Dosierstation für Nährstoffe</p> <p>Erforderliche Flexibilität des Verfahrenskonzepts</p> <p>Ggf. einen nachgeschalteten Filter zur Einhaltung der CSB- und BSB<sub>5</sub>-Überwachungswerte</p> <p>Ggf. zusätzliche Messgeräte</p>	<p>Belüftungsenergie</p> <p>Einsatz von Betriebsmitteln wie Nährstoffe, Steinmehle für die Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit der Nachklärung</p> <p>Einsatz von Betriebsmitteln zur Entwässerung</p> <p>Belüftungsenergie</p> <p>Nährstoffe</p> <p>Personal</p> <p>Personal</p> <p>Personal und Chemikalien</p>

Die im Rahmen dieser Arbeit gewonnen Erkenntnisse zur Mitbehandlung von saisonal anfallenden, organisch hochbelasteten Abwässern in kommunalen Kläranlagen lassen sich auch auf andere Sparten wie bspw. die Fruchtsaftherstellung übertragen.

## 8.2 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die unter Verwendung des Werkzeugs "dynamische Simulation" durchgeführten Untersuchungen auf den Kläranlagen Edenkoben und Weisenheim belegen, dass durch die Weinkampagne stark beeinflusste Kläranlagen nicht mit einem allgemeingültigen stationären Ansatz für das Reinigungsziel Nitrifikation bemessen werden können. Eine derartige Vorgehensweise ist angesichts der Dynamik der Prozesse bei der Abwasserreinigung und den herrschenden Wechselwirkungen zwischen der Nitrifikationskapazität und dem Überschussschlammabzug bzw. der Verdünnungsrate, die nur unzureichend zu erfassen sind, nicht möglich. Nur durch die Verwendung der dynamischen Simulation kann eine sichere und zugleich wirtschaftliche Bemessung von kampagnebeeinflussten kommunalen Kläranlagen zur Nitrifikation gewährleistet werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen legen den Schluss nahe, dass im Vergleich zu einer konventionellen kommunalen Kläranlage zwei weitere Lastfälle, "Kampagne" und "Zeitraum

unmittelbar nach der Kampagne“ simuliert werden müssen, für die jeweils die CSB-Fraktionierung und die kinetischen sowie stöchiometrischen Parameter zu kalibrieren sind.

Es wurde aufgezeigt, dass die Bemessungsgrundlagen zur Dimensionierung einer Weinbaukläranlage aufgrund der spezifischen Belastungscharakteristik durch Messreihen sowohl bei Normal- als auch bei Kampagnebelastung zu ermitteln sind. Diese umfassen nicht nur die Summenparameter  $BSB_5$  bzw. CSB, sondern auch die Stickstoff- und Feststofffrachten ( $TS_0$ ). Eine Einteilung des Kampagneinflusses in verschiedene Kategorien und daraus abgeleitete speziell angepasste Bemessungsempfehlungen, wie in der Dokumentation Weinbauabwässer vorgenommen, erscheint nicht sinnvoll, da die Auswirkungen der Kampagnebelastung auf die Prozessstabilität der Nitrifikation erheblich vom Verfahrenskonzept der Kläranlage abhängig sind.

Die im Rahmen der Arbeit durchgeführten Untersuchungen verdeutlichen, dass Weinbaukläranlagen keine (vergrößerten) Kopien kommunaler Kläranlagen sein dürfen. Vielmehr ist sowohl bei der Bemessung und Planung der Anlagen als auch bei der Betriebsführung die spezifische Charakteristik der Weinbauabwässer sowie deren Auswirkungen auf die Abwasserzusammensetzung und den Reinigungsprozess zu beachten. Insbesondere in folgenden Bereichen sind Modifikationen gegenüber kommunalen Kläranlagen erforderlich:

- **Grundlagenermittlung:**

Für den Lastfall "Kampagne" ist die Belastung der Kläranlage für die Parameter  $BSB_5$  bzw. CSB, TKN und  $TS_0$  zu ermitteln. Eine evtl. höhere Rückbelastung mit stickstoffhaltigen Prozesswässern infolge größerer Mengen Überschussschlamm ist zu beachten. Auch die Verschlechterung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes während der Kampagne ist bei der Auslegung der Nachklärung zu berücksichtigen.

- **Planung:**

Die Bemessung auf die maximale  $BSB_5$ -Belastung, d.h. die Kampagnebelastung, führt einerseits bei simultanen aeroben Stabilisierungsanlagen zu einem unwirtschaftlich großen Beckenvolumen und andererseits infolge der höheren Denitrifikationskapazität allgemein zu kleineren Denitrifikationszonen. Es sind alle Lastfälle zu rechnen, in der Regel ist der Lastfall "Normalbelastung bei tiefen Temperaturen" für die Bemessung maßgebend. Die Nitrifikationskapazität ist für die Lastfälle "Kampagne" sowie "Zeitraum unmittelbar nach der Kampagne" mit dynamischen Simulationsmodellen abzuschätzen. Die Auswirkungen von Optimierungsmaßnahmen auf die Nitrifikationskapazität können hinsichtlich Aufwand und Nutzen bewertet werden.

- **Betriebsführung:**

Die saisonal unterschiedliche Abwasserzusammensetzung und die enormen Belastungsschwankungen erfordern sehr flexible Regelstrategien, die sich an die Gegebenheiten vor, während und nach der Kampagne anpassen lassen müssen. In der Regel ist dies nur mit Mehrgrößenreglern zu realisieren.

Als wesentliche Voraussetzung für eine wirtschaftliche Bemessung sowie einen sicheren Betrieb der kommunalen Kläranlage mit Weinbaueinfluss ist neben einer angepassten Bemessung sowie einer optimierten Verfahrensführung eine konsequente Trubrückhaltung



von den Weinbereitungsbetrieben bzw. den Winzern zu fordern und ggf. durch zusätzliche Abwassergebühren in Form von Starkverschmutzerzuschlägen sowie Kontrollen durchzusetzen. Zum einen wird dadurch die Kampagnebelastung insgesamt vermindert, was sich positiv auf die Prozessstabilität der Nitrifikation auswirkt. Zum anderen werden auch die für die Weinkampagne typischen, extremen Belastungsspitzen gedämpft, sodass die Belüftungsaggregate wirtschaftlicher auszulegen sind.

In weiterführenden Untersuchungen ist zu prüfen, ob sich die unter Verwendung der dynamischen Simulation erworbenen Erkenntnisse hinsichtlich der optimierten Bemessung und der Betriebsführung bei der großtechnischen Umsetzung bewähren.

Ein weiterer erheblicher Forschungsbedarf besteht noch in Bezug auf die Entstehung und die Bekämpfung von Blähschlamm, insbesondere während der Kampagne. Mit den dabei zu gewinnenden Erkenntnissen könnte die Dimensionierung der Nachklärung sowie deren Leistungsfähigkeit im Betrieb sowohl für Weinbaukläranlagen als auch konventionelle kommunale Kläranlagen verbessert werden. Die TS-Konzentrationen in der Belebungsstufe könnten sicherer vorherbestimmt werden. Damit ließe sich auch die Bemessung der Belebungsstufe optimieren, was ein enormes Potenzial zur Einsparung von Investitionskosten in sich birgt.

Abschließend ist festzustellen, dass der Einsatz der dynamischen Simulation, insbesondere bei der Betrachtung verschiedener Lastfälle und Szenarien, nachweisbar zu einer Optimierung der Bemessung und des Betriebs von kampagnebeeinflussten Kläranlagen führt. Durch die möglichen Einsparungen im Bereich der Investitions- und Betriebskosten leistet die dynamische Simulation einen angesichts der angespannten finanziellen Situation vieler Kommunen wichtigen Beitrag zur Entlastung der öffentlichen Kassen. Ein weiterer positiver Aspekt resultiert aus der Tatsache, dass die Weinbereitungsbetriebe ggf. finanziell entlastet werden können, so dass sie im Vergleich zur internationalen Konkurrenz wettbewerbsfähig bleiben. Der zur Ermittlung der Grundlagendaten sowie der zur Durchführung von Simulationsstudien erforderliche Aufwand muss im Verhältnis zum Nutzen gesehen werden. Es ist davon auszugehen, dass die dynamische Simulation zur Planung und Bemessung sowie zur Optimierung der Betriebsführung von kampagnebeeinflussten Kläranlagen in naher Zukunft zum Standardwerkzeug für planende Ingenieure werden wird.

## 9. Literatur

### **Abeling, U.:**

Statische und dynamische Bemessung von Belebungsanlagen  
ATV-Fortbildungskurs für Wassergütewirtschaft und Abwassertechnik I/2, Kommunale  
Abwasserreinigung, Fulda, Oktober 1997

### **Abeling, U.; Härtel, L.; Hartwig, P.; Nowak, O.; Otterpohl, R.; Schwendtner, G.; Svardal, K.; Wolfson, C.:**

Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffelimination, Vergleich ATV A 131 - Ansatz der  
Hochschulgruppe (HSG): Gemeinsamkeiten, Unterschiede, Unsicherheiten  
Korrespondenz Abwasser, 38. Jahrgang, Heft 2/91, S. 222 ff., 1991

### **AbwV:**

Verordnung über das Einleiten von Abwasser in Gewässer und zur Anpassung der Anlage  
des Abwasserabgabengesetzes vom 21.3.1997, BGBl. I, S. 566

### **Adams, K.; Walg, O.:**

Entsorgung weinbaulicher Abwässer  
KTBL-Schrift 338, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.,  
Darmstadt 1990

### **Alex, J.; Obenaus, F.; Tschepetzki, R.; Rosenwinkel, K.-H.; Jumar, U. (1998a):**

Modellbasierte Zustandserfassung biologischer Kläranlagen  
Korrespondenz Abwasser 1998 (45), Nr. 11, 1998

### **Alex, J.; Tschepetzki, R.; Jumar, U.; Obenaus, F.; Rosenwinkel, K.-H. (1998b):**

Analysis and design of suitable model structures for activated sludge tanks with circulation  
flow  
Conference on "Application of models in water management", pp. 298 - 304, Amsterdam  
24./25. 9.1998

### **Alex, J.; Jumar, U.; Tschepetzki, R. (1994):**

A Fuzzy Control Application to Waste Water Treatment Plants  
Proceedings of the 3. IEEE conference on Control Applications, WE-5-3, pp. 665 - 670, 1994

### **Argamann, Y.:**

Energetics of single-sludge nitrogen removal  
Water Res. Vol. 19, No. 12, pp. 1505-1513, 1985

### **ATV (1997):**

Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band 4:  
Biologisch-chemische und weitergehende Abwassereinigung  
Berlin, Ernst Verlag 1997

### **ATV-Arbeitsbericht "Blähschlamm", 1988:**

Blähschlammbehandlung und -bekämpfung, ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1  
Korrespondenz Abwasser, 35. Jahrgang, Heft 2/88, S. 152 ff., 1988

### **ATV-Arbeitsbericht "Simulation"**

Simulation von Kläranlagen  
1. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.11.4  
Korrespondenz Abwasser (44), Nr. 11, S. 2064 - 2074, 1997

**ATV-Arbeitsbericht "Weinbereitung"**

Arbeitsbericht des Fachausschusses 7.2

Korrespondenz Abwasser, 28. Jahrgang, Heft 9/81, S. 656 ff., 1981

**ATV Arbeitsblatt A 115:**

Einleiten von nicht häuslichen Abwasser in eine öffentliche Abwasseranlage.

ATV, St. Augustin, 1994

**ATV Arbeitsblatt A 131 (1991):**

Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 Einwohnerwerten.

ATV, St. Augustin, 1991

**ATV Arbeitsblatt A 131 (2000):**

Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen.

ATV, St. Augustin, 2000

**ATV Merkblatt M 268**

Steuern und Regeln der N-Elimination beim Belebungsverfahren

ATV, St. Augustin, 1997

**ATV Merkblatt M 773**

Abwasser aus der Weinbereitung

ATV, St. Augustin, 1999

**Bischof, J.; Hillenbrand, Th.:**

Emissionsminderung im Nahrungs- und Genussmittelgewerbe -Teil II Weinbau -

Forschungsbericht 103 01 362

Umweltbundesamt UBA-Texte 36/89, 1989

**Bock, E.; Milde, K.; Sand, W.; Ebert, A. (zitiert in MfLWF, 1985):**

Die Bedeutung der Thiobazillen bei der Schwefelsäurekorrosion in Abwasserkanälen

EWPCA-Status-Seminar, Hamburg 1982

**Böhnke, B. et al:**

Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung (HSG-Ansatz)

Korrespondenz Abwasser, 36. Jahrgang, Heft 9/89, S. 1046ff., 1989

**Boes, M.:**

Stickstoffentfernung mit intermittierender Denitrifikation

KA Abwasser (38), Nr. 2; S. 228 - 234, 1991

**Boreo, G.J.; Eckenfelder, W.W., Brower, A.R. (zitiert in Henze, 1992):**

Soluble microbial product formation in biological systems

Wat. Sci. Tech. Vol. 23, No. 4 -6, pp. 1067 - 1076, 1991

**Bornemann, C.; Londong, J.; Freund, M.; Nowak, O.; Otterpohl, R.; Rolfs, Th.:**

Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell

Nr. 1 der IAWQ

Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 3, S. 455 - 462, 1998

**Bornemann, C.; Londong, J.:**

Significance and further development of oxygen consumption measurement for use an online-measurement for dynamic modelling

Conference on "Application of models in water management", pp. 298 - 304, Amsterdam 24./25. 9.1998

**Brands, E.; Liebeskind, M.; Dohmann, M.:**

Parameters for dynamic simulation of wastewater treatment plants with high-rate and low-rate activated sludge tanks

Wat. Sci. Tech.; Vol. 30, No. 4, pp. 211 - 214, 1994

**Brouwer, H.; Klapwijk, A.; Keesman, K.:**

Identification of activated sludge and wastewater characteristics using respirometric batch-experiments

Wat. Res. Vol. 32, No. 4, pp. 1240 - 1254, 1998

**Buer, Th.; Dorgeloh, E.:**

Leistungsverbesserung von Nachklärbecken durch Kreuzstromabscheider in der Einlaufzone  
Wasser Abwasser gwf 140, Nr. 15, S. S46-S48, 1999

**Bürgel, B.; Buysch, P.; Freund, M.; Jakob, G.; Kuhlmann, O.; Londong, J.; Menn, K.; Seyfried, A.; Sintic, A.; Stein, A. (nordrhein-westfälische Arbeitsgruppe):**

Hinweise zur Ermittlung von Lastfällen für die Bemessung von kommunalen Belebungsanlagen

Korrespondenz Abwasser, 45. Jahrgang, Heft 6/98, S. 1110, 1998

**Carucci, A.; Rolle, E.; Smurra, P.:**

Management optimisation of a large wastewater treatment plant

Conference on "Application of models in water management", pp. 249 - 256, Amsterdam 24./25. 9.1998

**Chudoba, J. (zitiert in Henze, 1992):**

Quantitative estimation in COD units of refractory organic compounds produced by activated sludge micororganismen

Water Res., 19, pp. 37 - 43, 1985

**Chudoba, P.; Capdeville, B.; Chudoba, J. (zitiert in Vanrolleghem et al., 1999):**

Explanation of biological meaning of the  $S_0/X_0$  ratios in batch cultivation

Wat. Sci. Tech. Vol. 26, No. 3 - 4, pp. 743 - 751, 1992

**Copp, J.B.; Murphy, K. L.:**

Estimation of the active nitrifying biomass in activated sludge

Wat. Res. Vol. 29, No. 8, pp. 1855 - 1862, 1995

**Coppik, L.:**

Aerobe Abwasservorreinigung am Beispiel der Erzeugergemeinschaft goldenes Rheinhessen

Beitrag zum Weinbau-Abwasser-Symposium, August 1996 in Flonheim, Hrsg.: Staatliche Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Weinbau und Gartenbau, Neustadt/Wstr.

**Daigger, G. T.; Nolasco, D.:**

Evaluation and design of full-scale Waterwater treatment plant using biological process modells

Wat. Sci. Tech. Vol. 31, No. 2, pp. 245 - 255, 1995

**Demoulin, G.; Haider, R.:**

Einfluss verschiedener Probennahmesysteme auf die Ermittlung der CSB-Zulauffraktionen - Auswirkungen auf die Bemessung -

KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 2000 (47), Nr. 3, S. 373 - 382, 2000

**Denne, A.:**

Persönliche Mitteilung, 1978, zitiert in Weller, G., 1985:  
Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Bd. 5: Organisch verschmutzte Abwässer der  
Lebensmittelindustrie  
Berlin, Ernst Verlag 1985

**Denne, A.; Ecker, E. (1987):**

Vorreinigung von Weinbauabwässern  
Wasserwirtschaftliches Symposium "Umweltverträgliche Behandlung von  
Weinbauabwässern", 5. Februar 1987 in Mainz  
(Hrsg.) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz

**Denne, A.; Ecker, E. (1997):**

Untersuchungsbericht zum Forschungsvorhaben "Blähschlammverhinderung"  
Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz, Oktober 1997

**Dochain, D.; Vanrollghem, P.A.; van Daele, M.:**

Structural indetifiability of biokinetic models of activated sludge respiration  
Wat. Res., Vol. 29, No. 11, pp. 2571 - 2578, 1995

**Dohmann, M. et al.:**

Bemessung der Belebungsbecken nach dem Ansatz der Hochschulgruppe (HSG-Ansatz)  
Korrespondenz Abwasser, 40. Jahrgang, Heft 8/93, S. 1240, 1993

**Dohmann, M.; Liebeskind, M. (zitiert in Thöle, D., 1999):**

Ermittlung des leicht abbaubaren CSB im Zulauf zu kommunalen  
Abwasserreinigungsanlagen  
Schlussbericht Oswald Schulze Stiftung AZ 783/94, 1997

**Dold, P. L.; Ekama, G.A.; Marais, G.v.R. (zitiert in Henze et al., 1986):**

A general model for the activated sludge process  
Prog. Wat. Tech. 12 (Tor.), 47 - 77, 1980

**Dorgeloh, E.; Mihopulos, J.; Freund, M.; Meinema, K.; Rolfs, Th.:**

Optimierung der Planung kommunaler Kläranlagen mittels dynamischer Simulation  
Korrespondenz Abwasser (43); Nr. 3, S. 417 -422, 1996

**Dupont, R.; Sinkjaer, O.:**

Optimisation of wastewater treatment plants by means of computer models  
Wat. Sci. Tech. Vol. 30, No. 4, pp. 181 - 190, 1994

**Eckenfelder, W.:**

Design Example for Nitrogen Removal  
Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität  
Braunschweig, Band 50E, S. 65 - 74, 1991

**Egemen, E.; Edwards, F.; Nirmalakhannan, N.:**

Computer simulation models in environmental engineering education  
Wat. Sci. Tech. Vol. 38, No. 11, pp. 295 - 302

**Ekama, G.A.; Dold, P.L.; Marais, G.v.R.:**

Procedures for determinating influent COD fractions and the maximum specific growth rate of  
heterotrophics in activated sludge systems  
Wat. Sci. Tech. Vol. 18, pp. 91 - 114, 1986

**Ekama, G.A.; Marais, G.v.R. (zitiert in Henze, 1992):**

The activated sludge process, Part II: Dynamic behaviour  
Water SA, 1, pp. 18 - 50, 1977

**Ekama, G.A.; Marais, G.v.R.:**

The dynamic behaviour of the activated sludge process  
Research report No. W27, University of Cape Town, Dept. Of Civil Engineering (3 Volumes),  
1978

**EPA:**

Process Design Manual for Nitrogen Control  
U.S. Environmental Protection Agency  
Technomic Publishing Company, Lancaster, Pennsylvania, 1993

**Ernel, G. (zitiert in Kayser, 1997):**

Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen - Steuerung der Denitrifikation  
Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Nr. 35, 1983

**Fischer, H.:**

Rohrwerkstoffe bei Weinbauabwässern  
Wasserwirtschaftliches Symposium "Umweltverträgliche Behandlung von  
Weinbauabwässern", 5. Februar 1987 in Mainz  
(Hrsg.) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz

**Fleckseder, H.; Matsché, N.; Moser, D.:**

Der Einfluss jahreszeitlich stark schwankender Belastung auf das Verfahrenskonzept der  
biologischen Anlage  
Korrespondenz Abwasser 41. Jahrgang, 7/94, S. 1106ff, 1994

**Franzen, R.:**

Entwicklung und Optimierung von Steuerungs- und Regelstrategien für Weinbaukläranlagen  
mit Hilfe der dynamischen Simulation  
Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, 1999

**Freund, M.:**

Einführung in die dynamische Simulation von Kläranlagen  
Beitrag zur Fachtagung: Dynamische Simulation als Werkzeug zur optimierten Planung und  
Betriebsführung von Abwasserreinigungsanlagen, Schriftenreihe des Fachgebiets  
Siedlungswasserwirtschaft Band 12, Universität Kaiserslautern, 1999

**Freund, M.; Fruhen-Hornig, M.:**

Erfahrungen mit dem Einsatz eines dynamischen Simulationsmodells zur Unterstützung des  
Betriebs der Kläranlage Köln-Stammheim  
14. Bochumer Workshop: Betrieb von Kläranlagen - Optimierung und Kostensparen  
Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum Nr. 32, S. 59 - 70, 1996

**Freund, M.; Owerdieck, C.; Rolfs, Th.; Seyfried, A.; Sintic, A.:**

Online-Simulation von Kläranlagen - Neue Anwendungen und Erfahrungen  
awt Abwassertechnik, Heft 1/1998

**Friedrich, J.; Klein-Schell, H.-P.; Roßwag, P.; Schmitt, R.:**

Kosteneinsparung auf Abwasserreinigungsanlagen durch Einsatz externer  
Kohlenstoffquellen bei der Denitrifikation  
KA 2/95, 42. Jahrgang, S. 248 - 255, 1995

**Fröse, G.:**

Prozessoptimierung durch Mehrgrößen-Regelungen  
36. Darmstädter Seminar "Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen"  
WAR Band 74, S. 428 - 432, 1994

**Fruhen-Hornig, M., (1997):**

Dynamische Simulation von Prozessen in Biofilmreaktoren zur Behandlung kommunaler Abwässer  
Dissertation, GWA Aachen, Band 162, 1997

**Fruhen-Hornig, M. (2000):**

Möglichkeiten zur Leistungsverbesserung der Nachklärung  
Essener Tagung 2000, GWA Aachen, Band 171, 2000

**Gallent, W.:**

Ertüchtigung einer konventionellen Belebungsanlage für Stickstoffelimination durch verbesserte Regelung der Belüftung  
awt Abwassertechnik, Heft 5, S. 28 - 30, 1993

**Giwer, A.:**

Gesetzliche Grundlagen und Bestimmungen  
Wasserwirtschaftliches Symposium "Umweltverträgliche Behandlung von Weinbauabwässern", 5. Februar 1987 in Mainz  
(Hrsg.) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz

**Geißen, S.-U.:**

Untersuchungen zur Überschussschlammproduktion biologischer Abwasserreinigungssysteme  
Dissertation, TU Clausthal, 1990

**Germirli, F.; Orthon, D.; Artan, N. (zitiert in Henze, 1992):**

Assesment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters  
Wat. Sci. Tech., Vol. 23, No. 4 - 6, pp. 1077 - 1086, 1991

**Grady, C.P.L.; Smets, B.F.; Barbeau, D.S.:**

Variability in kinetic parameter estimates: a review of possible causes and a proposed terminology  
Wat. Res., Vol. 30, pp. 742 - 748, 1996

**Gujer, W.:**

Biologische Abwasserreinigung  
Vorlesungsskript an der ETHZ Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, 1996

**Gujer, W.; Henze, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M.C.; Marais, G.v.R.:**

The activated sludge model No. 2: Biological Phosphorus removal  
Wat. Sci. Tech. Vol. 31, No. 2, pp. 1 - 11, 1995

**Gujer, W.; Henze, W.; Mino, T.; Van Loosdrecht, M.:**

The activated sludge model No. 3:  
Wat. Sci. Tech. Vol. 39, No. 1, pp. 183 - 193, 1999

**Gujer, W.; Kayser, R.:**

Bemessung von Belebungsanlagen auf der Grundlage einer CSB-Bilanz  
Korrespondenz Abwasser 1998 (45) Nr. 5, S. 944 - 948

**Gujer, W.; Wanner, O. (zitiert in Fruhen-Hornig, 1997):**

Modellink Mixed Population Biofilms

In: Biofilms; Eds: Characklis, W.G.; Marschall K.C.

Wiley Series in Ecological and applied microbiology, pp. 397 - 443, 1990

**Häck:**

Persönliche Auskunft vom 14.12.1999, Firma Dr. Lange

**Hahn, H.H.; Neis, U. (Hrsg.):**

Belastungsschwankungen auf Kläranlagen, Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz, Karlsruhe Schriftenreihe Band 41, 1985

**Hahn, J.; Lill, R.:**

Bestandsaufnahme und Bewertung von rheinland-pfälzischen Kläranlagen mit Kampagneeinfluss

Studienarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, 1999

**Hall, E.; Murphy, K.:**

Estimation of nitrifying biomass and kinetics in wastewater

Wat. Res. Vol. 14, pp. 297 - 304, 1980

**Hansen, J.; Steinmetz, H.; Zettl, U.:**

Betriebsergebnisse zum Einsatz der Reinsauerstoffbegasung zur weitergehenden

Stickstoffelimination bei einer Anlage mit Kampagneeinfluß

awt Abwassertechnik Heft 2/1996

**Hansen, J.:**

Der Einsatz von Fuzzy Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen

Dissertation Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe des Fachgebiets

Siedlungswasserwirtschaft Band 10, 1997

**Hantge, E. (zitiert in ATV, 1985):**

Rückhaltemaßnahmen in Brauereien und Winzerbetrieben zur Entlastung der Kläranlagen

Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung e. V. Nr. 28, 1976

**Härtel, L.:**

Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlammverfahrens

Dissertation TH Darmstadt, WAR-Schriftenreihe Band 47, 1990

**Hartwig, P.:**

Beitrag zur Bemessung von Belebungsanlagen mit Stickstoff- und Phosphorelimination.

Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität

Hannover, Heft 84, 1993

**Heil, M.:**

Ökochemische und ökotoxikologische Untersuchungen zur landbaulichen Verwertung von

Weinbauabwasser : Untersuchungen zur AOX-Bildung in Weinbauabwasser bei der

Chlordesinfektion

Dissertation Universität Kaiserslautern, 1999

**Henze, M. (1986):**

Nitrat versus oxygen utilisation rates in wastewater and activated sludge

Wat. Sci. Tech. Vol. 18, pp. 115 - 122, 1986



**Henze, M. (1992):**

Characterisation of wastewater for modelling of activated sludge processes  
Wat. Sci. Tech. Vol. 25, pp. 1 - 15, 1992

**Henze, M.; Grady, C. P. L.; Gujer, W.; Marais, G. v. R.; Matsuo, T.:**

Activated sludge model No. 1  
Scientific and technical report No. 1, IAWPRC (jetzt IAWQ), 1986

**Henze, M.; Gujer, W.; Takahashi M.; Tomonori, M.; Wentzel, M.; Marais, G. v. R.:**

Activated sludge model No. 2  
Scientific and technical report No. 3, IAWQ 1995

**Henze, W.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M.C.; Marais, G.v.R.; Van Loosdrecht, M.C.M.:**

The activated sludge model No. 2d, ASM2d  
Wat. Sci. Tech. Vol. 39, No. 1, pp. 165 - 182, 1999

**Hillenbrand, T.; Böhm, E.:**

Untersuchungen zur Verbesserung der Prozessstabilität bei der Stickstoffelimination  
KA Abwasser, Nr. 4, S. 536 - 554, 1993

**Hoffmann, H.:**

Literaturrecherche und Bestandsaufnahme zu kommunalen Kläranlagen mit Weinbaueinfluss  
Studienarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, 1996

**Hofmann, H. (zitiert in Kayser, 1997):**

Konzeption und Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation beim Belebungsverfahren  
Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen TU München, Nr. 72,  
1986

**Hölscher, R.:**

Wirtschaftlichkeitsaspekte bei der innerbetrieblichen Vorreinigung in Großbetrieben  
Beitrag zum Weinbau-Abwasser-Symposium, August 1996 in Flonheim, Hrsg.: Staatliche  
Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Weinbau und Gartenbau, Neustadt/Wstr.

**Hulsbeek, J.; Kunst, S.:**

Untersuchungen wichtiger biologischer Umsatzgeschwindigkeiten belebter Schlämme als  
Voraussetzung der Bemessung  
Korrespondenz Abwasser, Heft 1, S. 42 - 47, 1994

**Hunze, M.:**

Simulation von Strömung, Transport und Reaktionskinetik in oberflächenbelüfteten  
Belebungsbecken  
Korrespondenz Abwasser (43), Heft 12, S. 2155 - 2161, 1996

**IFAK**

Benutzerhandbuch für SIMBA 3.3+  
ifak systems GmbH, Barleben, 1997

**Jansen, J.:**

Danish design practice für nitrogen removal  
Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität  
Braunschweig, Volume 50E, S. 75 - 89, 1991

**Jardin, N.:**

Menge und Beschaffenheit der Prozesswässer aus der Schlammbehandlung  
In: Kollbach/Grömping (Hrsg.): Stickstoffrückbelastung: Stand der Technik 1996/97;  
zukünftige Entwicklung. TK Verlag, Neuruppin, 1996

**Jeppson, U. (zitiert in Nowak, 1997):**

Modelling aspects of wastewater treatment processes  
PhD Thesis. Department of Industrial Electrical Engineering and Automation  
Lund Institute of Technology (LTH), Sweden

**Jochimsen, T.:**

Erfahrungen zum Einsatz von Simulationen abwassertechnischer Anlagen zur  
Operatorschulung  
Beitrag zur Tagung: Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen, Tagung  
22./23.11.1999, VDI Berichte 1516, 1999

**Kalker, T.J.J.; van Goor, C.P.; Roeleveld, P.J.; Ruland, M.F.; Babuska, R.:**

Fuzzy Control of aeration in an activated sludge wastewater treatment plant: Design,  
simulation and evaluation  
Conference on "Application of models in water management", pp. 148 - 155, Amsterdam  
24./25. 9.1998

**Kappeler, J.:**

Populationsdynamik in Belebungsanlagen: "Aerober Blähschlamm"  
Dissertation ETH Nr. 9793, Zürich, 1992

**Kappeler, J.; Gujer, W.:**

Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions an  
characterisation of wastewater for activated sludge modelling  
Wat. Sci. Tech. Vol. 25, No. 6, 1992

**Kappeler, J.; Gujer, W. (1994a):**

Development of a mathematical model for aerobic bulking  
Wat. Res. Vol. 28, No. 2, pp. 303 - 310, 1994

**Kappeler, J.; Gujer, W. (1994b):**

Verification and applications of a mathematical model for aerobic bulking  
Wat. Res. Vol. 28, No. 2, pp. 311 - 322, 1994

**Kayser, R. (1983):**

Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation - Denitrifikation  
gwf Wasser - Abwasser, 124, Heft 9/83, S. 419ff, 1983

**Kayser, R. (1987):**

Bemessung von Belebungsanlagen zur Stickstoffentfernung  
Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Heft 42, 1987

**Kayser, R. (1989):**

Möglichkeiten und Grenzen der Flexibilisierung von Kläranlagen durch Prozessregelung  
In: Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität  
Braunschweig, Heft 47, 1989

**Kayser, R. (1997):**

Ein neuer Ansatz zur Berechnung der Denitrifikationskapazität in Belebungsanlagen  
gwf Wasser - Abwasser, 138, Heft 5/97, S. 251ff, 1997

**Kinn GmbH**

Produkt-Information zu NitraReg  
Firmenschrift, s. KA 4/90, S. 422

**Knowels, G.; Downing, A.L.; Barrett, M. J.:**

Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed cultures, with the aid of an electronic computer

J Ge. Microbiol. 38, pg. 263 - 278, 1965

**Kolisch, G.; Londong, J.:**

An online simulation to support the operation of municipal sewage plants

Wat. Sci. Tech. Vol. 38, No. 3, pp. 71 - 78, 1998

**Kristensen, G.H.; Jansen, J.; Jorgensen, P.E.:**

Batch test procedures as tools for calibration of the activated sludge model - a pilot scale demonstration

Wat. Sci. Tech. Vol. 37, No. 4 - 5, pp. 235 - 242, 1998

**Kristensen, G.H.; Jorgensen, P.E.; Henze, M. (zitiert in Henze, 1992):**

Characterisation of functional groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR

Wat. Sci. Tech. Vol 25, No. 6, 1992

**Kroiss, H. (1994):**

Die Bedeutung der Massenbilanz für den Betrieb und die Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung

Korrespondenz Abwasser 1994 (41) Nr. 3, S. 416 - 424

**Kroiss, H. (1995):**

Wirklichkeitsnahe Bemessung von kommunalen Kläranlagen

Wiener Mitteilungen Band 125, S. F-1ff, 1995

**Kroiss, H. (1997):**

Modell und Wirklichkeit in der Abwasserreinigung

Wiener Mitteilungen Band 137, S. 236 - 251, 1997

**Ladiges, G.; Günner, Ch.; Otterpohl, R.:**

Optimisation of the Hamburger Wastewater treatment plants by dynamic simulation

Conference on "Application of models in water management", pp. 60 - 73, Amsterdam 24./25. 9.1998

**Larrea, L.; Gracia-Heras, J.L.; Ayesa, E.; Florez, J. (zitiert in Henze, 1992):**

Designing experiments to determine the coefficients of activated sludge models by identification algorithms

Wat. Sci. Tech. Vol. 25, No. 6, 1992

**Lesouef, A.; Payrandeau, M.; Rogalla, F.; Kleiber, B. (zitiert in Henze, 1992):**

Optimising nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC Activated sludge Model

Wat. Sci. Tech., Vol. 25, No. 6, pp. 105 - 123, 1992

**Liebeskind, M.:**

Parameter für die dynamische Simulation kommunaler Abwasserreinigungsanlagen

GWA Band 171, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, 1999

**Liebeskind, M.; Schäpers, D.; Bornemann, C.; Brands, E.; Freund, M.; Rolfs, Th.:**  
Parameter Determinations and model fitting - two approaches for modelling processes in  
wastewater treatment plants  
Proceedings of 18<sup>th</sup> Biennial Conference 23. - 28. June 1996, Conference reprint Book No. 2,  
pp. 324 - 329, 1996

**Linke, B.; Londong, J. (zitiert in Londong, Wachtl 1995):**  
Zur Ermittlung der maximalen Wachstumsrate  $\mu_A$  von Nitrifikanten  
awt Abwassertechnik 45, Heft 1, S. 30-33, 1994

**Londong, J. (1993):**  
Bedeutung von Modellversuchen für die Auslegung großer Kläranlagen, dargestellt an einem  
Beispiel  
awt Abwassertechnik, Heft 2/1993, S. 63 - 66, 1993

**Londong, J. (1997):**  
Einsatz der dynamischen Simulation bei kommunalen Großanlagen  
Wiener Mitteilungen Band 137, S. 219 - 235, 1997

**Londong, J.; Wachtl, P.:**  
Chemisch-biologische Untersuchungen als Grundlage für die Anwendung dynamischer  
Simulationsmodelle für Belebungsanlagen  
awt Abwassertechnik Heft 2, S. 51 -54, 1995

**Malz, F.; Schmitt, Ch.:**  
Die Bestimmung des "Inerten CSB"  
awt Abwassertechnik Heft 4, S. 23f, 1990

**Malz, F.; Wegenaer, A.:**  
Über praktische Erfahrungen mit dem Test zur Bestimmung des biologischen „inerten“  
Anteils des CSB (Inert-CSB-Test) in Abwässern  
awt Abwassertechnik Heft 4, S. 11 - 13, 1992

**Marais, G.v.R.; Ekama, G.A.:**  
The activated sludge process - Part 1: steady state behaviour  
Water SA 2, p. 162 - 200, 1976

**McCarty, P.L. (zitiert in Bornemann et al., 1998/):**  
Thermodynamics of biological synthesis and growth  
Advances in Water Poll. Res., Proc. Of the 2<sup>nd</sup> Int. Conf., Tokyo 1964, Pergamon Press 2,  
169

**Melsa, A.; Zentgraf, H.:**  
Zusammenarbeit zwischen Industrie und Abwasserverband im Vorfeld der gesetzlichen  
Bestimmungen  
awt Abwassertechnik, Heft 4, 1995

**MfLWF (1983):**  
Dokumentation Weinbauabwässer, Teil 1  
Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten, Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Mainz  
1983

**MfLWF (1985):**  
Dokumentation Weinbauabwässer, Teil 2  
Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten, Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Mainz  
1985

**MUF (1995):**

Effizienter Umweltschutz muss nicht teuer sein (Beispiel: Bringsystem für Trubstoffe in Weinbaugemeinden)

Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Abteilung Wasserwirtschaft  
Mainz 1995

**MUF (1996a):**

Landbaulichen Verwertung von Weinbauabwässern

Rundschreiben des Ministeriums für Umwelt und Forsten vom 12.6.1996 (1032/1035 - 04.09a-00) in: Weinbau-Abwasser Symposium 29./30. August 1996 in Flonheim

**MUF (1996b):**

Richtlinien über die Bemessung von kommunalen Kläranlagen in Weinbaugemeinden und den Umgang mit organischen Reststoffen aus weinbereitenden Betrieben (1032/1035-04.09a)

Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Abteilung Wasserwirtschaft, Mainz 1996

**Monod, J. (häufig zitiert):**

The growth of bacterial cultures

Ann. Rev. Microbiol. 3, pp. 371 - 394, 1949

**Montazem, A.; Bruszies, D.:**

On line DOC- und TOC-Analytik

In: (Hrsg.: P. Kunze) Eigen- und Prozesskontrolle in Kläranlagen  
S. 279 - 291, VCH Weinheim, 1995

**Moser, D.:**

Interpretation von chemischen Analysedaten und Überprüfung ihrer Plausibilität.  
Wiener Mitteilungen Band 110, 1993

**Müller, A. (1982):**

Forschungsvorhaben Weinbauabwässer - Qualitative Untersuchungen ausgewählter Transportleitungen verschiedener Entsorgungsnetze mit zeitweiser Belastung durch Weinbauabwässer.

Untersuchungsbericht, MfLWF, Mainz, März 1982

**Müller, A. (1987):**

Richtlinien für die Bemessung von Abwasserbehandlungsanlagen in Weinbaugemeinden  
Wasserwirtschaftliches Symposium "Umweltverträgliche Behandlung von Weinbauabwässern", 5. Februar 1987 in Mainz  
(Hrsg.) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz

**Müller, D. (1995):**

Abwassertechnik im Weinbau

KTBL Schrift 368, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, 1995

**Müller, D. (1997a):**

Anaerobe Abwasservorreinigung am Beispiel der Weinkellerei Trautwein  
Korrespondenz Abwasser 1997 (44), Nr. 11, S. 2031 - 2039

**Müller, D. (1993) :**

Weinbauabwässer - wohin damit?

Der Deutsche Weinbau 15/93, S. 12 - 14

**Müller, D. (1994a) :**

Der kleine Blaue  
Der deutsche Weinbau, 10 (1994), S. 18-21

**Müller, D. (1994b) :**

Der kleine Blaue bringt's  
Der Badische Winzer, 12 (1994), s. 493 - 497

**Müller, D. (1994c) :**

Weinbauabwasser - ein internationales Problem!  
Der deutsche Weinbau 18, 1994

**Müller, D. (1999):**

Weinbauabwässer. In: WEKA Praxishandbuch in der Produktion, Band 4, Teil 9, WEKA Fachverlag für Führungskräfte, 1999

**Müller, V. (1997b):**

Modellkalibrierung anhand der Ergebnisse von halbtechnischen Versuchsanlagen  
Wiener Mitteilungen, Band 137, S. 83 - 117, 1997

**Mulfinger, M.:**

Untersuchungen zum Einsatz eines TOC/TN-Messgerätes zur Zulaufüberwachung und Steuerung einer kommunalen Kläranlage  
Studienarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, 1996

**Muskat, J.:**

Blähschlamm - Ursachen und Vermeidung  
Wasserwirtschaftliches Symposium "Umweltverträgliche Behandlung von Weinbauabwässern", 5. Februar 1987 in Mainz  
(Hrsg.) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz

**Novák, L.; Larrea, L.; Wanner, J.:**

Estimations of maximum specific growth rate of heterotrophic and autotrophic biomass: a combined technique of mathematical modelling and batch cultivations  
Wat. Sci. Tech., Vol. 30, No. 11, pp. 171 - 180, 1994

**Nowak, O. (1996):**

Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebenden Industrieinfluss  
Dissertationsschrift, Wiener Mitteilungen, Band 135, 1996

**Nowak, O. (1997):**

Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation  
Wiener Mitteilungen, Band 137, S. 35 - 82, 1997

**Nowak, O. (1998):**

Die Modelle ASM 1 und ASM 3 im Vergleich  
Vortrag beim 5. SIMBA-Anwendertreffen in Gommern, 9.-10.11.1998  
Tagungsunterlagen, ifak Magdeburg, 1998

**Nowak, O.; Schweighofer, P.; Svardal, K.:**

Nitrifications inhibition - A methode for the estimation of actual maximum autotrophic growth rates in activated sludge systems  
Wat. Sci. Tech., Vol. 30, No. 6, pp. 9 - 19, 1994

**Obenaus, F.; Rosenwinkel, K.-H.; Alex, J.; Tschepetzki, R.; Jumar, U.:**  
Components of model-based operation system for wastewater treatment plants  
Conference on "Application of models in water management", pp. 223 - 231, Amsterdam  
24./25. 9.1998

**Olsson, G.; Newell, B.:**  
Wastewater treatment systems (Modelling, Diagnosis and Control)  
IWA Publishing, 1999

**Otterpohl, R.; Freund, M.:**  
Dynamic models for clarifiers of activated sludge plant with dry and weather flows  
Wat. Sci. Tech. Vol. 26, No. 5 - 6, pp. 1391 - 1400, 1992

**Otterpohl, R.; Raak, M.; Rolfs, Th. (1994a); (zitiert in IFAK, 1997):**  
A mathematical model for the efficiency of the Primary Clarification  
Poster, Proceedings of IAWQ 17<sup>th</sup> Biennial Int. Conference, Budapest Hungary, July 1994

**Otterpohl, R.; Rolfs, Th.; Londong, J. (1994b):**  
Optimising operation of wastewater treatment plants by offline and online computer  
simulation  
Wat. Sci. Tech. Vol. 30, No. 2, pp. 165 - 174, 1994

**ÖWAV-Regelblatt 26**  
Hinweise für das Einleiten von Abwässern aus Weinbau- und Kellereibetrieben in eine  
Abwasseranlage  
Regeln des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien 1992

**Pape, S.; Schulz genannt Menningmann, J.:**  
Grundlagen und Betriebserfahrungen getauchter, aerober Festbettreaktoren nach dem  
BIOSUB-Verfahren  
KA Abwasser 42, 12/95, S. 2208 - 2215, 1995

**Pläß, R.:**  
Untersuchungen zur Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes im Belebungsbecken durch  
den Einsatz von Lamellenpaketen  
Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 21, 1998

**Pollard, P.C.; Steffens, M.A.; Biggs, C.A.; Lant, P.A.:**  
Bacterial growth dynamics in activated sludge batch assays  
Wat. Sci. Tech., Vol. 32, No. 3, pp. 587 - 596, 1998

**Prendl, L.:**  
Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlamm-  
bildung  
Wiener Mitteilungen, Band 139, 1997

**Priewe, J.:**  
Wein - die neue große Schule  
Verlag Zabert Sandmann GmbH, München 1998

**Rittmann, B.E.; Lapidou, C.S.; Flax, J.; Stahl, D.A.; Urbain, V.; Harduin, H.; van der  
Waard, J.J.; Geurkink, B.; Henssen, M.J.C.; Brouwer, H.; Klapwijk, A.; Wetterauw, M.:**  
Molecular and modelling analysis of the structure and function of nitrifying activated sludge  
Wat. Sci. Tech., Vol. 39, No. 1, pp. 51 - 59. 1999

**Roeleveld, P.J.; Kruit, J.:**

Richtlinien für die Charakterisierung von Abwasser in den Niederlanden  
Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 3, S. 465 -468, 1998

**Rolfs, Th.:**

Lastfälle von Kläranlagen  
ATV-Bundestagung 1998 in Bremen  
ATV- Schriftenreihe, Band 12, 1998

**Rott, U.; Schöler, A.:**

Überlegungen zur Notwendigkeit einer schmutzfrachtabhängigen Abwassergebühr für industrielle Einleiter  
Korrespondenz Abwasser, Heft 2, S. 210ff; 1997

**San Pedro, D.C.; Mino, T.; Matsuo, T.:**

Evaluation of the rate of hydrolysis of slowly biodegradable COD (SBCOD) using starch as substrate under anerobic, anoxic and aerobic conditions  
Wat. Sci. Tech., Vol. 30, No. 11, pp. 191 - 199, 1994

**Schanz, B.:**

Grundlegende Untersuchungen zur Beeinflussung von Bemessung und Betrieb stickstoffeliminerender kommunaler Kläranlagen durch die Weinbaukampagne am Bsp. der Kläranlage Edenkoben  
Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, 1998

**Scheer, H.:**

Internationaler Vergleich von Bemessungsansätzen zur Auslegung von Kläranlagen mit N-Elimination - Möglichkeiten der Kostenreduzierung  
16. Bochumer Workshop "Technik und Kosten der Abwasserbeseitigung im internationalen Vergleich" am 10. September 1998  
Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum Band 14, S. 55 ff., 1998

**Schlegel, S.; Freund, M.:**

Konstruktive Maßnahmen zur Leistungssteigerung von Nachklärbecken  
KA Abwasser 46, 5/99; S. 720 - 730, 1999

**Schmitt, T.G.; Hansen, J.; Kettner, J.:**

Untersuchungen zur Optimierung der Stickstoffelimination auf der Kläranlage Monsheim des Abwasserzweckverbandes Mittleres Pfrimmtal  
Schlussbericht, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, 1997

**Schmitt, T.G.; Zettl, U.:**

Entwicklung der Hochleistungs-Reaktor-Technik für stark verschmutztes kommunales Abwasser mit hohem Gewerbeanteil  
Schlussbericht zum Forschungsvorhaben 02 WA 9519, gefördert vom BMBF, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, 1997

**Schmitz, H. J.:**

Geruchsverminderung bei Weinbauabwässern  
WLB Wasser, Luft und Boden Nr. 11-12, S. 41f., 1999

**Schweighofer, P. (1996) :**

Wechselwirkungen zwischen Abwasserableitung aus Gewerbe und Industrie mit Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen  
Wiener Mitteilungen 129, S. 125ff, 1996



**Schweighofer, P. (1997):**

Grenzen der stationären Bemessung  
Wiener Mitteilungen 137, S. 1-33, 1997

**Seyfried, C.F.; Scheer, H.:**

Sind Starkverschmutzerzuschläge für Indirekteinleiter im Hinblick auf die N- und P-Elimination noch sinnvoll?

Korrespondenz Abwasser, Heft 7, S. 1132 - 1137, 1993

**Siegrist, H.; Brunner, I.; Koch, G.; Linh Con Pan und Van Chieu Le:**

Reduction of biomass decay rate under anoxic and anaerobic conditions

Wat. Sci. Tech. Vol. 39, No. 1, pp. 129 - 137, 1999

**Sinkjaer, O.; Yndgaard, L.; Karremoeos, P.:**

Characterisation of nitrification for design purpose

Wat. Sci. Tech., Vol. 30, No. 4, pp. 47-56, 1994

**Sollfrank, U.; Gujer, W.:**

Characterisation of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process

Wat. Sci. Tech. Vol 23, No. 4 - 6, pp. 1057 - 1066, 1991

**Sollfrank, U.; Kappeler, J.; Gujer, W. (zitiert in Henze, 1992):**

Temperature effects on wastewater characterisation and the release of soluble inert organic material

Wat. Sci. Tech., Vol. 25, No. 6, 1992

**Spanjers, H.; Vanrolleghem, P.:**

Respirometry as a tool for rapid characterisation of wastewater and activated sludge

Wat. Sci. Tech. Vol. 31, No. 2, pp. 105 - 114, 1995

**Stähler, H.:**

Tauchkörperanlage der Rheinhessen Winzer e.G. in Gau-Bickelheim

Beitrag zum Weinbau-Abwasser-Symposium, August 1996 in Flonheim, Hrsg.: Staatliche Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Weinbau und Gartenbau, Neustadt/Wstr.

**Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (Hrsg.):**

Die Landwirtschaft 1996 mit Vergleichszahlen seit 1949

Statistisches Landesamt Bericht 367, Mainz 1997

**StAWA:**

Schriftliche Mitteilungen de StAWAs Koblenz, Trier, Mainz und Neustadt/Wstr.

1999

**Stumm, G.:**

Weinbau in Rheinland-Pfalz

Wasserwirtschaftliches Symposium "Umweltverträgliche Behandlung von Weinbauabwässern", 5. Februar 1987 in Mainz

(Hrsg.) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz

**Supperl, W.:**

Vorreinigung von Weinbauabwässern

Wasserwirtschaftliches Symposium "Umweltverträgliche Behandlung von Weinbauabwässern", 5. Februar 1987 in Mainz

(Hrsg.) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz

**Sutton, P. M.; Murphy, K. L.; Dawson, R. N.:**

Low-temperature biological denitrification of wastewater,  
JWPCF 47 (1), pg. 122 - 134, 1975

**TA**

Telefonische Auskünfte der Betreiber diverser Kläranlagen mit Kampagneeinfluss in  
Rheinland-Pfalz, 1999

**Takacs, G.; Patry, G.; Nolasco, D.:**

A dynamic model of the clarification-thickening processes  
Wat. Res. Vol. 25, No. 10, pp. 1263 - 1271, 1987

**Teichgräber, B. (zitiert in Kayser, 1997):**

Zur Nitrifikation von Abwasser mit geringer Säurekapazität  
Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Nr. 45, 1988

**Thiel, H.-J.; Dammann, W.:**

Ertüchtigung von runden Nachklärbecken durch Einbau von Lamellenklärelementen und  
rotierend getauchten Abzugsrohren  
Wasser Abwasser gwf 140, Nr. 15, S. S40-S45, 1999

**Thöle, D.:**

Dynamische Simulation von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der  
Gesamtemissionen  
Dissertationsschrift am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der  
Universität Hannover, Heft 106, 1999

**Thomanetz, E.:**

Untersuchungen zur Charakterisierung und quantitativen Erfassung der Biomasse von  
belebten Schlämmen  
Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Kommissionsverlag R. Oldenburg,  
München 1982

**Torrijos; Moletta:**

Winery Wastewater depollution by Sequencing Batch Reactor  
Wat. Sci. Tech. Vol. 35, No. 1, pp. 249 - 257, 1997

**Uhlenhut, F.; Siefert, E., Schlaak, M.; Schuller, D.:**

Sensitivitätsanalyse der Parameter des Simulationsprogramms SIMBA am Beispiel der  
Kläranlage Emden/Larrelt  
gwf Wasser Abwasser 140, Nr. 10, S. 704 - 711, 1999

**Urbain, V.; Mobarry, B.; de Silva, V.; Stahl, D.A.; Rittmann, B.E.; Manem, J.:**

Integration of performance, molecular biology and modelling to describe the activated sludge  
process  
War. Sci. Tech. Vol. 37, No. 3, pp. 223 - 229. 1998

**Van Loosdrecht, M.C.M.; Jetten, M.S.M.:**

Microbiological conversions in nitrogen removal  
International IAWQ Conference 1998 in Vancouver

**Vanrolleghem, P.A.; Coen, F.:**

Optimal design of in-sensor-experiments for on-line modelling of nitrogen removal processes  
Wat. Sci. Tech., Vol. 31, No. 2, pp. 149 - 160, 1995

**Vanrolleghem, P.A.; van Daele, M.; Dochain, D.:**

Practical identifiability of a biokinetic model of activated sludge respiration  
Wat. Res., Vol. 29, No. 11, pp. 2561 - 2570, 1995

**Vanrolleghem, P.A.; Spanjers, H.; Petersen, B.; Ginestet, Ph.; Takacs, I.:**

Estimating (Combinations of) activated sludge model No. 1 parameters and components by respirometry

Wat. Sci. Tech. Vol. 39, No. 1, pp. 195 - 214, 1999

**Van Veldhuizen, H.M.; Van Loosdrecht, M.C.M.; Heijnen, J.J.:**

Modelling biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale activated sludge process  
Wat. Res., Vol. 33, No. 16, pp. 3459 - 3468, 1999

**Vogelpohl, A.:**

Biologische Reinigung von Abwässern im Kompaktreaktor  
Chemie und Umwelt, Heft 37, 1985

**Von der Emde, W.:**

Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffelimination nach dem ATV Arbeitsblatt ATV A 131  
Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 50,  
S. 57ff., 1991

**Wagner, F.:**

Ursachen, Verhinderung und Bekämpfung der Blähschlamm Bildung in Belebungsanlagen  
Stuttgarter Berichte, Siedlungswasserwirtschaft, Band 76, 1982

**Warner, A.P.C.; Ekama, G.A.; Marais, G.v.R. (zitiert in /Bornemann et al., 1998/):**

The activated sludge process - Part 4: Application of the general kinetic model to anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge, Wat. Res. 20, pp. 943, 1986

**Watson, B.; Rupke, M.; Tacács, I.; Patry, G.:**

Modelling of full-scale wastewater treatment plants: how detailed should it be?  
Wat. Sci. Tech. Vol. 30, No. 2, pp. 141 - 147, 1994

**Weller, G.:**

Winzerbetriebe, Weinbereitung

In: Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band 5:

Organisch verschmutzte Abwässer aus der Lebensmittelindustrie

Hrsg. ATV, Verlag für Architektur und technische Wissenschaften, Berlin, 3. Auflage, 1985

**Wentzel, M.C.; Mbewe, A.; Ekama, G.A.:**

Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal wastewaters

Water SA, 21, pp. 117 - 148, 1995

**Wentzel, M.C.; Ubisi, M.F., Ekama, G.A.:**

Heterotrophic activated biomass component of activated sludge mixed liquor

Wat. Sci. Tech., Vol. 37, No. 4 -5, pp. 79 - 87, 1998

**Witteborg, A.; van der Last, A.; Hamming, R.; Hemmers, I.:**

Respirometry for determination of the influent  $S_0$ -concentration

Wat. Sci. Tech. Vol. 33, No. 1, pp. 311 - 323, 1996

**Wolter, Ch.:**

Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung, Flockung und Schlammhydrolyse

Dissertation Universität Karlsruhe, Schriftenreihe des ISWW, Band 91, 1998

**Wuhrmann, K.:**

High-rate activated sludge treatment and its relation to stream sanitation - I. Pilot plant studies, Sew. Works J. 26 (1), pg. 1 27, 1954

**Wustinger, F.:**

Forschungsvorhaben Weinbauabwässer - Ziele und Ergebnisse  
Wasserwirtschaftliches Symposium "Umweltverträgliche Behandlung von  
Weinbauabwässern", 5. Februar 1987 in Mainz  
(Hrsg.) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz

**Yuan, W.W.; Stenstrom, M.K. (zitiert in /Vanrolleghem et al., 1999/):**

The modelling of biomass decay in aerobic activated sludge systems: Death-regeneration vs. endogenous respiration  
Proceedings 69<sup>th</sup> Annual WEF Conference and Exposition, pp. 73 - 82, 1996

**Yuan, G.:**

Stickstoffelimination unter Einsatz von extern gezüchteten immobilisierten Nitrifikanten  
Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 144, 1997

**Zettl, U.; Thomas, M.:**

Einsatz der dynamischen Simulation zur Erweiterung einer kommunalen Kläranlage mit erheblichem Weinbaueinfluss  
Beitrag zur Fachtagung: Dynamische Simulation als Werkzeug zur optimierten Planung und Betriebsführung von Abwasserreinigungsanlagen, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft Band 12, Universität Kaiserslautern, 1999

**Zwang, Luc:**

Umwelteinflüsse der Weinproduktion in Luxemburg  
Abschlussbericht des obligatorischen Berufspraktikums für den Studiengang  
Umweltnaturwissenschaften an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich,  
durchgeführt am Institut Viti-Vinicole in Zusammenarbeit mit der Administration de  
l'environnement Luxembourg, Januar 1998

## **ANHANG**

- A1 Umfrage bei Betreibern von Weinbaukläranlagen in Rheinland-Pfalz
- A2 Stationäre Bemessung von Belebungsanlagen nach A 131 /1991 und 2000/  
und HSG /1989/
- A3 Beschreibung des Activated Sludge Model No. 1
- A4 Messmethoden zur Bestimmung der kinetischen und stöchiometrischen  
Parametern sowie der CSB-Fraktionierung des Rohabwassers
- A5 Verwendete Modellanlagen
- A6 Berechnungsschema für Tagesgänge
- A7 Tagesfrachten Kläranlage Weisenheim
- A8 Stickstoffbilanzen für Kläranlage Edenkoben
- A9 Erfahrungswerte der Schlammzusammensetzung

Tabelle A1.1: Betriebsführungsstrategien rheinland-pfälzischer Kläranlagen während der Kampagne

Kläranlage in	Flonheim	Langen-Lonsheim	Gau-Bickelheim	Mommenheim	Hahnheim	Saulheim
Ausbaugröße angeschlossene EW+EGW Rebflächen	14.000 7.000 751	12.500 8.000 - 9.000 ?	13.000 7.000 ?	10.000 ca. 10.000 300	18.000 15.000 400 - 500	30.000 13.000 600
Bringsystem	nein	nein	ja	ja	ja	ja
Verfahrenskonzept	VD mit fakultativ belüfteten Denizonen	ID Umlaufgraben	ID	ID	ID	ID
Schlammstabilisierung	aerob	aerob	aerob	k. A.	k. A.	aerob
Bei Normalbetrieb Regelung von ... über	fakultativ belüftete Zonen über NH <sub>4</sub> -N	V <sub>D</sub> /V <sub>N</sub> über Zeit- Pausen-Steuerung	V <sub>D</sub> /V <sub>N</sub> über NH <sub>4</sub> -N und NO <sub>3</sub> -N	V <sub>D</sub> /V <sub>N</sub> über Zeit- Pausen-Steuerung	V <sub>D</sub> /V <sub>N</sub> über Zeit- Pausen-Steuerung	V <sub>D</sub> /V <sub>N</sub> über NO <sub>3</sub> -N
... Veränderungen während Kampagne TS-Gehalt	von Hand über CSB im Zulauf und NH <sub>4</sub> - N im Ablauf Erhöhung auf 7 g/l	Verkürzung der Pausenzeit; höherer O <sub>2</sub> -Sollwert Erhöhung von 4 g/l auf 6 g/l	Zeit-Pausen- Steuerung Erhöhung von 4 g/l auf 8 g/l NH <sub>4</sub> -N zwischen 0,1 - 0,2 mg/l statt 0,5 mg/l N <sub>ges</sub> ca. 1 mg/l CSB merklich höher (von 22 mg/l auf 30 - 35 mg/l) während Kampagne	nein	nein	nein
Ablaufkonzentrationen	ganzzjährig N <sub>ges</sub> ca. 3 mg/l CSB unverändert	ganzzjährig N <sub>ges</sub> ca. 3 - 5 mg/l CSB unverändert		k. A.	k. A.	Erhöhung von 2 g/l auf 6,5 g/l NH <sub>4</sub> -N ca. 0mg/l N <sub>ges</sub> ca. 2 mg/l CSB unverändert ca. 22 mg/l
ISV	unverändert zw. 50 - 60 ml/gTS	i. d.R. von 80 auf bis 200 ml/gTS		k. A.	k. A.	Sommer ca. 55 ml/gTS, Kampagne < 100 ml/gTS
Sonstiges	keine P-Fällung während Kampagne	1999: 20.000 bis 25.000 EGW Kampagnebelastung	mehr Schwimm- schlamm während Kampagne	hochbelastete Weinbauabwässer werden über Bringsystem nach Oppenheim gebracht	hochbelastete Weinbauabwässer werden über Bringsystem nach Oppenheim gebracht	kontinuierliche Zugabe der angelieferten hochbelasteten Abwässer (Bringsystem)

Legende: VD vorgeschaltete Denitrifikation, ID intermittierende Denitrifikation

Tabelle A1.2: Betriebsführungsstrategien rheinland-pfälzischer Kläranlagen während der Kampagne

Kläranlage in	Leiwien	Bad Dürkheim	Edenkoben	Zell-Bullay	Ingelheim	Landau
Ausbaugröße [EW+EGW] angeschlossene EW+EGW Rebflächen [ha]	32.000 17.000 1353	38.500 19.900 860	50.000 14.000 2385	50.000 25.000 ? + Abfüllbetriebe	110.000 65.000 ?	120.000 95.000 - 100.000 ?
Bringsystem	nein	nein	freiwillig	nein	praktisch keins	nein
Verfahrenskonzept Schlammstabilisierung	ID aerobe	zweistufige Anlage anaerob	ID simultan aerob bei Normalbetrieb, extern aerob während Kampagne	ID aerob	ID anaerob	ID anaerob
Bei Normalbetrieb Regelung von ... über ... Veränderungen während der Kampagne	$V_D/V_N$ über $NO_3-N$	-	$V_D/V_N$ über $NH_4-N$	Zeit-Pausen-Steuerung	$V_D/V_N$ über $NH_4-N$	$V_D/V_N$ über $NH_4-N$ und $NO_3-N$
TS-Gehalt	nein	Inbetriebnahme der 1. Stufe und Regelung der Vorreinigung im Zwischenklärbecken über BSB-online Erhöhung von 3,5 auf 7-8g/l	permanente Belüftung, zu belastungsschwachen Zeiten ggf. Belüftungspausen zur Verbesserung des ISV	quasi permanente Belüftung, zu belastungsschwachen Zeiten ggf. Belüftungspausen  Erhöhung auf 8-9 g/l 1999: höhere $NH_4-N$ und CSB bei unzureichender Belüftung bis 150-200ml/gTS	nein	Verkürzung der Pausenzeit
Ablaufkonzentrationen	Erhöhung von 5 auf 6 g/l $N_{ges}$ fast Null, sonst 2- 3 mg/l CSB unverändert zw. 20 und 25 mg/l von ca. 50-70 auf ca. 100 ml/gTS	$NH_4-N$ und $N_{ges}$ niedriger als bei Normalbetrieb CSB unverändert 1. Stufe ca. 100 ml/gTS ansteigend, 2. Stufe unverändert			unverändert ca. 2,5 g/l $NH_4-N < 5$ mg/l und $N_{ges}$ 5-6 mg/l unverändert	unverändert  unverändert
ISV					unverändert	von ca. 100 auf ca. 150 ml/gTS
Sonstiges			Nährstoffdosierung während der Kampagne	1999: Extrem hohe Kampagnebelastung, Belüftungssaggrate an Leistungsgrenze	seit Dez. '98 in Betrieb, daher noch wenig "Kampagne- erfahrung"	1999 extrem hohe Kampagnebelastung; Verschlechterung der $N_{ges}$ -Ablaufwerte, ISV bis 800 ml/gTS, Belüftungssaggrate an Leistungsgrenze

Legende: VD vorgeschaltete Denitrifikation, ID intermittierende Denitrifikation

## A2 Stationäre Bemessung von Belebungsanlagen

Zur Bemessung von Kläranlagen zur gezielten Stickstoffelimination sind in Deutschland das ATV-ARBEITSBLATT A 131 /1991/ und das Bemessungsverfahren der Hochschularbeitsgruppe (HSG) /BÖHNKE ET AL., 1989/ anerkannt. Die Neufassung des ATV-Arbeitsblatts A 131 ist seit Mai 2000 veröffentlicht. Während das ATV-ARBEITSBLATT A 131 ausschließlich zur Bemessung einer einstufigen Belebungsanlage befähigt, können mit dem Bemessungsverfahren der Hochschulgruppe mehrstufige Anlagen bei vorgegebenen Überwachungswerten ausgelegt werden.

Trotz des unterschiedlichen Anwendungsspielraums basieren die Bemessungsverfahren auf denselben allgemeinen Grundlagen, die im Kapitel A2.1 erläutert werden. Auf die Festlegung der Bemessungsgrundlagen wird im Kapitel A2.2 eingegangen. Da die Nitrifikation der Prozess ist, der am langsamsten auf kurzzeitige Belastungstöße sowie Veränderungen der Belastungscharakteristik reagiert, werden die in den stationären Bemessungsmodellen berücksichtigten Sicherheiten erläutert sowie Sicherheitskonzepte vorgestellt, die über die Ansätze der stationären Bemessungsmodelle hinausgehen.

### A2.1 Allgemeine Grundlagen stationärer Bemessungsmodelle

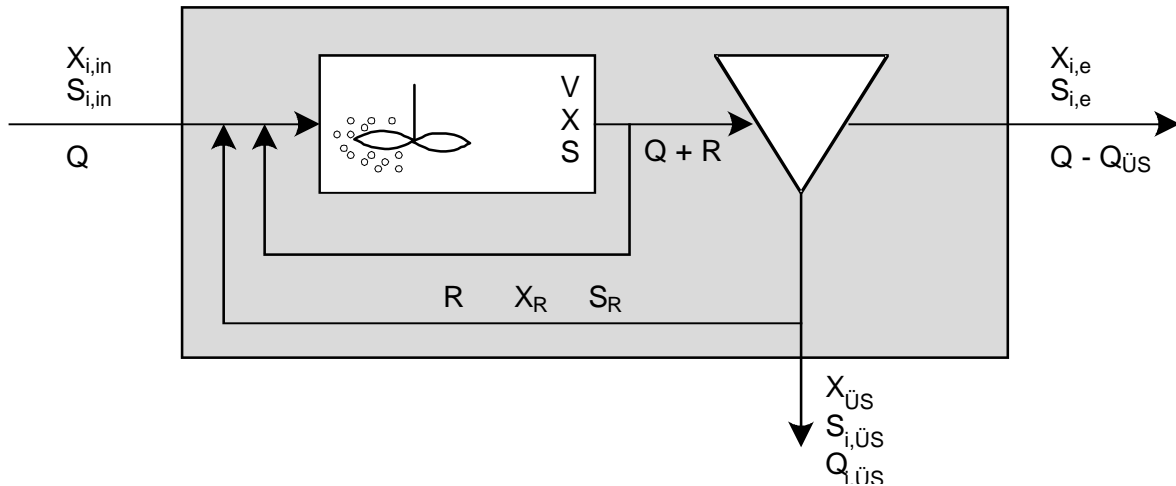
Die Bemessung der biologischen Stufe einer kontinuierlich durchflossenen Kläranlage erfolgt jeweils unter Verwendung eines stationären Modells, dessen Grundlage die Bilanzierung von (Einzel-)stoffen um den Bilanzraum Kläranlage ist. Die Bilanzgleichung für einen Stoff hat folgende allgemeine Form:

$$V \frac{dc_i}{dt} = Q \cdot (c_{i,m} - c_i) + r_i \cdot V \quad (\text{Gl. A2.1})$$

mit:	V	Volumen der Belebungsstufe
	Q	Abwasservolumenstrom
	$c_i$	Stoffkonzentration der Komponente i in der Belebungsstufe
	$c_{i,in}$	Stoffkonzentration der Komponente i im Zulauf der Belebungsstufe
	$r_i$	Stoffumsatzgeschwindigkeit der Komponente i.

In dieser Gleichung werden die Stoffakkumulation ( $V \, dc/dt$ ) mit den Transportprozessen ( $Q \cdot (c_{i,in} - c_i)$ ) und den Reaktionsgrößen ( $r_i \cdot V$ ) in Beziehung gesetzt. Die Bilanzgleichung kann sowohl für einzelne Substrate als auch für die Biomasse bzw. deren einzelnen Komponenten durchgeführt werden. Durch die Festlegung der Bilanzraumgrenzen um die gesamte Kläranlage müssen der Rücklaufschlamm- und der interne Rezirkulationsstrom nicht in der Bilanzgleichung erscheinen (s. Abbildung A2.1). Auch die Nachklärung erscheint nicht in den Bilanzgleichungen, da angenommen wird, dass dort keine biologischen Reaktionen bzw. Stoffumwandlungsprozesse stattfinden und somit Zu- und Ablaufkonzentrationen gleich sind /GUJER, 1996/.





Legende: X Organismendichte  
 S Konzentration gelöster Stoffe  
 Q Volumenstrom  
 R Rezirkulationsvolumenstrom  
 V Volumen Belebungsbecken  
 Indizes: in: Zulauf; e: Ablauf; ÜS Überschussschlamm; R Rezirkulation

Abbildung A2.1: Bilanzraum Kläranlage

Die Bilanzgleichung für definierte, spezifische Organismen  $i$  (mit der Konzentration  $X_i$ ) hat folgende Form:

$$V \frac{dX_i}{dt} = Q \cdot X_{i,in} - (Q - Q_{ÜS}) \cdot X_{i,e} - Q_{ÜS} \cdot X_{i,ÜS} + r_{Xi} \cdot V \quad (\text{G. A2.2})$$

Unter der Annahme, dass im Zulauf keine Organismen eingetragen werden bzw. deren Anzahl vernachlässigbar ist, ergibt sich nach Division durch  $V \cdot X_i$ :

$$\frac{1}{X_i} \cdot \frac{dX_i}{dt} = - \frac{(Q - Q_{ÜS}) \cdot X_{i,e} + Q_{ÜS} \cdot X_{i,ÜS}}{X_i \cdot V} + \frac{r_{Xi}}{X_i} \quad (\text{Gl. A2.3})$$

Der Belebtschlamm in den einzelnen Reaktoren der Kläranlage kann als vollständig durchmischt angesehen werden, so dass der Anteil der Organismen  $i$  im Belebtschlamm sowohl im Belebungsbecken, im Auslauf der Kläranlage als auch im Überschussschlamm gleich groß ist. Somit wird:

$$\frac{(Q - Q_{ÜS}) \cdot X_{i,e} + Q_{ÜS} \cdot X_{i,ÜS}}{X_i \cdot V} = \frac{(Q - Q_{ÜS}) \cdot X_{t,e} + Q_{ÜS} \cdot X_{t,ÜS}}{X_t \cdot V} \equiv D_x \quad (\text{Gl. A2.4})$$

Dabei steht der Index  $t$  für die totale Belebtschlammmenge.  $D_x$  setzt die gesamten Verluste von Belebtschlamm mit der totalen Menge von Belebtschlamm im System in Beziehung und wird Verdünnungsrate für Feststoffe genannt.

Mit  $\frac{r_{Xi}}{X_i} \equiv \mu_n =$  Netto-Produktionsgeschwindigkeit

ergibt sich aus der Stoffbilanzgleichung

$$\frac{1}{X_i} \cdot \frac{dX_i}{dt} = -D_x + \mu_{n,i} \quad (\text{Gl. A2.5})$$

Die Verdünnungsrate beschreibt dabei den Verlust an Feststoffen und wird im Betrieb der Kläranlage insbesondere durch den Überschussschlammabzug bestimmt. Im stationären Zustand entspricht der Kehrwert von  $D_x$  dem Schlammalter bzw. der mittleren Aufenthaltszeit der Schlammflocke im System.  $\mu_{n,i}$  beschreibt die Produktion der Organismen  $i$  und ist von der Art der spezifischen Organismen  $i$  und den Umweltbedingungen im Belebungsbecken abhängig (Sauerstoff- und Substratangebot, Temperatur, etc.). Der Wert ist durch die maximale Wachstumsrate  $\mu_{\max,i}$  begrenzt.

Ist nun die Wachstumsrate  $\mu_{n,i} = \mu_{\max,i} < D_x$ , so wird  $dX_i/dt < 0$ . Dies bedeutet, dass die Organismendichte  $X_i$  abnimmt bis sie letztendlich asymptotisch gegen Null geht. Die Organismen werden ausgewaschen.

Ist  $\mu_{\max,i} > D_x$ , so wird zunächst  $dX_i/dt > 0$  sein und die Organismendichte zunehmen. Die Organismen reichern sich im System an bis so viele Organismen  $i$  vorhanden sind, dass sie ihr Substrat im Reaktor so weit abbauen, bis  $\mu_{n,i} < \mu_{\max,i}$  und mit  $D_x = \mu_{n,i}$  ein stationärer Zustand erreicht wird.

Die Tatsache, dass die Verdünnungsrate bestimmt, ob eine spezielle Art von Organismen sich im System ansiedeln kann oder nicht, führt zu der Auffassung, dass  $D_x$  oder häufiger der Kehrwert, das Schlammalter, die wichtigste Dimensionierungsgröße für Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination ist. Mit dieser Dimensionierungsgröße ist eine direkte Bindung an das Wachstum der maßgeblichen Mikroorganismen gegeben. Da ein stationärer Zustand vorausgesetzt ist, wird versucht, Zustandsveränderungen indirekt über empirische Schwankungs- oder Stoßfaktoren zu berücksichtigen.

## **A2.2. Festlegung der Bemessungsgrundlagen**

Vor der Anwendung der stationären Modelle zur Bemessung einer kommunalen Kläranlage müssen die Bemessungsgrundlagen erhoben bzw. festgelegt werden. Obwohl im ATV-Arbeitsblatt A 131 und im Bemessungsansatz der Hochschule (HSG) einwohnerspezifische Schmutzfrachten genannt werden, wird die Verwendung von gesicherten Messwerten bzw. die Durchführung eines Messprogramms empfohlen. Das ATV-ARBEITSBLATT A 131 /1991/ gibt weiterführende Hinweise, wie aus vorliegenden Messwerten die Bemessungsgrundlagen festzulegen sind. Die Daten aus den Betriebstagebüchern können hilfsweise herangezogen werden, indem aus allen vorliegenden Messungen der letzten zwei bis drei Jahre der 85%-Wert gebildet wird, der Wert, der in 85% aller Fälle unterschritten wird. In der Praxis werden die meisten Messungen für die Eigenüberwachung aus 2h-Mischproben erhalten, die tagsüber zu Zeiten höherer Belastung gezogen werden, was zwangsläufig zu einer Überschätzung der Belastung führt. Obwohl die sorgfältige Ermittlung der Bemessungsgrundlagen ein großes Einsparpotential birgt, wird die Empfehlung des ATV-Arbeitsblatts A 131, ein Messprogramm zur Ermittlung der Bemessungsgrundlagen durchzuführen, in der Praxis selten beachtet.

Da sowohl die Abwasserbeschaffenheit als auch die Zuflussmengen einer kommunalen Kläranlage im Laufe eines Tages, einer Woche und auch eines Jahres variieren, ist die Formulierung von Lastfällen für eine wirtschaftliche Bemessung und eine flexible Betriebsführung zweckmäßig.

Ausführlichere Hinweise zur Ermittlung von Lastfällen für die Bemessung von kommunalen Anlagen sind von einer nordrhein-westfälischen Arbeitsgruppe /BÜRCEL ET AL., 1998/ veröffentlicht worden. Liegen umfangreiche Messdaten der üblichen Bemessungsparameter (Q, BSB<sub>5</sub>, CSB, TKN, NO<sub>3</sub>-N, P, AFS bzw. TS<sub>0</sub>) vor, empfehlen die Mitglieder der Arbeitsgruppe, das Jahr in Abschnitte zu unterteilen, in denen die Belastung, die Temperatur im Belebungsbecken sowie die Verfahrensführung als konstant angenommen werden können. Liegen keine durchgängigen Messdaten vor, wird vorgeschlagen, Intensivmessphasen unter Berücksichtigung industrieller und saisonaler Einflüsse durchzuführen. Bei den Intensivmessphasen muss besonders auf die Repräsentativität der Zeiträume geachtet werden.

Da für die Volumenbemessung der ungünstigste Lastfall maßgebend ist, führt die detaillierte Lastfallbetrachtung nicht zwangsläufig zu einer Volumeneinsparung. Dennoch trägt die Auseinandersetzung mit unterschiedlichen Lastfällen in jedem Fall zu einer objektiveren, angepassteren Bemessung und zu einer flexiblen Betriebsführung bei. In Tabelle A2.1 werden mögliche Lastfälle /ROLFS, 1998/ und ihre Auswirkungen sowohl auf die Bemessung als auch auf die Betriebsführung genannt.

Die *Größe der Nitrifikationszone* wird i.d.R. für eine hohe BSB<sub>5</sub>-Belastung bei niedrigen Temperaturen bemessen. Bei höheren Temperaturen und gleichzeitig niedrigeren BSB<sub>5</sub>-Belastungen (z.B. durch vermehrten BSB<sub>5</sub>-Vorabbau im Kanalnetz) kann die Nitrifikationszone verkleinert werden. Damit lassen sich auch Kosten für die Belüftung einsparen. Bei niedrigeren Temperaturen verringert sich das Wachstum der Nitrifikanten. Durch eine Erweiterung der Nitrifikationszone kann das aerobe Schlammalter angehoben und eine stabile Nitrifikation bei wieder ansteigenden Temperaturen sichergestellt werden. Dies verdeutlicht, dass mit einer flexiblen Betriebsführung, z.B. durch Zu- und Abschalten von Belüftungseinheiten, mehrere Lastfälle bewältigt werden können.

Die *Größe der Denitrifikationszone* wird von der Menge des zu denitrifizierenden Nitrats und dem Substratangebot bestimmt. Somit hat das BSB<sub>5</sub>/N-Verhältnis einen wesentlichen Einfluss auf die Aufteilung der Milieuzonen. Bei niedrigen BSB<sub>5</sub>-Belastungen oder bei einer nächtlichen Zugabe von stickstoffhaltigen Prozesswässern kann das BSB<sub>5</sub>/N-Verhältnis so ungünstig werden, dass aufgrund einer unzureichenden Denitrifikationsleistung die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Ablauf ansteigen.

Häufig treten die für die einzelnen Beckenkomponenten maßgeblichen Lastfallannahmen nicht gleichzeitig auf. Werden die Bemessungsgrundlagen nun auf der Basis von 85%-Werten, die aus zwei bis drei Jahressganglinien ermittelt wurden, zusammengesucht, werden zwangsläufig Belastungsannahmen miteinander verknüpft, die so in der Realität gar nicht auftreten.

Tabelle A2.1: Lastfälle und Auswirkungen auf Bemessung und Betriebsführung  
/nach ROLFS, 1998/

Ereignis oder Belastungszustand	maßgebliche Zeiträume	Auswirkungen
Hohe CSB-Belastung	einige Stunden	Lastfall für Belüftungsaggregate
	mehrere Tage bis mehrere Wochen	höhere Überschussschlammproduktion, Lastfall für Schlammbehandlung Rückgang der Nitrifikantenpopulation bis hin zur Ausschwemmung
Mittlere Belastung	Jahresmittel	Betriebskostenrechnung und Energiebilanz
Hohe Stickstoffbelastung	einige Stunden	Lastfall für Belüftungsaggregate, geht über den Schwankungsfaktor (nach HSG) bei der Bemessung des Nitrifikationsvolumens ein Frachtausgleich z.B. durch Bewirtschaftung der Prozesswässer
	mehrere Tage bis mehrere Wochen	mittlere N-Fracht geht nicht in die Bemessung des Nitrifikationsvolumens ein großer Einfluß auf die Größe der Denitrifikationszone
ungünstiges C/N-Verhältnis	einige Stunden	Lastfall für flexible Milieuaufteilung Lastfall für Bypass um die Vorklärung Lastfall für Substratdosierung
	mehrere Tage bis mehrere Wochen	Denitrifikation kann nicht weit genug erfolgen, die NO <sub>3</sub> -N-Ablaufwerte steigen an (Lastfall für maximales Denitrifikationsvolumen, für Substratdosierung oder Verkleinerung der Vorklärung)
Abwassertemperatur	Jahresganglinie	Lastfälle für Belüftungsaggregate: <i>niedrige Temp.:</i> Leistungsfähigkeit der Mikroorganismen sinkt, ggf. muss Nitrifikationszone erweitert werden, um ein Ausschwemmen der Nitrifikanten zu verhindern <i>hohe Temp.:</i> hohe Umsatzleistungen, geringerer Sauerstoffeintrag möglich
Mischwasserzufluss		Hydraulische Belastung, geht bei Bemessung in Belebungsstufe nicht ein, maßgeblicher Lastfall für Bemessung der Nachklärstufe und des TS-Gehalts in der Belebungsstufe
schlechter Schlammindex	mehrere Tage bis mehrere Wochen	Lastfall für Bemessung der Nachklärstufe und des TS-Gehalts in der Belebung Zugabe von Stoffen zur Beschwerung des Schlammes
Hemm- und Giftstoffe		Verminderung der Leistungsfähigkeit der Mikroorganismen bis hin zum Absterben Hemmung der Nitrifikation kann über Sicherheitsfaktor (HSG) in die Bemessung des Nitrifikationsvolumens eingehen

Zur *Auslegung der Belüftungsaggregate* und vor allem zur *Abstufung der Belüftungsleistungen* muss eine Vielzahl an Lastfällen bei den jeweils maßgebenden Temperaturen herangezogen werden. Dabei handelt es sich um Lastfälle, die nur kurzzeitig auftreten, wie z.B.:

- Tagesspitzen mit hoher BSB<sub>5</sub>- und N-Belastung (müssen nicht unbedingt gleichzeitig auftreten) bei hohen Temperaturen
- Nachtzufluss mit geringer Belastung
- hohe N-Belastung bei niedrigen Temperaturen

Auf die je nach Tageszeit unterschiedlichen Abwasserzusammensetzung und je nach Anlagentyp unterschiedlich auftretenden NH<sub>4</sub>-N- und NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationspitzen im Ablauf muss betrieblich reagiert werden. Um die erforderliche betriebliche Flexibilität abschätzen zu können, müssen verschiedene (tageszeitliche) Lastfälle betrachtet werden. Für eine exaktere Aufteilung der Zonen ist eine dynamische Betrachtungsweise empfehlenswert.

### **A2.3 Bemessungsansätze für die biologische Stufe**

Die wesentlichen Vorgaben der beiden in Deutschland überwiegend eingesetzten Bemessungsverfahren auf der Basis des Schlammalters seien im folgenden kurz erläutert. Für ausführliche Erläuterungen sei auf die einschlägige Literatur verwiesen /KAYSER, 1983; BÖHNKE ET AL., 1989; ATV-A 131, 1991; V.D.EMDE, 1991; ABELING ET AL., 1991; ATV, 1997/.

#### **A2.3.1 Bemessungstemperatur**

Die Reaktionsgeschwindigkeiten biologischer und chemischer Prozesse nehmen mit steigenden Temperaturen zu. In der Regel wird dieser Temperatureinfluss mittels exponentiellen Gleichungen, die einen Temperaturkoeffizienten enthalten, für die maximale Wachstumsrate oder die maximale Abbaugeschwindigkeit beschrieben:

$$\mu_{\max}(T) = \mu_{\max}(T_0) \cdot e^{[\theta_T(T-T_0)]} \quad (\text{Gl. A2.6})$$

mit

T	effektive Temperatur [°C]
T <sub>0</sub>	Bezugstemperatur [°C]
θ <sub>T</sub>	Temperaturkoeffizient [°C <sup>-1</sup> ]

Ein Temperaturkoeffizient von 0,069 °C<sup>-1</sup> entspricht einer Verdoppelung, ein Wert von 0,110°C<sup>-1</sup> einer Verdreifachung der Geschwindigkeit bei einer Temperaturerhöhung um 10°C. Als typische Werte für Temperaturkoeffizienten werden für Nitrosomonas 0,106°C<sup>-1</sup> und für Nitrobacter 0,062°C<sup>-1</sup> genannt. Als maximale Wachstumsraten werden bei 10°C für Nitrosomonas 0,3 d<sup>-1</sup> und für Nitrobacter 0,55 d<sup>-1</sup> angeführt. Bei Temperaturen, wie sie im häuslichen Abwasser vorliegen, ist das Wachstum der Bakterien der Gattung Nitrosomonas somit der geschwindigkeitsbestimmende Schritt für die Nitrifikation. Ab ca. 27°C wird das Wachstum der Nitrobacter geschwindigkeitsbestimmend.

Vereinfachend kann der exponentielle Temperatureinfluss über Temperaturfaktoren beschrieben werden, wie es z.B. im ATV-Arbeitsblatt A 131 oder dem Bemessungsansatz der HSG geschieht. Als übliche Werte für die Temperaturfaktoren werden für die Nitrifikation

1,103 /KNOWLES ET AL., 1965/, für den Abbau organischer Stoffe 1,074 /WUHRMANN, 1954/ und für die Denitrifikation 1,06 bis 1,15 /SUTTON ET AL., 1975/ angesetzt. Der Temperaturfaktor 1,072, der einer Verdoppelung der Geschwindigkeit bei einer Temperaturerhöhung um 10°C entspricht, wird häufig für die Denitrifikation und für das Absterben heterotropher Biomasse verwendet.

Da bei sinkenden Temperaturen die maximalen Wachstumsraten abnehmen, wird das benötigte Reaktorvolumen zunehmen müssen. Daher gehen die genannten Temperaturkoeffizienten direkt in die stationären Bemessungsmodelle ein. Bei der Nitrifikation muss das Reaktorvolumen um ca. 10% pro °C Temperaturerhöhung vergrößert werden. Somit hat die Wahl der Bemessungstemperatur einen erheblichen Einfluss auf die Größe der Belebungsbecken. Die Temperaturganglinie des Kläranlagenzulaufs über das Jahr gehört damit zu einer der wichtigsten Informationen für die Bemessung. Meist sind die Wintertemperaturen für die Auslegung der Belebungsbeckenvolumina und die Sommertemperaturen für die erforderliche Sauerstoffzufuhr maßgebend. Bei der Definition verschiedener Lastfälle sollte deshalb immer darauf geachtet werden, die Temperatur entsprechend den tatsächlichen Verhältnissen auszuwählen.

Die Überwachungswerte für Stickstoff müssen für Temperaturen  $\geq 12^\circ\text{C}$  eingehalten werden. Die Bemessung der Belebungsbecken erfolgt nach den Empfehlungen des ATV-ARBEITSBLATTES A 131 /1991/ und der HSG auf  $10^\circ\text{C}$ , was im Vergleich zu einer Bemessung auf  $12^\circ\text{C}$  zu einem 20% größeren Volumen führt. Dies soll eine sichere und stabile Nitrifikation nach längeren Kälteperioden sowie bei einem schnellen Anstieg der Temperaturen sicherstellen. KROISS /1995/ empfiehlt dagegen, die Bemessungstemperatur den örtlichen Gegebenheiten anzupassen. Kurze Temperatureinbrüche  $\leq 10^\circ\text{C}$  wären im Normalfall nicht maßgebend, erst wenn im Winter zur Zeit der höchsten Belastung mit sehr niedrigen Außentemperaturen und starker Abkühlung zu rechnen ist, sollte die Bemessungstemperatur auf  $10^\circ\text{C}$  festgelegt werden. Im überarbeiteten ATV-ARBEITSBLATT A 131 /2000/ wird die Bemessungstemperatur unter der Voraussetzung einer flexiblen Gestaltung des Belebungsbeckens auf  $12^\circ\text{C}$  angesetzt. Für Abwasserreinigungsanlagen mit Wassertemperaturen deutlich unter  $12^\circ\text{C}$  ist eine Anpassung der Bemessungstemperatur an die vorliegenden Gegebenheiten erforderlich.

### A2.3.2 Bemessung des Nitrifikationsvolumens

Entscheidender Bemessungsparameter für das *Nitrifikationsvolumen* ist das *aerobe Schlammalter*, da sich die Nitrifikanten nur im aeroben Milieu vermehren können.

Im ATV-ARBEITSBLATT A 131 /1991/ wird eine Netto-Wachstumsgeschwindigkeit von  $0,47\text{d}^{-1}$  (bzw. Schlammalter  $1/\mu = 2,13\text{d}$ ) genannt, die bereits die Zerfallsrate beinhaltet. Das erforderliche Bemessungsschlammalter wird dann mittels eines Schwankungsfaktors  $f$  und eines Temperaturfaktors abgeschätzt:

$$t_{\text{TS}} = f \cdot 2,13 \text{ d} \cdot 1,103^{(15-T)} \quad (\text{Gl. A2.7})$$

mit  $f = 2,3$  für Anlagen  $> 100.000$  EW und  $f = 2,9$  für Anlagen  $< 20.000$  EW

Im überarbeiteten ATV-ARBEITSBLATT A 131 /2000/ wird das erforderliche Schlammalter für die Nitrifikation folgendermaßen berechnet:

$$t_{TS,aerob} = SF \cdot 3,4 \text{ d} \cdot 1,103^{(15-T)} \quad (\text{Gl. A2.8})$$

Die neue Bezugsgröße 3,4 d enthält bereits Sicherheiten gegen das Ausschwemmen der Nitrifikanten. Der Sicherheitsfaktor SF berücksichtigt alle anderen möglichen Einflussfaktoren, wie Schwankungen der Zulaufbelastung.

Beim Bemessungsmodell der Hochschulgruppe /BÖHNKE ET AL., 1989/ ist das erforderliche aerobe Bemessungsschlammalter sowohl von der Temperatur und den biologischen Parametern als auch vom geforderten Überwachungswert und den Stickstoff-Belastungsschwankungen abhängig. Für die Wachstumsrate wird ein Wert von  $0,53 \text{ d}^{-1}$  und für die Zerfallsrate ein Wert von  $0,05 \text{ d}^{-1}$  empfohlen. Die Differenz entspricht der Nettowachstumsrate des ATV-ARBEITSBLATTES A 131 /1991/. Der Einfluss der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration auf die Wachstumsgeschwindigkeit wird mit dem MONOD-Term  $(\text{NH}_4\text{-N}_{eSp} / (K_N + \text{NH}_4\text{-N}_{eSp}))$  berücksichtigt. Die Stickstoff-Belastungsschwankungen werden mit dem Schwankungsfaktor S charakterisiert, für den die maximale zweistündige nitrifizierbare Zulauffracht entscheidend ist. Die Temperaturfaktoren für Wachstumsgeschwindigkeit und Absterberate sind unterschiedlich ( $f_{T,A}$  und  $f_{T,bA}$ ). Hemmende Einflüsse werden mit einem globalen Sicherheitsfaktor f' von 1,25 berücksichtigt. Das erforderliche aerobe Schlammalter ergibt sich demnach zu:

$$t_{TS} = f' \left( \frac{\mu_{\max,A}}{S} \cdot \frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_{e,Sp}}{K_N + [\text{NH}_4\text{-N}]_{e,Sp}} \cdot f_{T,A}^{-b_A} \cdot f_{T,bA} \right)^{-1} \quad (\text{Gl. A2.9})$$

mit  $K_N = 1 \text{ mg/l}$  (Halbwertskonstante für das Wachstum der Nitrifikanten)

$$S = \frac{(N_{n,Sp} - [\text{NH}_4\text{-N}]_{e,Sp}) \cdot Q_{Sp}}{(N_{n,m} - [\text{NH}_4\text{-N}]_{e,m}) \cdot Q_{24}} \quad \text{Schwankungsfaktor}$$

$$f_{T,A} = 1,103^{(T-15)} \quad \text{Temperaturfaktor für die Wachstumsrate}$$

$$f_{T,bA} = 1,09^{(T-15)} \quad \text{Temperaturfaktor für die Sterberate}$$

Bei der Ermittlung des erforderlichen Schlammalters nach dem Ansatz der HSG geht also der Schwankungsfaktor unmittelbar ein. So kann z.B. mit Maßnahmen zur Prozesswasserbewirtschaftung, die zu einer Abminderung des Schwankungsfaktors führen, das erforderliche Schlammalter wesentlich verkürzt werden. Der Schwankungsfaktor wurde in einer weiteren Veröffentlichung der Hochschulgruppe (HSG 2) /DOHMANN ET AL., 1993/ auf einen minimalen Wert von 1,5 begrenzt. Ein weitergehender Frachtausgleich kann betrieblich nicht für immer sichergestellt werden. Im Gegensatz zum ATV-Arbeitsblatt A 131 ist durch die Einführung des MONOD-Terms mit dem Bemessungsansatz der Hochschulgruppe eine Bemessung auf bestimmte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte möglich.

### **A2.3.3 Abschätzung des Denitrifikationsvolumens**

Zur Ermittlung des *Denitrifikationsvolumen* gehen sowohl das ATV-Arbeitsblatt A 131 als auch der Bemessungsansatz der Hochschulgruppe davon aus, dass die Denitrifikationsleistung vom *gebildeten Nitratangebot* und dem Sauerstoffbedarf aus der *Kohlenstoffatmung* abhängt. Das Verhältnis  $V_N/V_D$  wird in beiden Bemessungsmodellen iterativ aus der Bilanzierung der Nitratangebots und des Sauerstoffbedarfs bestimmt.

Die zu denitrifizierende Stickstofffracht  $N_{d,m}$  wird über eine Stickstoffbilanz ermittelt, wobei die Überschussschlammproduktion bzw. die mit dem Überschussschlamm entfernte Stickstofffracht abgeschätzt werden muss. Die Kohlenstoffatmung wird in beiden Bemessungsverfahren nach einem Ansatz von Kayser /1983/ ermittelt; sie wird erfahrungsgemäß bei höheren Schlammaltern (> 10d) und höheren Temperaturen überschätzt.

Um die bestehenden Unsicherheiten bei der Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs bzw. zu hohe Atmungswerte bei niedrigen Schlammbelastungen zu berücksichtigen, wird im ATV-Arbeitsblatt A 131 die Atmungsaktivität im anoxischem Milieu zusätzlich um dem Faktor 0,8 reduziert. Da nur ein Teil der heterotrophen Biomasse zur Veratmung von  $\text{NO}_3\text{-N}$  befähigt ist, wird in beiden Ansätzen eine Abminderung der Kohlenstoffatmung mit Hilfe des Faktors  $f_D$  um etwa 25% empfohlen.

Da der Denitrifikationsansatz der Hochschulgruppe auf zu optimistischen Annahmen beruhte, wurden einige Änderungen vorgenommen /DOHMANN, ET AL., 1993/, die zu einer Abminderung der Atmungsaktivität in der Denitrifikationszone führen (HSG 2). Vereinfacht kann dies in Anlehnung an das Arbeitsblatt A 131 /1991/ mit einem pauschalen Abminderungsfaktor von 0,8 vorgenommen werden. Des Weiteren wird bei der Bemessung nach HSG - wie beim Arbeitsblatt A 131 - das maximale Denitrifikationsvolumen auf 50% des Belebungsbeckenvolumens begrenzt. Betrieblich sind jedoch auch weiterhin größere Denitrifikationszonen möglich.

### **A2.3.4 Dimensionierung der Belüftungsaggregate**

Der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen ergibt sich aus der Summe des Sauerstoffbedarfs für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen und für die Oxidation des Ammoniums. Spezifische Sauerstoffverbrauchswerte für den Abbau von Kohlenstoffverbindungen werden im ATV-ARBEITSBLATT A 131 /1991/ in Tabelle 9 genannt. Der spezifische Sauerstoffverbrauch für die Oxidation der Stickstoffverbindungen ist mit Hilfe einer Formel zu berechnen, in der die "Rückgewinnung" an Sauerstoff durch die Veratmung von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen bei der Denitrifikation berücksichtigt wird. Zur Berechnung der maximalen stündlichen Sauerstoffzufuhr werden Stoßfaktoren zur Abdeckung der 2h-Spitzen gegenüber der 24h-Belastung für die Stickstoff- und Kohlenstoffelimination genannt. Extreme Belastungsspitzen sollten gesondert berücksichtigt werden.

Da die Koeffizienten zur Berechnung des Sauerstoffbedarfs und der Überschussschlammproduktion auf Untersuchungen von einstufigen Anlagen mit



Raumbelastungen  $B_R > 1 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3\text{d}$  basieren, führt dies bei Anlagen zur gezielten Stickstoffelimination zu einer Überschätzung des Sauerstoffbedarfs.

HARTWIG /1993/ ermittelte aus Untersuchungen an Kläranlagen mit höheren Schlammaltern Koeffizienten, die zu einem wesentlich geringeren Sauerstoffverbrauch und einem praktisch unveränderten Überschussschlammanfall führen. Die Koeffizienten im ATV-A 131 /2000/ beruhen auf diesen Untersuchungsergebnissen.

### **A2.3.5 Überschussschlammproduktion**

Die Ermittlung der *Überschussschlammproduktion* beruht in beiden Bemessungsverfahren auf den Ansätzen nach KAYSER UND VON DER EMDE /KAYSER, 1987/. Hierbei wird davon ausgegangen, dass die Überschussschlammproduktion im Wesentlichen durch die  $BSB_5$ -Fracht und die *Feststoffe* im Zulauf bestimmt wird. Zusätzlich berücksichtigt der Ansatz der HSG den Schlammanfall der Nitrifikanten, der sich jedoch erst bei außergewöhnlich hohen N/ $BSB_5$ -Verhältnissen bemerkbar macht. Ebenso kann die zusätzliche Schlammproduktion durch Simultanfällung abgeschätzt werden, wobei nach ATV-A 131 /1991/ ein molares Dosierverhältnis von  $\beta = 1,5$  vorausgesetzt wird und beim HSG-Ansatz eine beliebige Dosiermenge berücksichtigt werden kann.

### **A2.3.6 Nachklärung**

Um zu wissen, mit welchem Trockensubstanz-Gehalt (TS) die Belebungsstufe zu bemessen ist, muss i.d.R. zuerst die Nachklärung dimensioniert werden. Der Ansatz der HSG beschränkt sich jedoch ausschließlich auf die Bemessung der Belebungsstufe, wohingegen in dem ATV-Arbeitsblatt A 131 auch auf die Bemessung der Nachklärung explizit eingegangen wird.

Die Nachklärung wird hydraulisch für einen *Mischwasserzufluss* von  $2Q_{s,x} + Q_f$  ausgelegt. Der maximale Zufluss und die von der Bauform abhängige zulässige Flächenbeschickung bestimmen die Größe der Beckenoberfläche.

Die Gesamttiefe der Nachklärbecken setzt sich aus einzelnen, erforderlichen Tiefen für verschiedene Funktionszonen zusammen, die sowohl von hydraulischen Parametern wie Flächenbeschickung oder Rücklaufschlammstrom als auch von den Schlammabsetzeigenschaften (charakterisiert durch das Vergleichsschlammvolumen VSV bzw. den Schlammindex ISV) bestimmt werden.

Maßgeblichen Einfluss auf den erreichbaren TS-Gehalt in der Belebungsstufe haben der Schlammindex, die Leistung des Schlammräumers und das Rücklaufverhältnis. Der Trockensubstanzgehalt an der Nachklärbeckensohle ist neben der Eindickzeit wesentlich vom Schlammindex abhängig. Der Schlammindex wird von vielfältigen Randbedingungen beeinflusst, wie z.B. von der Schlammbelastung, dem gewählten Verfahrenskonzept, der Fällmittelart und -menge, der Temperatur oder auch Abwässern aus der Industrie mit leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen. Der Schlammindex kann über das Jahr erheblich schwanken. Durch eine Umstellung im Verfahrensprozess lässt er sich maßgeblich verändern. Problematisch ist daher die Festlegung des Schlammindex für die Planung eines Neu- oder Umbaus einer Kläranlage. Das ATV-ARBEITSBLATT A 131 nennt

Anhaltswerte in Form von Schwankungsbereichen, die nach Schlammbelastung, Verfahrenskonzept und industriellen Einflüssen differenziert werden. Für die Bemessung der Nachklärung und zum Abschätzen des TS-Gehaltes in der Belebung muss zwischen einem "hohen" Schlammindeks, der Sicherheiten beinhaltet, sowie wirtschaftlichen Aspekten sinnvoll abgewogen werden. Die Leistung des Schlammräumers und das Rücklaufverhältnis sind dagegen verfahrenstechnische Parameter, die hinreichend gut bekannt sind bzw. abgeschätzt werden können.

#### **A2.4 Sicherheitskonzepte für eine stabile Nitrifikation**

Da sich die Nitrifikanten im Vergleich zu den heterotrophen Organismen nur langsam vermehren, werden bei der Bemessung Sicherheiten für die Nitrifikanten berücksichtigt, die im Folgenden erläutert werden. Darüber hinaus wird ein Sicherheitskonzept vorgestellt, das eine sprunghafte Veränderung der Abwasserzusammensetzung berücksichtigt.

##### **A2.4.1 Allgemeines**

Da die Bemessungsmodelle prinzipiell auf stationären Annahmen beruhen, können instationäre Belastungs- und Zustandsänderungen nur begrenzt beschrieben werden. Es wird deshalb versucht, mittels empirischer Ansätze Sicherheitsreserven gegenüber Belastungsschwankungen und negativen Einflüssen auf die biologischen Abbauprozesse vorzuhalten. Die Sicherheitsfaktoren beruhen z.T. auf Erfahrungen oder sind entsprechend der Modellvorstellungen theoretisch zu begründen. Im ATV-ARBEITSBLATT A 131 /1991 und 2000/ ist dabei der Weg der starken Vereinfachung gewählt zu Lasten der Flexibilität für die Anwendung. Beim Hochschulansatz sind bereits einige "Sicherheitskonzepte" für Belastungsschwankungen transparenter dargestellt, sodass z.B. die Auswirkungen einer Prozesswasserbewirtschaftung auf die Größe der Belebungsbecken abgeschätzt oder Anlagen bemessen werden können, die höheren Anforderungen als den Mindestanforderungen nach AbwV Anhang 1 genügen müssen.

Generell muss zwischen expliziten und impliziten Sicherheitszuschlägen differenziert werden. Während explizite Sicherheiten z.B. über Schwankungsfaktoren deutlich herausgestellt werden, sind implizite Sicherheiten auf den ersten Blick nicht zu erkennen, da sie z.B. in das Bemessungsmodell oder in den Bemessungsgrundlagen mit einbezogen sind. Ihre Auswirkungen auf das Bemessungsergebnis können mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse abgeschätzt und quantifiziert werden. Zu den impliziten Sicherheiten bei der Bemessung zählen u.a.:

- Festlegung der Bemessungsfracht auf der Basis des 85%-wertes<sup>\*</sup>,
- Festlegung einer niedrigeren Bemessungstemperatur als 12°C,
- Abschätzung eines eher ungünstigen Schlammindekses ISV.

---

<sup>\*</sup> Im Vergleich dazu werden bei den amerikanischen Bemessungsmodellen EPA /1993/ und ECKENFELDER /1991/ mittlere Frachten zugrunde gelegt und in Dänemark die an 60% aller Tage unterschrittene BSB<sub>5</sub>-Schmutzfracht /JANSEN, 1991/.

Durch eine Ermittlung der Bemessungsgrundlagen mit Hilfe eines Messprogramms sowie einer realitätsnahen Festlegung der Randbedingungen können die impliziten Sicherheiten auf ein vernünftiges Maß begrenzt werden.

Explizite Sicherheitsfaktoren berücksichtigen u.a.:

- hemmende und toxische Einflüsse auf die Nitrifikation,
- Belastungsschwankungen im Zulauf der Kläranlage.

Sowohl im ATV-ARBEITSBLATT A 131 /1991 und 2000/ als auch beim Bemessungsansatz der Hochschulgruppe sind diese expliziten Sicherheitsfaktoren in einem Sicherheitskonzept gegen Ausschwemmen und Stoßbelastungen berücksichtigt. Diese werden nachfolgend erläutert.

#### **A2.4.2 Sicherheiten gegen Ausschwemmen und Stoßbelastungen**

Der **Sicherheitsfaktor  $f$  nach ATV-A 131 /1991/** beinhaltet eine Sicherheit gegen das Ausschwemmen der Nitrifikanten und berücksichtigt gleichzeitig die Belastungsschwankungen in Abhängigkeit von der Größe des Einzugsgebietes. Sollte die Tagesganglinie der Anlage untypische Belastungsschwankungen aufzeigen, die größer als das 2,0 bis 2,5 fache des Tagesmittelwerts sind, sind Vorkehrungen zum Frachtausgleich zu treffen. Da die Schwankungen mit zunehmender Größe des Einzugsgebietes abnehmen, kann der Sicherheitsfaktor von 2,9 für Anlagen < 20.000 EW bis auf 2,3 für Anlagen > 100.000 EW gemindert werden.

Nach der Novellierung des **ATV-A 131 /2000/** wird das erforderliche Schlammalter nun folgendermaßen berechnet:

$$t_{TS,aerob} = SF \cdot 3,4 \text{ d} \cdot 1,103^{(15-T)} \quad (\text{Gl. A2.10})$$

Der Wert von 3,4 setzt sich dabei aus dem Kehrwert der maximalen Netto-Wachstumsrate von Nitrosomas bei 15°C (2,13 d) und einem Faktor 1,6 zusammen. Durch diesen Faktor wird gewährleistet, dass sich bei einer ausreichenden Sauerstoffversorgung und der Abwesenheit negativer Einflüsse genügend Nitrifikanten im Belebtschlamm entwickeln bzw. gehalten werden können. Mit dem **Sicherheitsfaktor  $SF$**  werden Schwankungen der maximalen Wachstumsrate durch bestimmte Abwasserinhaltsstoffe, kurzfristige Temperatureinbrüche und pH-Wert-Verschiebungen sowie durch die Höhe der mittleren Ammoniumablaufkonzentration und Auswirkungen der Stickstoffbelastungsschwankungen berücksichtigt. Mit den empfohlenen Sicherheitsfaktoren von  $SF = 1,8$  (bis 20.000 EW) und 1,45 (bis 100.000 EW) ergeben sich bei 10°C aerobe Bemessungsschlammalter von 10 bzw. 8 d (analog zu ATV-A 131 /1991/).

Der **Bemessungsansatz der HSG** unterscheidet bereits in Sicherheits- und Schwankungsfaktoren. Der Sicherheitsfaktor  $f'$  berücksichtigt alle Einflüsse, die sich auf die Nitrifikation hemmend auswirken, global mit 1,25; er geht linear in die Berechnung des erforderlichen Schlammalters ein. Als Schwankungsfaktor wird bei Anlagen bis 20.000 EW ein Wert von 2,0 und bei größeren Anlagen 1,7 vorgeschlagen, falls keine eigenen

Messdaten vorliegen. Die Sicherheitsfaktoren könnten z.B. nach einer Überprüfung mit Hilfe der dynamischen Simulation vermindert werden /KAYSER, 1997/.

Beim HSG-Ansatz wird die Sicherheit gegen Stoßbelastung mittels des Schwankungsfaktors nicht linear, sondern überproportional berücksichtigt. Zum besseren Verständnis sei das Modell "Schlammalter" anhand einer Massenbilanz für die Nitrifikanten unter stationären Zustandsbedingungen erläutert. Im stationären Zustand sind alle Zustandsänderungen, d.h. alle Ableitungen nach der Zeit, Null. Das Nettowachstum der Nitrifikanten  $\mu_{n,A}$  wird in "Wachstum"  $\mu_A$  durch Zellvermehrung und "Zerfall"  $b_A$  durch Absterben und Fraß aufgeteilt.

$$\frac{d X_A}{dt} \cdot V_{BB} = 0 = \mu_A \cdot X_A \cdot V_{BB} - b_A \cdot X_A \cdot V_{BB} - Q_{\text{ÜS}} \cdot X_{A,\text{ÜS}} \quad (\text{Gl. A2.11})$$

[Akkumulation = 0 = Zuwachs - Zerfall - Austrag durch  
Überschussschlammabzug]

mit  $X_A$  Konzentration der autotrophen Biomasse  
 $X_{A,\text{ÜS}}$  Konzentration der autotrophen Biomasse im Überschussschlamm.

Durch Umstellung der Gleichung zu

$$(\mu_A - b_A) \cdot X_A \cdot V_{BB} = Q_{\text{ÜS}} \cdot X_{A,\text{ÜS}} \quad (\text{Gl. A2.12})$$

lässt sich das erforderliche Schlammalter  $t_{\text{TS}}$  folgendermaßen ableiten:

$$t_{\text{TS}} = \frac{X_A \cdot V_{BB}}{Q_{\text{ÜS}} \cdot X_{A,\text{ÜS}}} = \frac{1}{\mu_A - b_A} \quad (\text{Gl. A2.13})$$

Um eine *Sicherheit gegen das Ausschwemmen der Nitrifikanten* zu erhalten, muss das Verhältnis von maximalem Nettowachstum der Nitrifikanten zu der Verdünnungsrate durch Überschussschlammabzug größer als 1 sein. Das Verhältnis entspricht dem Sicherheitsfaktor gegen Auswaschen  $SF_{\text{ausw}}$ :

$$SF_{\text{ausw}} \equiv \frac{(\mu_A - b_A)}{D_x} \geq 1 \quad (\text{Gl. A2.14})$$

Daraus ergibt sich das erforderliche Schlammalter zu:

$$t_{\text{TS}} > SF_{\text{ausw}} \cdot \frac{1}{\mu_A - b_A} = \frac{1}{\mu_{A,\text{netto}}} \quad (\text{Gl. A2.15})$$

Unabhängig davon, ob bei der Berechnung des erforderlichen Schlammalters unter Berücksichtigung der Sicherheit gegen Ausschwemmung die Wachstums- und Zerfallsrate oder das Nettowachstum berücksichtigt wird, erbringt die Berechnung die gleichen Resultate.

Anders verhält es sich mit dem erforderlichen Schlammalter bei Bemessung auf *Stoßbelastungen bzw. kurzzeitigen Belastungsschwankungen*. Da die Umsatzgeschwindigkeit der Nitrifikanten im betrachteten Konzentrationsbereich nicht mehr zu steigern ist, muss zur sicheren Bewältigung der kurzzeitigen Stoßbelastung eine ausreichend große Menge an Nitrifikanten im System vorhanden sein, die z.B. durch eine Vergrößerung des belüfteten Volumens "aktiviert" wird. Die dämpfende Wirkung der Speicherung bzw. Konzentrationsaufhöhung im Becken wird nicht berücksichtigt. Unter Vernachlässigung des Zuwachses an Nitrifikanten während der Stoßbelastung muss gelten:

$$\mu_A \cdot X_A \cdot V_{BB} > b_A \cdot X_A \cdot V_{BB} + Q_{\text{ÜS}} \cdot X_{A,\text{ÜS}} \quad (\text{Gl. A2.16})$$

Der Sicherheitsfaktor gegen kurzzeitige Stoßbelastungen leitet sich dann nach Division der Gleichung durch  $X_A \cdot V_{BB}$

$$\mu_A > b_A + \frac{Q_{\text{ÜS}} \cdot X_{A,\text{ÜS}}}{V_{BB} \cdot X_A} = b_A + D_x \quad (\text{Gl. A2.17})$$

wie folgt ab:

$$\text{SF}_{\text{ausw.}} \equiv \frac{\mu_A}{b_A + D_x} \geq 1 \quad (\text{Gl. A2.18})$$

Damit errechnet sich das erforderliche Schlammalter zu

$$t_{TS} \geq \frac{1}{\frac{\mu_A}{\text{SF}} - b_A} \quad (\text{Gl. A2.19})$$

Nach dem HSG ist das erforderliche aerobe Schlammalter somit vom Schwankungsfaktor und der geforderten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in der Spitze (s. Gleichung A2.9) abhängig. Im Vergleich zum ATV-A 131 ergeben sich bei unterschiedlichen Schwankungsfaktoren und ansonsten gleichen Eingangsbedingungen unterschiedliche Beckenvolumina (s. Abbildung A2.2).

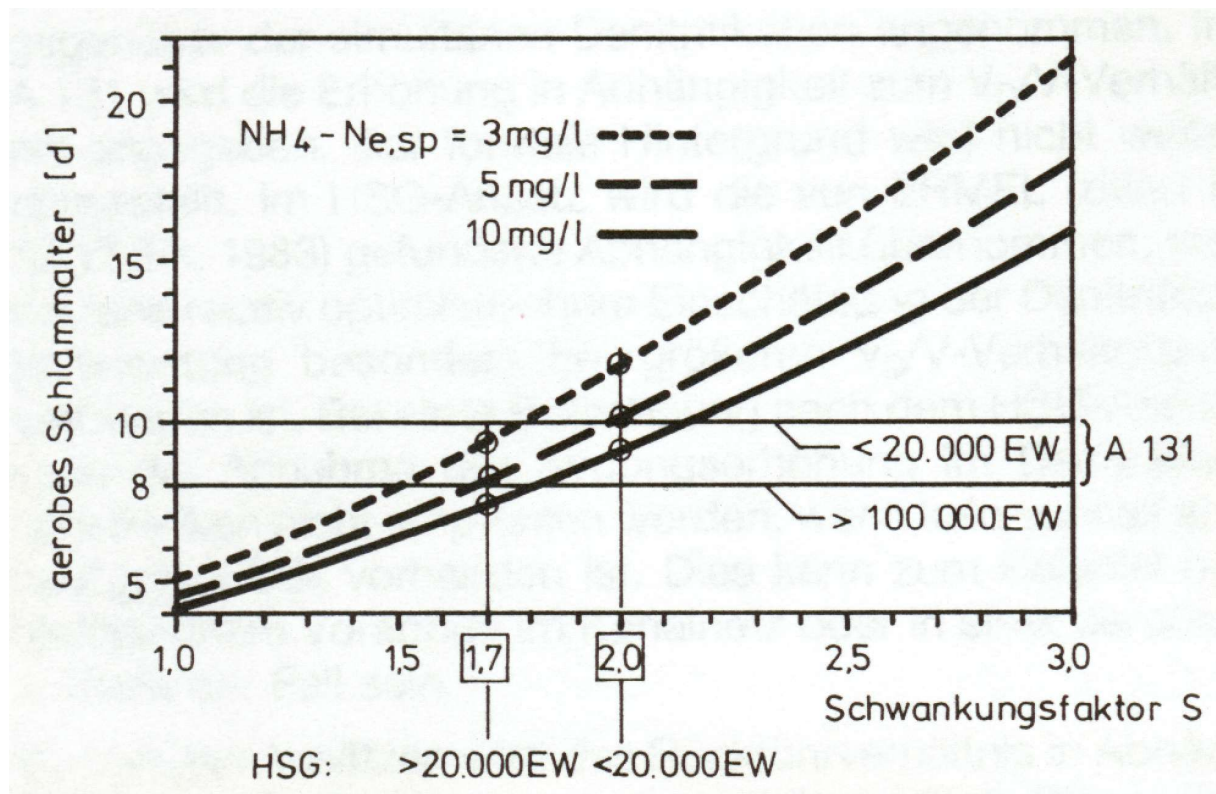


Abbildung A2.2: Erforderliches aerobes Schlammalter für Nitrifikation (bei  $12^\circ\text{C}$ ,  $K_N = 1\text{mgNH}_4\text{-N/l}$ ,  $f' = 1,25$ ) /ABELING ET AL., 1991/

### A2.4.3 Sicherheiten gegen sprunghaften Anstieg der zu nitrifizierenden Stickstofffracht

SCHWEIGHOFER /1997/ stellt weitere Sicherheitskonzepte dar, die über die bisher gezeigten Ansätze zur Berücksichtigung von Sicherheiten gegen Ausschwemmen oder Stoßbelastungen hinausgehen. Obwohl die Sicherheitskonzepte direkt mit dem stationären "Schlammalter"-Modell verbunden sind, erlauben sie bis zu einem gewissen Ausmaß, einfache instationäre Belastungszustände zu berücksichtigen.

Da ein erheblicher Anteil der Stickstofffrachten durch industrielle Einleiter in die Kläranlage gelangen kann, können die täglichen Stickstofffrachten von Tag zu Tag stark schwanken (z.B. zwischen Werktagen und Wochenende). Auch ein plötzlicher Produktionsstillstand eines Indirekteinleiters mit überwiegend BSB<sub>5</sub>-haltigem Abwasser bewirkt einen sprunghaften Anstieg der zu nitrifizierenden Stickstofffracht, da nun weniger Stickstoff im Überschussschlamm inkorporiert wird. Diese Situation ist **vergleichbar mit dem Ende der Weinbaukampagne** und dem damit verbundenen Rückgang der BSB<sub>5</sub>-Belastung bzw. der Erhöhung des N/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisses. Im Gegensatz zu den kurzzeitigen Belastungsschwankungen muss in diesem Fall das Wachstum der Nitrifikanten berücksichtigt werden. Aus diesem Grund wurde ein neuer *Sicherheitsfaktor gegen "Überlastung"* eingeführt /SCHWEIGHOFER, 1997/. Ausgehend von einer konstanten Vorbelastung und einer Ablaufkonzentration von 5 mg/l NH<sub>4</sub>-N bzw. einem maximalen Wachstum der Nitrifikanten, beschreibt der Sicherheitsfaktor das Verhältnis der maximal über einen Tag nitrifizierbaren Stickstofffracht zur mittleren, über einen davor liegenden Zeitraum nitrifizierten Stickstofftagesfracht. Der Sicherheitsfaktor ist ein Maß für eine beherrschbare tägliche Schwankungsbreite der Stickstoffbelastung und beschreibt damit primär die Leistungsfähigkeit der vorhandenen Nitrifikanten gegenüber einem Belastungsanstieg über einen Tag.

Unter Berücksichtigung des Nitrifikantenzuwachses leitet sich der Sicherheitsfaktor SF<sub>Ü</sub> gegen Überlastung in Anlehnung an den Sicherheitsfaktor gegen kurzzeitige Stoßbelastungen SF<sub>Ü</sub> ab ; er ergibt sich zu:

$$SF_{\text{Ü}} = \frac{\mu_A \cdot e^{\left(\mu_A \cdot \frac{V_N}{V_{BB}} - b_A - D_X\right) \cdot t}}{b_A + D_X} \quad (\text{Gl. A2.20})$$

Die verfügbare maximale Nitrifikationskapazität einer Kläranlage ist direkt von der zuvor nitrifizierten Stickstofffracht abhängig. Eine *längerfristige Steigerung der zu nitrifizierenden Stickstofffracht* erfolgen muss sich an der vorhandenen Nitrifikationskapazität bzw. am möglichen Zuwachs der Nitrifikanten orientieren. Gleichermäßen sinkt die Nitrifikantenmenge bei einem Rückgang der Stickstoffbelastung oder bei einer Erhöhung der Kohlenstoffbelastung. Die folgenden Betrachtungen dienen dazu, eine Vorstellung über das Ausmaß einer möglichen Steigerung der zu nitrifizierenden Stickstofffracht zu erhalten /SCHWEIGHOFER, 1997/.

Im stationären Zustand entspricht in einer nitrifizierenden Anlage das Wachstum an Nitrifikanten dem Verlust durch Zerfall und Überschussschlammabzug.

$$N_{\text{ox}} \cdot Y_A = (b_A + D_X) \cdot V_{BB} \cdot X_A \quad (\text{Gl. A2.21})$$

[Nitrifikantenwachstum = Verlust durch Zerfall und Überschussschlammabzug]

mit  $N_{ox}$  nitrifizierte Stickstofffracht = gebildete Nitratfracht  
 $Y_A$  Ertragskoeffizient der Nitrifikanten [gCSB/gNH<sub>4</sub>-N]  
 $D_x$  Überschussschlammabzugsrate

Daraus kann die aktuelle Nitrifikantenkonzentration  $X_{A,0}$  ermittelt werden:

$$X_{A,0} = \frac{N_{ox} \cdot Y_A}{(b_A + D_x) \cdot V_{BB}} \quad (\text{Gl. A2.22})$$

Bei einem nicht limitierten Wachstum der Nitrifikanten - erhöhte NH<sub>4</sub>-N-Konzentration von ca. 5 mg/l und damit maximales Wachstum vorausgesetzt - kann die Massenbilanz für die Nitrifikanten im Belebungsbecken folgendermaßen dargestellt werden:

$$\frac{dX_A}{dt} \cdot V_{BB} = (\mu_A \cdot V_N - b_A \cdot V_N - D_x \cdot V_{BB}) \cdot X_A \quad (\text{Gl. A2.23})$$

mit  $V_N$  Nitrifikationsbeckenvolumen.

Die Lösung der Differentialgleichung führt zu dem Ergebnis

$$X_{A,t} = X_{A,0} \cdot e^{\left(\mu_A \cdot \frac{V_N}{V_{BB}} - b_A - D_x\right)t} \quad (\text{Gl. A2.24})$$

Unter Berücksichtigung von

$$N_{ox,max,t} = V_N \cdot \mu_A \cdot \frac{X_{A,t}}{Y_A} \quad (\text{Gl. A2.25})$$

kann die Steigerung der maximal nitrifizierbaren Stickstofffracht errechnet werden.

$$N_{ox,max,t} = V_N \cdot \mu_A \cdot \frac{X_{A,0}}{Y_A} \cdot e^{\left(\mu_A \cdot \frac{V_N}{V_{BB}} - b_A - D_x\right)t} \quad (\text{Gl. A2.26})$$

Abbildung A2.3 zeigt die theoretische Zunahme der Nitrifikationsleistung einer Belebungsanlage, gerechnet für ein Schlammalter von 16 d und einen konstanten Denitrifikationsanteil von 33%. Dabei wurde eine zusätzliche, sofortige Leistungssteigerung der Nitrifikanten durch die Konzentrationsaufhöhung auf ca. 5 mg/l aufgrund der Monod-Kinetik um das rund 2 - 3 fache berücksichtigt. Sehr deutlich wird die Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation. So ist bei 10°C innerhalb von 2 Tagen eine Steigerung der Reinigungsleistung auf das Dreifache möglich, während bei 20°C bereits eine Leistungssteigerung auf das Neunfache erreicht wird. Wird ausschließlich die Leistungssteigerung durch Zuwachs an Nitrifikanten berücksichtigt, so ergibt sich eine Verdoppelung bei 10°C und eine Verfünffachung der Nitrifikationsleistung bei 20°C innerhalb von 2 Tagen.

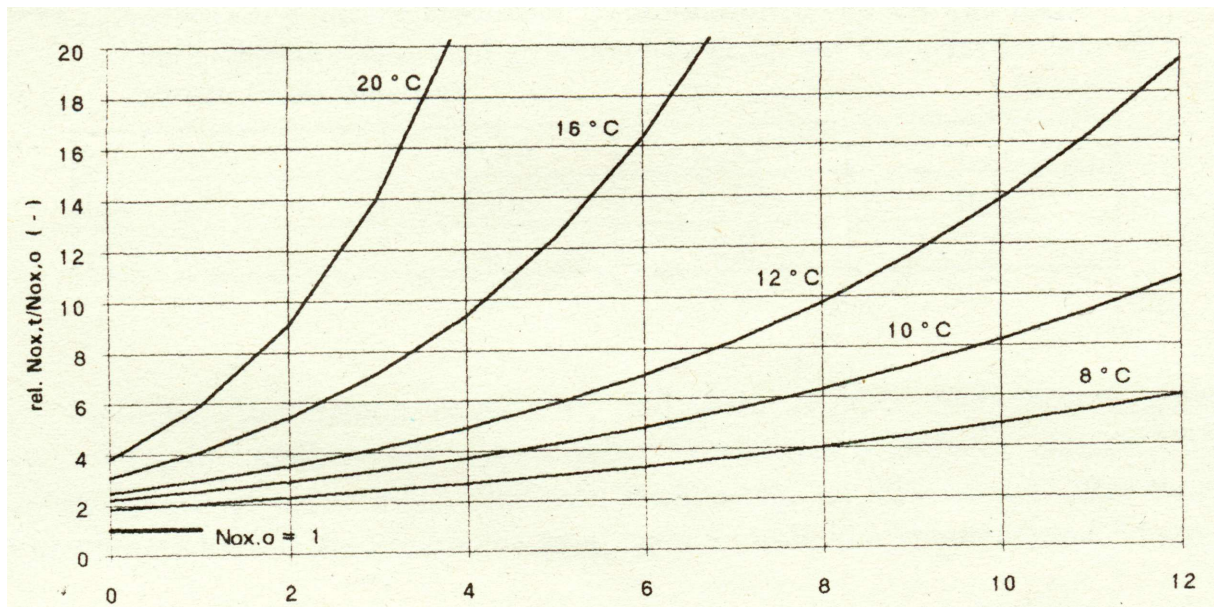


Abbildung A2.3: Theoretische Zunahme der Nitrifikationsleistung einer Belebungsanlage, ausgehend von einer über ein aerobes Schlammalter nitrifizierten konstanten Stickstofffracht  $N_{\text{ox},0}$  /SCHWEIGHOFER, 1997/



### A3 Beschreibung des ASM 1

Das Modell ASM 1 und alle Weiterentwicklungen werden in Matrixform dargestellt. Erster Schritt zur Modellbildung ist die Festlegung der relevanten Modellparameter, die in der Kopfzeile eingetragen werden. Zweiter Schritt ist die Identifikation der ablaufenden Prozesse, die in der ersten Spalte von oben nach unten eingetragen werden. In der äußersten rechten Spalte werden die kinetischen Ausdrücke bzw. Gleichungen für die Raten der einzelnen Prozesse  $\rho_j$  aufgezeichnet. Die Terme innerhalb der Matrix umfassen die stöchiometrischen Koeffizienten  $v_{ij}$ , die die Massenverhältnisse zwischen den einzelnen Komponenten und den Prozessraten  $\rho_j$  angeben. Jeglicher Verbrauch bzw. Zerfall wird mit negativen stöchiometrischen Koeffizienten, Wachstum bzw. Produktion einer Komponente werden dagegen mit positiven stöchiometrischen Koeffizienten beschrieben.

Als Beispiel zur Veranschaulichung der Matrixschreibweise sei hier der Prozess der Nitrifikation angeführt (s. Tabelle A3.1), der mit Hilfe der beiden Prozesse "Wachstum" und "Zerfall" der nitrifizierenden Biomasse beschrieben werden kann.

Tabelle A3.1 Stöchiometrie und Prozesskinetik der Nitrifikation im ASM 1

Komponente i Prozess j	$X_A$	$S_{NH_4}$	$S_{O_2}$	$S_{NO_3}$	$X_P$	$X_S$	Prozessrate $\rho_j$ [g/m <sup>3</sup> /d]
Wachstum $X_{BA}$	1	$-i_{NB} - 1/Y_A$	$-(4,57 \cdot Y_A)/Y_A$	$1/Y_A$			$\hat{\mu}_A \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_A$
Zerfall $X_{BA}$	-1				$f_P$	$1 - f_P$	$b_A \cdot X_{BA}$

Da die CSB-Bilanz Gültigkeit hat, muss die Quersumme der stöchiometrischen Koeffizienten für einen Prozess Null ergeben. Dies ist für den Prozess "Zerfall" rasch nachvollziehbar. Beim Zerfall der autotrophen Biomasse wird ein Teil der Biomasse ( $1 - f_P$ ) in abbaubare partikuläre Stoffe  $X_S$  und der andere Teil ( $f_P$ ) in inerte organische Feststoffe  $X_P$  umgewandelt. Für den Prozess "Wachstum" ist die CSB-Bilanz nicht sofort transparent, da die Stickstoffkomponenten ( $S_{NH_4}$ ,  $S_{NO_3}$ ) erst in CSB-Äquivalente umgewandelt werden müssen.  $NO_3$ -N befindet sich in der höchsten Oxidationsstufe, so dass der CSB gleich Null zu setzen ist. Das CSB-Äquivalent zur Oxidation des  $NH_4$ -N beträgt 4,57gCSB/g $NH_4$ -N. Für die CSB-Bilanzierung des Prozesses Wachstum wird nun einerseits der stöchiometrische Koeffizient für  $S_{NO_3}$  unberücksichtigt gelassen und andererseits der Koeffizient für Ammonium  $S_{NH_4}$  mit 4,57 multipliziert. Der Sauerstoff  $S_{O_2}$  geht als negativer CSB in die Bilanz ein. Nach dieser Rechenoperation bleibt der Term  $4,57 \cdot i_{XB}$  übrig, da beim Aufbau der Biomasse Stickstoff eingelagert wird, der danach implizit in  $X_{BA}$  enthalten ist. Mit Hilfe der Matrixform kann so der Verbleib einzelner Komponenten rasch erfasst werden.

Der Reaktionsterm  $r_i$  für eine Komponente i ergibt sich, indem die einzelnen Produkte aus Prozessraten  $\rho_j$  und den stöchiometrischen Koeffizienten  $v_{ij}$  aufsummiert werden:

$$r_i = \sum_j v_{ij} \cdot \rho_j \quad (\text{Gl. A3.1})$$

Dabei wird der Einfluss der Nährstoffkonzentration auf die Geschwindigkeit der Teilung von Mikroorganismen mit dem einfachen, empirisch mathematischen Ansatz nach **MONOD** /1949/ beschrieben:

$$\mu_A = \mu_{A,\max} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \quad (\text{Gl. A3.2})$$

Die Wachstumsrate  $\mu$  gibt an, wieviel Biomasse pro Zeiteinheit produziert wird, bezogen auf die Biomasse, die im System ist. Mit Hilfe des Monod-Ansatzes wird eine mathematische Beziehung zwischen Wachstumsrate und maximaler Wachstumsrate hergestellt, bei der einerseits die Wachstumsrate gegen null geht, wenn die Substratkonzentration gegen Null geht, und andererseits die aktuelle Wachstumsrate die maximale Wachstumsrate nicht übersteigt. Der Sättigungsbeiwert  $K_{NH_4}$  gibt an, bei welcher  $NH_4$ -N-Konzentration die Hälfte der maximalen Wachstumsrate erreicht ist.

Bei einer mehrfachen Substratlimitierung (d.h. wenn die gleichzeitige Anwesenheit mehrerer Substrate für das Ablaufen des Prozesses erforderlich ist) gilt allgemein folgendes erweitertes Wachstumsmodell:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \prod_{i=1}^n \frac{S_i}{K_{S_i} + S_i} \quad (\text{Gl. A3.3})$$

Bei einer Aneinanderreihung mehrere Monod-Terme ergibt sich durch die Multiplikation für  $\mu$  ein niedrigerer Wert, als dies tatsächlich der Fall ist. Es empfiehlt sich deshalb, nur so viele Monod-Terme zu verwenden, wie unbedingt nötig sind.

Prozesse, die z.B. nur bei Abwesenheit von Sauerstoff ablaufen können und bei Anwesenheit zum Erliegen kommen, können mit folgendem Schaltterm bei anoxischen Milieubedingungen gestartet werden (s. a. anoxisches Wachstum der heterotrophen Biomasse und anoxische Hydrolyse):

$$\frac{K_i}{K_i + S_i}$$

Für das Beispiel Nitrifikation ergibt sich für die autotrophe Biomasse demnach folgende Reaktionsrate:

$$r_{X_A} = \hat{\mu}_A \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{BA} - b_A \cdot X_{BA} \quad (\text{Gl. A3.4})$$

und für den Sauerstoffverbrauch infolge Nitrifikation:

$$r_{S_{O_2}} = -\frac{4,57 - Y_A}{Y_A} \cdot \hat{\mu}_A \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{BA} \quad (\text{Gl. A3.5})$$

und schließlich für die Rate der Nitratproduktion:

$$r_{S_{NO_3}} = \frac{1}{Y_A} \cdot \hat{\mu}_A \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{BA} \quad (\text{Gl. A3.6})$$

Unter der Voraussetzung, dass der Gehalt an autotropher Biomasse im Rohabwasser vernachlässigbar klein ist, lautet die Massenbilanz für die autotrophe Biomasse wie folgt:

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = -D \cdot X_{BA} + \hat{\mu}_A \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{BA} - b_A \cdot X_{BA} \quad (\text{Gl. A3.7})$$

(Akkumulation = Input - Output - Reaktion)

Die Massenbilanz kann für jede beliebige Modellkomponente  $i$  aufgestellt werden.

Die modellhafte Beschreibung des Kohlenstoffabbaus stellt sich aufgrund der Vielzahl an Substratarten und der hinsichtlich der Abbaukinetik sehr unterschiedlichen Prozesse sehr viel komplexer als die der Nitrifikation dar. Zunächst ist es erforderlich, die mit dem Summenparameter CSB beschriebene organische Verschmutzung in mehrere Stoffgruppen (Komponenten) aufzuteilen, um die grundsätzlichen Vorstellungen über den Abbauprozess mathematisch abbilden zu können.

So sind folgende Komponenten bzw. CSB-Fractionen zur Erfassung der organischen Abwasser- und Belebtschlamm-inhaltsstoffe definiert:

- Biologisch schnell abbaubare, gelöste organische Stoffe  $S_s$ : sie können direkt von den Mikroorganismen umgesetzt werden.
- Biologisch inerte, gelöste organische Stoffe  $S_i$ : sind bereits im Abwasser enthalten bzw. werden produziert.
- Biologisch langsam abbaubare organische Stoffe  $X_s$ : werden vorerst von den Mikroorganismen adsorbiert und anschließend durch Hydrolyse zu  $S_s$  umgewandelt.  $X_s$  enthält sowohl (kolloidal) gelöste /Henze, 1992/ als auch partikuläre organische Verbindungen.
- Biologisch inerte, partikuläre organische Stoffe  $X_i$ : sind im Zulauf enthaltene Feststoffe, die nicht weiter abgebaut werden.
- Inert-partikuläre organische Stoffe  $X_p$ : entstehen beim Zerfall der Biomasse.
- Heterotrophe Biomasse  $X_{BH}$ .
- Autotrophe Biomasse  $X_{BA}$ .

Da alle organischen Komponenten einschließlich der Belebtschlammfraktionen und der inerten Stoffe als CSB definiert sind, muss für eine Gesamtbilanzierung folglich auch der Trockensubstanzgehalt im Modell in gCSB/l ausgedrückt werden.

Im Einzelnen tragen folgende Prozesse zum Kohlenstoffabbau bei:

- *aerobes Wachstum* der heterotrophen Biomasse:

Bei diesem Prozess werden schnell abbaubare Stoffe  $S_s$  unter Sauerstoffverbrauch in heterotrophe Biomasse  $X_{BH}$  umgewandelt. Dabei gibt der Parameter "Zellertrag" an, welcher Anteil von  $S_s$  zu  $X_{BH}$  wird. Der "Rest"  $1 - Y_H$  wird unter Sauerstoffverbrauch zu  $CO_2$  veratmet.

- *anoxisches Wachstum* der heterotrophen Biomasse:

Im Unterschied zum aeroben Wachstum wird beim anoxischen Wachstum (Denitrifikation) Nitrat ( $S_{NO_3}$ ) statt Sauerstoff ( $S_{O_2}$ ) veratmet. Die anoxische Wachstumsrate wird gegenüber der aeroben mit dem Faktor  $\eta_g$  abgemindert.

- *Zerfall* der heterotrophen Biomasse:

Beim Zerfall der heterotrophen Biomasse wird ein kleiner Anteil von  $X_{BH}$ , nämlich  $f_p$ , in inert-partikuläre Zerfallsprodukte  $X_p$  umgewandelt. Der wesentlich größere Anteil  $(1-f_p)$  wird zu langsam abbaubaren organischen Stoffen  $X_s$ . Der Prozess wird unabhängig von den Milieubedingungen als Funktion 1. Ordnung dargestellt.

- *aerobe Hydrolyse* der langsam abbaubaren organischen Stoffe:

Bei der Hydrolyse werden langsam abbaubare organische Stoffe in schnell abbaubare, gelöste organische Stoffe umgewandelt. Der Umwandlungsprozess wird im ASM 1 mittels Adsorptionskinetik in Abhängigkeit vom Verhältnis der Konzentrationen von  $X_s$  zu  $X_{BH}$  beschrieben.

- *anoxische Hydrolyse* der langsam abbaubaren organischen Stoffe:

Die Hydrolyse unter anoxischen Milieubedingungen wird gegenüber der Hydrolyse im aeroben Milieu ebenfalls wie das anoxische Wachstum mit einem Faktor  $\eta_h$  vermindert.

Analog zur Hydrolyse der langsam abbaubaren organischen Stoffe wird partikulärer, biologisch abbaubarer Stickstoff  $X_{ND}$  zu gelöstem, biologisch abbaubarem Stickstoff  $S_{ND}$  hydrolysiert und anschließend zu Ammonium  $S_{NH_4}$  ammonifiziert.

Als weitere Modellkomponente ist die Alkalität  $S_{Alk}$  zu nennen, die Rückschlüsse auf mögliche Änderungen des pH-Werts erlaubt. Die wichtigste Senke für die Alkalität ist der Prozess Nitrifikation bzw. das aerobe Wachstum der autotrophen Biomasse.

Neben den in der Modellmatrix erwähnten Stickstoffkomponenten enthält das Modell noch drei weitere Formen von organischem Stickstoff:  $X_{NB}$  beschreibt den Stickstoffanteil in der Biomasse  $X_B$  ( $X_{BA}$  und  $X_{BH}$ ) und kann durch Multiplikation von  $i_{XB}$  und  $X_B$  einfach berechnet werden.  $X_{NP}$  und  $X_{NI}$  beschreiben die Stickstoffanteile in den partikulären, inerten CSB-Fractionen  $X_p$  und  $X_i$  und sind ebenfalls durch Multiplikation von  $i_{XP}$  mit  $X_p$  bzw.  $i_{XI}$  mit  $X_i$  einfach zu berechnen. Diese Parameter sind konsequenterweise in der Matrix nicht explizit aufgeführt, da auch die  $N_2$ -Produktion bei der Denitrifikation nicht in die Modellmatrix eingebunden und somit eine Bilanzierung der Stickstoffkomponenten nicht möglich ist.

Neben den biologischen Abbauprozessen beinhaltet das ASM 1 auch deren **verfahrenstechnische Umsetzung**. Das Modell der biologischen Stufe setzt sich aus in Reihe geschalteten, ideal durchmischten Rührkesselreaktoren zusammen. Für das Nachklärbecken ist u.a. ein stark vereinfachter Ansatz enthalten, der eine vollständige Feststoffabscheidung<sup>A3-1</sup> vorsieht. Im Nachklärbeckenmodell bleiben biologische Umwandlungsprozesse unberücksichtigt. Die gelösten Stoffkomponenten werden in der Nachklärung vermischt. Der abgetrennte Schlamm wird sofort in den Zulauf der biologischen Stufe zurückgeführt /HENZE ET AL., 1986/. Dieser vereinfachte Ansatz kann durch aufwendigere Nachklärbeckenmodelle ersetzt werden.

Da in der Nachklärung jedoch biochemische Umsetzungen stattfinden, die nicht zu vernachlässigen sind, sind diese durch ein entsprechendes Reaktionsvolumen zu berücksichtigen /WATSON, 1994/.

In den einzelnen Simulationsprogrammen sind verschiedene Nachklärbeckenmodelle /HÄRTEL, 1990; TAKACS ET AL., 1991; OTTERPOHL ET AL., 1992/ sowie Vorklärbeckenmodelle /z.B. OTTERPOHL ET AL, 1994A/ implementiert, die sich hinsichtlich ihrer Genauigkeit und des Kalibrieraufwands unterscheiden.

---

<sup>A3-1</sup> Dies entspricht gedanklich einer Membrananlage.

## A4 Messmethoden zur Bestimmung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter sowie der CSB-Fraktionierung des Rohabwassers

### A4.1 Literaturübersicht

Tabelle A4.1: Aus Messungen *abschätzbare* Zulauffractionen

Parameter	Methode	Literaturverweis
$S_i$	CSB im Ablauf NK	ROELEVELD UND KRUIT, 1998
	aerober/anoxischer Batch-Versuch	EKAMA ET AL., 1986 HULSBEEK UND KUNST, 1994
	Batch-Versuch	CHUDOBA, 1985 HENZE ET AL., 1986 MALZ UND SCHMITT, 1990 BOERO ET AL., 1991 MALZ UND WEGENAER, 1992
	Batch/Kontinuierlich	GERMIRLI ET AL., 1991 SOLLFRANK ET AL., 1992
$S_s$	Semi-kont. Batch-Atmungsmessung OUR	EKAMA UND MARAIS, 1977 EKAMA ET AL., 1986 SOLLFRANK UND GUJER, 1991 WENTZEL ET AL., 1995
	Batch-Atmungsmessung	EKAMA ET AL., 1986 LIEBESKIND, 1999
	Batch-Atmungsmessung OUR, NUR	KRISTENSEN ET AL., 1992
	Batch- Atmungsmessungen OUR	KAPPELER UND GUJER, 1992
	kontinuierliche Atmungsmessung	WITTEBORG ET AL., 1996
	BSB-online	BORNEMANN UND LONDONG, 1998
	Atmungsmessungen CSB-Messungen	VANROLLEGHEM ET AL, 1999 ROELEVELD UND KRUIT, 1998
$X_s$	kontinuierliche Atmungsmessung	EKAMA ET AL., 1986
	Batch- Atmungsmessung OUR	KAPPELER UND GUJER, 1992
	Batch- Atmungsmessung	KRISTENSEN ET AL., 1992
	Massenbilanzen Modellkalibrierung	HENZE ET AL., 1986 MÜLLER, 1997
$X_i$	Batch-Versuch und Kalibrierung	MARAIIS UND EKAMA, 1976 HENZE ET AL., 1986 EKAMA ET AL., 1986
	Batch-Versuch	KAPPELER UND GUJER, 1992 LIEBESKIND, 1999
	CSB-Bilanz	NOWAK, 1997

Tabelle A4.2: Aus Messungen abschätzbare kinetische und stöchiometrische Parameter

Parameter	Methode	Literaturverweis
$Y_H$	CSB-Bilanz	NOWAK, 1997
	Versuchsanlage	LONDONG UND WACHTL, 1995
	Respirometrie im Batch-Test	LIEBESKIND ET AL., 1996 SOLLFRANK 1988
$b_H$	CSB-Bilanz	NOWAK, 1997
	OUR im Batch-Versuch	HENZE ET AL., 1986
	DNA-Messungen im Batch-Versuch	LIEBESKIND ET AL., 1996
	OUR im Batch-Versuch	LONDONG UND WACHTL, 1995
$\mu_H, K_S$		VANROLLEGHEM ET AL., 1995 DOCHAIN ET AL., 1995 KAPPELER UND GUJER 1992
	CSB-Bilanz	LONDONG UND WACHTL, 1995
		ARGAMAN, 1985
$Y_A$		ARGAMAN, 1985
$\mu_A$		KAPPELER UND GUJER 1992
	Versuchsanlage	LONDONG UND WACHTL, 1995 LINKE UND LONDONG, 1994
	NUR	SINKJAER ET AL., 1994
	AUR	NOWAK ET AL., 1994
$\mu_A, K_{NH}$		HALL UND MURPHY, 1980
	In-Sensor-Methode für Online-Messungen	VANROLLEGHEM UND COEN, 1995
	AUR	BROUWER ET AL., 1998 NOWAK, 1996
$K_{NH}$		NOWAK, 1996
$\eta_H$		SAN PEDRO ET AL., 1994
	Batch	LONDONG UND WACHTL, 1995

Tabelle A4.3: Bestimmungsmethoden für die Abschätzung der Biomassenfraktionen

Parameter	Methode	Literaturverweis
$X_{BH}$	Modellkalibrierung	EKAMA ET AL., 1986 LESOUF ET AL., 1992 LARREA ET AL., 1992
	OUR	HENZE 1986 KAPPELER UND GUJER, 1992 KRISTENSEN ET AL., 1992
	Massenbilanzen	WENTZEL ET AL., 1998
	DNA-Analyse	LIEBESKIND, 1999
$X_{BA}$	AUR	KRISTENSEN ET AL., 1992 EPA, 1993 SINKJAER ET AL., 1994 NOWAK ET AL., 1994
	<i>in situ</i> Massenbilanz	COPP UND MURPHY, 1995
	oligonucleotide Proben; fluoreszent in situ hybridization, RNA-Extraktion	RITTMANN ET AL., 1999

#### A4.2 Allgemeine Beschreibung

Die **Zerfallsraten  $b_H$  und  $b_A$**  umfassen das Absterben der Organismen durch Lyse und Fraß. Die Versuchsdurchführung zur Abschätzung der Zerfallsraten erstreckt sich über mehrere Tage. Der Belebtschlamm wird in einem Batch-Reaktor ohne Substratzugaben permanent belüftet. Die Abnahme der aktiven Biomasse kann durch eine regelmäßige Messung der maximalen Atmungsrate, je nach Substrat für die heterotrophe oder für die autotrophe Biomasse /NOWAK ET AL., 1994/, oder durch eine DNA-Analyse (heterotrophe Biomasse) nach /THOMANETZ, 1982 in LIEBESKIND ET AL., 1996/ ermittelt werden. Da durch den Zerfall der Biomasse auch wieder Substrat zur Verfügung steht, kann somit lediglich die Netto-Zerfallsrate gemessen werden. Die Netto-Zerfallsrate beträgt rund 70% der tatsächlichen Zerfallsrate /NOWAK ET AL., 1994/. LIEBESKIND ET AL. /1996/ fanden bei kürzeren Schlammaltern höhere Nettozerfallsraten  $b_H$ . Ab Schlammaltern > 15d bleibt die Zerfallsrate relativ konstant. Da die Zerfallsraten im anoxischem Milieu niedriger als im aeroben sind und unter anaeroben Bedingungen vernachlässigbar gering werden, sind die Milieubedingungen bei der Versuchsdurchführung den vorherrschenden Randbedingungen der Kläranlage anzupassen.

Der **Ertragskoeffizient  $Y_H$**  wird ebenfalls in belüfteten Batch-Reaktoren ermittelt. Erst wenn eine konstante Atmungsrate erreicht ist, wird leicht abbaubares Substrat (z.B. Na-Acetat) zugegeben und so lange die Atmungsrate gemessen, bis sie wieder das konstante Level vor der Substratzugabe erreicht hat. Aus dem Sauerstoffverbrauch und der Differenz der CSB-Konzentrationen vor und nach dem Versuch wird der CSB bilanziert, der zu Biomasse umgewandelt wurde. Für die Mischpopulation "Belebtschlamm" und das Mischsubstrat



"Abwasser" ist näherungsweise ein konstanter Ertragskoeffizient gültig /HENZE ET AL., 1986/. Der Ertragskoeffizient  $Y_H$  des ASM 1 liegt in der Regel über den Ertragskoeffizienten einiger optimierter biotechnologischer Prozesse (z.B. Singel-Cell-Protein-Produktion oder Backhefeherstellung mit 0,5 mgCSB/mgCSB) /LIEBESKIND, 1999/. Im Gegensatz zur üblichen Ertragsdefinition wird im ASM 1 der Erhaltungsstoffwechsel nicht im Ertragskoeffizient berücksichtigt, sondern im "Death-Regeneration"-Konzept im Rahmen der Nettozerfallsrate /LIEBESKIND 1999/. Nach LIEBESKIND ET AL. /1996/ nimmt der Ertragskoeffizient mit steigendem Schlammalter zu. Die gemessenen Ertragskoeffizienten schwankten zwischen 0,59 mgCSB/mgCSB (bei einem Schlammalter von 1,88d) und 0,68 mgCSB/mgCSB (bei einem Schlammalter von 24d). Bei der anschließenden Modellkalibrierung wurden die Ertragskoeffizienten unabhängig vom Schlammalter auf 0,67 mgCSB/mgCSB festgelegt.

Die **maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten**  $\mu_{A,max}$  wird ebenfalls mit Hilfe von Atmungsmessungen ermittelt. In einem Batch-Reaktor wird mit frischem Belebtschlamm die maximale Stickstoffatmungsgeschwindigkeit gemessen. Zur Abschätzung der Wachstumsrate muss die Nitrifikantenkonzentration  $X_{BA}$  aus einer Stickstoffbilanz /NOWAK, 1996/ ermittelt werden. Der Gehalt an Nitrifikanten im Belebtschlamm ist im Wesentlichen von der nitrifizierten Stickstofffracht bzw. der Abwasserzusammensetzung TKN/BSB<sub>5</sub> abhängig /RITTMANN ET AL., 1999/. Die Abschätzung der Nitrifikantenkonzentration birgt somit insbesondere bei kampagnebeeinflussten Kläranlagen aufgrund der großen CSB-Belastungsschwankungen eine große Unsicherheit. Aber auch bei kommunalen Kläranlagen können die gemessenen Wachstumsraten stark schwanken, wie "Messungen" in einer Versuchsanlage zeigten ( $\mu_{A,max}$  zwischen 0,62 und 1,1 d<sup>-1</sup> /LONDONG UND WACHTL, 1995/). COPP und MURPHY /1995/ nennen eine maximale Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  zwischen 0,25 und 1,23 d<sup>-1</sup>.

#### **A4.3 Maximale Stickstoffatmungsgeschwindigkeit $OVN_{max}$ bzw. Bestimmung der Nitrifikationskapazität zur Abschätzung der Wachstumsrate**

Ein Eimer ist mit Belebtschlamm zu füllen und ca. 1,5 bis 2h zu belüften:

Abbau des leicht abbaubaren Kohlenstoffsubstrates, Erreichen einer endogenen Atmungsgeschwindigkeit

1.) Belebtschlamm in zwei Behälter schütten (TS ca. 3 - 4 g/l)

**Behälter 1:** Zugabe von NH<sub>4</sub>-N Substrat, so dass die NH<sub>4</sub>-N-Substratkonzentration im Behälter ca. 15 mg/l beträgt (ca. 5ml auf 1l Belebtschlamm).  
Belebtschlamm ausreichend belüften

**Behälter 2:** Zugabe von ATH, so dass die ATH-Konzentration im Behälter ca. 10 mg/l beträgt (ca. 5ml auf 1l Belebtschlamm).  
Belebtschlamm ausreichend belüften

Erst 10 min nach der Chemikalienzugabe kann mit den Messungen begonnen werden!

Kontrolle des pH (zwischen 7 und 8,5)! Ggf. mit Säure- oder Laugezugabe korrigieren.

- 2.) Probe entnehmen und in ein großes (500ml) Gefäß füllen,  
ohne Lufteinschluß Deckel aufsetzen und Sonden einführen.

Vor und nach jeder Messung sind die Temperaturen zu notieren (+/- 2°C während der Messung erlaubt!)

Probe zur TS- und oTS-Bestimmung ziehen.

- 3.) Atmung ohne Zusätze messen (der auswertbare Bereich sollte mind. 5 min umspannen! Ca. 10 cm bei 2 cm/min).

**Behälter 1** (NH<sub>4</sub>-N-Substrat): nochmalige Zugabe von NH<sub>4</sub>-N-Substrat (ca. 2ml, mind. 5 min auswertbar),

NO<sub>2</sub>-N-Substrat LANGSAM mit Spritze zudosieren (Konzentration 5 mg/l in der Atmungsmessungseinheit, d.h. ca. 5ml auf 0,5l).

Die Messung kann nach 15 min oder nach Erreichen der O<sub>2</sub>-Konzentration < 1,5 mg/l abgebrochen werden. Die Atmung wird für beide Abschnitte aus dem Sauerstoffverbrauch pro Zeiteinheit berechnet (OV<sub>1</sub>).

**Behälter 2** (ATH): ab dem Erreichen eines konstanten Abfalls der O<sub>2</sub>-Konzentration soll die O<sub>2</sub>-Konzentration ca. 5 min aufgezeichnet und ausgewertet werden. Der O<sub>2</sub>-Verbrauch pro Zeiteinheit entspricht der Kohlenstoffgrundatmung (OVC<sub>g</sub>).

### Auswertung:

**Für die Stickstoffmaximalatmung gilt:  $OVN_m = OV_1 - OVC_g$**

**Maximaler Sauerstoffbedarf für Nitrifikation** im belüfteten Belebungsbecken

$$\text{Maximaler Sauerstoffbedarf} = OVN_{\max} \cdot V_N \cdot 60 / 1000 = \dots\dots\dots \text{kgO}_2/\text{h}$$

**Maximal nitrifizierbare NH<sub>4</sub>-N-Fracht** = Maximaler Sauerstoffbedarf / 4,57 = .....[kgNH<sub>4</sub>-N/h]

### **Spezifische Stickstoffmaximalatmung:**

Bezug auf oTS :  $OVN_{\max}/\text{oTS} =$  [mgO<sub>2</sub>/goTSmin] bzw. [mgO<sub>2</sub>/goTSh]

### **Abschätzung der Wachstumsrate:**

$$\mu_{a,\max} = OVN_{\max} \cdot Y_a / ((4,57 - Y_a) \cdot X_a)$$

mit  $Y_a = 0,24$

OVN<sub>max</sub> in [mgO<sub>2</sub>/gCSBd]

oTS-Umrechnung: gCSB/l = 1,44\* goTS/l

X<sub>a</sub> muss aus einer Massenbilanz um die Kläranlage abgeschätzt werden (ca. 6,5 - 9% von oTS in [gCSB]).

## A5 Verwendete Modellanlagen

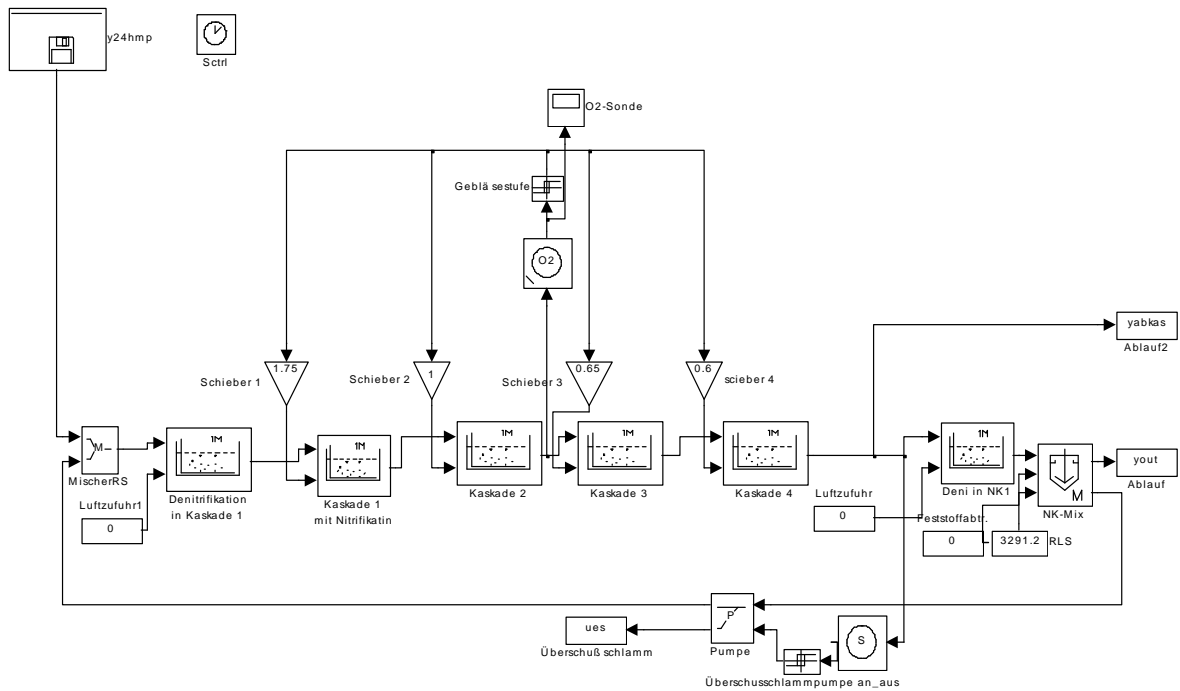


Abbildung A5.1: Modellanlage Weisenheim

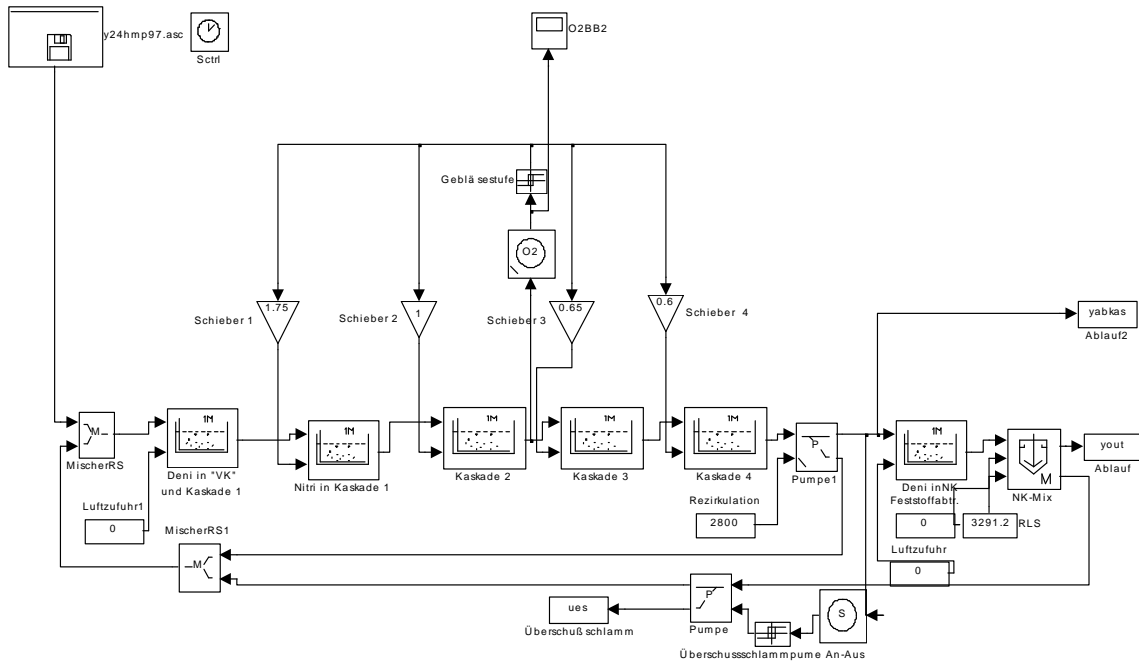


Abbildung A5.2: Modellanlage Weisenheim mit provisorischer, vorgeschalteter Denitrifikationsstufe (1997)

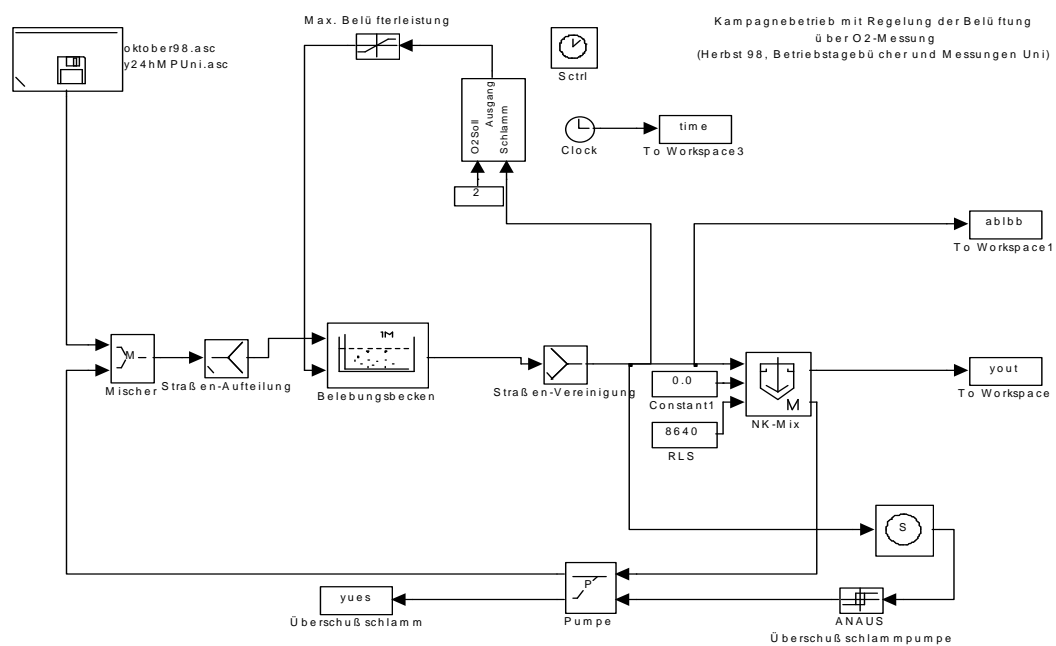
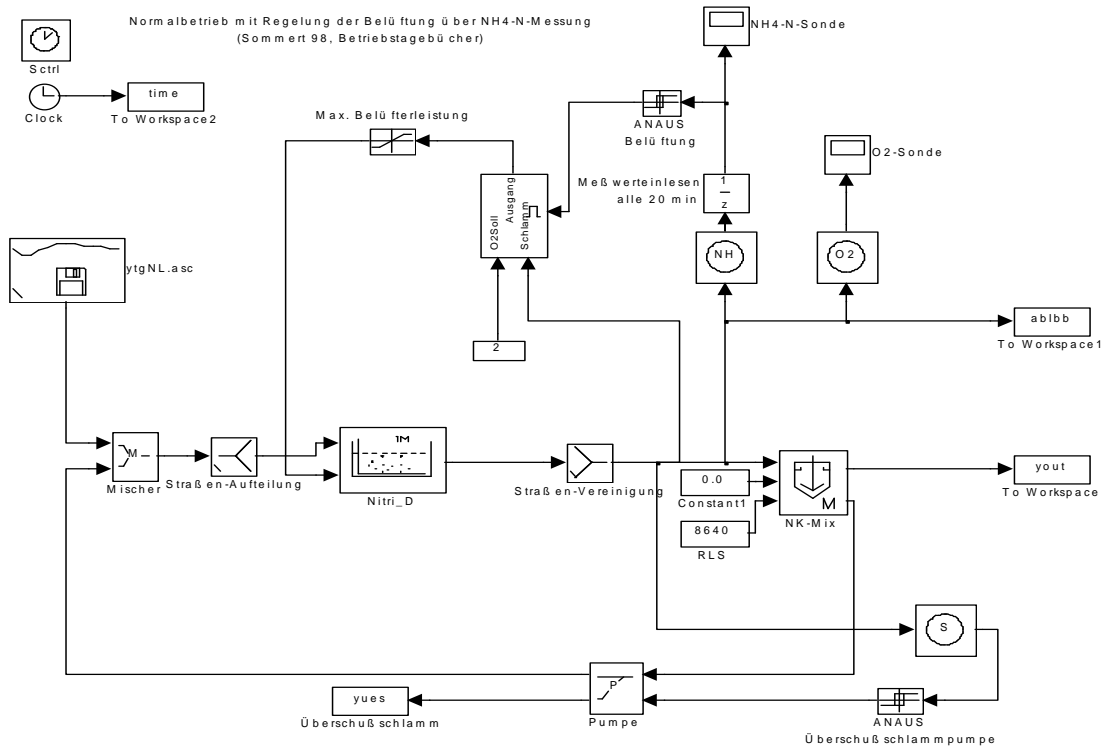


Abbildung A5.4: Modellanlage Edenkoben (Kampagnebelastung)

## A6 Berechnungsschema für Tagesgänge

Tabelle A6.1: Berechnungsschema für Tagesgang im Sommer (Kläranlage Edenkoben)

Zeit	Umrechnungsfaktoren für häusliches Abwasser			
	BSB	CSB	TKN	Q
0-2	1/30	1/30	1/30	1/18
2-4	1/30	1/30	1/30	1/20
4-6	1/30	1/30	1/30	1/15
6-8	1/15	1/15	1/15	1/12
8-10	1/10	1/10	1/10	1/10
10-12	1/6	1/6	1/6	1/9
12-14	1/6	1/6	1/6	1/10
14-16	1/10	1/10	1/10	1/12
16-18	1/10	1/10	1/10	1/12
18-20	1/15	1/15	1/15	1/10
20-22	1/10	1/10	1/10	1/12
22-24	1/30	1/30	1/30	1/12
Summe	1	1	1	1

Tabelle A6.2: Berechnungsschema für Tagesgang im Oktober 1998 (Kläranlage Edenkoben)

Zeit	Umrechnungsfaktoren für häusliches Abwasser				Kampagne	
	BSB	CSB	TKN	Q	BSB	CSB
0-2	1/30	1/30	1/30	1/18		
2-4	1/30	1/30	1/30	1/20		
4-6	1/30	1/30	1/30	1/15		
6-8	1/15	1/15	1/15	1/12		
8-10	1/10	1/10	1/10	1/10	1/8	1/8
10-12	1/6	1/6	1/6	1/9	1/8	1/8
12-14	1/6	1/6	1/6	1/10	1/8	1/8
14-16	1/10	1/10	1/10	1/12	1/8	1/8
16-18	1/10	1/10	1/10	1/12	1/8	1/8
18-20	1/15	1/15	1/15	1/10	1/8	1/8
20-22	1/10	1/10	1/10	1/12	1/8	1/8
22-24	1/30	1/30	1/30	1/12	1/8	1/8
Summe	1	1	1	1	1	1

Tabelle A6.3: Berechnungsschema für Tagesgang im November 1998 (Kläranlage Edenkoben)

Zeit	Umrechnungsfaktoren für häusliches Abwasser				Kampagne	
	BSB	CSB	TKN	Q	BSB	CSB
0-2	1/30	1/30	1/30	2/27		
2-4	1/30	1/30	1/30	1/16		
4-6	1/30	1/30	1/30	1/16		
6-8	1/15	1/15	1/15	2/29		
8-10	1/10	1/10	1/10	2/29	1/8	1/8
10-12	1/6	1/6	1/6	1/12	1/8	1/8
12-14	1/6	1/6	1/6	0.11	1/8	1/8
14-16	1/10	1/10	1/10	2/21	1/8	1/8
16-18	1/10	1/10	1/10	2/21	1/8	1/8
18-20	1/15	1/15	1/15	2/21	1/8	1/8
20-22	1/10	1/10	1/10	2/21	1/8	1/8
22-24	1/30	1/30	1/30	2/21	1/8	1/8
Summe	1	1	1	1	1	1

## A7 Tagesfrachten Kläranlage Weisenheim

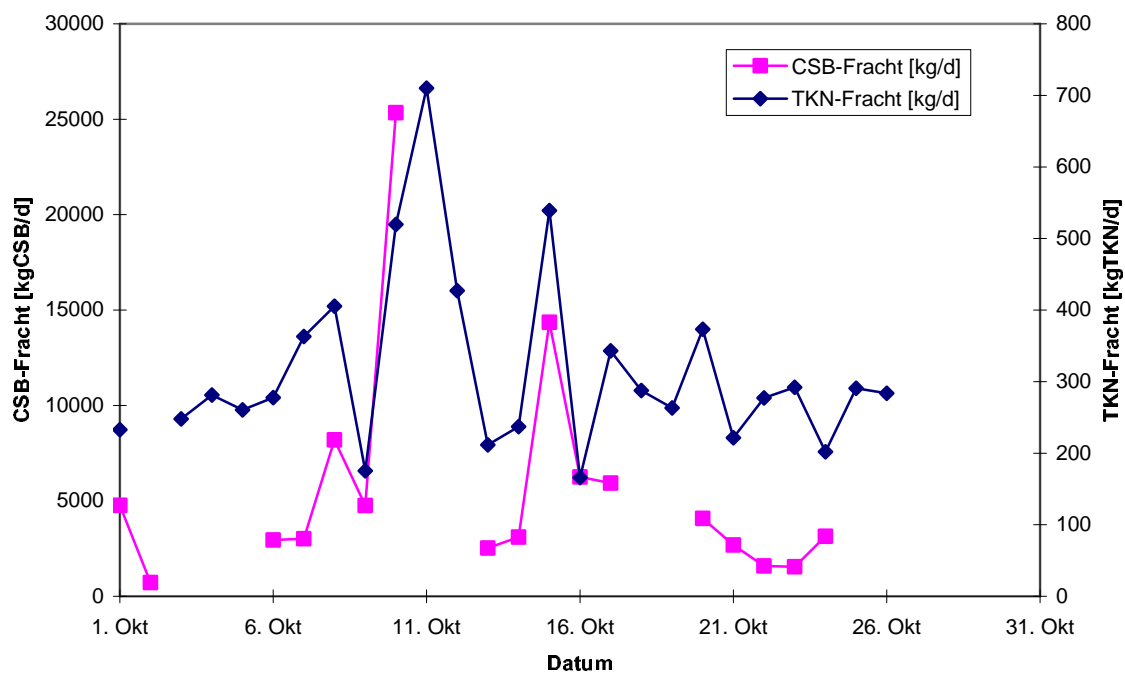


Abbildung A7.1: Tagesfrachten im Zulauf zur biologische Stufe der Kläranlage Weisenheim, Oktober 1997.



## A8 Stickstoffbilanzen für Kläranlage Edenkoben

Tabelle A8.1: Stickstoffbilanzen

	Sommer	Oktober	Sommer	Oktober	November
	1997	1997	1998	1998	1998
Zulauf [kgTKN/d]	220	315	225	300	230
Überschuss- schlamm [kgN/d]	84,5	126	63,5	152,5	111,5
NH <sub>4</sub> -N und N <sub>org.</sub> im Ablauf [kgN/d]	17,5	19,5	14	27	24
<b>nitrifizierbare N-Fracht</b>	<b>120</b>	<b>170</b>	<b>150</b>	<b>120</b>	<b>95</b>

Aufgrund der hohen CSB-Belastungen während der Kampagne wird deutlich mehr Stickstoff in den Überschussschlamm inkorporiert als im Sommer. Aus der Differenz zwischen der TKN-Fracht im Zulauf und den Stickstofffrachten, die im Überschussschlamm inkorporiert werden bzw. in den Ablauf der Kläranlage gelangen, ergibt sich die Menge an Stickstoff, die nitrifiziert werden muss. Die Bilanz zeigt, dass während der Kampagne 1997 die nitrifizierbare Stickstofffracht aufgrund der Nährstoffdosierung wesentlich höher als im Sommer ist. 1998 dagegen ist die nitrifizierbare Stickstofffracht aufgrund der sehr hohen CSB-Belastung erheblich niedriger als im Sommer. Zu erwarten wäre somit eine Zunahme der Nitrifikantenkonzentration während der Kampagne 1997 und eine Verminderung während der Kampagne 1998.

Die übliche Vorgehensweise, die Nitrifikantenkonzentration über eine Stickstoffbilanz abzuschätzen, führt in diesem Fall zu irreführenden Ergebnissen.

## A9 Erfahrungswerte für die Schlammzusammensetzung

In Abbildung A9.1 ist der Zusammenhang zwischen Glühverlust GV und TS/CSB als Eingangsgröße für die Simulation dargestellt.

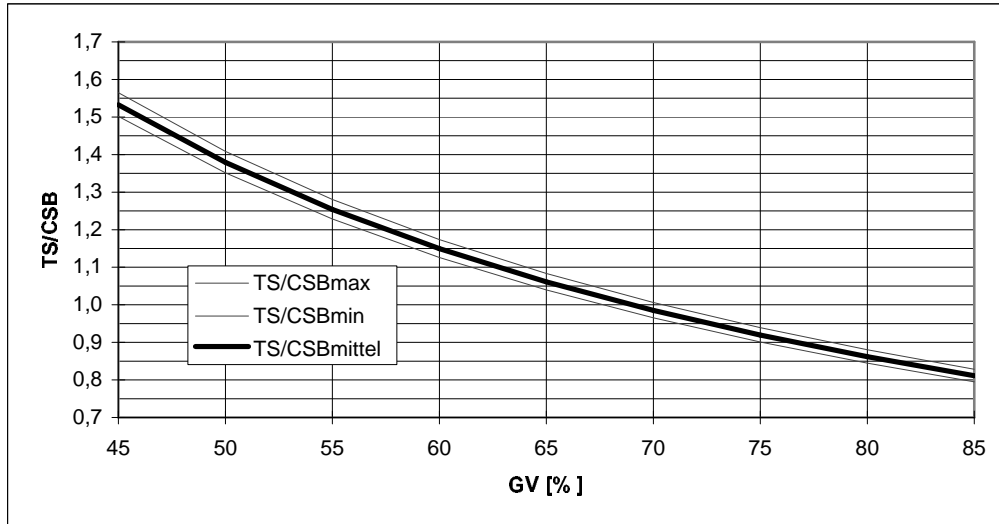


Abbildung A9.1: Abschätzen der Größe TS/CSB aus dem Glühverlust GV

In Abbildung A9.2 sind charakteristische Stickstoffgehalte N/TS in Abhängigkeit vom Glühverlust GV dargestellt.

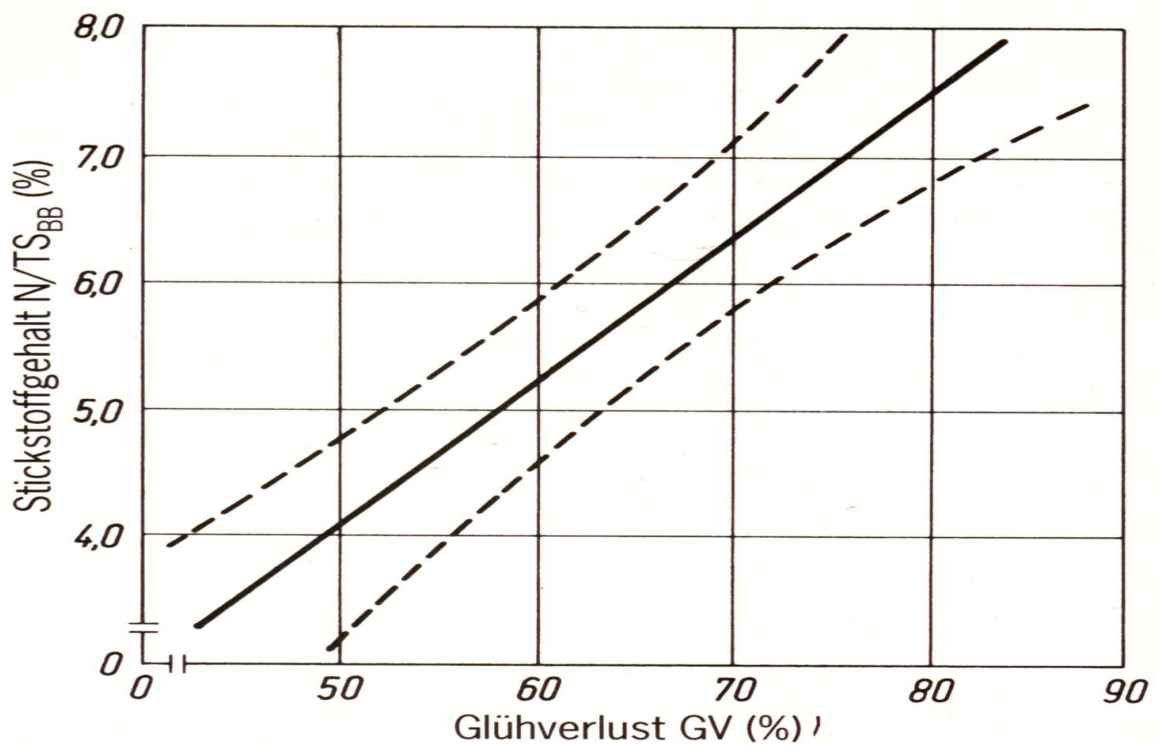


Abbildung A9.2: Stickstoffgehalt des Belebtschlammes in Abhängigkeit des Glühverlustes  
/ATV, 1997/

# Lebenslauf

1968	geboren in Nürnberg
1974-78	Grundschule in Nürnberg-Langwasser und Weinstadt
1978-87	Remstal-Gymnasium, Weinstadt
1987	Abitur
1987 - 93	Studium des Chemieingenieurwesens an der Universität Karlsruhe (TH)
1993	Abschluss des Studiums als Diplom-Ingenieurin
1994 - 1999	Wissenschaftliche Angestellte beim Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern
seit 2000	Angestellte bei Weber-Ingenieure GmbH, Pforzheim