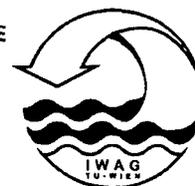




TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
VIENNA
UNIVERSITY OF
TECHNOLOGY

INSTITUT FÜR WASSERGÜTE
UND ABFALLWIRTSCHAFT
KARLSPLATZ 13/226
1040 WIEN



DISSERTATION

Möglichkeiten und Grenzen der Nitrifikation und Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen

Ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der
technischen Wissenschaften unter der Leitung von

o. Univ. Prof. DI Dr. Dr. h.c. Helmut Kroiß

Institutsnummer:226/1

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

Eingereicht an der Technischen Universität Wien

Fakultät für Bauingenieurwesen

von

Gerald Wandl

Matr.Nr.: 8940305

Langobardenstraße 126/4/34, 1220 Wien

A handwritten signature in black ink that reads 'Gerald Wandl'.

Wien, im Februar 2005

Abstract:

Zweistufige Belebungsanlagen bieten eine stabile Reinigungsleistung hinsichtlich Kohlenstoffentfernung und Nitrifikation, und zwar beim nahezu halben Beckenvolumen im Vergleich mit einstufigen Systemen. Dieser wirtschaftliche Vorteil ist vor allem bei großen Kläranlagen in Ballungsräumen von großer Bedeutung für die Verfahrenswahl.

Demgegenüber besteht aber immer der gravierende Nachteil der bei diesem geringen Volumen sehr komplexen Betriebsweise zur Erlangung einer ausreichend hohen Stickstoffentfernung. Es müssen interne Kreisläufe implementiert werden, um die gesetzlichen Anforderungen für die Stickstoffelimination gewährleisten zu können. Dazu wird ein Teil des Rohabwassers direkt in die 2. Stufe eingeleitet (Bypass) oder hochbelasteter Schlamm der 1. Stufe in die 2. Stufe zugegeben (Hybrid-Verfahren). Außerdem finden die Rezirkulation von gereinigtem Ablauf in die 1. Stufe und die Überleitung des nitrifizierenden Überschussschlammes der 2. Stufe in die 1. Stufe Anwendung. Beim Betrieb dieser zweistufigen Anlagen stehen somit vielfältige Möglichkeiten der Prozesssteuerung zur Verfügung, die wegen der extremen gegenseitigen Beeinflussungen und Rückkopplungen, im Gegensatz zu schwachbelasteten einstufigen Belebtschlammssystemen oder zweistufigen AB-Anlagen mit deutlich größerem spezifischen Volumen, hohe Anforderungen an die Betriebsführung stellen.

In Pilotversuchen zur Erweiterung der Hauptkläranlage Wien wurden diese Verfahrensmöglichkeiten erprobt und es wurde nachgewiesen, dass das geplante Ausbaukonzept die geforderte Reinigungsleistung auch bei Bemessungsbelastung erfüllen kann.

Mittels der Variation der Belastung der beiden Stufen kann das sehr kleine Beckenvolumen optimal genutzt werden. Einerseits ist es damit möglich, das für vollständige Nitrifikation erforderliche Schlammalter der 2. Stufe sehr genau einzustellen und andererseits wird eine Maximierung der Stickstoffentfernung auch bei niedriger Abwassertemperatur oder hohem Schlammindex erreicht. Damit ist ein derartiges Ausbaukonzept bei den in Österreich geltenden Anforderungen an die Ablaufqualität eine wirtschaftliche Alternative für die Erweiterung von großen Kläranlagen.

Ein weiterer Vorteil des zweistufigen Belebungsverfahrens besteht in der Elimination bzw. Abpufferung von toxischen Stößen durch die 1. Stufe. Diese Eigenschaft wurde für die Entwicklung eines Verfahrenskonzepts zur Reinigung von Abwasser einer Tierkörperverwertung genutzt. Zur Überprüfung dieses Ausbaukonzepts wurden unter Betriebsbedingungen Pilotversuche durchgeführt.

Die Ergebnisse dieser Versuche haben gezeigt, dass ein zweistufiges Anlagenkonzept ein sehr brauchbares Werkzeug für die Behandlung von nitrifikationshemmenden Abwässern darstellt. Für die Wirksamkeit dieses Konzepts darf aber ein gewisses Schlammalter in der Hochlaststufe nicht überschritten werden, weil sonst die Hemmstoffelimination nicht mehr ausreichend hoch ist.

Abstract:

In comparison to conventional activated sludge plants two-stage systems succeed in stable treatment efficiency concerning carbon removal and nitrification with far less reactor tank volume. In case of large treatment plants this can be of great importance.

Due to the very small specific volume of these two-stage treatment plants in comparison to low loaded single-stage plants internal cycles have to be applied to ensure sufficient nitrogen removal.

For the transfer of readily biodegradable substrate to the second stage a portion of the influent bypasses the first stage and is directly fed to the denitrification zone of the second stage (BYPASS-mode) and highly loaded sludge from the first stage is delivered into the second stage (Hybrid-mode), respectively. Additionally, a recirculation line for final clarifier effluent is installed which delivers nitrate containing water to the first stage. The nitrifying excess sludge of the second stage is recycled into the first stage. Therefore two stage activated sludge plants offer many possibilities in terms of process management which lead to high requirements with regard to the operation of these plants in comparison to conventional low loaded single-stage treatment plants.

A pilot plant was operated in order to validate the proposed extension concept for the Main Treatment Plant of Vienna with regard to nitrogen removal. The pilot plant was designed to be operated in all of the above described operational modes and the concept proved to comply with the legal requirements.

The operation of the treatment plant can be applied to alternating conditions such as temperature and sludge volume index, respectively. Taking into consideration the sludge retention time in the second stage required for sufficient nitrification, the whole volume can be utilized for the optimisation of nitrogen removal by means of the variation of the loading conditions within the two stages very well.

The investigations confirmed that the intended two-stage activated sludge concept is an economic possibility for the extension of large wastewater treatment plants in compliance with the Austrian legal requirements.

Another advantage of two stage activated sludge plants is the elimination of toxic substances within the high loaded first stage. This fact was taken into consideration when a concept for the wastewater treatment of rendering plant effluent was developed. To study the usefulness of the two-stage concept pilot plant investigations were carried out and the concept proved to be a useful tool for treatment of inhibiting wastewaters. If the sludge retention time of the high loaded first stage was too high, the degradation of the inhibitors was not sufficient anymore.

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
2	ABWASSERREINIGUNG IN ZWEISTUFIGEN BELEBUNGSANLAGEN	3
3	GRUNDLAGEN DER NITRIFIKATION UND DER STICKSTOFFENTFERNUNG	6
3.1	STÖCHIOMETRIE DER NITRIFIKATION.....	6
3.2	ALKALITÄT UND PH-WERT.....	7
3.3	KINETIK DER NITRIFIKATION	7
3.4	HEMMUNG DER NITRIFIKATION	10
3.5	DENITRIFIKATION	11
3.5.1	<i>Betriebsweisen von Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination.....</i>	<i>12</i>
3.5.2	<i>Nitratatmung - Denitrifikationskapazität.....</i>	<i>13</i>
4	METHODIK.....	15
4.1	BILANZIERUNG	15
4.2	BESTIMMUNG DER AKTUELLEN MAXIMALEN WACHSTUMSRATE	16
4.3	BESTIMMUNG DES SÄTTIGUNGSBEIWERTS FÜR NH ₄ -N UND NO ₂ -N	18
4.4	MIKROBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN.....	19
5	ERWEITERUNG DER HAUPTKLÄRANLAGE WIEN	20
5.1	VERFAHRENSKONZEPT.....	21
5.1.1	<i>Bypassbetrieb:.....</i>	<i>22</i>
5.1.2	<i>Hybridbetrieb:.....</i>	<i>23</i>
5.1.3	<i>Einleitung des nitrifizierenden Überschussschlammes der 2. Stufe in die 1. Stufe.....</i>	<i>23</i>
5.1.4	<i>Rezirkulation von nitrathältigem Ablauf der 2. Stufe in die 1. Stufe.....</i>	<i>23</i>
5.1.5	<i>Kombination der Maßnahmen</i>	<i>24</i>
5.1.6	<i>Betrieb bei Regenwetter</i>	<i>26</i>
5.2	BESCHREIBUNG DER PILOTANLAGE HKA.....	26
5.2.1	<i>Beckenvolumina</i>	<i>26</i>
5.2.2	<i>Probenahmen</i>	<i>27</i>
5.2.3	<i>Messtechnik.....</i>	<i>28</i>
5.2.4	<i>Sauerstoffregelung</i>	<i>28</i>
5.3	ABWASSERCHARAKTERISTIK	30
5.4	ERGEBNISSE DER PILOTVERSUCHE HKA	33
5.4.1	<i>Reinigungsleistung bezüglich CSB und Phosphor</i>	<i>34</i>
5.4.2	<i>Bilanzierung.....</i>	<i>36</i>
5.4.3	<i>1. Stufe der Pilotanlage HKA.....</i>	<i>46</i>
5.4.3.1	<i>CSB-Entfernung in der 1. Stufe.....</i>	<i>47</i>
5.4.3.2	<i>Nitrifikation in der 1. Stufe</i>	<i>52</i>
5.4.3.3	<i>Denitrifikation in der 1. Stufe.....</i>	<i>56</i>
5.4.4	<i>Einfluss des Zwischenklärbeckens auf den Betrieb der zweistufigen Anlage.....</i>	<i>62</i>
5.4.5	<i>2. Stufe der Pilotanlage.....</i>	<i>67</i>
5.4.5.1	<i>CSB-Entfernung in der 2. Stufe.....</i>	<i>67</i>
5.4.5.2	<i>Nitrifikation in der 2. Stufe der Pilotanlage</i>	<i>68</i>
5.4.5.2.1	<i>Einfluss des Schlammalters auf die NH₄-N-Konzentration im Ablauf</i>	<i>70</i>

5.4.5.2.2	Einfluss der Nitrifikationshemmung auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf	72
5.4.5.2.3	Nitrit im Ablauf der Pilotanlage HKA	79
5.4.5.3	Stickstoffentfernung in der 2. Stufe der Pilotanlage	82
5.4.6	<i>Schlammeigenschaften</i>	91
5.5	KONSEQUENZEN DER ERGEBNISSE DER PILOTVERSUCHE FÜR DEN BETRIEB DER GROßANLAGE	98
6	LABOR- UND PILOTVERSUCHE ZUR REINIGUNG DER ABWÄSSER DER	
	OÖ.TIERKÖRPERVERWERTUNG	105
6.1	EINFÜHRUNG	105
6.2	BESCHREIBUNG DER INNERBETRIEBLICHEN ABWASSERREINIGUNGSANLAGE	107
6.3	LABORVERSUCHE ZUR LÖSUNG DER NITRIFIKATIONSPROBLEME	108
6.3.1	<i>Untersuchungen zu den Ursachen der geringen Nitrifikationsleistung</i>	109
6.3.2	<i>Untersuchung eines zweistufigen Verfahrenskonzepts im Labor</i>	112
6.4	ANWENDUNG DER ERKENNTNISSE AUF DER GROßANLAGE	117
6.5	PILOTVERSUCHE ZUR ZWEISTUFIGEN ERWEITERUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE	120
6.5.1	<i>Anlagenlayout</i>	120
6.5.2	<i>Zweistufiger Betrieb im Jahr 2003</i>	121
6.5.3	<i>Einstufiger Betrieb im Frühjahr 2004</i>	123
6.5.4	<i>Zweistufiger Betrieb im Sommer 2004</i>	124
6.5.5	<i>Schlussfolgerungen aus den Pilotversuchen</i>	127
7	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	129
7.1	PILOTANLAGE ZUR ERWEITERUNG DER HAUPTKLÄRANLAGE WIEN	129
7.1.1	<i>Aufgabenstellung und Ziele:</i>	129
7.1.2	<i>Ergebnisse</i>	130
7.1.3	<i>Folgerungen und Ausblick</i>	132
7.2	ZWEISTUFIGES AUSBAUKONZEPT DER BARA DER TIERKÖRPERVERWERTUNG	133
7.2.1	<i>Aufgabenstellung und Ziele</i>	133
7.2.2	<i>Ergebnisse</i>	133
7.2.3	<i>Folgerungen und Ausblick</i>	135
7.3	MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN DER NITRIFIKATION UND STICKSTOFFENTFERNUNG IN ZWEISTUFIGEN BELEBUNGSANLAGEN	136
8	LITERATUR	138
9	ANHANG	146

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Bestimmung des Sättigungsbeiwertes für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ mithilfe der kontinuierlichen Atmungsmessung	18
Abbildung 2	Erweiterung HKA (oben: bestehende Anlage, unten: Anlagenerweiterung)	21
Abbildung 3	Prinzipschema der erweiterten Hauptkläranlage Wien.	22
Abbildung 4	Abhängigkeit der Stickstoffentfernung vom Rückführverhältnis bei 8 und 20 °C ($\text{N}_{\text{ÜS}}$ und N-D_{By} aus DORNHOFER, 1998)	25
Abbildung 5	Schema der Versuchsanlage HKA 2	26
Abbildung 6	CSB- und Ges.N- Konzentrationen im vorgeklärten Abwasser	31
Abbildung 7	Konzentrationen im Zulauf zum Belebungsbecke als mittlere Tageganglinie, TKN/CSB-Verhältnis in Prozent zum CSB	32
Abbildung 8	über den ÜS -Abzug vorgegebenes und erreichtes Schlammalter in der 2. Stufe der Pilotanlage	34
Abbildung 9	Pfade der CSB-Entfernung auf der Versuchsanlage unter Einbeziehung der Vorklärung	39
Abbildung 10	Pfade der Stickstoffentfernung auf der Versuchsanlage unter Einbeziehung der Vorklärung	40
Abbildung 11	Stickstoffentfernung in der Belebung der Pilotanlage in Abhängigkeit von der Temperatur (bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf zur Biologie)	42
Abbildung 12	CSB-Bilanz der Versuchsanlage. EW-spezifische Mittelwerte aller Bypasszeiträume (schwarz) und aller Hybridzeiträume (rot)	43
Abbildung 13	N-Bilanz der Versuchsanlage. EW-spezifische Mittelwerte aller Bypasszeiträume (schwarz) und aller Hybridzeiträume (rot)	44
Abbildung 14	Vergleich von Vergleichsschlammalter 1. Stufe ($t_{\text{TS-Vgl.15}^\circ\text{C}}$) und Schwebstoffen im Ablauf des Zwischenklärbeckens ($\text{TS}_{\text{e,ZKB}}$)	47
Abbildung 15	Anteilige ÜS_{CSB} -Produktion der 1.Stufe in Abhängigkeit des Vergleichsschlammalters bei 15°C. (Bilanzmittelwerte)	48
Abbildung 16	Anteilige ÜS -Produktion der 1. Stufe ($\text{CSB}_{\text{ÜS-Fr.}}/\eta\text{CSB-Fr.}$) bezogen auf das Vergleichsschlammalter bei 15 °C ($t_{\text{TS-Vgl.15}^\circ\text{C}}$) (Bilanzmittelwerte)	50
Abbildung 17	Vergleich von Vergleichsschlammalter 1. Stufe ($t_{\text{TS-Vgl.15}^\circ\text{C}}$) und dem membranfiltrierten CSB im Ablauf Zwischenklärbecken ($\text{CSB}_{\text{mf,ZKB}}$)	51

Abbildung 18	Vergleich der in der 1. Stufe nitrifizierten Stickstofffracht einerseits aus der Bilanz und andererseits über OVN_m errechnet	53
Abbildung 19	$N-F_D$ 1.St. (Mittelwerte der Bilanzzeiträume)	57
Abbildung 20	Vergleich der in die 1. Stufe eingeleiteten bzw. dort nitrifizierten oxidierten Stickstofffracht ($N-F_{Ox}$) mit der darin denitrifizierten Stickstofffracht ($N-F_D$)	58
Abbildung 21	Vergleich der in der 1. Stufe nitrifizierten oxidierten Stickstofffracht ($N-F_{Ox}$) mit der davon denitrifizierten Stickstofffracht ($N-F_D$) (Annahme: NO_3-N-F aus RP wird vollständig denitrifiziert)	59
Abbildung 22	Vergleich der denitrifizierten N-Fracht der 1. Stufe (aus N-Bilanz) mit der aufgrund der gemessenen Kohlenstoffsubstratatmung theoretisch in den anoxischen Zonen denitrifizierbaren Fracht	60
Abbildung 23	CSB- und Nitratkonzentrationen aus den 2-Stunden-Mischproben des Ablaufs ZKB während der zusätzlichen Nitratdosierung in die 1. Stufe der Pilotanlage	61
Abbildung 24	TS_e -ZKB in Abhängigkeit vom Vergleichsschlammalter bei 15 °C	63
Abbildung 25	TS_e -ZKB in Abhängigkeit vom Schlammindex	64
Abbildung 26	Vergleich von Transparenz im Überstand abgesetzter Schlammproben (fT4 gemessen mit „Schlumosed“ mit den online gemessenen Werten für das Schlammvolumen und den TOC im Ablauf der HKA	65
Abbildung 27	Anteilige \dot{U}_{CSB} -Produktion der 2.Stufe in Abhängigkeit des Vergleichsschlammalters bei 15°C.	68
Abbildung 28	Ammoniumkonzentration im Ablauf der Versuchsanlage	69
Abbildung 29	Summenhäufigkeiten der NH_4-N_e -Konzentrationen getrennt nach Jahreszeit und Betriebsart (Kohlenstoffversorgung der 2. Stufe)	70
Abbildung 30	Gegenüberstellung von Vergleichsschlammalter der 2. Stufe bei 15 °C (7 Tage Mittelwert der $\dot{U}_{S-Prod.}$) und der NH_4-N_e -Konzentration (Tagesmittelwert)	70
Abbildung 31	NH_4-N_e -Konzentrationen in Abhängigkeit vom aeroben Vergleichsschlammalter der 2. Stufe bei 15 °C und getrennt nach Betriebsart	71
Abbildung 32	Vergleich von „theoretisch ungehemmter“ maximaler Wachstumsrate ($\mu_{A,Knowles}$) und „aktueller“ maximaler Wachstumsrate ($\mu_{A,max,T}$) im Untersuchungszeitraum	73

Abbildung 33	Ganglinien für NH ₄ -N, pH und Verdichter 2.St. zwischen 13. u. 17.12.1998	75
Abbildung 34	NH ₄ -N-Konzentration im Ablauf, OVN _m , T _{BB} von 1.2. bis 31.3.1999	76
Abbildung 35	Vergleich von $\mu_{A \max, T}$ und $\mu_{A \max, Knowles}$ (15.1. bis 2.4.1999)	77
Abbildung 36	OVN _m und Q-Bypass im Zeitraum Dezember 1999 bis Mai 2000	78
Abbildung 37	Vergleich von $\mu_{A \max, T}$ und $\mu_{A \max, Knowles}$ (24.2. bis 30.4.2000)	79
Abbildung 38	Summenhäufigkeiten der NO ₂ -N _e -Konzentrationen getrennt nach Jahreszeit und Betriebsart (Kohlenstoffversorgung der 2. Stufe)	80
Abbildung 39	NO ₂ -N _e -Konzentrationen in Abhängigkeit vom aeroben Vergleichsschlammalter der 2 Stufe bei 15 °C und getrennt nach Betriebsart	81
Abbildung 40	denitrifizierte N-Fracht in der 2. Stufe in Abhängigkeit der CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe (getrennt nach jeweiliger Betriebsweise)	82
Abbildung 41	denitrifizierte N-Fracht in der 2. Stufe in Abhängigkeit der Kohlenstoffsubstratatumung (OVC _s) der 2. Stufe	83
Abbildung 42	auf V _{anox} bezogene temperaturkompensierte N _{deni} -Fracht in der 2. Stufe in Abhängigkeit der CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe und getrennt nach den jeweiligen Betriebsarten	84
Abbildung 43	Einfluss der CSB-Fracht (inkl. Feststoffe) auf das Vergleichsschlammalter der 2. Stufe bei 15 °C (gemittelt über Bilanzzeiträume) während der Pilotversuche	85
Abbildung 44	Abhängigkeit der pro Zulauf-CSB denitrifizierten N-Fracht vom Vergleichsschlammalter der 1. Stufe bei 15 °C während aller Hybrid- bzw. rein zweistufigen Betriebszeiträume	86
Abbildung 45	OVD/OVC _{O2} -Verhältnis mehrerer Batchversuche zur Bestimmung der Denitrifikationskapazität der 1. Kaskade der 2 Stufe (K2/1)	89
Abbildung 46	Vergleich von CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe und den von Wibmer ermittelten, temperaturkompensierten Nitratatmungen	90
Abbildung 47	Gleitende Wochenmittel von Schlammindex und Temperatur auf der Versuchsanlage	92
Abbildung 48	Gleitende Wochenmittel des Schlammindex der 2. Stufe unterschieden nach den einzelnen Betriebsphasen	93
Abbildung 49	Zusammenhang zwischen Schlammindex, Schlammbelastung (bezogen auf CSB) und Betriebseinstellung in beiden Stufen der Versuchsanlage	94

Abbildung 50	Zusammenhang zwischen Schlammindex, Schlammbelastung und Betriebseinstellung in beiden Stufen der Versuchsanlage unter Berücksichtigung der durch die Vorfällung beeinflussten Zeiträume	95
Abbildung 51	Zusammenhang zwischen Schlammindex und Schlammalter der 1. Stufe unterschieden nach Betriebseinstellung der Versuchsanlage unter Berücksichtigung der durch die Vorfällung beeinflussten Zeiträume	96
Abbildung 52	Zusammenhang zwischen Schlammindex und Schlammalter der 2. Stufe unterschieden nach Betriebseinstellung der Versuchsanlage unter Berücksichtigung der durch die Vorfällung beeinflussten Zeiträume	97
Abbildung 53	Nachrechnung der 2. Stufe der erweiterten HKA für einen Sicherheitsfaktor von $SF = 2,35$ basierend auf den Pilotversuchsergebnissen	99
Abbildung 54	Nachrechnung der 2. Stufe der erweiterten HKA für Hybridbetrieb und einen Sicherheitsfaktor von $SF = 1,75$ basierend auf den Pilotversuchsergebnissen	101
Abbildung 55	Vergleich der in der 1. bzw. 2. Stufe denitrifizierten N-Frachten mit der jeweiligen CSB-Fracht im Zulauf	102
Abbildung 56	Systemskizze der BARA der OÖ.TKV	107
Abbildung 57	Stickstoffmaximalatmung (OVN_m) in den 3 Behältern	109
Abbildung 58	DGGE Fingerprint der Ammoniumoxidierer aus Tabelle 12 M = Längenmarker; Bereich denaturierendes Gel: 25-60 %	111
Abbildung 59	Schemat. Darstellung des Versuchsaufbaus im 2-stufigen Laborversuch	113
Abbildung 60	Nitrifizierte Stickstofffracht während des Untersuchungszeitraums ab Anfang Jänner 2001 im Vergleich mit der maximal nitrifizierbaren Fracht (berechnet aus OVN_m)	114
Abbildung 61	DGGE Fingerprint der Ammoniumoxidierer aus Tabelle 13 M = Längenmarker; Bereich denaturierendes Gel: 25-55 %	117
Abbildung 62	TKN-Fracht im Zulauf, NH_4 -N-Fracht im Ablauf bzw. nitrifizierte und denitrifizierte sowie aus den Bestimmungen der maximalen Stickstoffatmung errechnete maximal nitrifizierbare Stickstofffracht ($N-Ox_{max}$) der bestehenden BARA der OÖ.TKV seit Juli 2001	118
Abbildung 63	Schematische Darstellung der zweistufigen Pilotanlage	121
Abbildung 64	N-Zulauffracht und NH_4 -N- bzw. NO_2 -N Ablaufwerte der Pilotanlage während des zweistufigen Betriebs 2003 bis Feb. 2004.	122

Abbildung 65	Stickstoffentfernung bei zweistufigem Betrieb der Pilotanlage	123
Abbildung 66	N-Zulauffracht und $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ablaufwerte während des zweistufigen Betriebs ab Ende Mai 2004.	124
Abbildung 67	Vgl. von maximaler Nitrifikationskapazität (NK_{max} , aktuell) und der in der 2. Stufe der Pilotanlage nitrifizierten Stickstofffracht (Nox aus N-Bilanz)	126
Abbildung 68	Messwerte für die Stickstoffmaximalatmung (OVN_m) in der Großanlage und in der 2. Stufe der Pilotanlage	127

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Grundlagen für die Berechnung der prozentuellen Stickstoffentfernung in Abbildung 4 (Daten aus DORNHOFER, 1998).....	24
Tabelle 2	Verhältniswerte im vorgeklärten Abwasser als Mittelwert aus den Verhältnissen der Tagesmischproben.....	32
Tabelle 3	Standardeinstellungen in den Betriebszuständen Bypass, Hybrid und konventionell 2-stufig	33
Tabelle 4	Mittelwerte der Ablaufkonzentrationen in der VA	35
Tabelle 5	Betriebsphasen während der Pilotversuche.....	38
Tabelle 6	Anteil der 1. Stufe an der in der Gesamtanlage nitrifizierten N-Fracht	55
Tabelle 7	Nachrechnung der bestehenden Nachklärbecken.....	66
Tabelle 8	Annahmen für die Berechnung der N-Entfernung in der 2. Stufe bei Bypassbetrieb nach ATV A131 (2000).....	99
Tabelle 9	zusätzlich notwendige Annahmen für die Berechnung der N-Entfernung in der 2. Stufe bei Hybridbetrieb nach ATV A131 (2000).....	100
Tabelle 10	Berechnung der Nachklärbecken bei verschiedenen Schlammindeces	104
Tabelle 11	CSB- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten sowie Abwassermengen im Zulauf zur biologischen Vorreinigungsanlage.....	106
Tabelle 12	Beschreibung der Belebtschlammproben u. Abkürzungen aus Abb. 58.....	110
Tabelle 13	Beschreibung der Belebtschlammproben u. Abkürzungen aus Abb. 61	116

Abkürzungen und Symbole

1.AEVkA		1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser in Ö
1. St.		1. Stufe
2. St.		2. Stufe
AAEV		Allgemeine Abwasseremissionsverordnung für Ö
AB-Verfahren		Adsorptions-/Belebungsverfahren
b_A	$[d^{-1}]$	Zerfallsrate der autotrophen Biomasse
b_H	$[d^{-1}]$	Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse
BARA		betriebliche Abwasserreinigungsanlage
BB		Belebungsbecken
BGBI.		Bundesgesetzblatt der Republik Österreich
BSB ₅	$[mg/l]$	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
By		Bypass
CH ₄		Methan
CH ₃ OH		Methanol
C ₅ H ₇ O ₂ N		stv. f. die Zusammensetzung von Biomasse
CO ₂		Kohlendioxid
CSB	$[mg/l]$	Chemischer Sauerstoffbedarf
D _X	$[d^{-1}]$	Überschussschlammabzugsrate
EW		Einwohnerwerte
-F	$[kg/d], [g/EW/d]$	Fracht, z.B. CSB-F = CSB-Fracht
f_p	$[-]$	Anteil des inerten partikulären CSB aus Biomassezerfall
f_T	$[-]$	Temperaturkorrekturfaktor
f_{Xi}	$[-]$	Anteil des inerten partikulären CSB im Zulauf
Ges. P	$[mg/l]$	Gesamt-Phosphor
H ⁺		Wasserstoff
H ₂ O		Wasser
HCO ₃ ⁻		Hydrogencarbonat
HKA		Hauptkläranlage Wien
HNO ₂		salpetrige Säure
Hy		Hybrid
ISV	$[ml/g]$	Schlammindex
i_{NH_4-N}	$[mg\ O_2/mg\ NH_4-N]$	spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation
k_{NH_4}	$[mg/l]$	Sättigungsbeiwert für Ammonium
μ_A	$[d^{-1}]$	Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse
$\mu_{A\ max, Knowles}$	$[d^{-1}]$	theoretisch maximale Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse nach Knowles <i>et al.</i> (1965)

$\mu_{A, \max}$	[d ⁻¹]	maximale Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse
$\mu'_{A, \max}$	[d ⁻¹]	maximale Zuwachsrate der nitrifizierenden Biomasse; beobachtete maximale Wachstumsrate
$\mu_{A \max, T}$	[d ⁻¹]	aktuelle maximale Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse
MX_A	[kg TS]	nitrifizierende Biomasse im System
N	[mg/l]	Stickstoff
NH ₃		Ammoniak
NH ₄ ⁺		Ammonium
NH ₄ -N	[mg/l]	Ammoniumstickstoff
NKB		Nachklärbecken
NO ₂ ⁻		Nitrit
NO ₂ -N	[mg/l]	Nitritstickstoff
NO ₃ ⁻		Nitrat
NO ₃ -N	[mg/l]	Nitratstickstoff
O ₂	[mg/l]	Sauerstoff
OÖ.TKV		Oberösterreichische Tierkörperverwertung
OVC	[mg O ₂ /l/h]	Kohlenstoffatmung
OVD	[mg O ₂ /l/h]	Nitratatmung
OVN	[mg O ₂ /l/h]	Stickstoffatmung
PO ₄ -P	[mg/l]	Phosphat-Phosphor
r_{S, NO_3}	[kg NO ₃ -N/m ³ /d]	maximale Nitratproduktionsrate
RP	[m ³ /d]	Rückpass; Ablaufrezirkulation; externe Rezirkulation
S_{NH_4}	[mg/l]	Ammoniumkonzentration im Belebungsbecken
SF	[-]	Sicherheitsfaktor gegen Verlust der Nitrifikation
SK1	[m ³ /d]	Schlammkreislauf 1 von der 1. in die 2. Stufe
SK2	[m ³ /d]	Schlammkreislauf 2 von der 2. in die 1. Stufe = ÜS2
t_{TS}	[d]	Schlammalter
$t_{TS, 15^\circ}$	[d]	Vergleichsschlammalter für 15 °C
$t_{TS, 15^\circ, \text{aerob}}$	[d]	aerobes Vergleichsschlammalter für 15 °C
TKN	[mg/l]	total Kjeldahl nitrogen; gesamter reduzierter Stickstoff
TS _{BB}	[g/l]	Trockensubstanz im Belebungsbecken
ÜS1	[m ³ /d]	Überschussschlamm der 1. Stufe
ÜS2	[m ³ /d]	Überschussschlammabzug der 2. Stufe
V	[m ³]	Volumen
V_{aerob}	[m ³]	aerobes Volumen
V_{anox}	[m ³]	anoxisches Volumen
V_D	[m ³]	anoxisches Volumen

V_D/V	[-]	anoxischer Anteil des Belebungsbeckens
VKB		Vorklärbecken
X_A	[g CSB/m ³]	Konzentration an nitrifizierender Biomasse
Y_A	[mg CSB/mg N]	Zellertrag der autotrophen Mikroorganismen
Y_H	[mg CSB/mg CSB]	Zellertrag der heterotrophen Mikroorganismen
ZKB		Zwischenklärbecken

Indices:

0	Zulauf
A	autotroph
aerob	im aeroben Milieu
anox	im anoxischen Milieu
BB	Belebungsbecken
D	Denitrifikation
e	Ablauf
g	Grundatmung
H	heterotroph
m, max	Maximalatmung
mf	membranfiltriert
NKB	Nachklärbecken
s	Substratatmung
t	Zeitpunkt t

1 Einleitung

Wenngleich neben einstufigen Belebungsanlagen schon in der Zwischenkriegszeit auch zweistufige Systeme vor allem für die Reinigung konzentrierten Abwassers entwickelt worden sind (IMHOFF, 1955), wurden in der Wiederaufbauphase nach dem 2. Weltkrieg in Deutschland zur Reinigung der Abwässer von größeren Siedlungsgebieten - bedingt durch den großen Kapitalmangel – vermehrt hochbelastete einstufige Belebungsanlagen für die Reinigung des anfallenden Abwassers errichtet (von der EMDE, 1999). Weil WUHRMANN (1953) nachweisen konnte, dass die Elimination der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen für den Gewässerschutz am wichtigsten ist und von PASVEER (1954, zitiert bei von der EMDE, 1999) bewiesen werden konnte, dass bei ausreichend hoher Sauerstoffzufuhr schon nach sehr geringer Belüftungszeit und damit sehr kleinem Beckenvolumen (geringe Baukosten) ein weitgehender Kohlenstoffabbau erzielt werden kann, ergab sich mit dem hochbelasteten Belebungsverfahren eine sehr kostengünstige Möglichkeit der Abwasserreinigung. Als später auch die Oxidation der Stickstoffverbindungen als ebenfalls für den Gewässerschutz wesentliches Element erkannt wurde, wurde bei vielen Kläranlagen wegen des für die Nitrifikation zu geringen Reaktionsvolumens eine Anlagenerweiterung notwendig. Bei Anpassungen von Kläranlagen an den Stand der Technik haben in dieser Zeit neben konventionell einstufigen Erweiterungskonzepten auch fallweise zweistufige Belebtschlammssysteme wegen der gewünschten Einbindung von vielfach bereits bestehenden Anlagenteilen, ihrer sehr stabilen Reinigungsleistung hinsichtlich Kohlenstoffabbau und Nitrifikation und des dafür im Vergleich mit einstufigen Systemen deutlich geringeren Platz- und Energiebedarfes Anwendung gefunden.

Beispielsweise ergaben diverse Studien zur Anpassung der Hauptkläranlage in Wien (HKA), die in den 1970er Jahren für die Entfernung der Kohlenstoffverbindungen geplant und im Jahr 1980 in Betrieb gegangen war, an den Stand der Technik (die künftige Forderung einer weitgehenden Nitrifikation war zu diesem Zeitpunkt bereits absehbar) als zu bevorzugende Variante eine Erweiterung als zweistufige Belebungsanlage (von der EMDE, 1984 und 1988; KLAGER 2001). Gründe dafür waren vor allem die erst wenige Jahre zuvor erfolgte Inbetriebnahme der hochbelasteten Belebungsstufe und der Platzmangel beim Kläranlagenstandort, der eine Erweiterung der Anlage auf Nitrifikation in Form eines einstufigen Belebungs-systems nicht zugelassen hätte. Außerdem war in Wien eine für die Realisierung eines zweistufigen Anlagenkonzepts wesentliche Voraussetzung gegeben, nämlich eine Rohschlammverbrennung, was dazu führt, dass die Stickstoffrückbelastung der Kläranlage durch die Schlammwässer vernachlässigbar klein ist.

Das zweistufige Ausbaukonzept wurde in Pilotversuchen überprüft, die Ende der 80er Jahre wegen der voranschreitenden Eutrophierung der Nordsee und des schwarzen Meeres einsetzende Diskussion über die Notwendigkeit einer weitgehenden Entfernung der Stickstoffverbindungen aus dem Abwasser führte aber bereits unmittelbar nach Beendigung dieser Versuche zu Gesprächen über eine neuerliche Erhöhung des ursprünglich im Vorprojekt aus dem Jahr 1988 zugrunde liegenden Belebungs- und Nachklärbeckenvolumens.

Als in der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 in Österreich das Vorsorgeprinzip und darauf basierend die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV, BGBl. 179/1991) sowie die 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (1.AEVkA BGBl. 180/1991) in Kraft getreten ist, waren letztendlich auch die Anforderungen an die künftige Reinigungsleistung der Hauptkläranlage definiert. Obwohl in zweistufigen Abwasserreinigungsanlagen eine ausreichend hohe Stickstoffelimination über Denitrifikation vergleichsweise schwieriger zu verwirklichen ist, wurde in Wien nach neuerlichen Variantenuntersuchungen am Erweiterungskonzept in Form einer zweistufigen Belebungsanlage festgehalten und das daraus resultierende Ausbaukonzept wurde anhand von Pilotversuchen (DORNHOFER, 1998) erneut überprüft.

Letztlich erforderte eine Anpassung der legislativen Bestimmungen an das EU-Recht (AAEV BGBl. 186/1996 und 1.AEVkA BGBl. 210/1996) eine neuerliche Umplanung der Erweiterungsstufe, was wieder in Pilotversuchen überprüft wurde.

Ein Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Ergebnisse dieser Pilotversuche darzustellen und anhand dieser die Möglichkeiten und Grenzen des Betriebes des geplanten Ausbaukonzepts aufzuzeigen, und daraus Konsequenzen für den Betrieb der Großanlage abzuleiten.

Der zweite Teil dieser Arbeit beschäftigt sich mit der Behandlung von Industrieabwasser in zweistufigen Belebungsanlagen. Das vorrangige Ziel der beschriebenen Versuche war die Sicherstellung einer vollständigen Nitrifikation trotz des stark nitrifikationshemmenden Abwassers, das mithilfe eines zweistufigen Anlagenkonzepts erreicht werden sollte. Die Ergebnisse dieser Versuche und Schlussfolgerungen daraus sind ebenfalls Teil dieser Arbeit.

2 Abwasserreinigung in zweistufigen Belebungsanlagen

Bei der Anpassung von Belebungsanlagen, die aufgrund ihrer Auslegungsgröße ausschließlich zur Elimination der Kohlenstoffverbindungen in der Lage waren, an den Stand der Technik wird sich immer wieder die Frage nach einer ein- oder zweistufigen Lösung stellen. Zweistufige Varianten bieten oft die Möglichkeit, bestehende Anlagenteile in das Erweiterungskonzept zu integrieren, was im Fall einer einstufigen Erweiterung nicht immer möglich ist. Fällt die Entscheidung, trotz des im Vergleich mit einstufigen Belebtschlammssystemen doch deutlich komplexeren Betriebes auf eine zweistufige Ausbauvariante, ergibt sich weiters die Frage nach der Verfahrenswahl für die Erweiterungsstufe. Neben den Möglichkeiten Tropfkörper und Biofilter wird dabei wegen der im Vergleich mit den vorher genannten Verfahren gegebenen Einfachheit und Robustheit auch der Ausbau als zweistufiges Belebtschlammssystem in Betracht gezogen werden.

Zweistufige Belebungsanlagen haben gegenüber einstufigen Systemen einige Vorteile, die im Folgenden kurz dargestellt werden:

- Ebenso wie einstufige Systeme bieten sie eine stabile Reinigungsleistung hinsichtlich Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen, das aber bei deutlich geringerem Beckenvolumen, was vor allem bei großen Kläranlagen in Ballungsräumen ein von großer Bedeutung für die Verfahrenswahl sein kann. Beispielsweise wurde für die Erweiterung der Hauptkläranlage Wien als zweistufiges System für die Anlagenteile Belebungsbecken 1. + 2. Stufe + bestehendem Zwischenklärbecken mit einem einwohnerspezifischen Volumen von knapp 70 L/EW das Auslangen gefunden. Wäre die Anlage als einstufiges Belebtschlammssystem bemessen worden, wäre dafür ein Belebungsbeckenvolumen von $V_{BB} \sim 140$ L/EW notwendig gewesen. Rechnet man die Nachklärbecken, die bei beiden Verfahrensweisen gleich groß gewählt werden müssen in den Vergleich mit ein, ergibt sich für die zweistufige Variante noch immer ein um $\frac{1}{3}$ geringeres Volumen.
- In zweistufigen Belebtschlammssystemen sind die Schlammeigenschaften im Vergleich mit einstufigen Systemen häufig sehr gut. Gründe dafür werden z.B. in LI (1993) genannt und teilweise auch in dieser Arbeit noch erörtert.
- Ein weiterer Vorteil besteht in der Elimination bzw. Abpufferung von toxischen Stößen durch die 1. Stufe, wodurch eine stabile Reinigungsleistung hinsichtlich Nitrifikation erzielt wird.

Demgegenüber besteht bei zweistufigen Abwasserreinigungsanlagen aber immer der gravierende Nachteil der ohne Zugabe von externen Kohlenstoffquellen sehr komplexen Betriebsweise zur Erlangung einer ausreichend hohen Stickstoffentfernung. Während bei

einstufigen Systemen oft mit simultaner oder intermittierender Nitrifikation/Denitrifikation das Auslangen gefunden wird, müssen in zweistufigen Belebungsanlagen interne Kreisläufe implementiert werden, um eine ausreichend hohe Stickstoffelimination gewährleisten zu können, oder es muss der Kohlenstoffabbau in der vorgeschalteten 1. Stufe soweit gedrosselt werden, dass noch genügend Denitrifikationssubstrat in der 2. Stufe zur Verfügung steht (AB-Verfahren, BÖHNKE, 1977).

Da Kohlenstoffabbau und Nitrifikation bei der konventionell zweistufigen Belebungsanlage räumlich getrennt (nämlich in der 1. bzw. 2. Stufe) stattfinden, muss zur Erlangung einer ausreichend hohen Denitrifikationsleistung entweder der Nitratstickstoff zu den im Abwasser enthaltenen abbaubaren Kohlenstoffverbindungen gebracht werden (Rezirkulation von gereinigtem Ablauf zurück in die anoxischen Becken der 1. Stufe) oder es muss das Abwasser zum Nitrat gefördert werden (Bypass eines Teils des Abwassers direkt in die anoxischen Becken der 2. Stufe). Weiters besteht die Möglichkeit, durch gezielten Austausch der Schlämme beider Stufen einerseits in der 1. Stufe zu nitrifizieren (Überführung des Überschussschlammes von der 2. in die 1. Stufe) und andererseits in der 2. Stufe zu denitrifizieren (Schlammförderung von hochbelastetem 1. Stufenschlamm in die Denitrifikationsbecken der 2. Stufe), was als HYBRID-Verfahren (MATSCHÉ *et al.*, 1992; MATSCHÉ und MOSER, 1993) bezeichnet wird.

Mit dem gleichen Ziel, nämlich der Elimination der Stickstoffverbindungen in zweistufigen Anlagen durch Denitrifikation wurde in den 1970er Jahren in Deutschland von Prof. Böhnke das Adsorptions/Belebungsverfahren (AB-Verfahren, BÖHNKE, 1977, HAIDER 2004) entwickelt, das eine ausreichend hohe Stickstoffelimination dadurch erreicht, dass die Belastung der 1. Stufe gegenüber dem konventionell zweistufigen Verfahrenskonzept deutlich höher ist. Damit ist der Abbau in der 1. Stufe limitiert, und somit stehen im Zulauf zur 2. Stufe noch ausreichend abbaubare Kohlenstoffverbindungen für die Denitrifikation zur Verfügung.

Einen umfassenden Überblick über die Möglichkeiten der Stickstoffentfernung in zweistufigen Kläranlagen hat der ATV Arbeitsausschuss 2.6 (ATV, 1994) gegeben, wo auch alle vorgenannten Verfahrensvarianten diskutiert werden. Ihnen allen ist gemein, dass beim Betrieb der Anlagen vielfältige Möglichkeiten der Prozesssteuerung zur Verfügung stehen, was aber wegen der extremen gegenseitigen Beeinflussungen und Rückkopplungen im Vergleich mit schwachbelasteten einstufigen Belebtschlammssystemen umgekehrt auch hohe Anforderungen an die Betriebsführung solcher Anlagen stellt (KROISS, 1992).

Beispielsweise ist die zulässige Bypasswassermenge, die als Kohlenstoffversorgung für eine Denitrifikation in der 2. Stufe dient, stark von der Belebungsbeckentemperatur abhängig, weil damit das Schlammalter der 2. Stufe beeinflusst wird. Wird die Bypasswassermenge zu hoch

gewählt, verringert sich das Schlammalter der 2. Stufe zusehends und es muss gegengesteuert werden, um weiterhin eine ausreichend hohe Nitrifikationskapazität gewährleisten zu können.

Zweifelsohne ist eine Betriebsoptimierung in einer zweistufigen Belebungsanlage also schwieriger zu erzielen als in einer einstufigen Anlage. Die diesbezüglich vor allem an der Pilotanlage zur Erweiterung der Hauptkläranlage in Wien gemachten Erfahrungen werden im Rahmen dieser Arbeit deshalb beschrieben und es werden daraus Schlussfolgerungen für den Betrieb der künftigen Großanlage abgeleitet.

3 Grundlagen der Nitrifikation und der Stickstoffentfernung

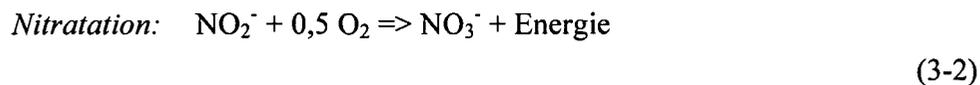
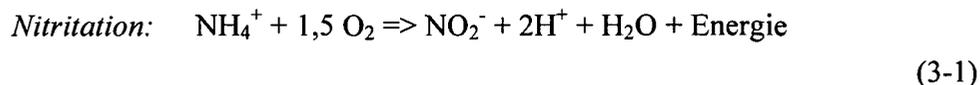
In der Abwasserreinigung erfolgt die Stickstoffentfernung einerseits mit dem Überschussschlammabzug und bei genügend hohem Schlammalter über die Nitrifikation des verbleibenden Ammoniums und anschließender Denitrifikation des dabei gebildeten Nitrats.

Bereits in zahlreichen Arbeiten ist sehr detailliert auf die Grundlagen der Stickstoffentfernung in Abwasserreinigungsanlagen eingegangen worden (z.B.: GUJER, 1976; NOWAK und SVARDAL, 1989), welche in diesem Kapitel zusammengefasst sind.

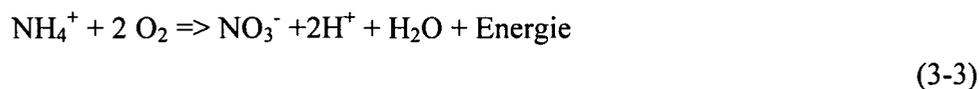
3.1 Stöchiometrie der Nitrifikation

Die biologische Oxidation von Ammoniumstickstoff erfolgt in zwei Stufen, wobei zuerst das durch Hydrolyse entstandene Ammonium über Hydroxylamin (NH_2OH) als Zwischenprodukt zu Nitrit oxidiert (Nitritation) und im nachfolgenden Nitratationsschritt weiter zu Nitrat umgewandelt wird. Die Nitrifikation wird von chemolitho-autotrophen Mikroorganismen durchgeführt, die im Gegensatz zu den heterotrophen Arten CO_2 als Kohlenstoffquelle zur Zellsynthese verwenden. Ammonium bzw. Nitrit stellen die Elektronendonatoren dar, Sauerstoff dient als Elektronenakzeptor (SCHLEGEL, 1992).

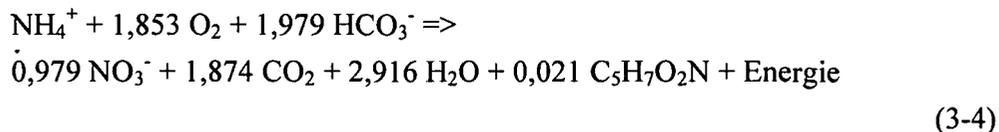
Die Stöchiometrie lässt sich folgendermaßen darstellen:



Die Gesamtreaktion ergibt sich demnach zu:



Die Nitrifikation ist durch einen hohen spezifischen Sauerstoffverbrauch ($i_{\text{NO}_3\text{-N}}$) von 4,57 g O_2 /g $\text{NO}_3\text{-N}$ gekennzeichnet. Da jedoch durch die Zellsynthese auch Biomasse produziert wird, vermindert sich der spezifische Sauerstoffbedarf. Es ergibt sich als Gesamtreaktion (WPCF, 1983, modifiziert):



Entsprechend dieser Gleichung werden bei der Oxidation von 1 Mol NH_4^+ 0,021 Mol Biomasse gebildet. Bei einem CSB der Biomasse von 160 g/Mol (zur Oxidation von einem Mol Biomasse werden 5 Mol O_2 verbraucht) ergibt sich der als Y_A bezeichnete Zellertrag der

Nitrifikanten, der das Verhältnis des Zuwachses an Biomasse zum Substratverbrauch darstellt, zu 0,24 g CSB/g NH₄-N bzw. 0,245 g CSB/g NO₃-N_{prod.} und damit $i_{\text{NO}_3\text{-N}} = 4,57 - Y_A = 4,33 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4\text{-N}_{\text{nitrifiziert}}$.

3.2 Alkalität und pH-Wert

Aus Gleichung (3-1) wird deutlich, dass bei der Oxidation von 1 Mol NH₄⁺ 2 Mol H⁺ freigesetzt werden. Dies bedeutet, dass Säure produziert und so die Pufferkapazität des Abwassers herabgesetzt wird. Da aber im praktischen Betrieb einer Abwasserreinigungsanlage der optimale pH-Bereich der Nitrifikanten zwischen 7,5 und 8,5 liegt und bei pH-Werten kleiner 6,5 die Nitrifikation deutlich beeinträchtigt wird, kann es bei geringer Säurekapazität des Abwassers vorkommen, dass die Bakterien ihre Leistung durch die pH-Absenkung selber vermindern.

Wenn in der Nitrifikationsstufe einer zweistufigen Belebungsanlage nicht auch in ausreichendem Maß denitrifiziert wird, können aus diesem Grund Probleme bei der Nitrifikation entstehen. In der als 2. Stufe betriebenen Großkläranlage Dradenau des Klärwerksverbundes Köhlbrandhöft-Dradenau in Hamburg konnte dieses Problem eben durch Maßnahmen zur Erzielung einer teilweisen Denitrifikation gelöst werden (SICKERT, 1992).

3.3 Kinetik der Nitrifikation

Die Masse an Mikroorganismen im System biologische Reinigungsstufe ist entscheidend für deren Abbauleistung und ergibt sich als Differenz aus Bakterienwachstum und -verlust. Im deutschen Sprachraum (KAYSER, 1983, ATV, 1991 und 2000), aber auch international wird daher bei der Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung davon ausgegangen, dass das aerobe Schlammalter um ein gewisses Maß größer sein muss, als der Kehrwert der „beobachteten“ maximalen Wachstumsrate der Ammoniumoxidanten ($\mu'_{A, \text{max}}$).

$$t_{\text{TS}} \geq \text{SF} * \frac{1}{\mu'_{A, \text{max}}} \quad (\text{d})$$

(3-5)

Grundlegende Arbeiten zur Kinetik der Nitrifikanten wurden von KNOWLES *et al.* (1965) durchgeführt, welche die Auslegung von Kläranlagen auf Nitrifikation entscheidend geprägt haben und beispielsweise dem Ansatz zur Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen nach dem ATV-Arbeitsblatt A131 (ATV 1991 und 2000) zugrunde liegen. Sie haben $\mu'_{A, \text{max}}$ von Ammoniumoxidierern der Gattung *Nitrosomonas* und Nitritoxidierern der Gattung *Nitrobacter* bei einer Temperatur zwischen 8 und 30 °C ermittelt:

$$\text{Nitrosomonas: } \mu'_{A, \text{max}} = 0,474 * e^{0,095 * (T-15)} \quad (\text{d}^{-1})$$

(3-6)

$$\text{Nitrobacter: } \mu'_{A, \max} = 0,777 * e^{0,059 * (T-15)} \quad (d^{-1}) \quad (3-7)$$

Im Temperaturbereich kommunaler Kläranlagen ist die Wachstumsrate von *Nitrosomonas* kleiner als jene von *Nitrobacter*, es kann somit das durch Nitritation produzierte Nitrit sofort von *Nitrobacter* umgesetzt werden. Ab einer Temperatur von rund 30 °C sind die Wachstumsraten jedoch annähernd gleich groß. Vor allem bei stoßweiser Belastung kann bei dieser Temperatur die Nitritkonzentration im Ablauf ansteigen, weil dann *Nitrobacter* nicht mehr in der Lage sind, das von *Nitrosomonas* produzierte Nitrit bei vorher niedrigen NO₂-Konzentrationen sofort umzusetzen.

Wird die Temperatur in der Kläranlage sehr rasch reduziert - beispielsweise durch sehr kalte Schmelzwasserzuflüsse - wird das Wachstum allerdings noch stärker verringert, wird sie indessen rasch erhöht, ergibt sich eine geringere Temperaturabhängigkeit (HENZE *et al.*, 1995).

Die „beobachtete“ maximale Wachstumsrate ($\mu'_{A, \max}$) berechnet sich aus der Differenz zwischen der maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten ($\mu_{A, \max}$) und deren Zerfall

$$\mu'_{A, \max} = \mu_{A, \max} - b_A \quad (d^{-1}) \quad (3-8)$$

Die Zerfallsrate b_A beschreibt den Verlust an Nitrifikanten durch Fraß und Absterbevorgänge. Die ebenfalls von der Temperatur abhängige Zerfallsrate ist im Gegensatz zur Wachstumsrate von der Substratkonzentration unabhängig. Vor allem bei Anlagen zur Industrieabwasserreinigung und besonders bei diskontinuierlicher Abwasserzugabe kommt der Zerfallsrate im Bereich höherer Temperaturen entscheidende Bedeutung zu. Sie weist dann - im Vergleich zur Überschussschlammabzugsrate (D_X) - sehr hohe Werte auf und beeinflusst damit die Nitrifikationleistung entscheidend. Stoppt man bei hohen Temperaturen die Substratzufuhr, dann halbiert sich die Nitrifikationsleistung innerhalb von zwei Tagen. Daher ist in solchen Fällen auf einen funktionierenden Frachtausgleich besonders Wert zu legen.

Einige Autoren konnten nachweisen, dass die autotrophe Zerfallsrate unter anoxischen Bedingungen reduziert ist und dann nur mehr annähernd die Hälfte der Zerfallsrate unter aeroben Verhältnissen beträgt (SIEGRIST *et al.*, 1999; WAGNER, 1994; SALZER, 1992). Dies wurde auch bei der dynamischen Simulation von Belebungsanlagen berücksichtigt. Während im „Activated Sludge Model No.1“ (ASM1) (HENZE *et al.*, 1987) und ASM2 (HENZE *et al.*, 1995) die Sauerstoffverhältnisse im Belebungsbecken bei der Größe der Zerfallsrate noch unberücksichtigt bleiben, ist der reduzierte Zerfall im ASM3 (GUJER *et al.*, 1999) bereits berücksichtigt.

Einen ausführlichen Überblick über die in den einzelnen Modellen verwendeten kinetischen Parameter der Nitrifikation geben die Arbeiten von NOWAK (1996), SCHWEIGHOFER (1998) und DORNHOFER (1998). Zusammenfassend ist festzuhalten, dass sich die maximale autotrophe Wachstumsrate bei 20 °C je nach Modell im Bereich von 0,8 bis 1,0 d⁻¹ bei einer Temperaturabhängigkeit von $f_T = 1,103$ bis 1,111 bewegt. OBENAUS (2001) verwendet bei der Onlinesimulation von Kläranlagen die maximale autotrophe Wachstumsrate als Variable zur Angleichung der Simulationsergebnisse an die Messwerte.

Die Angaben bezüglich der (aeroben) autotrophen Zerfallsrate, ebenfalls bei einer Temperatur von $T = 20$ °C, schwanken zwischen $b_{A,aer} = 0,08$ d⁻¹ mit einer Temperaturabhängigkeit von $f_T = 1,103$ (ABELING *et al.*, 1991) und 0,2 d⁻¹ bei einem Temperaturkoeffizienten von $f_T = 1,1$ (NOWAK, 1996). Bei NOWAK (1996) und im ASM3 wird dieser Wert – wie beschrieben - unter anoxischen Verhältnissen um die Hälfte vermindert.

Die Abhängigkeit der Wachstumsrate (μ_A) von der Substratkonzentration (S_{NH_4}) wird über folgenden von MONOD (1950) beschriebenen empirischen Ansatz beschrieben:

$$\mu_A = \mu_{A,max} * \frac{S_{NH_4}}{(k_{NH_4} + S_{NH_4})} \quad (d^{-1}) \quad (3-9)$$

Der als Sättigungsbeiwert bezeichnete Parameter k_{NH_4} stellt jene Nährstoffkonzentration dar, bei welcher die halbmaximale Wachstumsrate erreicht ist. Ihre Größe beeinflusst die Form der Kurve und ist ein Maß für die Substratspezifität.

Beim heterotrophen Stoffwechsel kann der k-Wert stark variieren, weil er einerseits vom Organismus selbst aber auch von der jeweiligen Substanz abhängig ist. Gerade bei der Nitrifikation aber wird jeweils ein spezifisches Substrat (NH_4^+ bzw. NO_2^-) von einem spezifischen Organismus umgesetzt. Somit können in diesem Fall die theoretischen Beziehungen zwischen Wachstumsrate und Substratkonzentration sehr gut angewendet werden. Als Ergebnis erhält man die Sättigungsbeiwerte für Ammonium k_{NH_4} bzw. für Nitrit k_{NO_2} . Sie liegen, je nach Temperatur, im Bereich von 0,5-1 mg NH_4 -N/l (GUJER), wobei k_{NO_2} meist etwas höher liegt als k_{NH_4} . Durch bestimmte Hemmmechanismen können sie jedoch erhöht sein. Mittels der Atmungsmessung ist es möglich, diese Beiwerte zu bestimmen und somit Rückschlüsse über aufgetretene Hemmungen zu ziehen.

k_{NH_4} -Werte für *Nitrosomonas* in Abhängigkeit von der Temperatur wurden zum Beispiel von KNOWLES, *et al* (1965) in einer Formel zusammengefasst:

$$k_{NH_4} = 0,73 * 1,125^{(T-20)} \quad (mg/l) \quad (3-10)$$

NOWAK und SVARDAL (1993) haben bei Temperaturen von 25 bis 30°C k-Werte von 0,4 bis 0,8 mg NH₄-N/l für *Nitrosomonas* und von 0,8 bis 1,1 mg NO₂-N/l für *Nitrobacter* ermittelt, jedoch wurden bei den gleichen Untersuchungen durch Hemmungen bedingte k_{NH₄}-Werte von über 10 mg/l gemessen.

Im ASM1 werden auch andere prozess-beeinflussende Parameter über Monod-Beziehungen beschrieben, wie zum Beispiel die Abhängigkeit des Wachstums von der Sauerstoffkonzentration oder jene des anoxischen heterotrophen Stoffwechsels vom Nitratgehalt.

Geringe Sauerstoffkonzentrationen führen zu einer Beeinträchtigung der Nitrifikationsrate, bzw. des Wachstums der Nitrifikanten, wobei *Nitrobacter* stärker davon betroffen sind als *Nitrosomonas*. Von KNOWLES *et al.*, 1965 wurde eine Beeinträchtigung des maximalen Wachstums von *Nitrosomonas* bei Konzentrationen unter 2 mg/l, von *Nitrobacter* bereits bei Konzentrationen unter 4 mg/l beobachtet. Diese höhere Sauerstoffabhängigkeit von *Nitrobacter* wurde auch von anderen Autoren bestätigt.

3.4 Hemmung der Nitrifikation

Da die Nitrifikation im Vergleich zum heterotrophen Stoffwechsel auf wenigen Bakterienarten beschränkt ist und diese geringere Wachstumsgeschwindigkeit aufweisen, ist dieser Prozess auch wesentlich empfindlicher gegenüber den diversesten Umwelteinflüssen. Die Hemmwirkung kann durch anorganische Stickstoffverbindungen genauso ausgelöst werden wie durch eine Fülle organischer und anorganischer Einzelsubstanzen. Beispielsweise hat RICHARDSON (1985) die von zahlreichen Substanzen in unterschiedlichen Konzentrationen verursachte Hemmung der Nitrifikation beschrieben. Wegen der heterogenen Zusammensetzung des Abwassers lassen sich jene Verbindungen, die zu einer Hemmung der Nitrifikation führen, in vielen Fällen aber nicht bestimmen. Wenn aus diesem Grund die Ursache für die Hemmung der Nitrifikation nicht vermieden werden kann, muss die Verfahrenstechnik auf die verminderte Nitrifikationsleistung abgestimmt werden, beispielsweise durch Vergrößerung des Belebungsbeckens oder eine Vorbehandlung, die zu einer verminderten Hemmstoffkonzentration im Belebungsbecken führt.

Die Mechanismen, die zu einer Hemmung der Nitrifikation führen, wurden von NOWAK (1996) und SCHWEIGHOFER (1998) detailliert dargestellt und sollen an dieser Stelle in den Grundzügen nochmals beschrieben werden.

Je nachdem, in welcher Weise ein bestimmter Stoff auf die nitrifizierenden Mikroorganismen wirkt, kann die Hemmung reversibel (und hierbei wieder kompetitiv oder nicht kompetitiv) oder irreversibel wirken.

Bei der kompetitiven oder Verdrängungshemmung wird der Sättigungsbeiwert für Ammonium (k_{NH_4}) scheinbar erhöht. Die maximale autotrophe Wachstumsrate bleibt in diesem Fall unverändert. Das relative Ausmaß der Hemmung ist alleine vom Verhältnis Inhibitor zu Substrat abhängig. Verursacht wird diese Art der Hemmung durch eine Konkurrenzsituation zweier Substrate, welche beide von einem bestimmten Mikroorganismus für dessen Stoffwechsel verwendet werden können. Im Falle der Nitrifikation können anstelle von Ammonium beispielsweise C_1 -Verbindungen, wie z.B. CH_4 oder CH_3OH , alternative Substrate für die Ammoniumoxidation darstellen. Das Wachstum, welches sich bei alleinigem Vorhandensein von Ammonium aus dessen Oxidation ergeben würde, wird um jenes aus dem Umsatz der eventuell vorhandenen C_1 -Verbindungen vermindert; die Ammoniumoxidation selbst ist somit gehemmt.

Bei der nicht kompetitiven Hemmung wirkt der Inhibitor auf die Wachstumsrate der Nitrifikanten. Im Falle von *Nitrosomonas* wird sie auch als Nitrifikationshemmung bezeichnet. Die Halbwertskonstante bleibt unverändert, die maximale Umsatzgeschwindigkeit wird jedoch verringert. Das relative Ausmaß der Hemmung ist bei allen Substratkonzentrationen gleich groß. Ein in der Abwassertechnik für Belebtschlammanalysen häufig angewendeter Stoff, welcher *Nitrosomonas* in bereits geringen Konzentrationen vollständig hemmt, ist Allylthioharnstoff (ATH).

Bei Abwässern mit hohen Ammoniumgehalten spielt die durch anorganische Stickstoffverbindungen ausgelöste Hemmung der Nitrifikation eine wichtige Rolle. ANTHONISEN *et al.* (1976) konnten zeigen, dass die undissoziierten Formen von Ammonium und Nitrit nämlich Ammoniak (NH_3) und salpetrige Säure (HNO_2), die abhängig vom pH-Wert und der Temperatur mit ihren dissoziierten Formen im Gleichgewicht stehen, hemmend auf *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* wirken. Der Anteil an Ammoniak bezogen auf das vorhandene Ammonium nimmt mit steigendem pH-Wert zu, und zwar beginnend bei $\text{pH} = 7,0$ bis bei $\text{pH} = 12,0$ alles Ammonium als Ammoniak vorliegt. Umgekehrt verläuft das Dissoziationsgleichgewicht für $\text{NO}_2^-/\text{HNO}_2$ dermaßen, dass bei $\text{pH} 7,0$ fast das gesamte Nitrit als NO_2^- vorliegt und mit sinkendem pH der Anteil an HNO_2 stetig steigt. Über die Konzentrationen an NH_3 bzw. HNO_2 , die zu einer Hemmung der Ammonium- bzw. Nitritoxidation führen, existieren zahlreiche, stark unterschiedliche Angaben. NOWAK (1996) vermutet aufgrund seiner Literaturrecherche, dass eine Adaption der Nitrifikation an höhere Konzentrationen von NH_3 resp. HNO_2 möglich sein könnte.

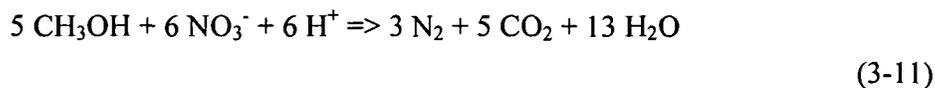
3.5 Denitrifikation

Bei aeroben Verhältnissen werden die organischen Kohlenstoffverbindungen im Zulauf einer Kläranlage durch eine Vielzahl von heterotrophen Bakterien abgebaut, die die diversesten hochmolekularen C-Verbindungen zu energiearmen, mineralischen Endprodukten, wie z.B.

CO₂ und H₂O umsetzen. Die meisten heterotrophen Mikroorganismen, die organische Stoffe aerob abbauen, sind auch zur Denitrifikation befähigt.

Unter Denitrifikation versteht man einen mikrobiologischen Prozess, in dem für die Oxidation von organischen Stoffen Nitrat anstelle von Sauerstoff reduziert wird. Dabei entsteht elementarer Stickstoff, der an die Luft abgegeben wird.

Die stöchiometrische Reaktion für die Denitrifikation lautet:



Wie diese Gleichung zeigt, bedingt die Stickstoffentfernung über Denitrifikation die Verfügbarkeit von organischen Stoffen (hier dargestellt anhand von Methanol CH₃OH)

Weiters wird ersichtlich, dass bei der Denitrifikation die Hälfte der bei der Nitrifikation produzierten H⁺-Ionen wieder verbraucht werden (vgl. Gleichung (3-3)), wodurch die Pufferkapazität positiv beeinflusst wird.

Vergleicht man Gleichung (3-11) mit der Reaktionsgleichung für den aeroben Abbau, bei dem für 5 Mol CH₃OH 7,5 Mol O₂ verbraucht werden, so wird ersichtlich, dass bei der Denitrifikation ein beträchtlicher Teil des Sauerstoffverbrauchs für den aeroben Abbau der Kohlenstoffverbindungen eingespart wird, nämlich $[7,5 \cdot 32] \text{ g O}_2 / [6 \cdot 14] \text{ g NO}_3\text{-N} = 2,86 \text{ g O}_2/\text{g NO}_3\text{-N}$. Bei vollständiger Denitrifikation des durch Nitrifikation gebildeten Nitrats ergibt sich damit ein Gesamtsauerstoffverbrauch für Nitrifikation und Denitrifikation von $4,33 - 2,86 \sim 1,5 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4\text{-N}$.

3.5.1 Betriebsweisen von Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination

Um weitgehende Stickstoffentfernung mittels Denitrifikation in Belebungsanlagen zu erreichen bestehen grundsätzlich mehrere Möglichkeiten.

- **Vorgeschaltete Denitrifikation:**
Abwasser, Rücklaufschlamm und interne Rezirkulation werden im vorgeschalteten Denitrifikationsbecken vermischt. Da das gesamte leicht abbaubare organische Material in der anoxischen Zone zur Verfügung steht, ist eine höhere Denitrifikationsrate gegeben als bei simultaner oder intermittierender Denitrifikation. Allerdings ist eine interne Rezirkulation von den aeroben Teilen des Belebungsbeckens in das Denitrifikationsbecken erforderlich, weil die mit dem Rücklaufschlamm eingebrachte Nitratfracht meist zu gering ist, um eine ausreichend hohe Stickstoffentfernung zu erzielen.
- **Simultane Nitrifikation/Denitrifikation:**
Das Belebtschlamm-Abwasser-Gemisch durchfließt in einem Becken sowohl aerobe

als auch anoxische Bereiche, deren Größe je nach Anlagenbelastung variiert. Diese Betriebsweise wird optimalerweise in Umlaufbecken realisiert.

- **Intermittierende Nitrifikation/Denitrifikation:**

In einem Becken wechseln in einer bestimmten zeitlichen Abfolge belüftete und unbelüftete Phasen, wobei deren Dauer abhängig von der Anlagenbelastung variiert.

Neben diesen hauptsächlich verwendeten Betriebsweisen existieren noch andere Verfahren zur Stickstoffentfernung wie alternierende Denitrifikation, wo zwei intermittierend belüftete Becken abwechselnd beschickt werden oder die Kaskadendenitrifikation, bei der das Abwasser verteilt auf mehrere Denitrifikationszonen eines Belebungsbeckens zugegeben wird. WICHERN (2000) gibt einen umfassenden Überblick über die verschiedenen Verfahrenstechniken zur Denitrifikation sowie über verschiedene Bemessungsansätze und hat daraus ein Programm zur Bemessung und Optimierung von Abwasserreinigungsanlagen entwickelt (ROSENWINKEL *et al.*, 1999).

3.5.2 Nitratatmung - Denitrifikationskapazität

Da die Denitrifikation von heterotrophen Bakterien durchgeführt wird, bestimmt deren Umsatzrate auch die denitrifizierbare Stickstofffracht in den anoxischen Beckenteilen. Der Sauerstoffverbrauch unter aeroben Verhältnissen steht in einem bestimmten Verhältnis zur Umsatzrate unter anoxischen Bedingungen, welche als Nitratatmung bezeichnet wird. In zahlreichen Untersuchungen zum Verhältnis zwischen Nitratatmung (OVD) und der aeroben Kohlenstoffatmung (OVC) konnte diese Proportionalität, abhängig von Einflussfaktoren wie z.B. Belastung der Anlage oder Temperatur nachgewiesen werden. Beispielsweise hat MATSCHÉ (1980 und 1988) Werte von 0,65 – 0,75 für das Verhältnis von OVD_g/OVC_g - also bei endogener Atmung - und 0,53 – 0,7 für OVD_{max}/OVC_{max} - also bei maximalem Umsatz - bestimmt, wobei das Verhältnis OVD/OVC mit steigender Temperatur zugenommen hat.

Auch im Bemessungsansatz des Arbeitsblattes A131 der ATV (1991 bzw. 2000) wird bei der Bemessung der Denitrifikation von der Analogie zwischen aerober und anoxischer Kohlenstoffatmung ausgegangen. Dabei wird die vorhandene Denitrifikationskapazität mit einem OVD/OVC -Verhältnis von 0,75 aus dem Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination errechnet und diese dem durch Nitrifikation entstandenen Nitrat gegenüber gestellt.

DORNHOFER (1998) geht bei seinem Modellansatz zur Beschreibung der Denitrifikation in der zweiten Stufe der Pilotkläranlage von unterschiedlichen OVD/OVC -Verhältnissen aus, je nachdem, ob leicht abbaubares Substrat zur Verfügung steht oder nicht. Für den leicht abbaubaren Anteil des CSB setzt er ein OVD/OVC -Verhältnis von 1,0 an, für die

verbleibende Kohlenstoffsubstratatmung (OVCs) $OVD/OVC = 0,8$ und für die endogene Atmung (OVCg) $OVD/OVC = 0,5$.

4 Methodik

In diesem Kapitel werden jene Analyse- bzw. Auswertemethoden vorgestellt, die für die Beschreibung der Versuchsergebnisse und Charakterisierung des Anlagenverhaltens verwendet wurden. Dies betrifft einerseits die Erstellung von Massenbilanzen und andererseits Auswertemethoden zu Stöchiometrie und Kinetik der Nitrifikation, um die Nitrifikationsleistung der Anlagen zu beschreiben.

4.1 Bilanzierung

Massenbilanzen beruhen auf den Erhaltungssätzen für Masse und Energie. Beide können in einem klar definierten System zwar transformiert, aber weder produziert noch vernichtet werden.

Im Einsatz bei biologischen Abwasserreinigungsanlagen sind Massenbilanzen ein hervorragendes Werkzeug zur:

- Prüfung der Plausibilität verwendeter Messwerte.
- Gewinnung tieferer Erkenntnisse über Umsetzungsprozesse während einzelner Betriebsphasen. Für die beiden Stufen der Versuchsanlagen können Zusammenhänge zwischen Schlammproduktion und Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung mit Schlammalter und Temperatur herausgearbeitet werden, die zur Plausibilitätsprüfung mit theoretischen Erkenntnissen verglichen werden können.
- Abschätzung messtechnisch nicht direkt erhobener Stoffströme. Auf diesem Wege lassen sich beispielsweise die Nitratproduktion und die Denitrifikation quantifizieren.

Wichtige Voraussetzungen für die Erstellung von Massenbilanzen sind:

- Definition von Systemgrenzen. Bei den in dieser Arbeit beschriebenen zweistufigen Belebungsanlagen bieten sich für den biologischen Teil die drei Bilanzkreise „1. Stufe“, „2. Stufe“ und „Gesamte Biologie“ an. Außerdem wurde bei den Pilotversuchen zur Erweiterung der HKA auch die Vorklärung bilanziert.
- Auswahl geeigneter Parameter für die Bilanzierung. Bilanziert wurden die Parameter CSB, Ges.N und Ges.P. Diese Stoffe werden in den Systemen „Biologische Kläranlage“ und „Vorklärung“ zwar auf verschiedene Outputpfade aufgeteilt, unterliegen aber keinen Transformationen und können daher durch einfache Beschreibung der Frachten in den In- und Outputpfaden bilanziert werden.

- Definition von Bilanzzeiträumen. Es wurden Bilanzzeiträume von mehreren Schlammaltern gewählt, so dass dynamische Effekte vernachlässigt werden können. Das Problem, dass die im Belebtschlamm gespeicherten Stoffe ein Vielfaches der Zu- und Abflafrachten betragen und Speicheränderungen messtechnisch nur unzureichend erfasst werden können, wird so umgangen. Aufgrund der stark unterschiedlichen Schlammalter sind in der jeweils 1. Stufe Bilanzzeiträume von wenigen Tagen ausreichend, während in den 2. Stufen über zumindest mehrere Wochen (im Falle der Pilotanlage der HKA) bzw. sogar über mehrere Monate hinweg (im Falle der Pilotanlage der Tierkörperverwertung) bilanziert werden muss. Tatsächlich wurden bei der Erstellung der Massenbilanzen für die Pilotanlage zur Erweiterung der HKA mit einer Ausnahme Zeiträume von 14 bis 34 Tagen für alle Bilanzkreise um die Biologie gewählt, in denen sich die wesentlichen Betriebseinstellungen und Umweltparameter nicht geändert haben (Kapitel 5.4.2).

Auf die Methodik der Bilanzierung biologischer Kläranlagen wird hier nicht näher eingegangen. Als weiterführende Literatur bietet sich u.a. SCHWEIGHOFER (1994), SVARDAL *et al.* (1998), IWAG (1999) und NOWAK (2000) an.

4.2 Bestimmung der aktuellen maximalen Wachstumsrate

Die im Folgenden beschriebene Methode (NOWAK *et al.*, 1994) erlaubt es, den aktuellen Wert der maximalen Wachstumsrate ($\mu_{A, \max}$) zu ermitteln und damit das Ausmaß der Nitrifikationshemmung zu einem bestimmten Zeitpunkt abzuschätzen. Neben den Betriebsdaten der jeweiligen Anlage ist dafür nur mehr der Verlauf der maximalen Stickstoffatmung (OVN_{\max}) im untersuchten Zeitraum erforderlich. OVN_{\max} wurde mithilfe der Kurzzeitatmungsmessungen ermittelt. Die Methode ist in der Literatur ausgiebig beschrieben (z.B. SVARDAL, 1997).

Die dieser Methode zugrunde liegenden theoretischen Zusammenhänge sind in NOWAK (1996), SCHWEIGHOFER (1997) und DORNHOFER (1998) eingehend beschrieben und werden deshalb hier nur mehr in den Grundzügen dargestellt.

Die Stickstoffmaximalatmung dient zur Ermittlung der maximalen Nitratproduktionsrate r_{S, NO_3} , die unter substrat- und sauerstoffgesättigten Bedingungen über folgende Gleichung zueinander in Beziehung stehen:

$$r_{S, NO_3} = \frac{OVN_{\max}}{(4,57 - Y_A)} \quad (\text{kg/m}^3/\text{d})$$

(4-1)

Der Zusammenhang zwischen dieser Größe und der Wachstumsrate ist durch folgende Gleichung gegeben:

$$\mu_{A,max,t} = \frac{r_{S,NO_3,t} * V_{BB}}{\frac{M_{XA,t}}{Y_A}} \quad (d^{-1}) \quad (4-1)$$

(4-2)

In dieser Gleichung bedeuten

$\mu_{A,max,t}$	maximale Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse zum Zeitpunkt t	$[d^{-1}]$
$r_{S,NO_3,t}$	maximale Nitratproduktionsrate zum Zeitpunkt t	$[kg\ NO_3-N/m^3/d]$
V_{BB}	Volumen Belebungsbecken einschließlich der anoxischen Zonen	$[m^3]$
und $M_{XA,t}$	gesamte nitrifizierende Biomasse im System zum Zeitpunkt t	$[kg\ TS]$

Die Unbekannte in diesem System ist neben der aktuellen maximalen Wachstumsrate die nitrifizierende Biomasse im System $M_{XA,t}$.

Nowak ermittelt $M_{XA,t}$ über die allgemeine Massenbilanz für die nitrifizierende Biomasse unter Berücksichtigung der Massenbilanz für Nitrat. Unter der Annahme, dass sowohl die Fracht an produziertem Nitrat als auch die Überschussschlammabzugsrate D_X und die Zerfallsrate b_A über den Zeitraum $\Delta t = t_2 - t_1$ konstant sind, löst er die Bilanzgleichung für die nitrifizierende Biomasse nach $M_{XA,t}/Y_A$ auf:

$$\frac{M_{XA,(t+\Delta t)}}{Y_A} = \frac{N_{ox,\Delta t}}{(b_A + D_X)_{\Delta t}} * (1 - e^{-(b_A + D_X)_{\Delta t} * \Delta t}) + \frac{M_{XA,t}}{Y_A} * e^{-(b_A + D_X)_{\Delta t} * \Delta t} \quad (4-3)$$

In dieser Gleichung bedeutet E_A die Abnahmerate der nitrifizierenden Biomasse in d^{-1} , die sich aus $D_X + b_A$ ergibt. Die Überschussschlammabzugsrate D_X ist der Anteil des abgezogenen Überschussschlammes bezogen auf den gesamten im System befindlichen Belebtschlamm und errechnet sich aus den Betriebsdaten der Anlage bei Division des Überschussschlammabzugs $[kg/d]$ durch die Masse an Belebtschlamm im System $[kg]$. Die Zerfallsrate b_A kann aufgrund von Literaturangaben abgeschätzt werden oder wird mittels Versuchen bestimmt. Die produzierte Nitratfracht N_{ox} ergibt sich aus der TKN-Fracht im Zulauf zur Biologie abzüglich jener im Ablauf und der Stickstofffracht die mit dem Überschussschlamm abgezogen wird.

Die Auswertung erfolgt zweckmäßigerweise in Tagesschritten. Der erste Wert für $M_{XA,T}/Y_A$ kann aus der mittleren Belastung der Anlage und unter Annahme stationärer Verhältnisse ($dM_{XA}/dt = 0$) mittels folgender Gleichung ermittelt werden:

$$\frac{M_{XA}}{Y_A} = \frac{N_{ox}}{(b_A + D_X)} \quad (4-4)$$

Hat man nach der beschriebenen Methode die Werte für MX_A/Y_A ermittelt, so können diese in Gleichung (4-2) eingesetzt werden womit die aktuelle maximale Wachstumsrate der einzelnen Tage bestimmt werden kann. Diese wird dann mit Literaturwerten verglichen (Kapitel 3.3). Liegt die aktuelle maximale Wachstumsrate signifikant unter dem theoretischen Wert, so liegt eine Hemmung der Nitrifikation vor.

4.3 Bestimmung des Sättigungsbeiwertes für NH_4-N und NO_2-N

Die Bestimmung des Sättigungsbeiwertes für Ammonium- und Nitritoxidierer erfolgte über die kontinuierliche Atmungsmessung (SVARDAL, 1997). Dazu wurde Schlamm in 4l-Behälter gefüllt und belüftet. Der Sauerstoffgehalt wurde mittels Sauerstoffregelung zwischen 2 und 10 mg O_2/l , der pH-Wert über die Zugabe von 1 n NaOH auf ca. 7,1 eingestellt. Die Temperatur wurde im thermostatisierten Wasserbad konstant gehalten.

Der Belebtschlamm wurde mit einer definierten Menge an Ammonium und/oder Nitrit versetzt und die Atmung wurde kontinuierlich aufgezeichnet. Aus der Abnahme der Stickstoff- bzw. der Nitritmaximalatmung wurde sodann der k_{NH_4} bzw. k_{NO_2} -Wert bestimmt. Hierzu wurde die Kurve der mit Gleichung (4-5) berechneten Atmung jener der gemessenen möglichst genau angepasst, indem die Fehlerquadratsumme der Differenz beider Kurven auf ein Minimum gesetzt wurde (Abbildung 1).

$$OV = OVC + OVN_{H_4} * \frac{NH_4 - N}{NH_4 - N + k_{NH_4}} + OVNO_{2m} * \frac{NO_2 - N}{NO_2 - N + k_{NO_2}} \quad (4-5)$$

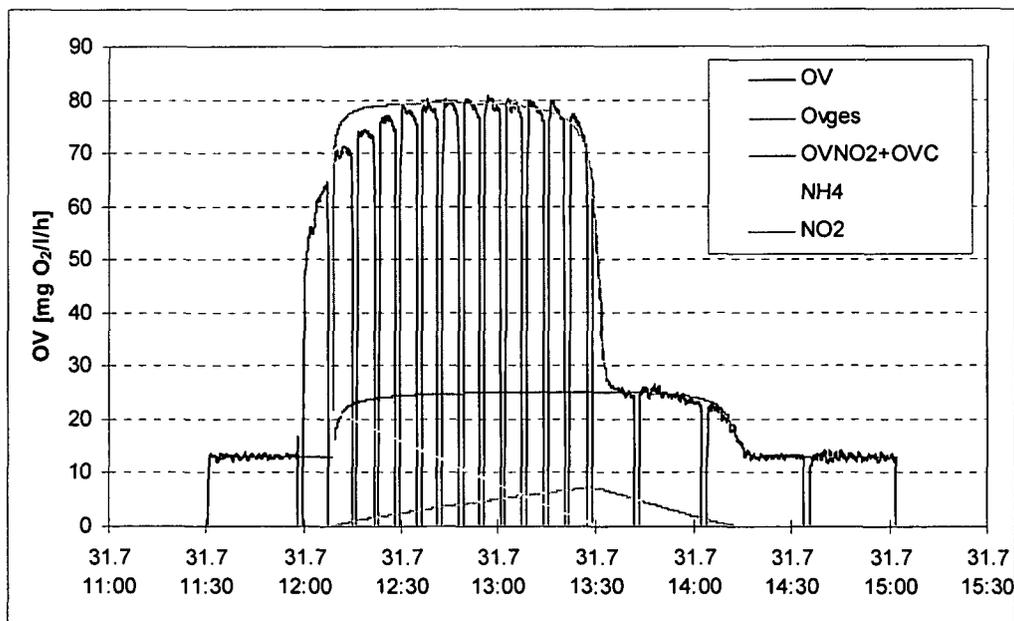


Abbildung 1 Bestimmung des Sättigungsbeiwertes für NH_4-N und NO_2-N mithilfe der kontinuierlichen Atmungsmessung

OV – gemessene Gesamtatmung, OVges - berechnete Gesamtatmung, OVNO₂+OVC – grafisch bestimmte Grundatmung inkl. berechneter Nitritatmung, NH₄ und NO₂ – berechnete N-Konzentrationen.

Der Unterschied im Anstieg der berechneten zur gemessenen Kurve ergibt sich durch die Einmischzeit des zugegebenen Ammoniums und die Lag-Phase der Nitrifikanten bevor sie die Maximalatmung erreichen (blaue Kurve). Bei der berechneten Kurve (grüne Kurve) kann dies jedoch nicht simuliert werden und daher wird der Anstieg zeitverzögert angesetzt.

Für die Bestimmung des Sättigungsbeiwertes ist aber nicht dieser Teil der Atmungskurve relevant sondern die abfallende Atmung bei sehr kleinen Ammonium- bzw. Nitritkonzentrationen, deren Charakteristik durch den vorhandenen Sättigungsbeiwert bestimmt ist.

4.4 Mikrobiologische Untersuchungen

Bei den in dieser Arbeit beschriebenen Untersuchungen wurden relativ neue molekularbiologische Methoden angewandt, um zusätzliche Informationen über die nitrifizierende Biomasse zu erhalten und mit der aktuellen Betriebseinstellung der jeweiligen Anlage zu vergleichen.

Die Vorgangsweise bei der Bestimmung der Nitrifikantengattung ist ausführlich in KREUZINGER *et al.* (2003) beschrieben. Die angewandte Methode (DGGE, denaturing gradient gel electrophoresis) beruht auf der genetischen Homologie in der 16S rDNA zwischen verschiedenen Ammoniumoxidierern. Dabei wird der Umstand ausgenutzt, dass aufgrund der genetischen Verwandtschaft zwischen den einzelnen Vertretern in der 16S rDNA einerseits sehr ähnliche Sequenzbereiche (Abfolge im genetischen Code) auftreten, andererseits aber auch Bereiche mit unterschiedlicher Abfolge. Diese Unterschiede können methodisch sichtbar gemacht werden und die Sequenzen konkret den unterschiedlichen Ammoniumoxidierern zugeordnet werden.

5 Erweiterung der Hauptkläranlage Wien

Die HKA-Wien wurde 1980 als hochbelastete Belebungsanlage zur Elimination der Kohlenstoffverbindungen in Betrieb genommen, und hat in der Folge einen wesentlicher Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität der Donau unterhalb von Wien geleistet. Bereits einige Jahre nach der Inbetriebnahme wurde über die Erfordernis der Nitrifikation bei der Abwasserreinigung diskutiert. Daher wurden bereits kurz nach der Inbetriebnahme der HKA Überlegungen zur Erweiterung und einer damit verbundenen Verbesserung der Reinigungsleistung angestellt.

In einer Studie aus dem Jahr 1984 (von der EMDE, 1984) wurde ein zweistufiges Ausbaukonzept (zweistufig bei Trockenwetter, Parallelbetrieb bei Regenwetter) favorisiert, was in den Jahren 1986 bis 1988 in Pilotversuchen näher untersucht wurde. Aufgrund der künftig zu erwartenden Forderung nach Stickstoffentfernung wurde bereits im Jahr 1989 eine Erhöhung des ursprünglich im Vorprojekt aus dem Jahr 1988 (von der EMDE, 1988) zugrunde liegenden Belebungs- und Nachklärbeckenvolumens diskutiert.

Mit der Novelle zum Wasserrechtsgesetz und den in der Folge veröffentlichten Abwasseremissionsverordnungen vom April 1991 waren letztendlich auch die Anforderungen an die künftige Reinigungsleistung der Hauptkläranlage definiert und das daraus resultierende Ausbaukonzept wurde anhand von Pilotversuchen (DORNHOFER, 1998) überprüft.

Durch die infolge des EU-Beitritts Österreichs notwendig gewordene Novellierung der Abwasseremissionsverordnungen im Jahr 1996 erfolgte neuerlich eine Umplanung der Erweiterungsstufe der Hauptkläranlage Wien, was wiederum mit Pilotversuchen getestet wurde.

Diese Versuche, die in dieser Arbeit beschrieben sind, dienten vor allem der Überprüfung des letztlich zur Ausführung gelangten Ausbaukonzept und es sollten Erkenntnisse für den Betrieb der Großanlage abgeleitet werden. Eine detaillierte Betrachtung einzelner Maßnahmen zur Verbesserung der Stickstoffentfernung konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden, weil durch die Kombination der internen Stoffströme zur Optimierung der Denitrifikation keine klare Trennung der Einflüsse einzelner Maßnahmen möglich war. Die Pilotversuche dienten gleichzeitig auch der Kalibrierung eines mathematischen Simulationsmodells, das spezifisch für die Abbildung der Abbauvorgänge in zweistufigen Belebtschlammssystemen am Institut für Wassergüte (IWAG) der TU Wien entwickelt wurde (WINKLER, 2001a).

5.1 Verfahrenskonzept

Die Anlagenerweiterung wurde für eine Schmutzfracht von 240 t BSB₅/d, 38 t N/d und 5,7 t P/d (entspricht 4 Mio. EW₆₀), einen maximalen Trockenwetterzufluss von 9,4 m³/s und einen maximalen Zufluss bei Regenwetter von 18 m³/s bemessen.

Die seit 1980 in Betrieb befindliche Anlage wird künftig als 1. Stufe weitergenutzt. Das Volumen der Vorklärbecken beträgt 28.500 m³, jenes der bestehenden Belebungsbecken 42.000 m³ und die Nachklärbecken haben ein Volumen von 65.400 m³. Die neu zu errichtende 2. Stufe wird aus 15 Belebungsbecken mit einem Gesamtvolumen von 176.000 m³ und 15 Nachklärbecken mit einem Gesamtvolumen von 200.000 m³ bestehen (Abbildung 2).

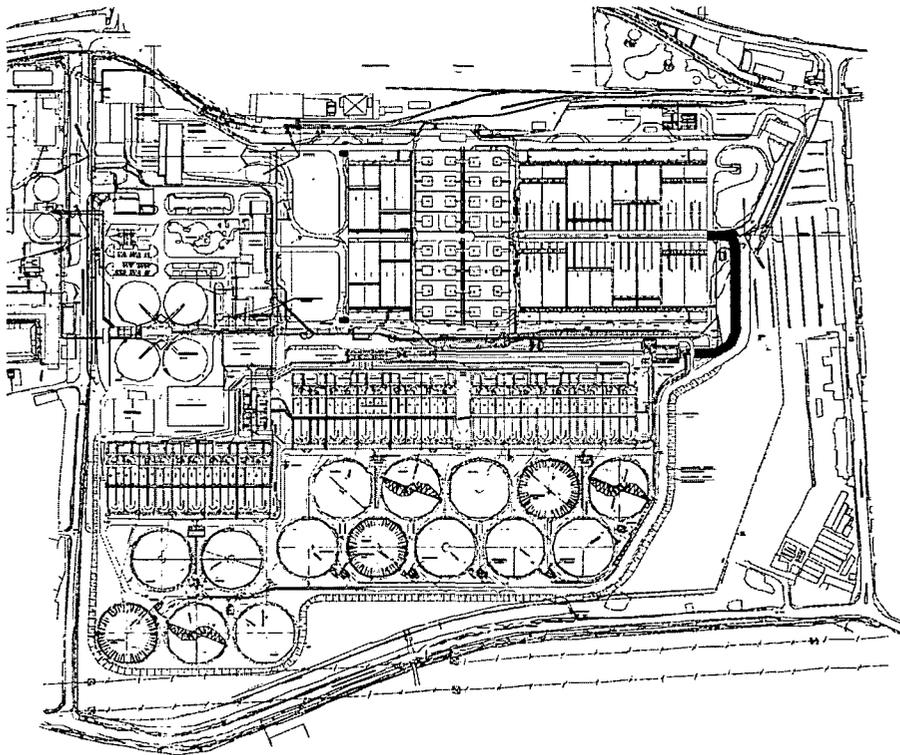


Abbildung 2 Erweiterung HKA (oben: bestehende Anlage, unten: Anlagenerweiterung)

Das gegenüber 1991 neuerlich veränderte zweistufige Ausbaukonzept beinhaltet die nachfolgend beschriebenen Möglichkeiten zur Optimierung der Stickstoffentfernung, die in folgender Abbildung 3 schematisch dargestellt sind.

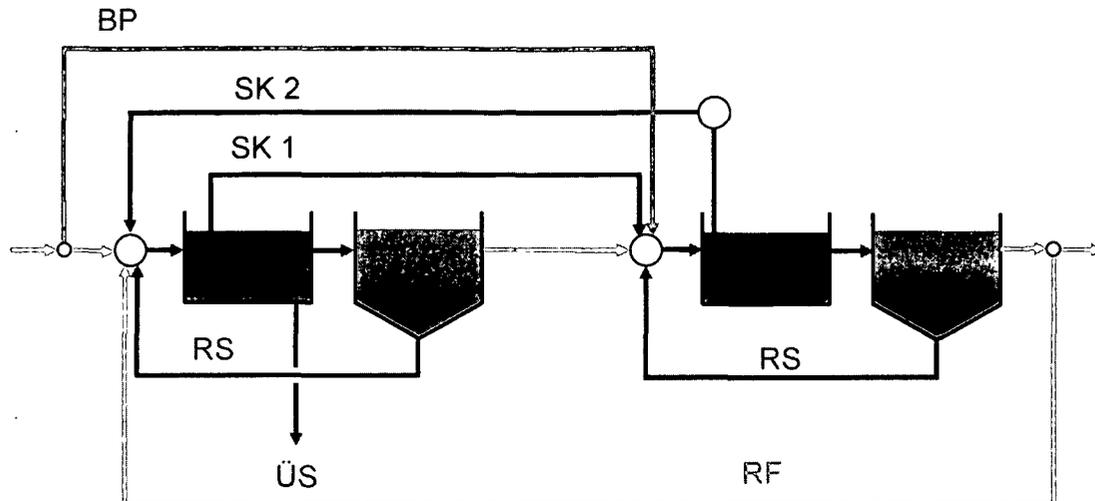


Abbildung 3 Prinzipschema der erweiterten Hauptkläranlage Wien.

BP = Bypass, SK1 = Schlammkreislauf1, SK2 = Schlammkreislauf2, RF = Rückführung,
RS = Rücklaufschlamm, ÜS = Überschussschlamm 1. Stufe

5.1.1 Bypassbetrieb:

(Direktbeschickung der 2. Stufe mit einem Teil des vorgeklärten Abwassers)

Abhängig von der Belebungsbeckentemperatur, welche das erforderliche aerobe Volumen für die Einhaltung einer gesicherten Nitrifikation in der 2. Stufe bestimmt, kann ein bestimmter Anteil des Zulaufs direkt für die Denitrifikation in der 2. Stufe eingeleitet werden. DORNHOFER (1998) hat diese Betriebsweise eingehend untersucht und das maximale Denitrifikationspotenzial anhand eines stationären CSB-Modells ermittelt, das er aufgrund seiner Pilotversuchsergebnisse entwickelt hat. Dazu hat er bei unterschiedlichen Temperaturen im Belebungsbecken die Parameter Bypassmenge und anoxisches Volumen in der 2. Stufe unter dem Gesichtspunkt der Einhaltung einer gesicherten Nitrifikation variiert.

Seinen Ergebnissen zufolge ist das bei 12 °C maximale Denitrifikationspotenzial mit einer Vielzahl an Betriebseinstellungen zu erzielen (30 % Bypass und $V_d/V = 37\%$ bis 50 % Bypass und $V_d/V = 25\%$). Das dafür notwendige anoxische Volumen beeinflusst aber natürlich die maximal nitrifizierbare Stickstofffracht. Grundsätzlich hat sich seinen Modellrechnungen zufolge die jeweils günstigste Einstellung bei einem mittleren anoxischen Anteil des Belebungsbeckens in der 2. Stufe von etwa 30 % ergeben. Damit stieg das Denitrifikationspotenzial von ca. 1,5 g N/EW/d bei 8 °C und 20 % Bypass auf ca. 4 g N/EW/d bei 18 °C und über 50 % Bypass.

5.1.2 Hybridbetrieb:

(Überführung von Belebtschlamm der 1. Stufe in die 2. Stufe; „SK1“)

Beim Hybridbetrieb wird das gesamte vorgeklärte Abwasser der 1. biologischen Stufe zugeführt.

Die für die Denitrifikation in der 2. Stufe notwendige Kohlenstoffversorgung erfolgt hier durch hochbelasteten Schlamm aus der 1. Stufe. Die gezielte Überführung dieses Schlammes in die 2. Stufe ermöglicht die Einbringung von denitrifizierender Biomasse und abbaubarem Kohlenstoff.

5.1.3 Einleitung des nitrifizierenden Überschussschlammes der 2. Stufe in die 1. Stufe

Der Hybridbetrieb wird weiters durch die Überleitung des nitrifizierenden Überschussschlammes der 2. Stufe in die 1. Stufe („SK2“) charakterisiert. Dadurch werden Nitrifikanten in die 1. Stufe verlagert, wodurch dort eine Teilnitrifikation trotz des geringen Schlammalters ermöglicht wird.

Mit diesem Verfahren können eher die Verhältnisse einer einstufigen (hoher Schlammaustausch) oder einer zweistufigen Anlage (geringer Schlammaustausch) simuliert werden.

Bei der HKA ist die Überführung des nitrifizierenden Überschussschlammes der 2. Stufe in die 1. Stufe auch während des Bypassbetriebes geplant. DORNHOFER (1998) stellte aufgrund theoretischer Überlegungen fest, dass damit in der 1. Stufe zwischen 0,4 g N/EW/d bei 8 °C und 1,3 g N/EW/d bei 20 °C nitrifiziert werden können.

5.1.4 Rezirkulation von nitrathältigem Ablauf der 2. Stufe in die 1. Stufe

(externe Rezirkulation, Ablaufrezirkulation, Rückpass, Rückführung)

Diese Betriebsweise bietet die Möglichkeit, in der 1. Stufe einer zweistufigen Kläranlage mit den im Zulauf enthaltenen leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen als Substrat zu denitrifizieren. Das Ausmaß der Denitrifikation ist in diesem Fall von dereingebrachten Nitratfracht, und damit von der hydraulischen Kapazität der Anlage bestimmt, weil die Ablaufrezirkulation die hydraulische Belastung erhöht.

DORNHOFER (1998) hat unter der Annahme, dass die Denitrifikation des in der 2. Stufe oxidierten Stickstoffs ausschließlich in der 1. Stufe mithilfe der Ablaufrezirkulation bewerkstelligt wird, errechnet, dass „bei einem günstigen N/CSB-Verhältnis im Zulauf (Anm.: 9-11 g N/EW/d bei 120 g CSB/EW/d), hoher N-Entfernung mit dem Schlamm (4 g N/EW/d) und bei Rückführverhältnissen bezogen auf den Zulauf von 35 bis 40 % eine Stickstoffentfernung von 55-60 % erreicht werden kann. Zur Einhaltung der geforderten Stickstoffentfernung von 70 % müsste jedoch bei einem mittleren N/CSB-Verhältnis im Zulauf

eine Rückpassmenge von 110 % eingestellt werden.“ Diese Werte zeigen, dass der relative Nutzen der Ablaufrezirkulation für die Stickstoffentfernung mit zunehmendem Rückführverhältnis immer geringer wird.

5.1.5 Kombination der Maßnahmen

Das Ausmaß der Stickstoffentfernung beim Betrieb einer zweistufigen Belebungsanlage durch die dargestellten Eingriffsmöglichkeiten ist zum einen stark von den hydraulischen Verhältnissen (Ablaufrezirkulation) zum anderen von der Abwassertemperatur (Bypass, SK1 und SK2) abhängig. Durch Kombination der einzelnen Maßnahmen kann eine deutliche Leistungssteigerung in Hinblick auf die Optimierung der Stickstoffentfernung erzielt werden.

Für die Kombination von Bypass und Ablaufrezirkulation hat DORNHOFER (1998) mit seinen Modellrechnungen bei einer auf den Zulauf bezogenen Rückpassmenge von 40 % im Temperaturbereich von 12-20 °C eine mittlere Stickstoffentfernung von ca. 73 % errechnet.

Das Ausmaß der Denitrifikation zufolge der Ablaufrezirkulation wird bei Kombination der Maßnahmen von der bei Bypass- oder Hybridbetrieb erzielbaren Denitrifikation in der 2. Stufe beeinflusst. Diese bestimmt nämlich die Nitratkonzentration im Ablauf und damit die über den Rückpass rezirkulierbare Nitratfracht. Um diesen Einfluss aufzuzeigen, wurde die Abhängigkeit der Stickstoffentfernung vom Rückführverhältnis bei verschiedenen Annahmen für die Stickstoffentfernung in der 2. Stufe berechnet (Abbildung 4). Für die Berechnung wurden die von DORNHOFER (1998) beschriebenen Versuchsergebnisse bei Temperaturen von 8 und 20 °C verwendet (Tabelle 1). Neben der, aufgrund der jeweils möglichen Bypasswassermenge in der 2. Stufe denitrifizierten Stickstofffracht ändert sich abhängig von der Temperatur auch die Stickstofffracht im Überschussschlamm (Annahme: keine Rückflüsse aus der Schlammbehandlung)

Tabelle 1 Grundlagen für die Berechnung der prozentuellen Stickstoffentfernung in
Abbildung 4 (Daten aus DORNHOFER, 1998)

	8°C	20°C
N-F _{zu} [g/EW/d]	11	11
N-ÜS [g/EW/d]	4,4	3,2
N-D _{By} [g/EW/d]	1,5	4,1
N-F _{2.St.zu} [g/EW/d]	5,1	3,7

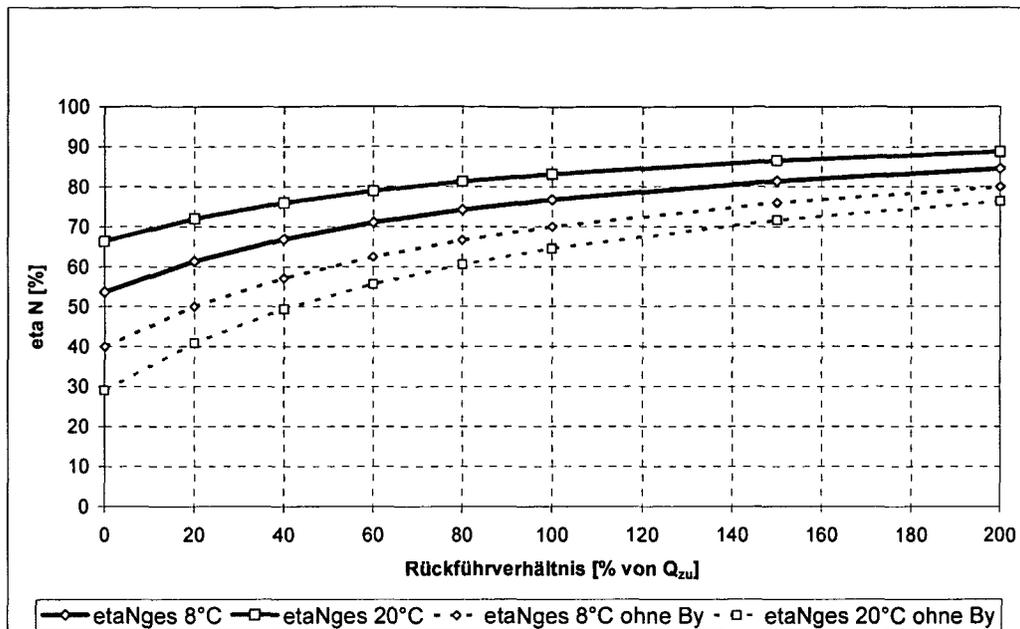


Abbildung 4 Abhängigkeit der Stickstoffentfernung vom Rückführverhältnis bei 8 und 20 °C ($N_{\text{ÜS}}$ und $N\text{-}D_{\text{By}}$ aus DORNHOFER, 1998)

Wie diese Abbildung zeigt, ist der Einfluss der Ablaufrezirkulation auf die Stickstoffentfernung bei niedrigeren Abwassertemperaturen höher. Bei einer Ablaufrezirkulation von 100 % bezogen auf den Zulauf können bei 8 °C im Vergleich mit einem Betrieb ohne Rezirkulation 24 % mehr Stickstoff entfernt werden, bei 20 °C sind dies nur 16 % mehr. Da aber basierend auf den zugrunde liegenden Ergebnissen von DORNHOFER (1998) bei 8 °C mehr Stickstoff mit dem Überschussschlamm entfernt wird, ist die Abhängigkeit der Stickstoffentfernung von der Ablaufrezirkulation bei 8 °C nicht wesentlich größer als bei 20 °C. Die Wirksamkeit der Ablaufrezirkulation für die Stickstoffentfernung wird also von dem über andere Pfade denitrifizierten Stickstoff mitbestimmt ($N\text{-}\text{ÜS}$, $N\text{-}D_{2.\text{St.}}$). Beispielsweise ist unter der Annahme, dass kein Stickstoff in der 2. Stufe denitrifiziert wird (Betrieb ohne Bypass oder Hybridkreislauf) wegen der geringeren Stickstoffentfernung mit dem Überschussschlamm die Wirkung der Ablaufrezirkulation für die Stickstoffentfernung bei höheren Temperaturen verhältnismäßig größer als bei niedrigen, was die in Abbildung 4 gestrichelt dargestellten Kurven zeigen.

Weiters ist aus Abbildung 4 ersichtlich, dass die Zunahme der Stickstoffentfernung mit zunehmendem Rückführverhältnis immer geringer wird. Weil die Energiekosten linear mit der rezirkulierten Ablaufmenge ansteigen, ist für einen wirtschaftlichen Betrieb der Anlage eine möglichst weitgehende Stickstoffentfernung über Denitrifikation in der 2. Stufe anzustreben. Um bei 8 °C eine Stickstoffentfernung von 70 % zu gewährleisten kann die notwendige Rückpasswassermenge bei Einsatz des Bypass im Vergleich mit einem Betrieb ohne Denitrifikation in der 2. Stufe von 100 auf 55 % der Zulaufwassermenge reduziert werden, bei $T = 20\text{ °C}$ ist sogar eine Reduktion von knapp 140 auf 15 % möglich.

5.1.6 Betrieb bei Regenwetter

Bei Regenwetter wird der Rückpass abgestellt. Die 1. Stufe wird bis zu einem Zufluss von 12 m³/s belastet. Zusätzlich ankommendes Mischwasser wird über den Bypass direkt in die 2. Stufe geleitet, wobei die maximale Zulaufwassermenge der HKA bei Mischwasser mit 18 m³/s begrenzt wurde.

5.2 Beschreibung der Pilotanlage HKA

Die Ausführungen der folgenden Kapitel 5.2 bis 5.4.1 wurden bereits detailliert in WANDL *et al.* (2001a) beschrieben und sind daher für diese Arbeit zum Teil daraus entnommen worden.

5.2.1 Beckenvolumina

Die Versuchsanlage (VA) wurde so konzipiert, dass alle Beckenvolumina ebenso wie die Volumenströme in einem Verhältnis 1:10.000 zu denen des geplanten Erweiterungskonzepts stehen. Ein Schema der VA ist aus Abbildung 5 ersichtlich.

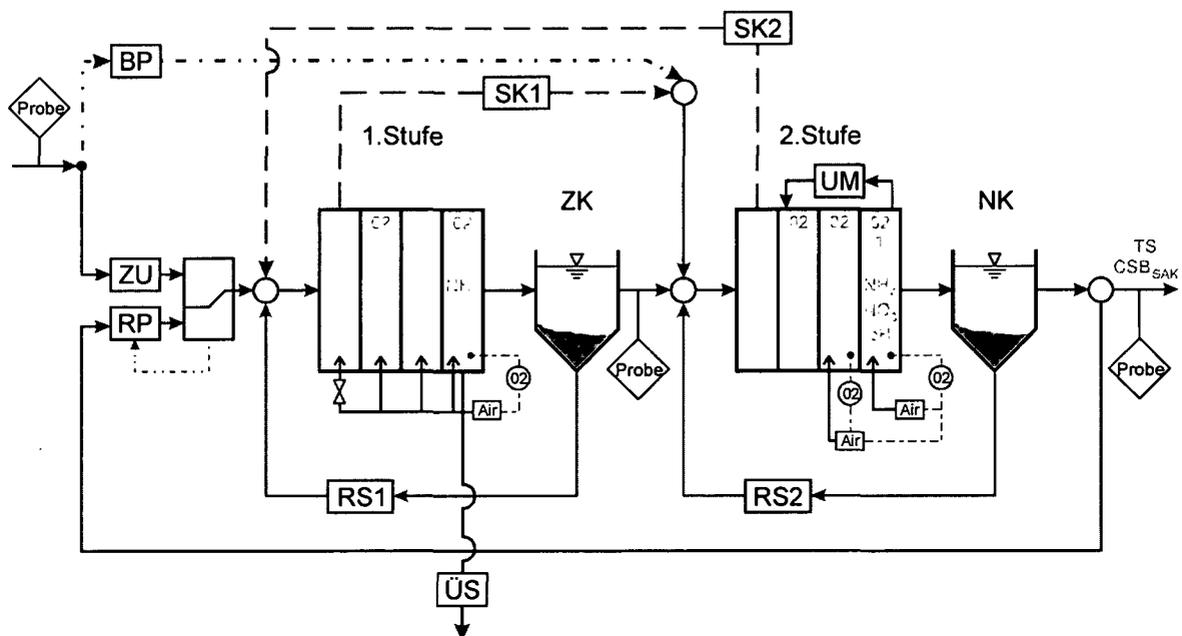


Abbildung 5 Schema der Versuchsanlage HKA 2

Die Versuchsanlage wurde zu Beginn der Untersuchungen im Dez. 1997 mit dem Ablauf der Vorklärung der Großanlage beschickt. Aufgrund von Revisionsmaßnahmen musste die Hauptkläranlage Wien (HKA) ca. 3 Monate nach Beginn der Untersuchungen eine Vorfällung in Betrieb nehmen, wodurch sich die Zulaufkonzentrationen zur Versuchsanlage entscheidend änderten. Deshalb wurde der Bau eines eigenen Vorklärbeckens (VKB) für die Versuchsanlage beschlossen. Dieses ist als Dortmundbrunnen mit einer Oberfläche von

3,14 m² und einem Volumen von 4,5 m³ ausgeführt und war ab Mitte Dezember 1998 in Betrieb.

Die 1. Belebungsstufe besteht aus 4 Kaskaden zu je 1 m³, die von einem Verdichter mit Sauerstoff versorgt werden, wobei die 1. Kaskade (K 1/1) zwar belüftbar ist, während der Versuche im Normalfall lediglich gerührt wurde.

Das Zwischenklärbecken (ZKB) ist als Dortmundbrunnen mit einem Volumen von 6 m³ und einer Oberfläche von 4,8 m² ausgeführt. Der Ablauf erfolgt über getauchte Rohre.

Die Belebungsbecken der 2. Stufe haben ein Gesamtvolumen von 14,5 m³, wobei die erste Kaskade (K 2/1) als vorgeschaltetes Denitrifikationsbecken mit 2,95 m³ ausgebildet ist.

Das in der Erweiterungsplanung konzipierte Umlaufbecken wird in der Versuchsanlage durch ein Becken mit 3 Kaskaden (K 2/2 bis K 2/4) nachgebildet. Der Umlaufbecken-Charakter wird mittels einer Umwälzpumpe (Umw.) simuliert, welche rund die 5-fache hydraulische Belastung der 2. Stufe von K 2/4 in K 2/2 zurückpumpt.

Das vertikal durchströmte Nachklärbecken (NKB) mit 8,3 m³ Volumen und einer Oberfläche von 5,4 m² besteht aus 4 Teiltrichtern, wobei der Rücklaufschlamm (RS) im 3-Minuten-Intervall aus je einem Trichter in die vorgeschaltete Denitrifikations-Kaskade zurückgefördert wird. Die Ablaufkonstruktion besteht hier aus einer Zahnschwelle hinter einer Tauchwand.

Die Versuchsanlage ist mit folgenden Pumpen ausgestattet:

- Zulaufpumpe in die Kaskade 1/1
- Bypasspumpe in Kaskade 2/1
- Schlammkreislauf 1 (SK1-Pumpe) von Kaskade 1/1 nach Kaskade 2/1
- Rückführungspumpe vom Ablauf NKB in Kaskade 1/1 bzw. auch 1/2
- Umwälzpumpe zur Simulation des Umlaufbeckens
- Rücklaufschlamm der 1. Stufe (RS1-Pumpe)
- Rücklaufschlamm der 2. Stufe (RS2-Pumpe)
- Überschussschlamm der 1. Stufe (ÜS1-Pumpe): fördert aus Kaskade 1/4
- Überschussschlamm der 2. Stufe (ÜS2 = SK2: fördert aus Kaskade 2/1 in Kaskade 1/1)

5.2.2 Probenahmen

Die Zulaufprobe wurde mit Hilfe eines automatischen Probennehmers in einer Kammer für den Zulauf zur biologischen Stufe der Versuchsanlage gezogen. Auch die Abläufe des Zwischen- und des Nachklärbeckens wurden mit automatischen Probenahmegeräten beprobt.

Bei allen drei Probenahmestellen wurden routinemäßig mengenproportionale Tagesmischproben entnommen, von denen folgende Parameter analysiert werden:

- CSB, TOC, BSB₅
- N_{Ges}, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N,

- P_{Ges} , $PO_4\text{-P}$
- Schwebstoffe sowie Alkalität

Aus den Belebungsbecken wurden täglich Stichproben der Belebtschlämme beider Stufen entnommen und davon das Schlammvolumen (SV), die Trockensubstanz (TS) und die organische Trockensubstanz (oTS) sowie 2 bis 3 Mal wöchentlich CSB, TKN (gesamter nicht oxidierter Stickstoff) und P_{Ges} bestimmt.

Bei Sonderuntersuchungen wurden mengenproportionale 2-Stunden-Mischproben analysiert um die Dynamik der Verschmutzung zu ermitteln.

Mit Schlammproben der ersten und zweiten Stufe wurden am Institut und vor Ort spezielle Untersuchungen zur Abschätzung kinetischer Parameter für das Simulationsmodell durchgeführt.

5.2.3 Messtechnik

Die 1. Stufe ist mit 2 Sauerstoffsonden - eine in der 2. und eine in der 4. Kaskade - ausgestattet. Die 2. Stufe wird mittels dreier Sonden in den Kaskaden 2 bis 4 überwacht.

In der letzten Kaskade der zweiten Stufe befinden sich auch eine pH- und Temperaturmessung. In der Ablaufkammer der Versuchsanlage sind eine Leitfähigkeitsmessung, sowie eine Trübungs- und eine UV-Sonde installiert, die wahlweise auch in den Ablauf der Zwischenklärung installiert werden können.

In den jeweils letzten Kaskaden beider Stufen werden die Ammoniumtagesganglinien mittels Onlinegeräten aufgezeichnet, wobei in der 2. Stufe auch der Nitratwert bestimmt wird. Zur Speisung der Ultrafiltrationen der Onlinegeräte werden 2 Probenahmepumpen verwendet.

5.2.4 Sauerstoffregelung

Die 1. Stufe der VA wird auf einen Sauerstoffgehalt von 2 mg/l in der 4. Kaskade geregelt. Weil damit annähernd die gleiche Luftmenge in belüfteten Kaskaden eingebracht wird, stellen sich entsprechend den Belastungsverhältnissen mehr oder weniger aerobe Verhältnisse in den vorderen Kaskaden ein. Die erste Kaskade dieser Stufe wurde im Normalfall nur gerührt, um das mit der Rückführung eingebrachte Nitrat gesichert denitrifizieren zu können.

In der 2. Belebungsstufe sind die ersten beiden Kaskaden nicht belüftbar. Die Kaskade 2/4 wird konstant mit Sauerstoff versorgt, wodurch über die Umwälzung auch ständig Sauerstoff in die 2. Kaskade eingebracht wird. Die 3. Kaskade wird je nach Belastung entweder aerob oder anoxisch betrieben. Die Steuerung der Belüftung erfolgt dort wahlweise entweder über eine Sauerstoffverbrauchs- oder eine Ammoniumregelung.

Bei der Sauerstoffverbrauchsregelung (USRAEL, 1977; SVARDAL *et al.*, 2003) wird im Belebungsbecken eine Zone ausgewählt, in der vollständige Nitrifikation erreicht wird. Diese

Zone wird auf eine konstante Sauerstoffkonzentration geregelt. Damit ist die aktuelle Sauerstoffzufuhr dem Sauerstoffverbrauch proportional. Unter der Annahme, dass die Kohlenstoffatmung bei einem Schlammalter von ca. 10 Tagen kaum tageszeitlichen Schwankungen unterworfen ist (BROUWER *et al.*, 1998), wird eine Änderung der Atmung im Wesentlichen durch die Nitrifikation bestimmt. Steigt die Stickstofffracht, so steigt kurze Zeit später auch die Ammoniumkonzentration im Belebungsbecken. Dies führt zu einem deutlich höheren Sauerstoffverbrauch, der durch erhöhte Sauerstoffzufuhr ausgeglichen werden muss, um wieder die vorgegebene O₂-Konzentration zu erreichen. Übersteigt der aktuelle Sauerstoffverbrauch im konstant belüfteten Bereich einen entsprechend festzulegenden Sollwert (dieser Sollwert muss beispielsweise kleiner sein als die minimal mögliche Kohlenstoffgrund- (OVC_g) + Stickstoffmaximalatmung (OVN_m)), wird ein weiteres Belüfterfeld (oder wie im Fall der Versuchsanlage eine Belebungsbeckenkaskade) zugeschaltet. Mit dieser Maßnahme wird der aerobe Volumenanteil im Belebungsbecken immer dem aktuellen Sauerstoffverbrauch angepasst, was zu gesicherter fast vollständiger Nitrifikation und einer Maximierung der Stickstoffentfernung führt.

Im Ausbaukonzept für die Hauptkläranlage Wien wird diese eben beschriebene Regelung der Sauerstoffzufuhr im Standardfall angewendet. Zusätzlich wird bei der geplanten Großanlage die Ammoniumkonzentration im Ablauf der Biologie mittels Online-Messgeräten überwacht und bei Überschreitung eines festzulegenden Ammoniummaximalwertes wird die Sauerstoffzufuhr aufgrund dieser gemessenen Ammoniumkonzentration geregelt. Diese übergeordnete Regelung stellt eine Sicherheitsstufe dar und soll verhindern, dass eine Nitrifikationshemmung zu höheren Ammoniumkonzentrationen im Ablauf führt, weil aufgrund des durch die Hemmung geringeren Sauerstoffverbrauchs der Schalterpunkt für die Inbetriebnahme eines zusätzlichen Belüftungsfeldes nicht erreicht wird, wodurch nicht alle belüftbaren Volumenanteile auch tatsächlich belüftet würden.

Bei der Regelung nach der Ammoniumkonzentration wird der Sauerstoffgehalt in den belüfteten Zonen kontinuierlich gemessen und auf eine bestimmte Sauerstoffkonzentration von meist c_{O₂} = 2 mg/l geregelt (darüber steigen die Umsatzraten der Mikroorganismen nicht mehr nennenswert). Wird der vorzulegende obere Schalterwert für die Ammoniumkonzentration erreicht, werden zusätzliche Felder (oder bei der Versuchsanlage zusätzliche Beckenkaskaden) zugeschaltet. Bei Rückgang der Belastung werden bei Unterschreitung des unteren Schalterwertes die belüfteten Zonen wieder verringert. Die Pilotanlage wurde meist mit dieser Art der Sauerstoffregelung betrieben.

Die Wahl des Sollwertes für die Ammoniumregelung ist nur bedingt vom einzuhaltenden Ablaufgrenzwert abhängig. In der Regel muss er deutlich geringer als der Grenzwert eingestellt werden, was vor allem von den Schwankungen der Stickstofffracht abhängig ist.

5.3 Abwassercharakteristik

Die Versuchsanlage wurde zu Beginn der Untersuchungen mit vorgeklärtem Abwasser der Großanlage beschickt. Kurz nach dem Beginn der Versuche musste wie erwähnt auf der HKA eine Vorfällung in Betrieb genommen werden um die Reinigungsleitung der Anlage trotz der anstehenden umfangreichen Revisionsarbeiten gewährleisten zu können.

Die CSB-Entfernungsraten der Vorklärung auf der HKA betragen vor dem Beginn der Vorfällung zwischen 30 und knapp 40 %, vom Stickstoff konnten zwischen 10 und 20 % eliminiert werden und die Phosphorentfernung lag bei über 30 %.

Mit Beginn der Vorfällung stiegen die Wirkungsgrade für CSB und Phosphor an. So konnten danach 60 % des Phosphors und über 40 % des CSB im Zulauf schon in der Vorklärung entfernt werden. Der Wirkungsgrad für den Stickstoff blieb mit rd. 20 % in der gleichen Größenordnung wie vor der Zeit der Fällung.

Wegen der stark veränderten Zulaufverhältnisse entschloss man sich zum Bau eines eigenen Vorklärbeckens für die Versuchsanlage, welches Mitte Dezember 1998 in Betrieb ging. Bei einer theoretischen Aufenthaltszeit von 15-20 Minuten konnten CSB-Wirkungsgrade erreicht werden, die jenen der Vorklärbecken der Großanlage vor der Zeit der Vorfällung entsprachen.

Die Stickstoffentfernung der Vorklärung verlief nach der Inbetriebnahme des eigenen Vorklärbeckens sehr schwankend. Im Jahr 2000 lag sie dann allerdings wieder sehr konstant bei rund 20 %.

Auch die Phosphorentfernung verlief in der neuen Vorklärung sehr schwankend. Im Mittel lag diese jedoch mit rund 20 % nur bei rd. 2/3 der Phosphorentfernung der Vorklärbecken der Großanlage vor Inbetriebnahme der Vorfällung. Die Ursache dafür ist nicht bekannt, möglicherweise ist dies aber auf Phosphor-Rücklöseprozesse im Schlammbett des vertikal durchflossenen Vorklärbeckens der Pilotanlage zurückzuführen.

Die aus den Tagesmischproben ermittelten CSB- und Ges. N-Zulaufkonzentrationen zur Biologie der Versuchsanlage sind aus der folgenden Abbildung 6 ersichtlich.

Es fällt die starke Reduktion des CSB während der Entnahme des Zulaufs aus dem durch die Vorfällung beeinflussten Ablauf der Vorklärung der Großanlage von April 1998 bis Ende November 1998 auf.

Auch in den Jahren 1999 und 2000, als der Pilotanlage bereits das Abwasser aus dem Pilotvorklärbecken zugeflossen ist, ist ein ausgeprägter Jahresgang der CSB-Konzentration zu erkennen. Die mittlere Zulaufkonzentration in den Monaten Dezember bis Februar lag bei rund 500 mg/l, während von März bis Oktober 1999 lediglich 400 mg/l CSB gemessen wurden. Dieser Wert liegt nur um 50 bis 100 mg/l über den durch die Vorfällung auf der Großanlage beeinflussten Werten aus dem Jahr 1998.

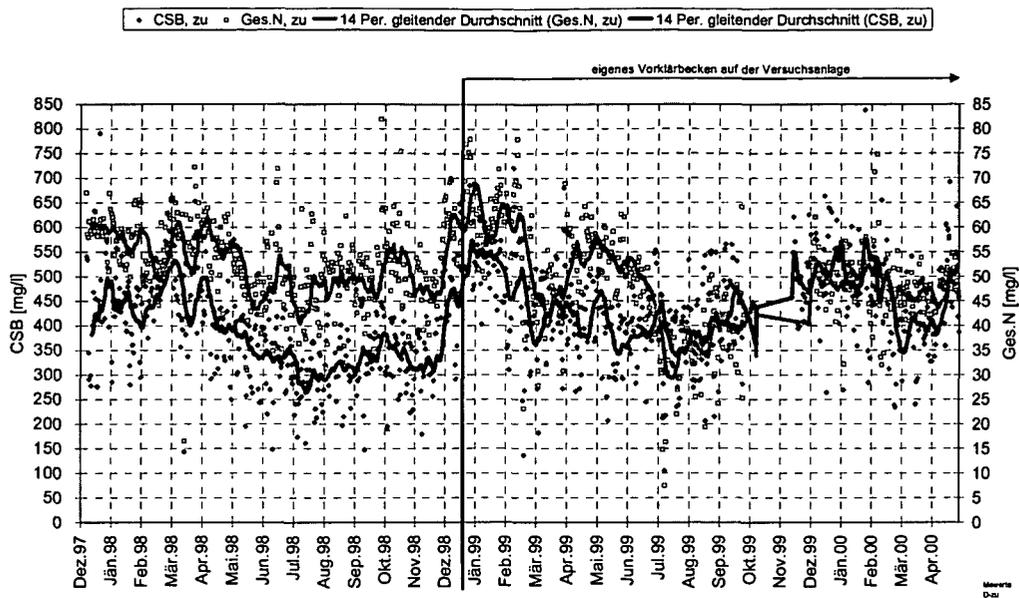


Abbildung 6 CSB- und Ges.N- Konzentrationen im vorgeklärten Abwasser

Auch die geringen CSB-Konzentration von Mitte Februar bis Mitte April 2000 sind auffallend. In dieser Zeit ist die Zulaufwassermenge der HKA stark gestiegen, wobei dafür allerdings nicht nur Regen- bzw. Tauwetterperioden verantwortlich gewesen sind, sondern auch die Einleitung von Wässern eines Wienerwaldbaches, welche aufgrund von Kanalbauarbeiten im Wiener Kanalnetz notwendig geworden war.

Weiters ist der extreme Anstieg der Ges. N-Konzentration im Winter 98/99 von im Mittel über den gesamten Versuchszeitraum 50 mg/l Ges. N auf 60 mg/l im Zeitraum Dezember 1998 bis Ende Februar 1999 auffällig. Auch im Winter 97/98 (Dezember bis März) lag die Gesamtstickstoffkonzentration des vorgeklärten Wiener Abwassers mit 57 mg/l deutlich über dem Mittelwert. Die Ursachen für die schwankenden Stickstoffkonzentrationen im Zulauf sind nicht bekannt. Möglicherweise spielt hier eine saisonal bedingt unterschiedliche Abwasserzusammensetzung eine Rolle. (viele Touristen bei niedrigen Abwassertemperaturen)

Aufgrund dieser Schwankungen der Zulaufkonzentration, war auch das N/CSB-Verhältnis des vorgeklärten Abwassers sehr unterschiedlich.

In der folgenden Tabelle 2 sind Verhältniswerte der einzelnen Zulaufparameter zueinander dargestellt, wobei die angegebenen Werte aus den Mittelwerten der Verhältnisse der einzelnen Tageswerte errechnet wurden.

Tabelle 2 Verhältniswerte im vorgeklärten Abwasser als Mittelwert aus den Verhältnissen der Tagesmischproben

Parameter	ohne Vorfällung	Vorfällung
CSB/BSB ₅	1,9 ± 0,12	1,8 ± 0,13
CSB/TS ₀	2,3 ± 0,47	2,4 ± 0,57
CSB/TOC	3,5 ± 0,17	3,4 ± 0,13
Ges. N/CSB	0,12 ± 0,03	0,15 ± 0,04
NH ₄ -N/Ges. N	0,58 ± 0,11	0,57 ± 0,08
Ges. P/CSB	0,014 ± 0,003	0,011 ± 0,003

Die Verhältnisse der einzelnen Parameter zueinander lassen auf ein im Wesentlichen kommunales Abwasser schließen. Auffallend ist der deutliche Unterschied im N/CSB-Verhältnis in Zeiten der Vorfällung, gegenüber unbeeinflussten Zeiträumen.

Abbildung 7 gibt einen Überblick über die tageszeitlichen Schwankungen der CSB- bzw. TKN-Konzentrationen im Zulauf zur Versuchsanlage. Dazu wurden alle Trockenwettertage ausgewertet, an denen eine Ganglinie durch 2-Stunden-Mischproben über 24 Stunden aufgenommen wurde.

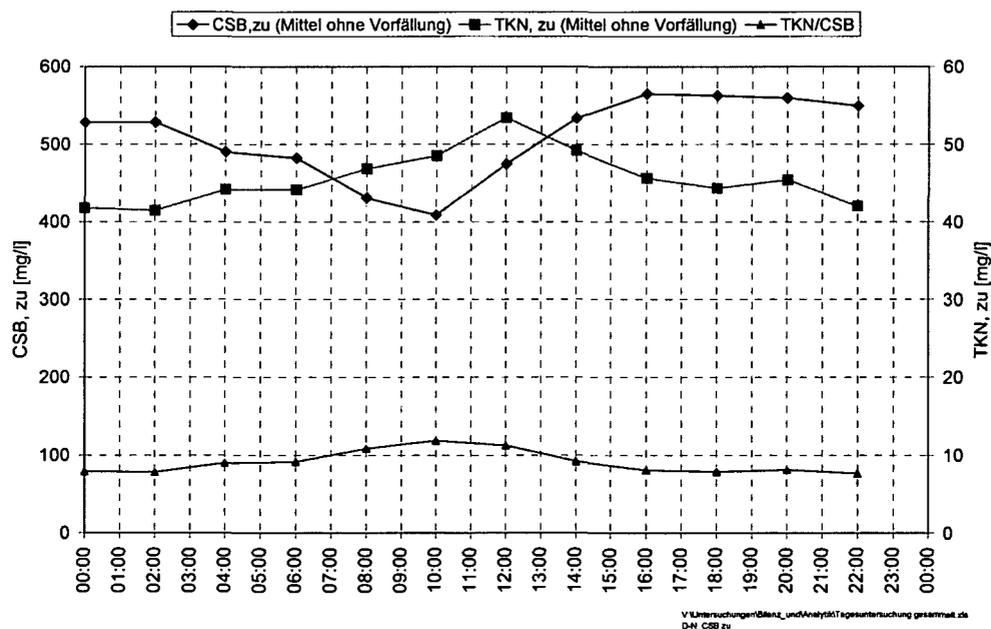


Abbildung 7 Konzentrationen im Zulauf zum Belebungsbecke als mittlere Tageganglinie, TKN/CSB-Verhältnis in Prozent zum CSB

Die Abbildung zeigt eine deutliche Verschiebung der Frachtspitzen von CSB und TKN, welche sich nicht nur im Mittel aller Messwerte errechnet, sondern tatsächlich auch bei Betrachtung der Einzeltage auffällig ist.

An den Vormittagen steigt das N/CSB-Verhältnis also deutlich an, was zu schwierigeren Bedingungen für die Denitrifikation führt. Durch einen gezielten Einsatz des Hybridkreislaufes am Vormittag kann die Stickstoffentfernung vermutlich aber noch etwas verbessert werden.

5.4 Ergebnisse der Pilotversuche HKA

Die Versuchsanlage zur Überprüfung des Ausbaukonzepts der Hauptkläranlage Wien wurde im Dezember 1997 in Betrieb genommen und (mit Unterbrechungen) bis Ende April 2000 abwechselnd in den folgenden Betriebszuständen betrieben:

*Tabelle 3 Standardeinstellungen in den Betriebszuständen
Bypass, Hybrid und konventionell 2-stufig*

Betriebsart	Zu 1.St.	By	SK1	RP	SK2 (ÜS 2.St.)	ÜS 1.St.
Bypass ("By")	+	+	-	+	+	+
Hybrid ("Hy")	+	-	+	+	+	+
konventionell 2-stufig ("2 st.")	+	-	-	+/- *	+/- *	+

* „...2 st.“ bezeichnet standardmäßig einen Betrieb der Pilotanlage mit Rückpass und SK2 aber ohne Bypass oder SK1 (die Beschickung der 2. Stufe erfolgt hier ausschließlich über das Zwischenklärbecken); in einigen Versuchseinstellungen waren Rückpass bzw. SK2 ebenfalls außer Betrieb. Diese Zeiträume werden aber in den jeweiligen Kapiteln getrennt bezeichnet

Von Anfang Juli bis Ende September 1999 wurde die 2. Stufe der Versuchsanlage außerdem als konventionelle einstufige Belebungsanlage betrieben, um Vergleichswerte für die Reinigungsleistung und Daten für die Kalibrierung des mathematischen Simulationsmodells für die 2. Stufe auch bei höheren Schlammaltern zu ermitteln. Dieser Zeitraum wird in den folgenden Ausführungen als „einstufig“ bezeichnet.

Grundsätzlich wurde versucht, den Überschussschlammabzug der 2. Stufe über längere Zeiträume konstant und damit das Schlammalter gleich zu halten.

Die Bypass- und Hybridschlammengen wurden entsprechend der vorherrschenden Beckentemperaturen eingestellt und bei Bedarf angepasst. Bei steigender Trockensubstanz in der 2. Stufe wurde die Bypassmenge zurückgenommen, um nicht den Überschussschlammabzug erhöhen und damit das Schlammalter der 2. Stufe verringern zu müssen.

Die in der 2. Stufe erreichten Schlammalter sind gemeinsam mit den über den Überschussschlammabzug vorgegebenen Schlammaltern in folgender Abbildung 8 dargestellt.

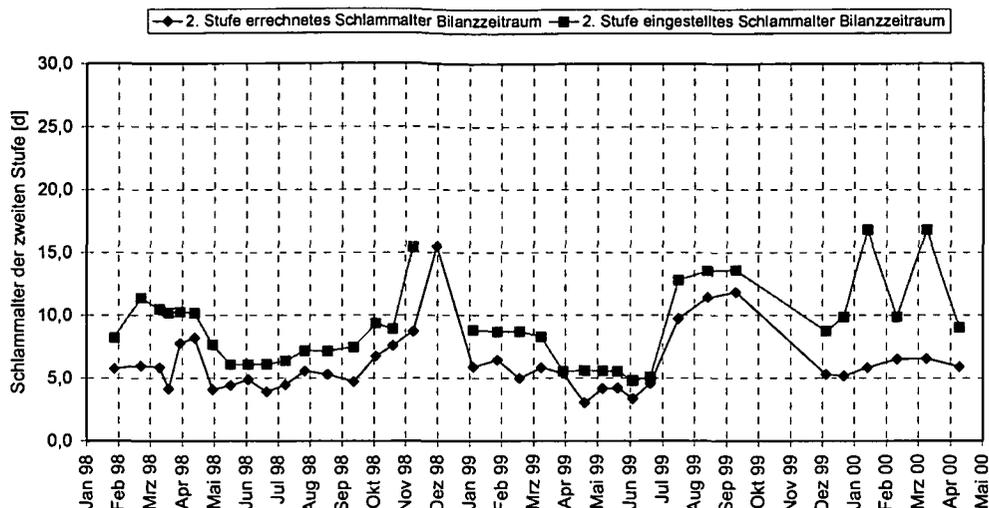


Abbildung 8 über den ÜS-Abzug vorgegebenes und erreichtes Schlammalter in der 2. Stufe der Pilotanlage

Aus dieser Abbildung wird der auch von DORNHOFER (1998) beschriebene Einfluss der aus der Nachklärung der 2. Stufe abtreibenden Feststoffe auf das Schlammalter der 2. Stufe deutlich. Im Jahr 2000 war der Schlammabtrieb aus der 2. Stufe über längere Zeiträume hinweg unkontrollierbar hoch. Deshalb schwankt das über den Überschussschlammabzug eingestellte Schlammalter in diesen Phasen in relativ kurzer Zeit so stark.

Allerdings ist zu erwarten, dass der Einfluss der aus dem Nachklärbecken abtreibenden Feststoffe bei der Großanlage weit weniger ausgeprägt sein wird und damit das Schlammalter der 2. Stufe höher sein sollte was folgende Abschätzung zeigt:

Im Mittel über die Pilotversuche lag die Feststoffkonzentration im Ablauf der Pilotanlage bei $TS_e > 25 \text{ mg/l}$. Nimmt man an, dass mit den Nachklärbecken der Großanlage eine Konzentration von 10 mg/l eingehalten werden kann, so reduziert sich der Überschussschlamm ausgehend von den Ergebnissen der Pilotversuche um rund 20 %, was bezogen auf die Pilotversuche während der Zeiträume mit Bypassbetrieb zu einem um fast $\frac{1}{4}$ höherem Schlammalter in der 2. Stufe geführt hätte.

5.4.1 Reinigungleistung bezüglich CSB und Phosphor

Die Ablaufkonzentrationen werden bei gegebener Beckenkonfiguration im Wesentlichen durch die Abwasserzusammensetzung und die Betriebsweise der Anlage sowie durch die Temperatur beeinflusst. Belastungsschwankungen können, abhängig vom eingestellten Schlammalter innerhalb bestimmter Grenzen abgebaut werden.

Für die Auswertung der Ablaufkonzentrationen wurden die Analysenwerte der membranfiltrierten 24-h-Mischproben aller Messtage zu Grunde gelegt. Es wird davon ausgegangen, dass die gelösten Stoffe im Ablauf hauptsächlich durch die in der biologischen

Stufe ablaufenden Prozesse bestimmt werden. Der Verlauf der Konzentration an Feststoffen im Ablauf TS_e ist als anlagenspezifisch hinsichtlich der Nachklärbecken der Versuchsanlage zu betrachten und widerspiegelt daher keinen objektiven, auf andere Nachklärbecken übertragbaren Verlauf. Damit wären auch die Parameter CSB_{roh}, TKN_{roh} und Ges. P_{roh} für die Reinigungsleistung der Pilotanlage keine aussagekräftigen Größen. Sämtliche Auswertungen (auch jene in Tabelle 4) wurden deshalb auf die gelösten Parameter in der membranfiltrierten Ablaufprobe bezogen.

Tabelle 4 Mittelwerte der Ablaufkonzentrationen in der VA

	A B L A U F N K B									
	TSe	CSB	TOC	TN	NH4-N	NO3-N	NO2-N	Pges	PO4-P	Alkal.
	mf mg/l	mf mg/l	mf mg/l	mf mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mf mg/l	mg/l	mmol/l
Dez-Mar 1998	38	40	14	19,9	6,2	11,4	0,4	1,2	0,8	3,8
Apr-Nov 1998	16	36	12	18,4	1,4	10,0	0,3	0,5	0,3	2,9
Dez-Feb 1999	24	42	14	22,4	2,4	16,2	0,5	1,6	1,3	3,3
Mar-Jun 1999	23	36	12	13,0	1,6	7,3	0,6	0,8	0,4	3,4
Jul-Sep 1999	18	38	14	8,6	0,4	4,7	0,1	0,8	0,2	2,8
Okt 99-Jan 00	57	42			4,7	5,9			0,2	
Feb-Mar 2000	27	36		17,0	5,2	9,2	0,5	2,2	1,6	
Apr 2000	21	35		13,3	2,0	9,0	0,2	1,6	1,2	
Gesamt	27	46		16,3	2,8	9,3	0,4	1,1	0,7	3,3
Gesamt ohne Vorfällung	32	48		15,9	3,3	9,0	0,4	1,2	0,8	3,5

Aus dieser Tabelle wird einerseits deutlich, dass die Schwebstoffkonzentration im Ablauf der Versuchsanlage deutlich höher war, als dies mit großen, gut konstruierten Nachklärbecken erwartet werden darf und andererseits, dass auch der membranfiltrierte CSB im Ablauf relativ hoch lag. Bemerkenswert erscheint in diesem Zusammenhang die Tatsache, dass auch während des einstufigen Betriebszeitraums von Anfang Juli bis Ende September 1999, in dem das Schlammalter der Anlage im Vergleich mit den zweistufigen Betriebszeiträumen doch deutlich höher lag, keine besseren Ergebnisse hinsichtlich des CSB im Ablauf erzielt werden konnten.

Betrachtet man die Jahresmittelwerte der Ablaufkonzentrationen des membranfiltrierten CSB, so wären im Jahr 1998 zusätzlich zum gelösten CSB bei einem durchschnittlichen CSB/TS_e-Verhältnis der 2. Stufe 41 mg/l TS_e, im Jahr 1999 36 mg/l und im Jahresmittel 2000 37 mg/l Feststoffe im Ablauf zulässig gewesen, um noch immer die gesetzlich vorgeschriebenen Emissionswerte einhalten zu können. Dies wird mit den Nachklärbecken der Großanlage kein Problem darstellen.

Der CSB-Wirkungsgrad lag in allen drei Jahren über 93 % (bezogen auf den Zulauf zur Biologie der Versuchsanlage). Die gesetzlichen Anforderungen können somit eingehalten werden. Dies ist aber bei Anlagen, die auf Stickstoffelimination ausgebaut sind, bekanntermaßen kein Problem.

Die P-Konzentrationen im Ablauf lagen über längere Zeiträume hinweg deutlich über dem Emissionswert von 1,0 mg/l (Tabelle 4). Allerdings muss diesbezüglich betont werden, dass

auf die Phosphorentfernung in der Versuchsanlage kein besonderer Wert gelegt wurde, weil sie durch Zugabe von Eisensalzen relativ einfach zu steuern ist und in der bestehenden HKA auch bereits erfolgreich praktiziert wird.

Die Ges. P-Ablaufkonzentrationen lagen in der Versuchsanlage in den Jahren 1998 und 1999 knapp unter 1 mg/l im Jahresmittel. Im Jahr 2000 lagen sie bei knapp 2 mg/l wobei aber von Anfang Februar bis Mitte April 2000 kein FeCl_3 in die Anlage zudosiert wurde.

Jedenfalls erreicht man bereits mit β -Werten (bezogen auf den Phosphor im zulauf) von 1,0, wie sie in der Versuchsanlage im Mittel über die Jahre 1998 und 1999 erzielt wurden relativ gesichert einen Ablaufwert für den gelösten Phosphor von 1,0 mg/l. Jedes zusätzliche Milligramm an Feststoffen im Ablauf erschwert aber die Einhaltung des Grenzwertes, da bei einem durchschnittlichen P/TS-Verhältnis des Schlammes der 2. Stufe von 2,5 % bereits 20 mg/l TS_e für eine Erhöhung der Phosphor-Ablaufkonzentration von 0,5 mg/l genügen.

Die Alkalität des Ablaufs der Pilotanlage war ausreichend hoch, so dass keine Probleme bei der Nitrifikation wegen zu geringem pH-Wert im Belebungsbecken zu erwarten sind.

In Tabelle 4 fällt weiters auf, dass die Differenz zwischen dem membranfiltrierten Wert für den Gesamtstickstoff (TN_{mf}) und der Summe der anorganischen Stickstoffparameter $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$, welche den gelösten organischen Stickstoff bestimmt, relativ hohe Werte ergibt. Dies wurde, unabhängig voneinander, sowohl im Labor der HKA als auch im Labor des Instituts für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien ermittelt. Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet waren knapp 25 % des Gesamtstickstoffs im Ablauf organisch gelöst.

5.4.2 Bilanzierung

Da die Bilanzierung von 2-stufigen Belebtschlammssystemen wegen der teilweisen Differenzen von großen Zahlen und der Vielzahl an internen Stoffströmen sehr fehleranfällig ist, wurde in einem ersten Schritt eine Bilanz über das System gesamte Kläranlage erstellt.

Die einerseits aus den gemessenen Trockensubstanzen und andererseits aus einer Phosphorbilanz ermittelte biologische Überschussschlammproduktion wurde für die Plausibilitätsprüfung der Messdaten verwendet. Der Vergleich der ÜS-Produktion mit der abgebauten CSB-Fracht ergab einen viel zu hohen Anteil des Überschussschlammes am entfernten CSB. Bei der Fehlersuche wurden zwei systematische Messfehler entdeckt, die bei den weiteren Auswertungen folgendermaßen berücksichtigt wurden:

- Korrektur der CSB-Konzentrationen des Zulaufs:
Eine messtechnische Überprüfung der Abnahme der CSB-Konzentration im Probenehmer ergab einen durchschnittlichen Abbau von ca. 15 % selbst im gekühlten Probenehmer, was bei der Bilanzierung der Anlage zu berücksichtigen war.

- Korrektur der Trockensubstanz im Belebungsbecken beider Stufen:

Die vom IWAG am späten Vormittag entnommenen Vergleichsproben wichen gegenüber den am Morgen von der HKA gemessenen Trockensubstanzen deutlich ab. Nachdem die Pilotanlage hydraulisch gleichmäßig beschickt wurde, kann dieser Unterschied nicht mit einer Schlammverlagerung in die Nachklärbecken erklärt werden. Die tageszeitabhängige Zulaufbelastung führt aber vor allem in der 1. Stufe zu einer über den Tag variierenden Trockensubstanz im Belebungsbecken, was den Unterschied in der Trockensubstanzbestimmung erklärt. Der vom IWAG später am Vormittag ermittelte Wert lag offensichtlich näher am Tagesmittelwert der Trockensubstanz, wodurch sich plausiblere Bilanzergebnisse ergaben.

Mit diesen beiden Korrekturen konnte eine weitgehende Übereinstimmung der auf drei Arten berechneten CSB-Bilanz (Zulauffracht – Ablauffracht, $\dot{U}S_{\text{gemessen}} + \text{OVC}$, $\dot{U}S_{\text{P-Bilanz}} + \text{OVC}$) erzielt werden.

An jenen Tagen, an denen das Rührwerk in der Ablaufkammer der Pilotanlage stillgestanden ist, wurden die in der Ablaufkammer sedimentierten Feststoffe durch den Pumpvorgang bei der Probenahme aufgewirbelt und somit der Tagesmittelwert für die Schwebstoffe im Ablauf verfälscht. Daher wurde für diese wenigen Zeiträume ein Korrekturfaktor für die Schwebstoffe im Ablauf berücksichtigt.

Nach Durchführung dieser Korrekturen konnte eine Übereinstimmung der CSB-Bilanzen aller drei betrachteten Teilsysteme (1. Stufe, 2. Stufe, Gesamte Biologie) bis auf $\pm 10\%$ erreicht werden. Die für die im Folgenden beschriebene Datenauswertung gewählten Bilanzzeiträume wurden aufgrund der auf der Pilotanlage eingestellten Verfahrensweisen gewählt und sind in folgender Tabelle 5 dargestellt.

Zusätzlich zur Bezeichnung der Versuchsphasen mit Zuordnung zu den jeweiligen Bilanzzeiträumen von meist > 2 Wochen sind in dieser Tabelle einige Informationen zum Betrieb der Pilotanlage wie die hydraulische Beschickung der Anlage, sowie die Bypasswassermenge, der Betrieb der externen Rezirkulation sowie die Temperatur im Belebungsbecken und die Schlammalter der 1. und der 2. Stufe dargestellt.

Tabelle 5 Betriebsphasen während der Pilotversuche

Versuchsphase			Bilanzzeitraum			Qzu	Qzu	Qext Rezl	T-BB	tTS	tTS		
			von	bis	Dauer	1.+2.St.	2.St.		2.St.	1.St.	2.St.		
					d	m³/d	m³/d	m³/d	°C	d	d		
1a		By	19.01.1998	13.02.1998	25	49	13	32	14,7	0,7	5,8		
1b			14.02.1998	09.03.1998	23	58	15	48	16,9	0,6	6,0		
2a		2 st.	10.03.1998	21.03.1998	11	57	0	25	14,4	0,5	5,9		
2b			NO ₃ -N Dosi	22.03.1998	26.03.1998	4	58	0	5	14,5	0,5	4,1	
3		Hy	30.03.1998	09.04.1998	10	57	0	36	17,7	0,4	7,8		
4a		Hy	10.04.1998	26.04.1998	16	58	0	38	17,2	0,5	8,2		
4b		Hy	27.04.1998	13.05.1998	16	57	0	37	19,5	0,4	4,1		
4c			im Zeitraum: RW-Einstellung	14.05.1998	30.05.1998	16	66	5	33	19,1	0,5	4,4	
4d				31.05.1998	16.06.1998	16	59	1	38	20,8	0,5	4,9	
5a	Vorfällung	By		17.06.1998	04.07.1998	17	59	23	53	21,0	1,1	3,9	
5b				05.07.1998	22.07.1998	17	60	24	53	22,1	0,8	4,5	
5c				23.07.1998	09.08.1998	17	60	24	57	22,6	1,0	5,6	
5d				15.08.1998	30.08.1998	15	61	24	59	22,4	0,9	5,3	
5e				Umwälzg. aus	04.09.1998	29.09.1998	25	61	24	59	19,8	0,8	4,7
5f				Umwälzg. ein	30.09.1998	15.10.1998	15	59	16	53	19,5	1,0	6,7
6a		2 st.	Rückföhrg. an, SKR ₂ direkt verworfen	16.10.1998	01.11.1998	16	56	0	36	18,4	1,1	7,6	
6b			wie 6a, weniger Betriebsprobleme	02.11.1998	23.11.1998	21	58	0	37	15,8	1,3	8,7	
6c			wie 6b, aber Rückföhrg. aus	24.11.1998	16.12.1998	22	54	0	1	14,8	1,2	15,5	
7a		Hy	SKR ₂ weiter direkt verworfen	28.12.1998	20.01.1999	23	56	0	39	14,9	0,4	5,9	
7b			SKR ₂ fördert wieder in 1.Stufe	21.01.1999	11.02.1999	21	57	0	39	13,8	0,5	6,5	
8a		By	mehrere RW-Einstellungen	12.02.1999	03.03.1999	19	72	19	36	12,7	0,5	5,0	
8b				04.03.1999	24.03.1999	20	57	9	40	14,7	0,5	5,8	
9		2 st.	wie 8b, aber Bypass aus, Zuluft erhöht	25.03.1999	14.04.1999	20	56	1	20	16,6	0,6	5,4	
10		Hy		15.04.1999	30.04.1999	15	54	0	27	16,7	0,4	3,1	
11a		2 st.	Schlammabtriebsprobleme	05.05.1999	18.05.1999	14	56	0	33	18,9	0,3	4,2	
11b				19.05.1999	01.06.1999	14	57	0	32	19,6	0,4	4,2	
12a		By	Schlammabtriebsprobleme	02.06.1999	15.06.1999	14	59	23	49	20,5	0,4	3,4	
12b			wie 12a, Rückföhrung aus	16.06.1999	04.07.1999	19	59	23	0	20,2	0,5	4,6	
13a		1-st.	nur 2.St. in B., Q ₂ =0,85, Q _{rs} =1,0 m³/h	08.07.1999	04.08.1999	28		20		23,1		9,7	
13b			wie 13a, aber Q ₂ =0,6, Q _{rs} =3,0 m³/h	05.08.1999	01.09.1999	28		14			24,4		11,4
13c			wie 13a, aber Q ₂ =0,6, Q _{rs} =7,5 m³/h	02.09.1999	26.09.1999	25		14			24,5		11,8
14		2 st.		01.02.2000	28.02.2000	28	57	0	24	13,9	0,5	6,5	
15		By	Nitrifikationsprobleme	29.02.2000	27.03.2000	28	66	8	35	13,7	0,6	6,6	
16		Hy		28.03.2000	13.04.2000	34	52	0	35	16,7	0,7	5,8	

Abbildung 9 zeigt die mit den gelösten Ablaufkonzentrationen berechneten CSB-Entfernungsraten in der Versuchsanlage einschließlich der Vorklärung gegliedert nach Bilanzzeiträumen gemäß Tabelle 5. Im Mittel über die Bilanzzeiträume werden etwa 35% der CSB-Zulaufkraft in der Vorklärung entfernt, 33% in den Überschussschlamm transferiert und 28% veratmet. Deutlich zu sehen ist die Auswirkung der Vorfällung in der Großanlage, die zu Entfernungsraten von bis zu 45% in der Vorklärung führt.

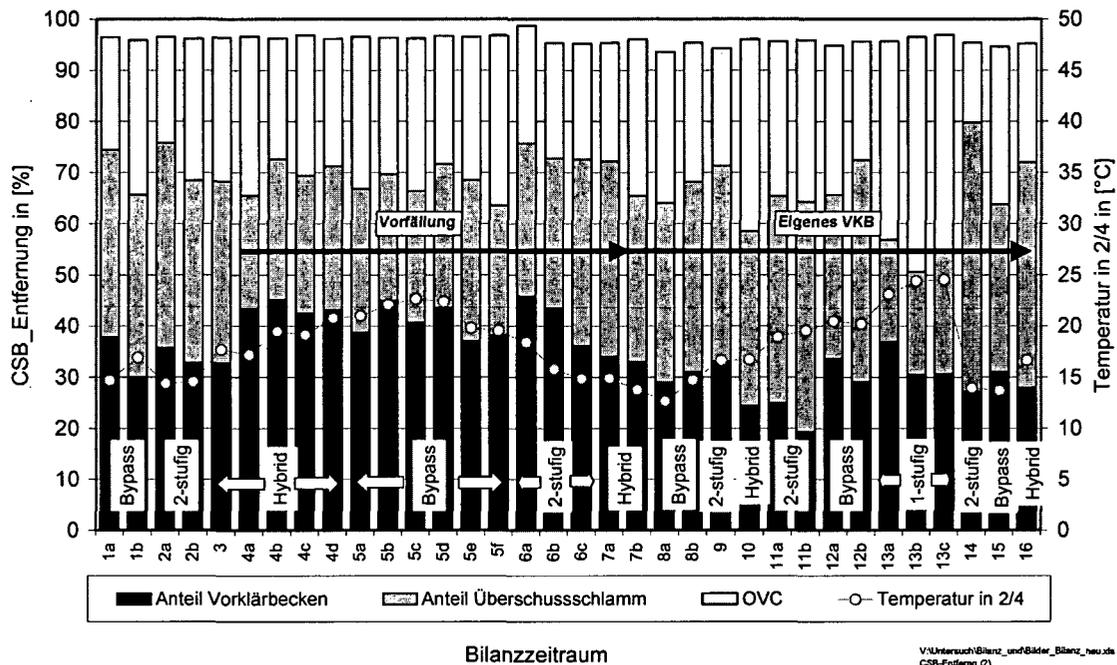


Abbildung 9 Pfade der CSB-Entfernung auf der Versuchsanlage unter Einbeziehung der Vorklärung

Von der biologisch abgebauten CSB-Fracht werden etwa 60% in den Überschussschlamm eingebaut und 40% veratmet. Dabei finden etwa 45% der C-Atmung in der 1. und 55% in der 2. Stufe statt. Der Anteil des äquivalenten Sauerstoffverbrauchs in den anoxischen Zonen (OVD) beträgt etwa 1/3 des gesamten Sauerstoffverbrauchs für den Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen (OVC), wobei 1/3 von OVD in der 1. Stufe und 2/3 in der 2. Stufe auftreten. Betrachtet man hingegen den Sauerstoffverbrauch für den Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen in den aeroben Zonen (OVC_{O_2}), so wird in der 1. Stufe genauso viel Sauerstoff wie in der 2. Stufe verbraucht.

Anders als beim CSB, bei dem die abgebaute Fracht auch über die Messung der Kohlenstoffsubstratatmung und die Überschussschlammproduktion bestimmt werden kann, ist für den Parameter Gesamtstickstoff keine geschlossene Bilanz möglich, weil die denitrifizierte Stickstofffracht nicht bekannt ist. Diese wird daher stets aus der offenen Bilanz über die abgebaute und die in den Überschussschlamm eingebaute Stickstofffracht (\dot{U}_{N-}

Fracht) errechnet. Abbildung 10 zeigt die Stickstoffelimination der Pilotanlage, wieder gegliedert nach den jeweiligen Bilanzzeiträumen.

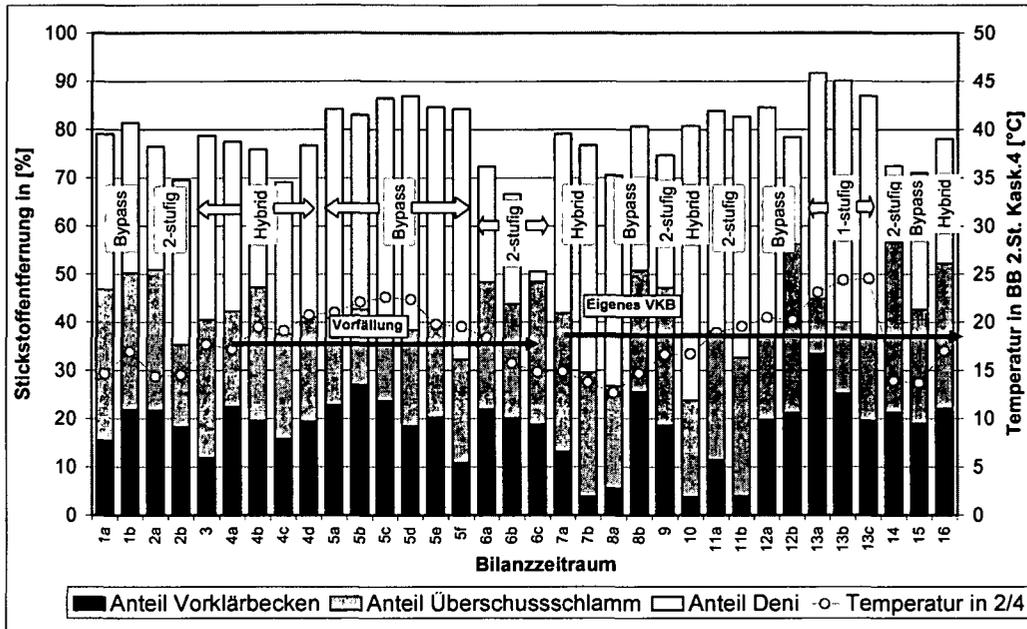


Abbildung 10 Pfade der Stickstoffentfernung auf der Versuchsanlage unter Einbeziehung der Vorklärung

Die Stickstoffentfernungsraten in der Vorklärung schwankten nach der Errichtung eines eigenen Vorklärbeckens für die Versuchsanlage erheblich, wobei die Ursache hierfür nicht bekannt ist. Die relativ geringen Eliminationsraten in der Vorklärung bedeuten aber, dass die Ergebnisse dieser Versuchszeiträume hinsichtlich Nitrifikation und Stickstoffentfernung auf der sicheren Seite liegen, weil in den Vorklärbecken der Großanlage mehr Stickstoff entfernt werden kann und die nachfolgende Belebungsanlage somit geringer belastet sein wird.

Berücksichtigt man die Phasen mit einstufigem Betrieb nicht, so wurden im Mittel über die Bilanzzeiträume 17% der Stickstofffracht im Zulauf in den Primärschlamm und 25% in den Überschussschlamm transferiert. Über Denitrifikation wurden 35% der Stickstofffracht im Zulauf abgebaut, davon 1/3 in der 1. Stufe und 2/3 in der 2. Stufe. Damit ergibt sich unter Vernachlässigung der Schwebstoffe im Ablauf eine Stickstoffentfernung von 77% im Mittel über die Bilanzzeiträume.

Sieht man vom Zeitraum 4c ab, in dem auf der Anlage mehrmals Regenwetterbedingungen eingestellt wurden, so konnten bei Hybrid- und Bypassbetrieb durchwegs Stickstoffentfernungsraten von über 70 % erreicht werden. Bei konventionell 2-stufigem Betrieb war dies nicht immer möglich. Deutlich zu erkennen ist beispielsweise der Rückgang der Denitrifikation während der konventionell 2-stufigen Betriebsweise zwischen 16.10. und 16.12.1998 (Zeiträume 6a bis 6c). Diesbezüglich ist zu betonen, dass in diesem Zeitraum der SK2 nicht in die 1. Stufe eingeleitet sondern direkt verworfen wurde. Im Zeitraum 6c wurde

dann auch der Rückpass nicht betrieben, wodurch die Betriebsweise der Pilotanlage der einer AB-Anlage ähnelte. Allerdings lag das Schlammalter der 1. Stufe der Pilotanlage deutlich über jenem einer klassischen A-Stufe und somit war die Substratversorgung für die 2. Stufe nicht in ausreichendem Ausmaß gegeben.

Die schlechtere N-Entfernung während der Zeiträume 8a, 14 und 15 ist auf Probleme bei der Nitrifikation zurück zu führen, was im folgenden Kapitel 5.4.5.2 noch ausgeführt wird.

Wie Abbildung 10 deutlich zeigt, wird der weitaus größte Teil des Stickstoffs mit dem Primär- und Überschussschlamm aus der Kläranlage entfernt und ein deutlich geringerer Anteil über Denitrifikation. Um die geforderte Stickstoffentfernung in der zweistufigen HKA also erreichen zu können, ist die Frage der Klärschlammbehandlung von vorrangiger Bedeutung. Wäre die Stickstoffrückbelastung aus der Schlammbehandlung nicht vernachlässigbar gering (Verbrennung von nicht stabilisiertem Klärschlamm), könnte die geforderte Stickstoffentfernung mit diesem zweistufigen Anlagenkonzept nicht gesichert erreicht werden, was folgende Abschätzung zeigt, der eine einwohnerspezifische CSB-Fracht im Zulauf von 110 g/EW/d zugrunde liegt. Dieser Wert wurde bei einer Auswertung der Daten von 72 österreichischen Kläranlagen unter Zugrundelegung des internationalen Konsenses für die einwohnerspezifische BSB₅-Fracht im Zulauf von 60 g/EW/d von NOWAK (2000) als Mittelwert für die einwohnerspezifische CSB-Fracht im Zulauf ermittelt.

Unter der Annahme, dass 30 % der CSB-Fracht im Zulauf in der Vorklärung entfernt werden finden sich ca. 75 g CSB/EW/d im Zulauf zur Belebung wieder. Wenn davon 90 % eliminiert und von diesen 90 % wiederum 50 % veratmet werden, stehen bei einem maximalen anoxischen Volumenanteil von 50 % und einem im A131 der ATV für die Bemessung von Kläranlagen empfohlenen OVD/OVC-Verhältnis von ca. 0,75 wiederum 40 % vom veratmeten Anteil für die Denitrifikation zur Verfügung. Dies bedeutet, dass ca. 4,7 g N/EW/d denitrifiziert werden können. Berücksichtigt man bei Anlagen mit ausstabilisierten Schlämmen die Stickstoffrückbelastung aus der Schlammbehandlung, so kann bei einem N-Gehalt im stabilisierten Schlamm von 1,6 g N/EW/d, einer N-Fracht im Zulauf von 11 g/EW/d bzw. 10 g N/EW/d im Ablauf der Vorklärung und mit oben berechneten 4,7 g N/EW/d für die maximal denitrifizierbare Stickstofffracht nur mehr ein Stickstoffentfernungsgrad von ca. 65 % gesichert erreicht werden. Im Fall der HKA ist der abgezogene Überschussschlamm aber nicht stabilisiert (N-Gehalt im nicht stabilisierten Schlamm ca. 4 g N/EW/d) und aufgrund der Klärschlammverbrennung ist auch nicht mit nennenswerten Stickstoffrückbelastungen aus der Schlammbehandlung zu rechnen. In diesem Fall können maximale Stickstoffentfernungsgrade von theoretisch knapp 90 % erzielt werden was aber im praktischen Betrieb von 2-stufigen Belebtschlammssystemen aufgrund der räumlichen Auftrennung von Kohlenstoffentfernung und Nitrifikation naturgemäß nicht erreicht werden kann.

Die Stickstoffentfernung des biologischen Teils der Pilotanlage ist in Abhängigkeit von der Temperatur und getrennt nach Betriebsphasen in folgender Abbildung 11 dargestellt.

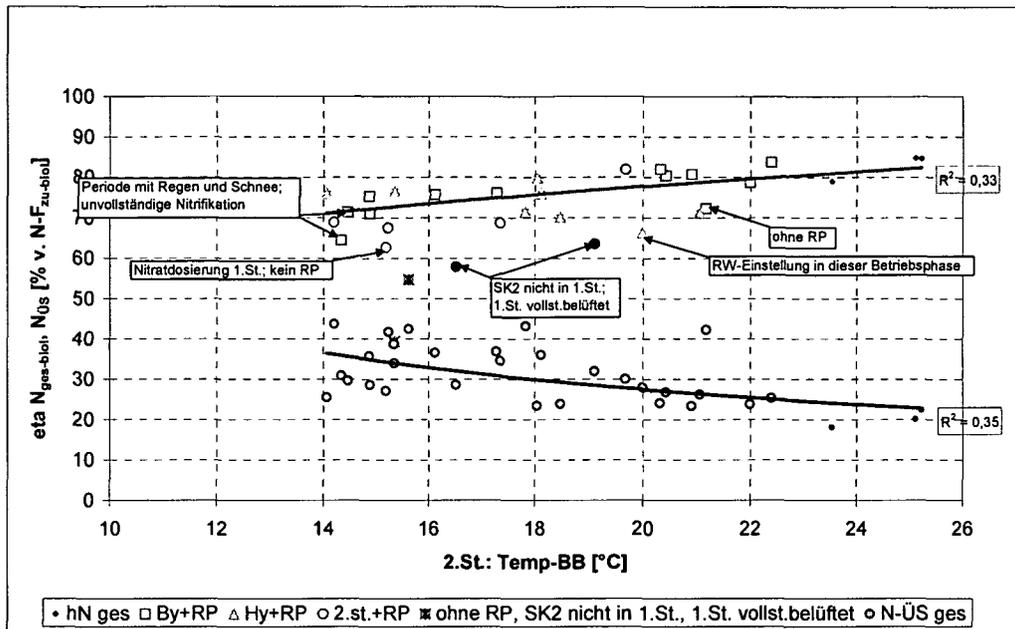


Abbildung 11 Stickstoffentfernung in der Belebung der Pilotanlage in Abhängigkeit von der Temperatur (bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf zur Biologie)

Die Temperaturen in der Pilotanlage lagen im Mittel über die jeweiligen Bilanzzeiträume in allen Fällen bei $> 14 \text{ }^\circ\text{C}$. Die durchschnittliche prozentuelle Stickstoffentfernung der Biologie lag bei einer Temperatur im Belebungsbecken von $T_{BB} = 14 \text{ }^\circ\text{C}$ bei ca. 70 %, bei $T_{BB} = 22 \text{ }^\circ\text{C}$ wurden 80 % Stickstoffentfernung erreicht. Stickstoffentfernungsgrade von $> 85 \text{ } \%$ bezogen auf den Zulauf zur Biologie konnten während der Pilotversuche auch bei hohen Belebungsbeckentemperaturen nicht erzielt werden. Unterschiede zwischen den verschiedenen Betriebsarten sind nicht ersichtlich.

Auch die Stickstoffentfernung während der drei einstufigen Betriebszeiträume ($T_{BB} = 23,5$ bis $25,5 \text{ }^\circ\text{C}$) folgt dem Trend der verschiedenen zweistufigen Betriebseinstellungen.

Jene Bilanzzeiträume, die durch Änderungen der Betriebseinstellung wie beispielsweise einen Betrieb ohne Rückpass oder ohne Einleitung des SK2 in die 1. Stufe, bzw. einer vollständigen belüfteten 1. Stufe beeinflusst waren, wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt.

In Abbildung 11 ist auch der Anteil des Überschussschlammes an der Stickstoffentfernung dargestellt. Bei $14 \text{ }^\circ\text{C}$ wird ca. die Hälfte des Stickstoffs im Überschussschlamm gebunden, bei $22 \text{ }^\circ\text{C}$ beträgt der Anteil des Überschussschlammes am entfernten Stickstoffs nur mehr $\frac{1}{3}$.

In den folgenden Abbildungen sind die Mittelwerte der CSB- und der Stickstoff-Bilanz während aller Bypass- (schwarz) bzw. Hybridbetriebszeiträume (rot) - ausgedrückt als einwohnerspezifische Frachten – dargestellt:

CSB-Bilanz:

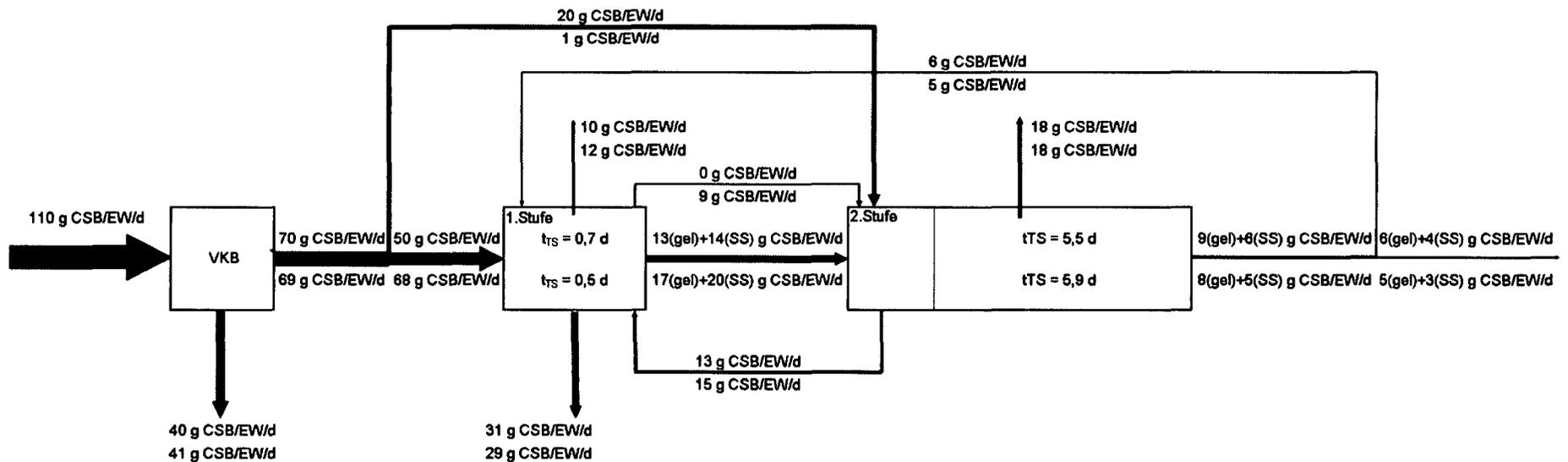


Abbildung 12 CSB-Bilanz der Versuchsanlage. EW-spezifische Mittelwerte aller Bypasszeiträume (schwarz) und aller Hybridzeiträume (rot)

N-Bilanz:

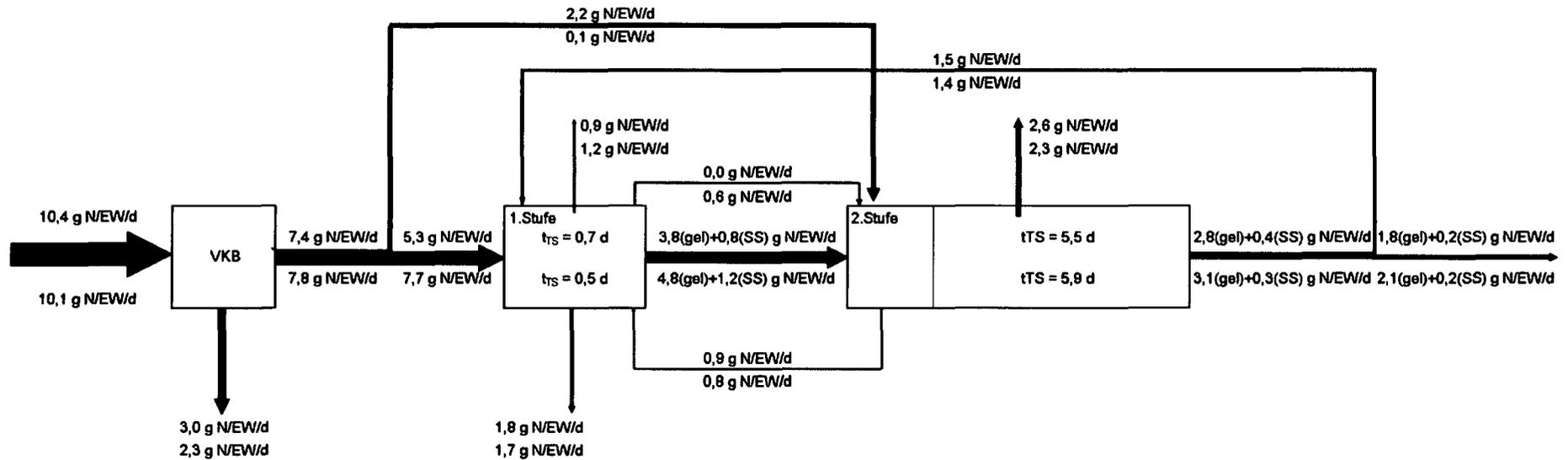


Abbildung 13 N-Bilanz der Versuchsanlage. EW-spezifische Mittelwerte aller Bypasszeiträume (schwarz) und aller Hybridzeiträume (rot)

Anmerkung: Die Frachten an gelöstem CSB bzw. Stickstoff im jeweiligen Überschussschlammstrom wurden bei der Bilanzierung der jeweiligen Ablauffracht zugerechnet. Deshalb ergeben sich in Abbildung 12 und Abbildung 13 Differenzen zwischen den Zu- und Ablauffrachten der einzelnen Stufen sowie bei der Aufteilung der Ablauffracht auf externe Rezirkulation und Anlagenablauf.

Diese Abbildungen zeigen deutlich, wie hoch der Anteil des Primär- bzw. Überschuss-schlammes am entfernten CSB bzw. Stickstoff ist. Die Pfeilstärke symbolisiert die jeweilige CSB bzw. N-Fracht eines Teilstroms. Bei den Anteilen des CSB bzw. N, die über Veratmung/Denitrifikation bzw. Überschussschlammabzug entfernt werden, besteht zwischen den Hybrid- und Bypassbetriebszeiträumen kaum ein Unterschied. Zwar wurde im Mittel aller Hybridzeiträume über den Schlammkreislauf 1 deutlich weniger CSB zur Denitrifikation in die 2. Stufe gebracht als über die Bypassleitung während der Zeiträume mit Bypassbetrieb, durch die höheren CSB-Frachten, die als Schwebstoffe über den Ablauf des Zwischenklärbeckens in die 2. Stufe gelangt sind, wurde dieser Unterschied aber wieder ausgeglichen. Gleichermaßen verhalten sich die in die 2. Stufe übergeleiteten Stickstofffrachten; in Summe wurden im Mittel aller Bypass- bzw. Hybridbetriebsphasen annähernd die gleichen N-Frachten in die 2. Stufe eingebracht.

Theoretisch wären bei Bypassbetrieb wegen der im Vergleich mit dem Hybridbetrieb zulaufseitig geringeren hydraulischen Beschickung der 1. Stufe deutlich höhere Rückpasswassermengen möglich, was letztlich zu einer höheren Stickstoffentfernung führen müsste. Während der Pilotversuche wurde im Bypassbetrieb allerdings nicht wesentlich mehr Stickstoff über die Ablaufrezirkulation in die 1. Stufe zurückgeführt. Die Rückpasswassermenge wurde nämlich im Pilotversuch während des Bypassbetriebs häufig verringert, um den unerwünschten Schlammabtrieb aus dem Zwischenklärbecken, der zu einem Rückgang des Schlammalters der 2. Stufe geführt hat, zu reduzieren. Zusätzlich waren die Nitratkonzentrationen im Ablauf der 2. Stufe während der Bypassbetriebsphasen geringer als während der Hybridbetriebszeiträume wodurch sich in Summe eine fast gleich hohe Nitratfracht im Rückpass zurück ergeben hat (Abbildung 13).

Diese Auswertung zeigt, wie groß die Robustheit des geplanten Verfahrenskonzepts ist; im Mittel wurden sowohl im Bypass- (trotz reduzierter Ablaufrezirkulation), als auch im Hybridbetrieb über 80 % Stickstoffentfernung erreicht. Ob im praktischen Betrieb der erweiterten Großanlage eine im Vergleich mit den Pilotversuchen höhere Ablaufrezirkulation erreichbar ist, hängt vor allem von den Betriebsergebnissen der jetzigen Nachklärbecken bei Verwendung als Zwischenklärbecken unter höherer hydraulischer Belastung und bei den dann vorherrschenden Schlammeigenschaften ab. Eine Abschätzung der Auswirkungen von höheren Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf des Zwischenklärbeckens und diesbezügliche Konsequenzen für den Betrieb der Großanlage wird in Kapitel 5.5 gegeben, nach den in den folgenden Kapiteln beschriebenen Betrachtungen zum Betriebsverhalten und der Reinigungsleitung der einzelnen Stufen.

5.4.3 1. Stufe der Pilotanlage HKA

Der Betrieb der 1. Stufe der Pilotanlage und vermutlich auch einer Reihe von bereits bestehenden Großanlagen ist nur in bestimmten Grenzen beeinflussbar. Dies betrifft vor allem folgende Punkte:

- Schlammalter:

Das Schlammalter der vorgeschalteten Hochlaststufe eines zweistufigen Belebtschlammsystems ist zumindest dann, wenn wie im Fall der HKA eine bestehende Anlage dafür genutzt wird, wegen des begrenzten Belebungsbeckenvolumens nur in relativ engen Grenzen regelbar. In der Versuchsanlage konnten beispielsweise lediglich Schlammalter zwischen $t_{TS} = 0,4$ und $1,3$ d erreicht werden. Mit der Anpassung des Überschussschlammabzugs konnte das Schlammalter der 1. Stufe nämlich nur bedingt beeinflusst werden, weil der Überschussschlamm, der nicht abgezogen wurde, das System über den Ablauf der 1. Stufe verlassen hat.

Die Feststofffracht im Ablauf des Zwischenklärbeckens war also stark vom Schlammalter der 1. Stufe abhängig bzw. vice versa. Bei Schlammaltern von $t_{TS} < 0,5$ d stieg die Schwebstoffkonzentration im Ablauf der Zwischenklärung überdurchschnittlich stark an, wobei in solchen Fällen weniger der Abtrieb von Schlammflocken, sondern fein verteilte Schwebstoffe (einzelne Mikroorganismen) eine dominierende Rolle spielen und derart geringe Schlammalter offenbar zu unvollständiger Flockung des Belebtschlammes führen. Auch bei Messungen an AB-Anlagen konnte bei sehr kleinem Schlammalter in der A-Stufe eine starke Trübung im Ablauf der 1. Stufe beobachtet werden. (FUCHS und STAUDINGER, 1999)

- Hydraulische Kapazität der Zwischenklärung:

Die Stickstoffentfernung erfolgt in der 1. Stufe natürlich hauptsächlich mit dem Überschussschlammabzug. Nitrifikation und in der Folge auch Denitrifikation des zuvor nitrifizierten Stickstoffs sind wegen des geringen Schlammalters ohne Implementierung von zusätzlichen internen Kreisläufen nicht möglich. Daher wird bei der Erweiterung der HKA wie erwähnt eine Ablaufrezirkulation realisiert, die aber entsprechend der hydraulischen Kapazität der 1. Stufe bzw. der bestehenden Nachklärbecken mit $12 \text{ m}^3/\text{s}$ abzüglich des Kläranlagenzulaufs begrenzt ist, was auch die in der 1. Stufe erreichbare Stickstoffentfernung limitiert.

Somit verbleiben hinsichtlich des Betriebes der 1. Stufe nur mehr wenige Einflussmöglichkeiten, wie beispielsweise die Anpassung des anoxischen Volumens an das im Hinblick auf die Denitrifikation des über die externe Rezirkulation eingebrachten Nitrats notwendige Ausmaß.

In diesem Kapitel sollen nun der Betrieb und die Reinigungsergebnisse der 1. Stufe der Pilotanlage auch in Hinblick auf die oben beschriebenen Punkte beleuchtet werden.

5.4.3.1 CSB-Entfernung in der 1. Stufe

Die CSB-Entfernung der 1. Stufe betrug im Mittel aller Hybrid- bzw. Bypass- bzw. 2-stufigen Betriebszeiträume immer rund 80 %, wobei betont werden muss, dass sich diese Entfernungsgrade auf den gelösten CSB im Ablauf der 1. Stufe beziehen, weil die Schwebstoffe im Ablauf des Zwischenklärbeckens dem Überschussschlamm zugeordnet wurden.

Werden die abfiltrierbaren Stoffe bei der Berechnung der CSB-Elimination berücksichtigt, beträgt diese nur mehr ca. 57 % während der Hybrid- bzw. rein 2-stufigen Zeiträume und ca. 62 % im Mittel aller Bypassbetriebsphasen. Die Schwebstoffe im Ablauf des Zwischenklärbeckens waren also während des Betriebs der Pilotanlage mit Bypass geringer, was aber hauptsächlich auf die während dieser Betriebsphasen häufig verringerte hydraulische Auslastung der 1. Stufe zurückzuführen ist.

Die Schwebstofffracht im Ablauf der 1. Stufe, die eben definitionsgemäß der Überschussschlammproduktion zuzurechnen ist, hatte damit naturgemäß auch starken Einfluss auf das in dieser Stufe erzielte Schlammalter, was folgende Abbildung 14 zeigt.

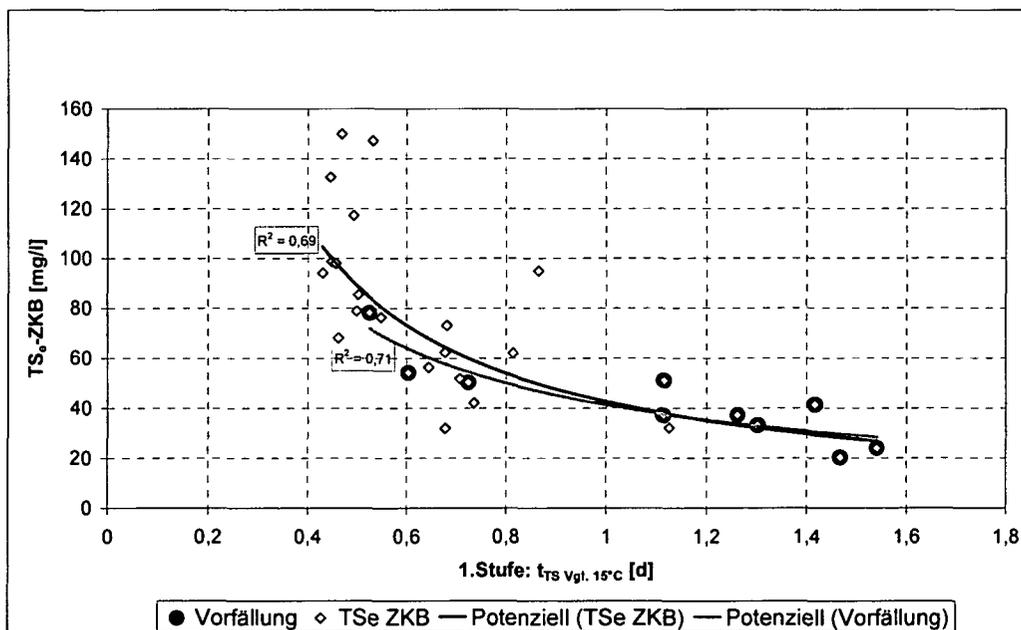


Abbildung 14 Vergleich von Vergleichsschlammalter 1. Stufe ($t_{TS, Vgl. 15^\circ C}$) und Schwebstoffen im Ablauf des Zwischenklärbeckens (TS_e, ZKB) (Bilanzmittelwerte)

Für eine bessere Vergleichbarkeit der Daten wurde in Abbildung 14 das Vergleichsschlammalter bei 15°C verwendet. Die Umrechnung erfolgt mit der Formel:

$$t_{TS, 15} [d] = t_{TS, Messtemperatur} * \exp(0,069 * (T_{ref} - T_{mess}))$$

Es ist ein starker Anstieg der Schwebstoffkonzentration im Ablauf des Zwischenklärbeckens bei Schlammaltern von $t_{TS} < 0,5$ d zu erkennen. Diese Tendenz ist auch bei den durch die Vorfällung beeinflussten Zeiträumen zu erkennen.

Wenn man eine CSB-Bilanz über die 1. Stufe erstellt liegt der Anteil der ÜS-Produktion an der CSB-Entfernung bei teilweise mehr als 80 %, weil dabei eben dem mit der Trockensubstanz in die 2. Stufe abtreibenden partikulären CSB große Bedeutung zukommt.

In den folgenden Abbildungen ist die Abhängigkeit der ÜS-Produktion vom Schlammalter dargestellt. Wieder wurde für eine bessere Vergleichbarkeit der Daten das Vergleichsschlammalter bei 15°C verwendet.

Um der Problematik Rechnung zu tragen, dass die Bilanzen einen Restfehler aufweisen, wurde die Auswertung auf 3 Arten vollzogen: Jeweils einer der 3 Parameter η_{CSB} , Anteilige ÜS_{CSB}-Produktion und Anteilige Atmung wurde als Freiheitsgrad gewählt und derart aus den anderen beiden Parametern errechnet, dass sich die Bilanz zu 100% schließen ließ. Bei Wahl der ÜS-Produktion als Freiheitsgrad änderte sich dann natürlich auch das Schlammalter entsprechend. Man sieht, dass sich die potentielle Trendlinie, die in grober Näherung für den Zusammenhang zwischen Vergleichsschlammalter und Anteiliger ÜS_{CSB}-Produktion gewählt wurde, für alle 3 Fälle der Auswertung deckt, auch wenn die Einzelergebnisse je nach gewähltem Freiheitsgrad differieren.

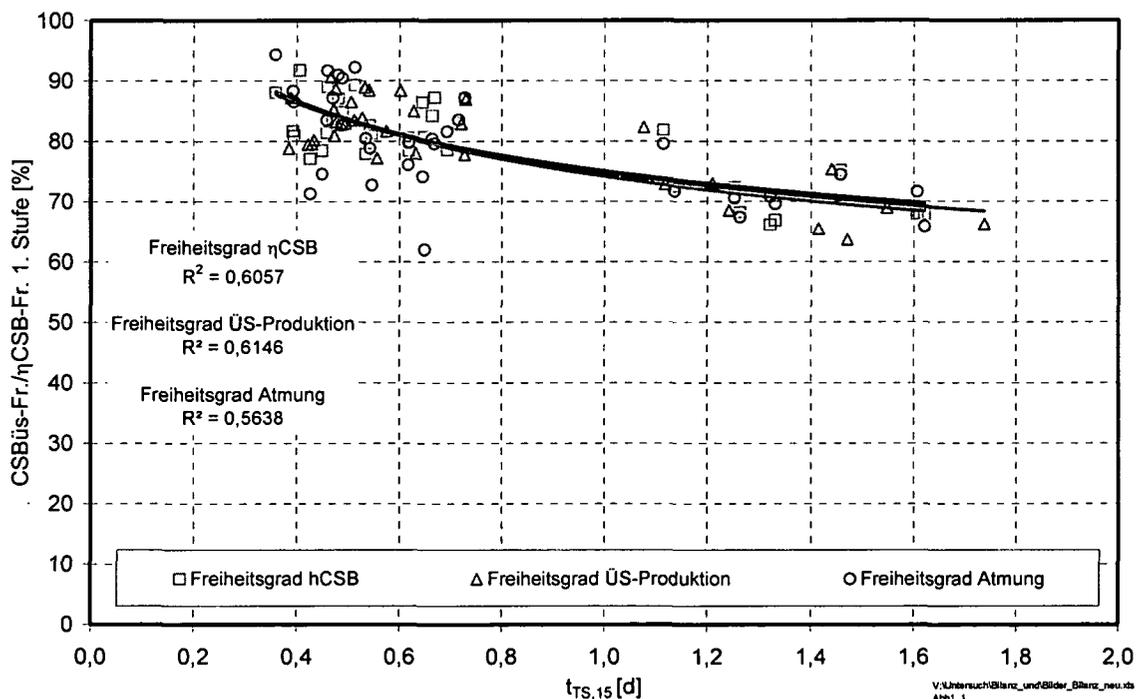


Abbildung 15 Anteilige ÜS_{CSB}-Produktion der 1. Stufe in Abhängigkeit des Vergleichsschlammalters bei 15°C. (Bilanzmittelwerte)

Es zeigt sich, dass bei einem Vergleichsschlammalter von 0,4 Tagen etwa 87% des entfernten CSB in den Überschussschlamm transferiert werden. Bei einem Schlammalter von etwa 1,6 Tagen geht dieser Anteil auf 70% zurück. Auch, wenn man den Schlamm aus dem SK₂ (Überschussschlamm der 2. Stufe, der in die 1. Stufe eingeleitet wird) bewusst aus der Schlammproduktion und der CSB-Zulauffracht der 1. Stufe herausrechnet, bleibt die Anteilige \dot{U}_{CSB} -Produktion in der gleichen Größenordnung.

In WANDL *et al.* (2001a) wurden die 3 einstufigen Betriebszeiträume im Sommer 1999, in denen die 2. Stufe der Pilotanlage ausschließlich mit Rohabwasser (über die Bypasspumpe) beschickt wurde, um höhere Schlammalter einstellen zu können, für die Kalibrierung des spezifischen Überschussschlammfalls der 2. Stufe herangezogen ($CSB_{\dot{U}S}/\eta_{CSB}$, vgl. auch Abbildung 27) Diese drei Zeiträume sind aber nur bedingt mit den Werten für die 2. Stufe vergleichbar, weil die Abwasserzusammensetzung im Zulauf zur 2. Stufe zumindest während der rein zweistufigen bzw. der Hybridbetriebszeiträume sicherlich deutlich anders war, als während des einstufigen Betriebs im Sommer 1999, wo eben ausschließlich Rohabwasser eingeleitet wurde. Daher werden diese 3 Bilanzzeiträume in der Folge auch mit den restlichen Daten der 1. Stufe (kurze Schlammalter während der zweistufigen Betriebsphasen) in Beziehung gebracht.

Dabei stellt man fest, dass die Daten für die anteilige Überschussschlammproduktion ($CSB_{\dot{U}S}/\eta_{CSB}$) bei den sehr niedrigen Schlammaltern, die in der 1. Stufe während des zweistufigen Betriebs der Pilotanlage gefahren wurden, deutlich höher liegen, als dies unter Annahme von üblichen Parametern für die Modellierung einstufiger Belebungsanlagen beispielsweise nach ASM 1 (HENZE *et al.*, 1987) darstellbar ist (Vergleich der Messwerte mit der Kurve in Abbildung 16). Allerdings muss in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen werden, dass dieser Modellansatz nicht für die Anwendung bei Schlammaltern von $t_{TS} < 3$ d gedacht ist. Für die Berechnung der $\dot{U}S$ -Produktion wurden folgende stöchiometrische und kinetische Parameter verwendet:

Heterotropher Yield	$Y_H = 0,67$ g CSB/g CSB
heterotrophe Zerfallsrate bei 15 °C	$b_{H, 15^\circ C} = 0,25$ d ⁻¹
Faktor für inerten partikulären CSB im Zulauf	$f_{XI} = 0,05$ g CSB/g CSB
Faktor für inerten partikulären CSB aus Biomassezerfall	$f_p = 0,08$ g CSB/g CSB

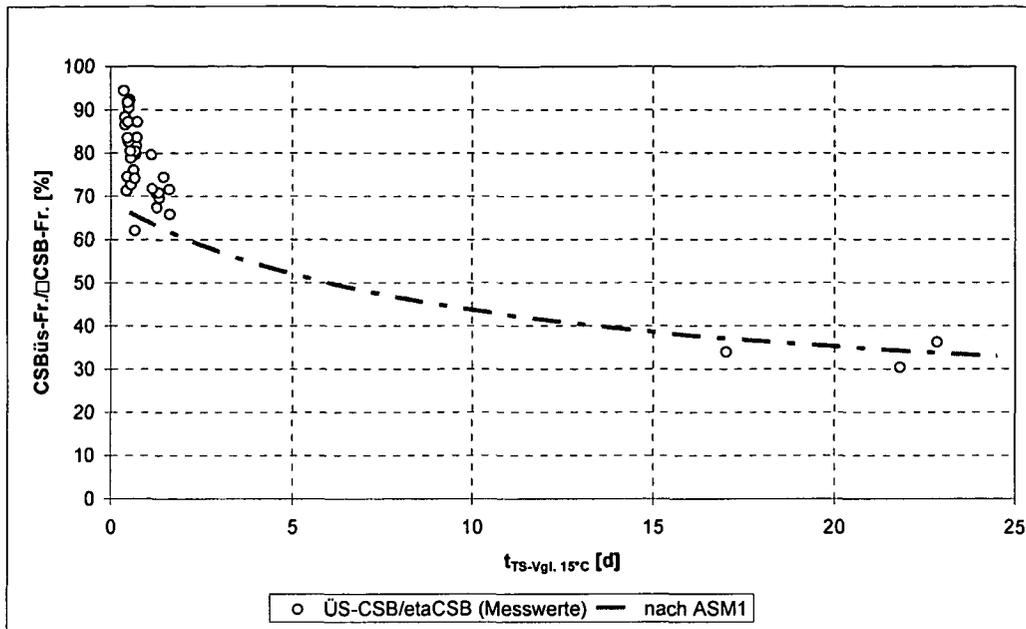


Abbildung 16 Anteilige ÜS-Produktion der 1. Stufe ($CSB_{\text{ÜS-Fr.}}/\eta CSB\text{-Fr.}$) bezogen auf das Vergleichsschlammalter bei 15°C ($t_{TS\text{-Vgl. } 15^\circ\text{C}}$) (Bilanzmittelwerte)

Y_H und f_p entsprechen dabei den Werten, die im ASM1 ursprünglich empfohlen wurden, die Zerfallsrate b_H und der Faktor für den inerten partikulären Anteil des Zulauf-CSB weisen abweichende Werte auf. Diese beiden Größen wurden nämlich variiert, um die Modellkurve möglichst gut an die Messwerte anzupassen. Beispielsweise weicht der Anteil f_{XI} stark vom ursprünglich publizierten Wert für abgesetztes kommunales Rohabwasser von 0,2 ab, weil sonst ein Angleichen der Kurve an die relativ geringen Verhältniswerte bei den hohen Vergleichsschlammaltern ($t_{TS\text{-Vgl. } 15^\circ\text{C}} = 17\text{-}23 \text{ d}$) nicht möglich gewesen wäre.

Mit dem Modellkonzept nach ASM1 ist es bei der 1. Stufe der Pilotanlage dennoch nicht gelungen, die Messwerte für die anteilige Überschusschlammproduktion abzubilden und zwar deshalb, weil die messtechnisch ermittelte ÜS-Produktion bei den niedrigen Schlammaltern, die sich in der 1. Stufe während des 2-stufigen Betriebes ergeben haben, deutlich höher war. Allerdings hat in diesem Zusammenhang schon NOWAK (2000) darüber berichtet, dass „die messtechnisch bestimmten Werte für $OC/\eta CSB$ bei einem Schlammalter von rund 0,5 Tagen unter der berechneten Kurve liegen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das ‚biologisch langsam abbaubare Substrat‘ (X_s im ASM1) bei diesem Schlammalter und einer Temperatur von 34°C im Belebungsbecken noch nicht weitgehend abgebaut ist und sich folglich die Überschusschlammproduktion als $CSB \dots$ bezogen auf den entfernten CSB (ηCSB) erhöht“. Wenn also die gemessene Überschusschlammproduktion in diesem Schlammalterbereich bei einer Temperatur von 34°C , wo die biologische Aktivität etwa 4 mal so hoch ist als bei 15°C , deutlich höher liegt als die den Modellvorstellungen

entsprechende, so muss die Differenz im Temperaturbereich kommunaler Abwasserreinigungsanlagen noch wesentlich größer sein.

Bei diesem sehr kleinen Schlammalter von < 1 d ist die mit Hilfe der Modellvorstellung des ASM1 ermittelte ÜS-Produktion also offensichtlich noch um einen zusätzlichen Anteil zu ergänzen, der einerseits darauf zurückzuführen ist, dass das gespeicherte Substrat bei der hohen Belastung der 1. Stufe nicht abgebaut wird was zu einem höheren Überschussschlammanfall führt und/oder andererseits mit der unter diesen Bedingungen noch nicht vollständig abgeschlossenen Hydrolyse von Feststoffen des Zulaufs zu erklären ist.

Neben der vom Schlammalter der 1. Stufe abhängigen Konzentration an Feststoffen im Ablauf (Abbildung 14) sowie auch des Überschussschlammanfalls (Abbildung 15 und Abbildung 16) wird auch der gelöste (~ membranfiltrierte) CSB im Ablauf des Zwischenklärbeckens ($CSB_{mf,ZKB}$) beeinflusst (Abbildung 17). $CSB_{mf,ZKB}$ wurde in diesem Fall nicht direkt gemessen, sondern aus der Differenz des Messwertes für den CSB der rohen, homogenisierten Probe und der Schwebstoffe im Ablauf (umgerechnet auf CSB) berechnet.

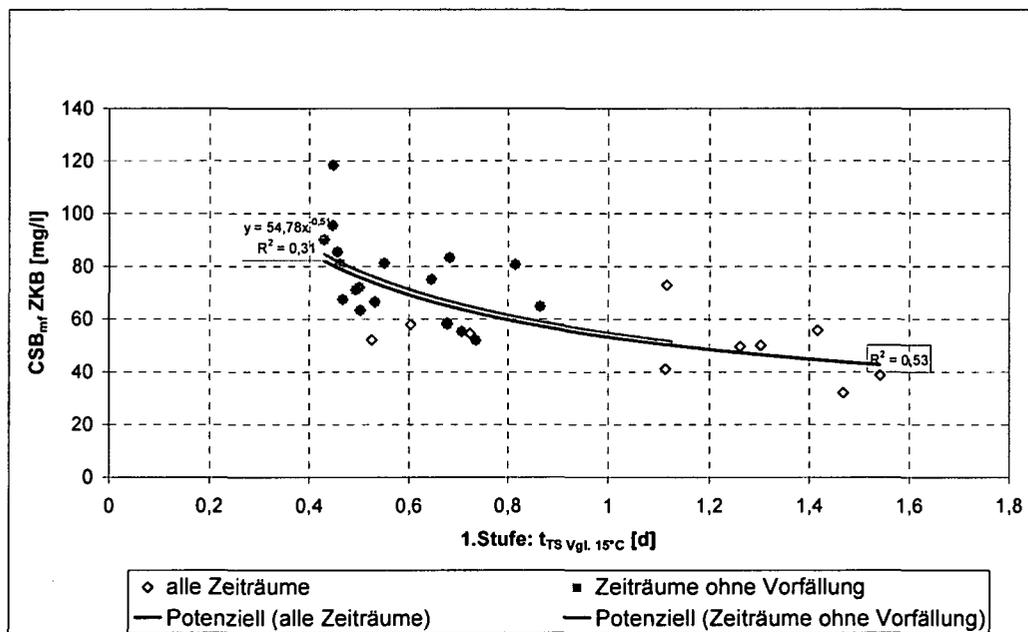


Abbildung 17 Vergleich von Vergleichsschlammalter 1. Stufe ($t_{TS-Vgl, 15^\circ C}$) und dem membranfiltrierten CSB im Ablauf Zwischenklärbecken ($CSB_{mf,ZKB}$) (Bilanzmittelwerte)

Bei Schlammaltern $< 0,5$ d nehmen die über die jeweiligen Bilanzzeiträume gemittelten Konzentrationen für $CSB_{mf,ZKB}$ deutlich zu. Die Mittelwerte steigen von Werten zwischen 60 und 80 mg/l auf 80 bis 120 mg/l bei $t_{TS-Vgl, 15^\circ C} < 0,5$ d an, wobei an Einzeltagen auch Messwerte von > 150 mg/l $CSB_{mf,ZKB}$ bestimmt wurden. In dieser Grafik sind auch all jene Zeiträume ausgewiesen, in denen der Zulauf zur Versuchsanlage nicht durch die Vorfällung auf der HKA beeinflusst war (Zulauf VKB-Großanlage vor Beginn der Vorfällung bzw. Betrieb des eigens für die Pilotanlage konstruierten Vorklärbeckens). Der Zusammenhang

zwischen Schlammalter und CSB_{gel} (bzw. CSB_{mf}) ist zwar in diesem Fall weniger signifikant, aber der grundsätzliche Trend bestätigt sich trotzdem.

Dies steht im Widerspruch zu Messungen, die im Anschluss an die Pilotversuche auf der Pilotanlage zwecks Beurteilung der CSB-Elimination in der höchstbelasteten A-Stufe von AB-Anlagen durchgeführt wurden (HAIDER, 2004) und die im Schlammalterbereich zwischen 0,4 und 1,0 d keine Abhängigkeit der Ablaufkonzentration für den membranfiltrierten CSB vom Schlammalter zeigen (in diesem Schlammalter-Bereich immer in der Größenordnung zwischen 60 und 80 mg/l). Erst bei einem sehr kleinen Schlammalter von $t_{TS} = 0,2$ d konnte er in seinen Untersuchungen einen Einfluss beobachten. Haider folgert daraus, dass der für den Belebtschlamm der 1. Stufe abbaubare CSB ab einem Schlammalter von 0,5 d zur Gänze verwertet wird, wobei ein Anteil des für den 1. Stufenschlamm nicht abbaubaren CSB ($CSB_{gel-ZKB} - CSB_{gel-NKB}$) beim höheren Schlammalter in der 2. Stufe als leicht abbaubarer CSB zur Verfügung steht und weiter abgebaut wird (gemäß seinen Ergebnissen ist die CSB-Entfernung in der 1. hochbelasteten Stufe nämlich nicht nur vom Abwasser sondern wegen des Selektionsdrucks bei kleinem Schlammalter auch vom Belebtschlamm abhängig).

Die CSB_{mf} -Konzentration im Ablauf des Zwischenklärbeckens lag während der Pilotversuche allerdings bereits bei einem Schlammalter zwischen 0,4 und 0,5 Tagen deutlich höher, was den Schluss zulässt, dass in diesen Betriebsphasen doch noch ein - für den 1. Stufenschlamm - abbaubarer CSB_{gel} im Ablauf der 1. Stufe vorhanden war. Möglich wäre dies deshalb, weil bei den Pilotversuchen einerseits zwar ähnlich hohe Schlammalter, im Gegensatz zu den Untersuchungen von Haider aber völlig andere Betriebsbedingungen vorgeherrscht haben. Beispielsweise war die Kontaktzeit (hydraulische Aufenthaltszeit) aufgrund des Betriebs der externen Rezirkulation während der Pilotversuche nur halb so groß, wie während der Versuche von Haider ($t_{hydr. 1.St.} = 2,0$ h). Des Weiteren kann auch eine möglicherweise unterschiedliche Sauerstoffversorgung während der Pilotversuche einerseits (anoxische Kaskade zwecks Denitrifikation des über die externe Rezirkulation eingebrachten Nitrats) und der Versuche von Haider andererseits (alle Kaskaden belüftet) Einfluss auf den CSB-Abbau in der 1. Stufe gehabt haben jedenfalls dann, wenn der Sauerstoffeintrag zu gering war und gleichzeitig das eingebrachte Nitrat für einen vollständigen Abbau nicht ausgereicht hat.

5.4.3.2 Nitrifikation in der 1. Stufe

Durch die Einleitung des Überschussschlammes der 2. Stufe in die hoch belastete 1. Stufe wird dort eine Teilnitrifikation ermöglicht, obwohl das Schlammalter dieser Stufe für die Anreicherung von Nitrifikanten nicht ausreicht ($t_{TS} = 0,4-1,3$ d).

Leider lassen sich Aussagen über den in der 1. Stufe tatsächlich nitrifizierten Stickstoff schwer treffen. Neben der eventuellen Fehleinschätzung des Stickstoffs, der im

Überschussschlamm gebunden ist (und der hinsichtlich der nitrifizierten Fracht wegen der hohen Überschussschlammproduktion in der 1. Stufe eine erhebliche Rolle spielt), wirkt sich in der 1. Stufe eine aufgrund der Differenz großer Zahlen für die Zulauf- und Ablaufwerte falsch ermittelte N-Fracht besonders stark auf das Ergebnis der oxidierten Stickstofffracht aus. Damit ist der aus der N-Bilanz ermittelte Wert für die nitrifizierte Stickstofffracht der 1. Stufe mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, was folgende Ausführungen auch belegen.

Bei Ammoniumkonzentrationen von 15-30 mg/l im Ablauf der 1. Stufe ist anzunehmen, dass die maximale Nitrifikationsleistung, die mittels der Werte für die Stickstoffmaximalatmung errechnet werden kann, auch der tatsächlich in der 1. Stufe nitrifizierten Stickstofffracht entspricht. Das aerobe Volumen wurde über die O₂-Konzentration in den einzelnen Becken definiert. Wenn O₂ > 0,25 mg/l lag, wurde diese Kaskade als aerob betrachtet und für die Berechnung der maximalen Nitrifikationsleistung berücksichtigt. Da die maximale Umsatzrate der Nitrifikanten auch von der Sauerstoffkonzentration abhängig ist und bei O₂-Konzentrationen < 1,0 mg/l zurückgeht, ist zwar denkbar, dass die tatsächlich nitrifizierte N-Fracht der 1. Stufe unter der errechneten liegt, größer als letztere kann sie jedoch nicht sein. Wie folgende Abbildung 18 zeigt, ergeben sich aber über lange Zeiträume hinweg relativ große Abweichungen zwischen den auf verschiedene Weise ermittelten Werten.

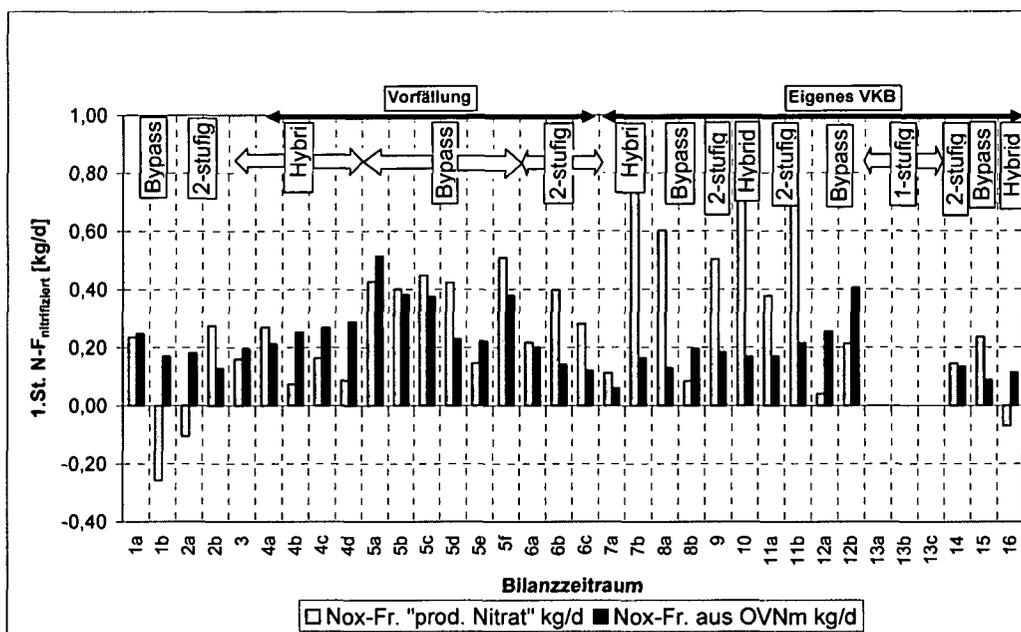


Abbildung 18 Vergleich der in der 1. Stufe nitrifizierten Stickstofffracht einerseits aus der Bilanz und andererseits über OVN_m errechnet

Bereits kurz nach Beginn der Pilotversuche haben sich über 2 Bilanzzeiträume hinweg negative Werte für die nitrifizierte N-Fracht aus der N-Bilanz ergeben, was naturgemäß nicht möglich ist. Auch während der Zeiträume 4b bis 4d differieren die aus der Bilanz errechneten Frachten und jene Werte, die sich aus OVN_m ableiten, erheblich. Wie beschrieben muss für

die Berechnung der nitrifizierten N-Fracht über die Stickstoffmaximalatmung zwar auch der aerobe Anteil des Belebungsbeckenvolumens abgeschätzt werden, was eine mögliche Fehlerquelle bei dieser Art der Berechnung darstellt; allerdings zeigt sich, dass eine Anpassung der so errechneten Werte an jene, die sich aus der Bilanz ergeben nur mit unrealistisch hohen Anteilen für das anoxische Volumen der 1. Stufe (3 Kaskaden wurde immer belüftet) zu erzielen ist. Diese Tatsache verdeutlicht, dass auch in diesen Zeiträumen die über die N-Bilanz berechneten Frachten fehlerhaft sind.

Beginnend mit dem rein zweistufigen Betriebszeitraum im Oktober 1998 (Zeitraum 6b) und vor allem im Jahr 1999 (ab Zeitraum 7b) ist die tatsächlich nitrifizierte N-Fracht größer, als die maximal nitrifizierbare Fracht, die sich eben aus OVN_m errechnet, was wie erwähnt nicht möglich ist. Entweder ist also die Bestimmung von OVN_m bzw. der für die Berechnung der oxidierten N-Fracht benötigte Ansatz für das aerobe Volumen oder die über die Bilanz errechnete nitrifizierte N-Fracht falsch.

Eine mögliche Fehlerquelle bei der Berechnung der Nitrifikationskapazität über OVN_m liegt in der Annahme von vollständiger Nitrifikation vom Ammonium zum Nitrat, wofür ein spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation von $4,3 \text{ g O}_2/\text{g NO}_3\text{-N}$ anzusetzen ist. Bei Nitrifikation lediglich bis zum Nitrit ergibt sich bei einem spezifischen Sauerstoffverbrauchs von $3,2 \text{ g O}_2/\text{g NO}_2\text{-N}$ eine um rund $\frac{1}{4}$ höhere Nitrifikationskapazität in der 1. Stufe. Die Übereinstimmung der Frachten in Abbildung 18 wird damit - vor allem im Jahr 1999 - dennoch nicht wesentlich verbessert, selbst wenn das Volumen der gesamten 1. Stufe als aerob betrachtet würde, was unrealistisch ist, weil die 1. Kaskade in den meisten Fällen nicht belüftet wurde.

Wenn also die gemessenen Stickstoffmaximalatmungen nicht gänzlich falsch bestimmt wurden, ist vermutlich wieder die N-Bilanz fehlerhaft, was die zweistufigen Betriebszeiträume von Anfang November 1998 bis Mitte Jänner 1999 und vor allem die Bilanzzeiträume 6b und 6c auch beweisen. Es ist nämlich nicht erklärbar, dass die in der 1. Stufe nitrifizierte Stickstofffracht trotz der in diesem Zeitraum fehlenden Überleitung des Überschussschlammes der 2. in die 1. Stufe in der gleichen Größenordnung oder noch deutlich größer ist, als in all den Monaten davor (Abbildung 18), in denen der Überschussschlamm der 2. Stufe in die 1. Stufe eingeleitet und damit viel mehr Nitrifikanten ins Teilsystem 1. Stufe eingebracht wurden.

Die über die Stickstoffmaximalatmungen ermittelte maximale Nitrifikationskapazität nimmt über die entsprechenden Bilanzzeiträume 6b und 6c im Gegensatz zu den Bilanzergebnissen wegen der fehlenden Einleitung des SK_2 erwartungsgemäß auch kontinuierlich ab. Trotzdem ist die Nitrifikation über mehr als 3 Monate hinweg (Beginn Zeitraum 6a bis Ende 7a) nicht vollständig verloren gegangen, weil die 1. Stufe auch über die externe Rezirkulation mit Nitrifikanten aus der 2. Stufe beimpft wird (NIKOLAVCIC, 2004). Unter der Annahme, dass

die in der Mischprobe des Ablaufs gemessene Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen auch im Teilstrom externe Rezirkulation anzusetzen ist, errechnet sich je nach Betriebsweise immerhin eine TS-Fracht in der Rückführung von 15 % (Hybrid bzw. rein 2-stufig) bis 30 % (Bypass) jener Fracht, die über den SK₂ eingebracht wird.

Einen Vergleich der auf unterschiedliche Weise berechneten, in der 1. Stufe nitrifizierten N-Frachten zeigt, angegeben in Prozent der in der Gesamtanlage nitrifizierten Fracht, folgende Tabelle 6. Die darin enthaltenen Prozentsätze wurden dabei aus den Mittelwerten aller Bilanzzeiträume der jeweiligen Betriebsweise bzw. aus dem Mittelwert aller Bilanzzeiträume errechnet.

Tabelle 6 Anteil der 1. Stufe an der in der Gesamtanlage nitrifizierten N-Fracht

	<i>N-F nitr. aus N-Bil. mit N-F_{ÜS} gemessen [% v. N-F_{nitr.}-Ges.]</i>	<i>N-F nitr. aus N-Bil. mit N-F_{ÜS} aus P-Bil [% v. N-F_{nitr.}-Ges.]</i>	<i>N-F nitr. aus OVN_m mit N-F_{ÜS} gemessen [% v. N-F_{nitr.}-Ges.]</i>
<i>Bypass</i>	15	10	20
<i>2-stufig</i>	18	25	14
<i>Hybrid</i>	15	17	14
<i>Gesamter Zeitraum</i>	16	18	18

Diese Tabelle zeigt teilweise stark voneinander abweichende Werte für den Anteil des in der 1. Stufe nitrifizierten Stickstoffs an jenem der Gesamtanlage. Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet waren dies ca. 16 bis 18 %. Aussagen hinsichtlich eventueller Unterschiede zwischen den verschiedenen Betriebsweisen sind aber aufgrund der stark variierenden Zahlen nicht möglich.

Ein weiteres Indiz für eine in der 1. Stufe fehlerhafte N-Bilanz, die sich wie erwähnt aufgrund der Differenz großer Zahlen im Falle der Bilanzierung über die 1. Stufe ergibt, verdeutlicht folgender Vergleich, der gleichzeitig auch zu den Auswertungen hinsichtlich der Stickstoffentfernung über Denitrifikation in der 1. Stufe überleitet:

Berücksichtigt man die mithilfe von OVN_m berechneten nitrifizierten Stickstofffrachten in der 1. Stufe errechnet sich nämlich eine höhere Fracht an denitrifiziertem Stickstoff als in der 1. Stufe über den Rückpass eingebracht bzw. über Nitrifikation produziert wird, was naturgemäß nicht möglich ist und auf einen Bilanzfehler hinweist. Überprüft man den aus der Bilanz errechneten denitrifizierten Stickstoff über den Vergleich von daraus resultierendem volumenbezogenen Verhältnis des äquivalenten Sauerstoffverbrauchs in den anoxischen Zonen (OVD) zum Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau in den aeroben Zonen (OVC_{O2}), der sich aus den Messungen der Kohlenstoffsubstratatmung (wieder unter der Annahme des aeroben am gesamten Volumen der 1. Stufe), zeigt sich, dass dieses Verhältnis in jenen Perioden im Jahr 1999, in denen deutliche Abweichungen zwischen der aus der N-

Bilanz und mit Hilfe von OVN_m ermittelten $N-F_{OX}$ bestehen, bei einem Wert von deutlich größer 1,0 liegt, was aber nicht möglich ist.

Da aber, wie die Ausführungen weiter oben schon gezeigt haben, das für die Berechnung verwendete V_d/V -Verhältnis nicht grundlegend falsch ist und weiters nicht davon auszugehen ist, dass sowohl die Stickstoffmaximal- als auch die Kohlenstoffatmungen über ein halbes Jahr hinweg falsch ermittelt wurden, muss angenommen werden, dass die Stickstoffbilanz der 1. Stufe fehlerhaft ist und der dort tatsächlich denitrifizierte Stickstoff daher geringer, umgekehrt aber die über den Überschussschlammabzug entfernte N-Fracht größer ist.

Zuletzt sollte erwähnt werden, dass trotz des teilweise hohen Anteils von sauerstoff-unterversorgten Zonen am Volumen der 1. Stufe im Ablauf dieser Stufe keine erhöhten Nitritkonzentrationen beobachtet wurden.

5.4.3.3 Denitrifikation in der 1. Stufe

In diesem Kapitel werden die für die Denitrifikation in der 1. Stufe wichtigen Einflüsse beschrieben. Es wurde ein Vergleich der Denitrifikationskapazität bei den unterschiedlichen Betriebsverhältnissen durchgeführt. Weiters wird die unter Regenwetterbedingungen erzielbare Denitrifikationsleistung kurz dargestellt. Ein Teil dieses Kapitels beschäftigt sich mit der Frage, wie viel des in die 1. Stufe eingeleiteten Nitrats denitrifiziert werden kann, und welchen Einfluss dabei das anoxische Volumen hat. Aus den Ergebnissen werden Schlüsse für den Betrieb der Großanlage abgeleitet.

Wie bereits erwähnt wurde, ist die Rückpasswassermenge im Bypassbetrieb aufgrund von Schlammabtrieb aus der Zwischenklärung im Vergleich mit der hydraulisch maximal möglichen Menge häufig reduziert worden. Daher war die über den Rückpass in die 1. Stufe eingeleitete Nitratfracht während der Bypassphasen nur unwesentlich größer als während des Hybridbetriebs. Wie Abbildung 13 in Kapitel 5.4.2 zeigt, wurde in der 1. Stufe im Mittel aller Bilanzzeiträume trotzdem verhältnismäßig mehr Stickstoff während der Hybridbetriebsphasen denitrifiziert (15 % der Zulauffracht) als während des Bypassbetriebes (12 %). Dies könnte einerseits auf ein während der Hybridbetriebszeiträume durchschnittlich höheres anoxisches Volumen bei vergleichbaren Denitrifikationsraten oder umgekehrt auf höhere Umsatzraten bei gleich großem anoxischen Volumen zurückzuführen sein.

Tatsächlich ist beides zutreffend. Das anoxische Volumen war im Mittel aller Hybridphasen mit $1,7 \text{ m}^3$ bzw. 43 % des gesamten Volumens der 1. Stufe größer als im Bypassbetrieb mit $1,4 \text{ m}^3$ oder 35 %. Unter der Voraussetzung gleich hoher Verhältnisse von anoxischer zu aerober Kohlenstoffatmung (OVD/OVC) sowohl im Hybrid- als auch im Bypassbetrieb ist andererseits aufgrund der um ca. 15 % höheren Kohlenstoffsubstratatmung (OVC_s) der 1. Stufe während des Hybridbetriebes (63 mg/l/h im Vergleich zu 54 mg/l/h während Bypassbetrieb) auch eine während dieser Zeiträume höhere Denitrifikationsrate abzuleiten.

Betrachtet man die einzelnen Bilanzzeiträume näher, so erkennt man allerdings, dass sich die in der 1. Stufe denitrifizierte Stickstofffracht $N-F_D$ in der Mehrzahl der Fälle während der Hybrid- und Bypassphasen in der gleichen Größenordnung bewegt, dass aber in 4 Bypasszeiträumen deutlich geringere Frachten denitrifiziert wurden. (Abbildung 19).

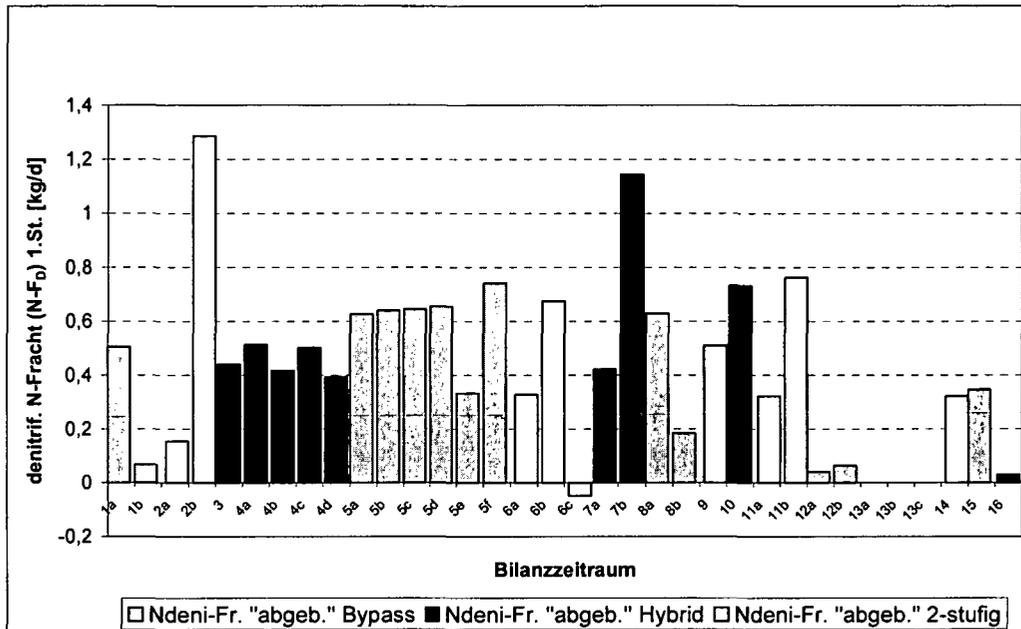


Abbildung 19 $N-F_D$ 1.St. (Mittelwerte der Bilanzzeiträume)

Teilweise sind die geringen Frachten an denitrifiziertem Stickstoff während des Bypassbetriebes auf die Betriebseinstellung im jeweiligen Bilanzzeitraum zurückzuführen. Im Zeitraum 12b wurde beispielsweise – wie im Übrigen auch im zweistufigen Zeitraum 6c, bei dem außerdem auch der Überschussschlamm der 2. Stufe nicht in die 1. Stufe eingeleitet wurde - das gesamte Volumen der 1. Stufe belüftet und zusätzlich wurde auch die Rückführung nicht betrieben. Teilweise war das Abwasser bedingt durch länger anhaltende Regenwetterphasen auch sehr dünn und damit die Voraussetzungen für die Denitrifikation grundsätzlich schlechter (Zeitraum 8b). In den Zeiträumen 1b und 12a waren aber die Möglichkeiten für eine weitgehende Denitrifikation in der 1. Stufe augenscheinlich gegeben und trotzdem konnte verhältnismäßig wenig Stickstoff durch Denitrifikation in der 1. Stufe entfernt werden.

Vergleicht man die in die 1. Stufe über den Rückpass eingebrachte bzw. durch Nitrifikation oxidierte Stickstofffracht $N-F_{Ox}$ und die dort denitrifizierte Fracht, so erkennt man einerseits aufgrund des engen Zusammenhangs dieser beiden Größen, dass die denitrifizierbare Stickstofffracht hauptsächlich durch das Angebot an Nitrat bestimmt ist (keine Kohlenstofflimitierung) und andererseits, dass abgesehen von einer relativ konstanten Fracht an nitrifiziertem Stickstoff von 0,17 kg/d, die vermutlich durch Nitrifikation in der 1. Stufe gebildet wurde und in den belüfteten Beckenteilen nicht mehr denitrifiziert werden konnte,

ca. 90-95 % des in der 1. Stufe zur Verfügung stehenden Nitrates auch denitrifiziert werden (Trendgerade in Abbildung 20).

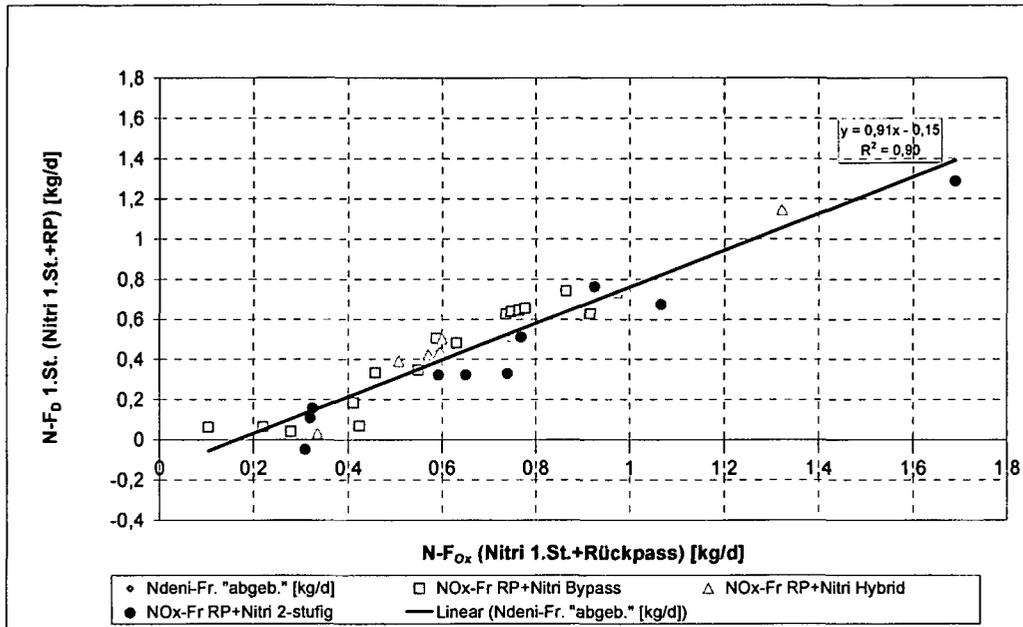


Abbildung 20 Vergleich der in die 1. Stufe eingeleiteten bzw. dort nitrifizierten oxidierten Stickstofffracht ($N-F_{Ox}$) mit der darin denitrifizierten Stickstofffracht ($N-F_D$)

Die verschiedenen Betriebsphasen in Abbildung 20 (Bypass, Hybrid bzw. rein zweistufig) sind mit unterschiedlichen Symbolen dargestellt und man sieht, dass hinsichtlich der Denitrifikationsleistung der 1. Stufe kein wesentlicher Unterschied zwischen Bypass- und Hybrid-Betriebsphasen besteht. Dies ist auch nicht zu erwarten, weil ja zwischen den verschiedenen Betriebsarten kein grundsätzlicher Unterschied im Betrieb der 1. Stufe besteht. Das $\text{NO}_3\text{-N/CSB}$ -Verhältnis des Zulaufgemisches ändert sich zwar wegen der unterschiedlichen Aufteilung zwischen Zulauf- und Rückpassmengen abhängig von der Betriebsweise, die Nitratlimitierung ist aber offensichtlich auch während der in dieser Hinsicht ungünstigeren Bypassbetriebsphasen noch immer gegeben.

In Abbildung 21 ist unter der Annahme, dass das gesamte über den Rückpass in die 1. Stufe eingebrachte Nitrat dort auch denitrifiziert wird, der Zusammenhang zwischen dem durch Nitrifikation in der 1. Stufe produziertem Nitrat und der um den Anteil „Rückpass“ reduzierten denitrifizierten Stickstofffracht laut N-Bilanz dargestellt.

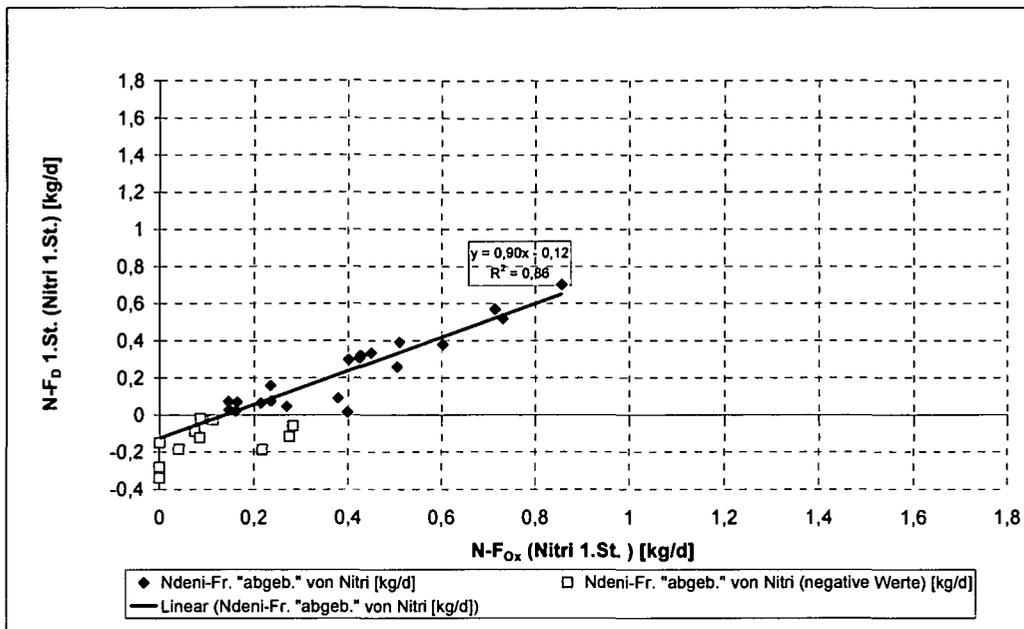


Abbildung 21 Vergleich der in der 1. Stufe nitrifizierten oxidierten Stickstofffracht ($N-F_{Ox}$) mit der davon denitrifizierten Stickstofffracht ($N-F_D$) (Annahme: NO_3-N-F aus RP wird vollständig denitrifiziert)

Demgemäß konnten auch vom in der 1. Stufe nitrifizierten Stickstoff ca. 90 % denitrifiziert werden. Dies zeigt, dass die Denitrifikation nicht nur in den rein anoxischen Zonen der 1. Stufe stattfindet, sondern offensichtlich auch simultan erfolgt, weil nur ca. 50 % des durch Nitrifikation entstehenden Nitrats über den Rücklaufschlammkreislauf wieder in die anoxischen Kaskaden gelangt und daher dort denitrifiziert werden kann. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass ein gewisser Anteil davon auch über Denitrifikation im Nachklärbecken entfernt wird.

Bei Annahme einer vollständigen Denitrifikation des über den Rückpass eingebrachten oxidierten Stickstoffs gemäß obiger Abbildung ergeben sich allerdings bei ca. 1/3 der Bilanzzeiträume negative Werte für die verbleibende $N-F_D$. Diese Bilanzzeiträume sind in Abbildung 21 gesondert dargestellt und wurden bei der Auswertung hinsichtlich des Anteils des denitrifizierten am nitrifizierten Stickstoff nicht berücksichtigt.

Falls nicht das gesamte Nitrat, das über den Rückpass in die 1. Stufe eingebracht worden ist, dort auch denitrifiziert wird, würden sich beispielsweise negative Werte für die derart berechneten Frachten an denitrifiziertem Stickstoff ergeben. Dies würde aber bedingen, dass die Denitrifikation in der 1. Stufe kohlenstofflimitiert ist. Dagegen spricht wie erwähnt aber die Tatsache, dass $N-F_{Ox}$ und $N-F_D$ der 1. Stufe sehr gut miteinander korrelieren und daher eine C-Limitierung der Denitrifikation in der 1. Stufe auszuschließen ist. Wäre dies der Fall, müsste die denitrifizierte Stickstofffracht nämlich mit der CSB-Fracht im Zulauf dieser Stufe korrelieren, was aber nicht der Fall ist.

Dass die Denitrifikation in der 1. Stufe nicht kohlenstofflimitiert war, zeigt auch die Tatsache, dass die aus der N-Bilanz resultierende denitrifizierte Fracht deutlich unter der aus der gemessenen Kohlenstoffsubstratatum der 1. Stufe theoretisch in den anoxischen Zonen denitrifizierbaren Fracht liegt (Annahme: OVD/OVC = 0,75), was folgende Abbildung 22 verdeutlicht.

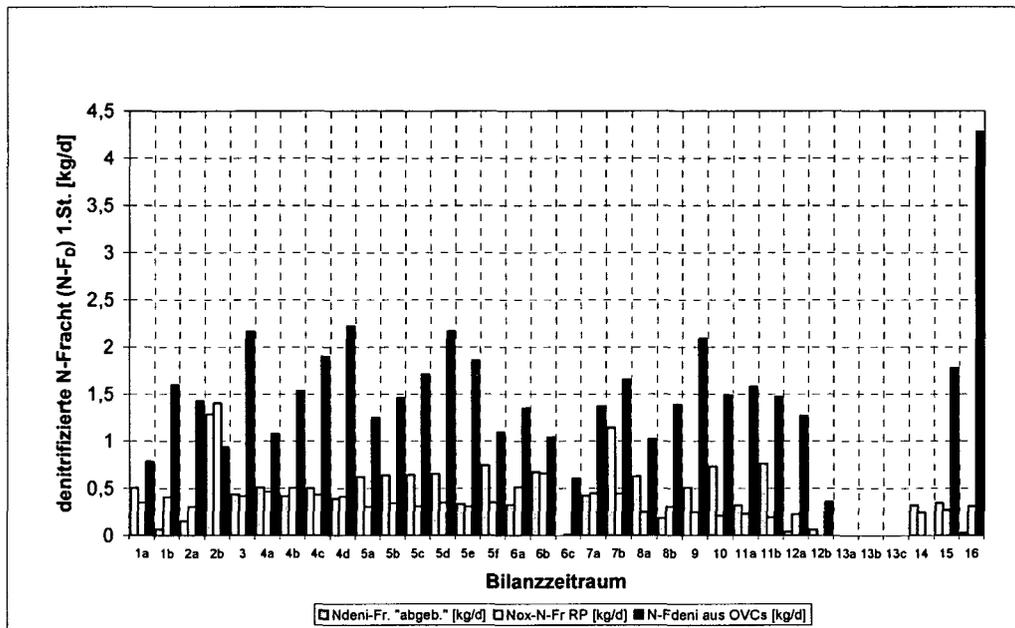


Abbildung 22 Vergleich der denitrifizierten N-Fracht der 1. Stufe (aus N-Bilanz) mit der aufgrund der gemessenen Kohlenstoffsubstratatum theoretisch in den anoxischen Zonen denitrifizierbaren Fracht

Lediglich ein Bilanzzeitraum (2b) war nicht nitratlimitiert und zwar deshalb, weil hier Nitrat zudosiert wurde, um die maximale Denitrifikationsleistung der 1. Stufe ausloten zu können. Dieser Bilanzzeitraum wird aber später in einem eigenen Kapitel noch näher betrachtet.

Letztlich ist zu vermuten, dass die negativen Werte in Abbildung 21 aus einer fehlerhaften N-Bilanz der 1. Stufe resultieren, welche – wie in Kapitel 5.4.3.2 bereits dargestellt – wegen der Differenz relativ großer Zahlen durchaus mit Unsicherheiten behaftet ist.

Aufgrund der unsicheren Datenlage betreffend die N-Elimination in der 1. Stufe lässt sich zusammenfassend lediglich festhalten, dass die Denitrifikation in der 1. Stufe in allen Phasen nitratlimitiert war.

Eine Temperaturabhängigkeit der Stickstoffentfernung in der 1. Stufe konnte nicht beobachtet werden und zwar wegen der Nitratlimitierung der Denitrifikation und der Tatsache, dass $\frac{3}{4}$ der in der 1. Stufe entfernten N-Fracht über den Überschussschlamm entfernt wurden.

Über den gesamten Temperaturbereich von 12 bis 22 °C konnten ohne erkennbaren Zusammenhang zwischen Temperatur und Stickstoffentfernung zwischen 40 und 60 % der der 1. Stufe zufließenden Stickstofffracht eliminiert werden.

Die Nitrat-Limitierung der 1. Stufe wurde über einige Tage hinweg durch Zugabe von Natriumnitrat aufgehoben. Der Rückpass war in dieser Zeit nicht in Betrieb.

Wie die Analysen der in dieser Zeit durchgeführten Intensivbeprobung gezeigt haben, war das Nitrat über zumindest einen halben Tag hinweg selbst bei diesem Versuch limitierend für die Denitrifikation (Abbildung 23). Die restliche Zeit über war Nitrat im Ablauf der 1. Stufe vorhanden, was zeigt, dass in diesen Phasen keine Nitratlimitierung vorgelegen hat.

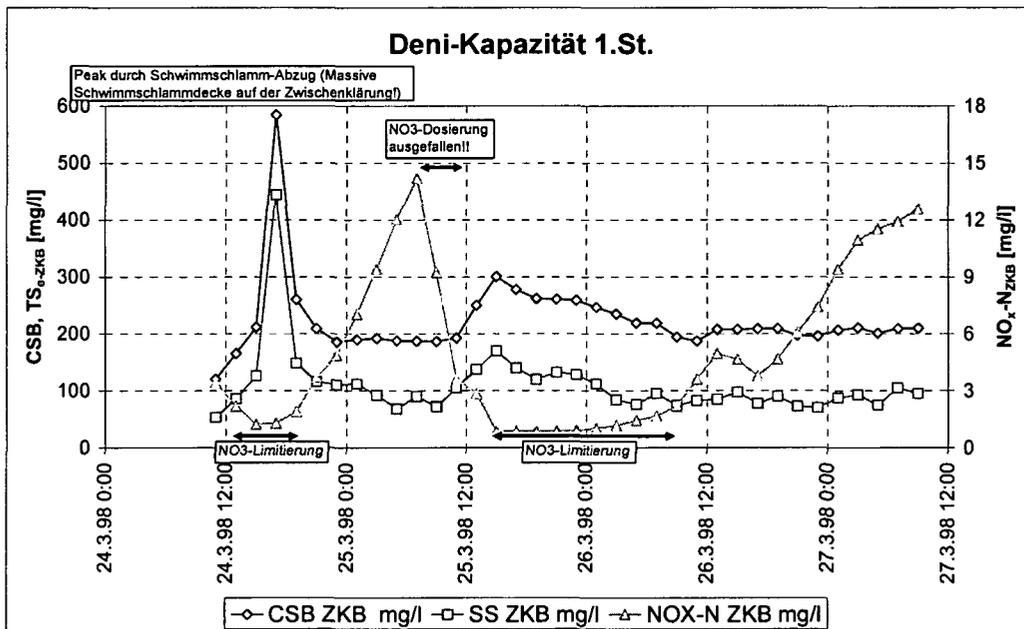


Abbildung 23 CSB- und Nitratkonzentrationen aus den 2-Stunden-Mischproben des Ablaufs ZKB während der zusätzlichen Nitratdosierung in die 1. Stufe der Pilotanlage

Niedrige Nitratkonzentrationen haben sich jeweils an den Nachmittagen der einzelnen Tage ergeben, an denen üblicherweise hohe Zulaufbelastungen auftreten. Die in diesen Phasen hohen CSB-Konzentrationen bzw. der Peak am 24.3.1998 sind auf die Entfernung des bei diesem Versuch in enormen Mengen aufgetretenen Schwimmschlammes zurückzuführen, was verdeutlicht, dass ein erheblicher Teil des zudosierten Nitrats auch noch im Zwischenklärbecken denitrifiziert worden ist. Dies wiederum zeigt, dass nicht das Angebot an abbaubarem Kohlenstoff (was aufgrund der Belastungssituation der 1. Stufe auch auszuschließen ist) sondern das anoxische Volumen (das in dieser Zeit mit $\frac{1}{3}$ des Volumens der 1. Stufe abgeschätzt wurde) limitierend für die Denitrifikation in der 1. Stufe war.

Auch die hohen Nitratkonzentrationen während des verbleibenden Versuchszeitraums bestätigen die Vermutung, dass das anoxische Volumen der 1. Stufe, welches in der

Pilotanlage nicht geregelt worden ist, sondern sich je nach Belastungsverhältnissen und dem damit verbundenen Sauerstoffverbrauch in den einzelnen Kaskaden von selbst ergeben hat teilweise zu gering für eine weitergehende Denitrifikation des eingebrachten Nitrats war. Die erreichbare Denitrifikationsleistung hätte sich durch Anpassung des anoxischen Volumens bei diesem Versuch also noch optimieren lassen.

Während dieser Versuchsphase wurden durchschnittlich rund 1,3 kg Nitratstickstoff pro Tag zudosiert. Mit dem Rückpass wurden im Mittel über alle Bilanzzeiträume nur 0,55 kg N/d eingebracht. Trotz dieser hohen Dosierung war die zudosierte Fracht an zwei Nachmittagen zu gering, um die Nitratlimitierung aufzuheben. Das Denitrifikationspotenzial der 1. Stufe liegt somit jedenfalls doppelt so hoch, als das bei Normalbetrieb der Anlage erforderliche.

Die Tatsache des ungenützten „Denitrifikationspotenzials“ in der 1. Stufe könnte ein wesentlicher Punkt beim Betrieb zweistufiger Kläranlagen sein und zwar bei der Denitrifikation von bereits teilweise nitrifizierten Trübwässern aus der Schlammbehandlung. Unter der Voraussetzung einer vorherigen Trübwasserbehandlung, wie dies beispielsweise bei der Ara Strass im Zillertal realisiert wurde (WETT *et al.*, 1998), bietet sich somit auch bei zweistufigen Anlagen die Möglichkeit, trotz bereits weitgehend stabilisierter Schlämme eine ausreichend hohe Stickstoffentfernung zu erreichen.

5.4.4 Einfluss des Zwischenklärbeckens auf den Betrieb der zweistufigen Anlage

Bei der Bemessung der Erweiterung der bestehenden Hauptkläranlage wurde die Annahme getroffen, dass bei reduzierter Trockensubstanz im Belebungsbecken der 1. Stufe der Feststoffgehalt im Ablauf der bestehenden Nachklärbecken (künftige Zwischenklärung) auch bei einer maximalen Zulaufwassermenge von 12 m³/s einen Wert von $TS_e = 20$ mg/l nicht übersteigt.

Während der Pilotversuche waren die Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf der 1. Stufe jedoch deutlich höher, was bereits in Abbildung 14 gezeigt wurde. Die Tatsache, dass bereits während der Pilotversuche in einem ausreichend dimensionierten und damit hydraulisch funktionierenden Nachklärbecken höhere Schwebstoffkonzentrationen bei kleinerem Schlammalter aufgetreten sind, lässt die Vermutung zu, dass auch die relativ flachen Nachklärbecken in der Großanlage nicht befähigt sein werden, bei den im zweistufigen Betrieb fast doppelt so hohen Wassermengen (Zulauf + Rückpass) eine Schwebstoffkonzentration von 20 mg/l einzuhalten.

Wie bereits gezeigt wurde (Abbildung 14), sind im Ablauf der 1. Stufe bei niedrigem Schlammalter häufig höhere Konzentrationen an fein dispersen Schwebstoffen enthalten die bei ansteigendem Schlammalter zurückgehen. Offensichtlich können die Mikroorganismen bei hoher Belastung und damit hohem Nahrungsangebot überleben, ohne in einem Flockenverband integriert sein zu müssen. Im Unterschied dazu geht der Anteil an frei

schwebenden Mikroorganismen bei höheren Schlammaltern zurück. Abbildung 24, in der nochmals die abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der 1. Stufe, diesmal aber als Einzelwerte über dem Wochenmittelwert für das Vergleichsschlammalter der 1. Stufe bei 15 °C dargestellt sind, zeigt, dass bei den Pilotversuchen die Feststoffkonzentration im Ablauf bei einem Schlammalter in der 1. Stufe von ca. 1,2 d deutlich zurückgeht.

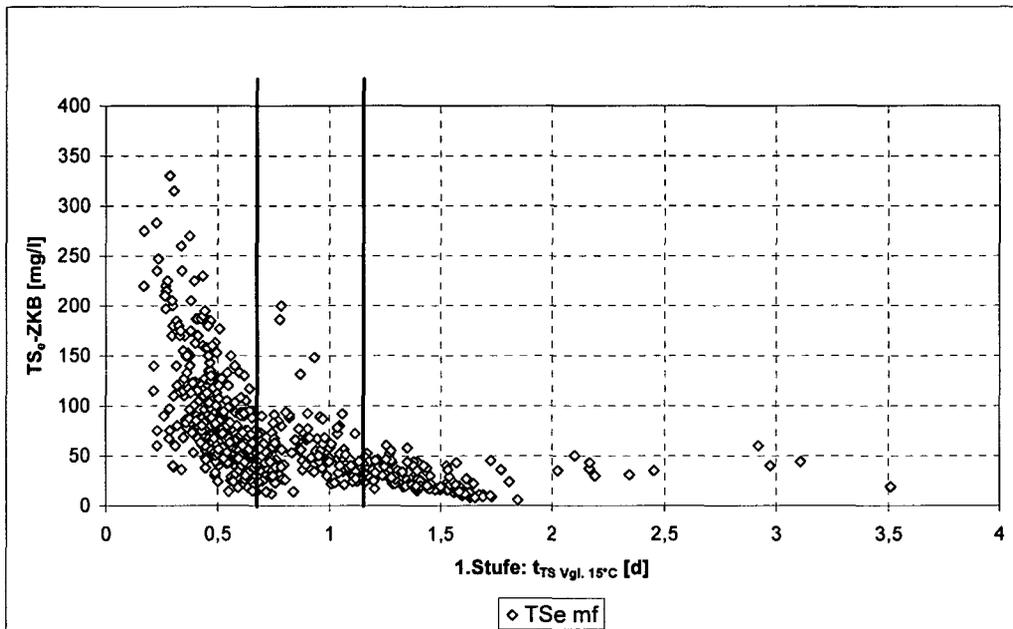


Abbildung 24 TS_e -ZKB in Abhängigkeit vom Vergleichsschlammalter bei 15 °C

Allerdings können auch bei diesem Schlammalter noch keine gesicherten TS_e -Konzentrationen von 20 mg/l erwartet werden. Ein Großteil der Werte lag während der Pilotversuche noch immer im Bereich von 50 mg/l, wobei der Einfluss der Hydraulik des vertikal durchströmten Pilot-Nachklärbeckens hier nicht zu bewerten ist. Ein Indiz dafür, dass die Werte aber tatsächlich aufgrund mangelnder Flockung und nicht wegen Überlastung des Nachklärbeckens so hoch sind zeigt folgende Abbildung 25.

Diese Abbildung zeigt, dass trotz vergleichbarer Oberflächen- aber aufgrund des höheren Schlammindexes höherer Schlammvolumen-Beschickung ein geringerer Schwebstoffgehalt auftritt, obwohl in diesem Fall ein höherer Feststoffabtrieb zu erwarten wäre. Dies weist darauf hin, dass das Nachklärbecken hydraulisch gut funktioniert hat. Der geringere Schwebstoffgehalt im Ablauf bei höherem Schlammindex ist sehr wahrscheinlich mit dem dann höheren Schlamm Spiegel im Zwischenklärbecken der Pilotanlage verbunden, wodurch aufgrund der Wirkung als Flockenfilter doch noch ein erheblicher Anteil an abfiltrierbaren Stoffen im Schlamm gebunden wird.

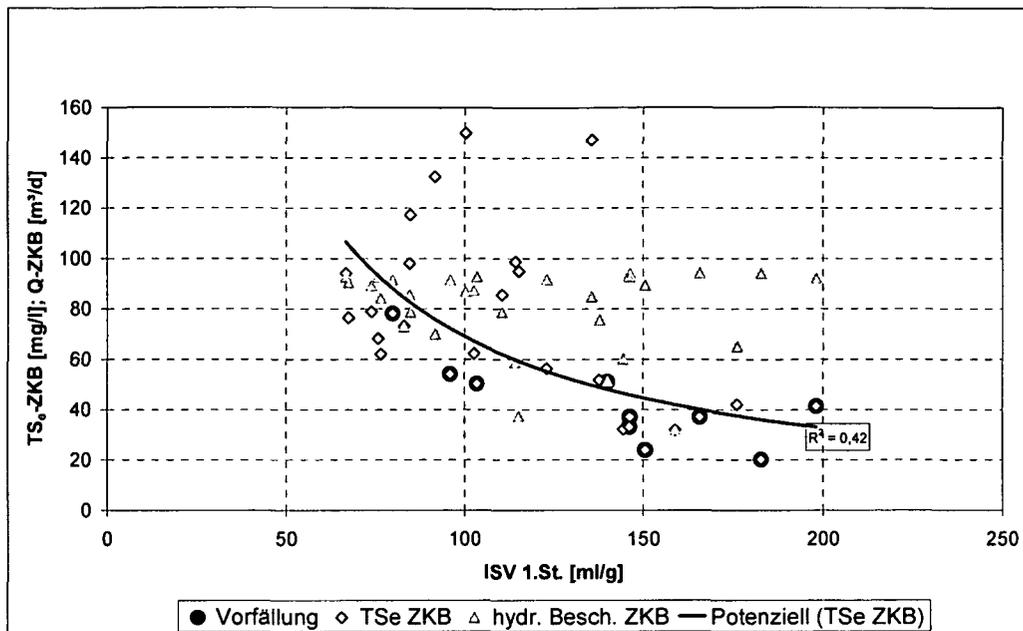


Abbildung 25 TS_e -ZKB in Abhängigkeit vom Schlammindex

Auch bei der bestehenden Großanlage der HKA dürfte mangelnde Flockungsfähigkeit des Belebtschlammes zumindest teilweise zu den relativ hohen Konzentrationen für die abfiltrierbaren Stoffe des Ablaufs führen. Derzeit werden bereits bei durchschnittlichen Trockenwetterzulaufwassermengen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf von 50 mg/l erreicht. Die Tatsache, dass der Feststoffgehalt im Ablauf bei Regenwetter in den meisten Fällen kleiner wird zeigt aber, dass dies weniger an der Funktion der Nachklärbecken liegt als viel eher auch in diesem Fall an der verminderten Flockungsfähigkeit aufgrund des zu geringen Schlammalters von ca. 1,5 Tagen, wodurch Mikrofloccen und feindisperse Partikel im Ablauf des Nachklärbeckens enthalten sind, deren Konzentration wegen der Verdünnung durch das zufließende Regenwasser geringer wird.

Auch ein im Jahr 2003 bei der HKA durchgeführter Praxistest des Prototyps eines Gerätes zur Beschreibung des Separationsverhaltens von Belebtschlämmen namens „Schlumosed“, (FUCHS, 1999; MEISL, 2004) liefert Begründungen für diese Annahmen, was Abbildung 26 zeigt.

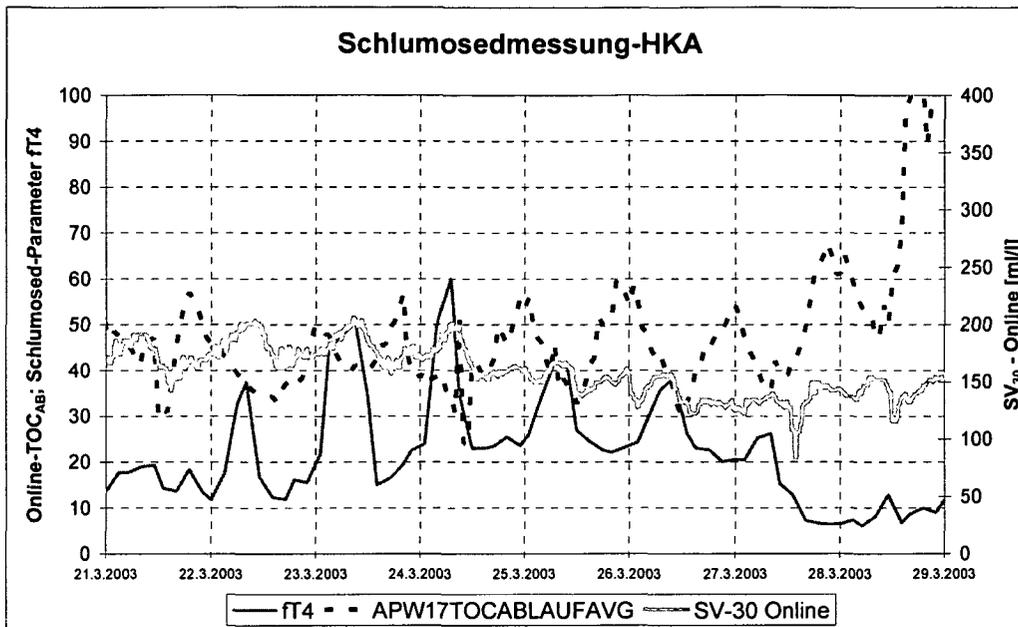


Abbildung 26 Vergleich von Transparenz im Überstand abgesetzter Schlammproben (ft4 gemessen mit „Schlumosed“ mit den online gemessenen Werten für das Schlammvolumen und den TOC im Ablauf der HKA

Die mit dem „Schlumosed“ gemessene Transparenz im Überstand sich absetzender Schlammproben „ft4“ liegt bei Versuchsende an der HKA grundsätzlich viel niedriger als in Anlagen, die auf Nährstoffelimination bemessen sind (dort erreicht die Endtransparenz Werte von > 80 % des Referenzwertes in Leitungswasser), und schwankt zusätzlich im Tagesverlauf. Bei niedriger Belastung (an der HKA in den frühen Morgenstunden bis zum Mittag eines jeweiligen Tages) sind aufgrund der geringeren Wassermengen aber der über den Tag konstanten Rücklaufschlammförderung die Trockensubstanz und das Schlammvolumen in den „Schlumosed“-Proben hoch, und die dadurch bedingte Filterung des sich absetzenden Belebtschlammes bewirkt eine geringere Trübe im Überstand und folglich eine höhere Transparenz der Probe. Dies führt in der Folge auch zu geringeren TOC-Konzentrationen im Ablauf (Die Peaks der Kurven für den Parameter „ft4“ und des TOC im Ablauf sind meist um die hydraulische Aufenthaltszeit in den Nachklärbecken von knapp 3 Stunden verschoben). Wenn bei steigendem Durchfluss bzw. organischer Belastung der Anlage am frühen Nachmittag der Schlamm aus dem Belebungsbecken ins Nachklärbecken verdrängt wird und wegen der limitierten Rücklaufschlammförderung nicht mehr ins Belebungsbecken zurück gefördert werden kann, sinkt dort die Trockensubstanz. Die Trübe im Überstand, sowie auch im Nachklärbeckenablauf nehmen zu. Ob die höhere TOC-Konzentration des Ablaufs ausschließlich auf den trübere Überstand oder auch auf Schlammabtrieb in Zeiten des maximalen Abwasserzuflusses zurückzuführen ist, lässt sich allerdings nicht eindeutig feststellen.

Die Nachrechnung der bestehenden Nachklärbecken mit dem im ATV-Arbeitsblatt A131 vorgegebenen Bemessungsverfahren zeigt folgende Tabelle 7.

Tabelle 7 Nachrechnung der bestehenden Nachklärbecken

A 131 neu Nachrechnung NB			ohne Bemessung der Schlammräumung			
			TW dzt.	RW dzt.	künftig ISV = 70	künftig ISV = 100
Q-RW-m	[m ³ /h]	E	27000	43200	43200	43200
Beckenanzahl	[-]	E	16	16	16	16
Q pro Becken	[m ³ /h]		1687,5	2700	2700	2700
A-NK, vorh (ges)	[m ²]	E	28400	28400	28400	28400
A-NK-min (ges)	[m ²]		14326	13094	17781	17712
V-NK, vorh (ges)	[m ³]	E	65400	65400	65400	65400
V-NK, notwendig (ges)	[m ³]		65323	65368	65370	65208
ISV	[l/kg]	E	70	70	70	100
TS-BB	[kg/m ³]	E	3,8	2,2	2,9	2,1
RV	[-]	E	0,50	0,50	0,50	0,50
f TS-RS	[-]	E	0,70	0,70	0,70	0,70
TS-RS	[kg/m ³]		11,4	6,5	8,8	6,2
TS-BS	[kg/m ³]		16,2	9,3	12,6	8,8
tE	[h]		1,5	0,3	0,7	0,7
VSV	[l/m ³]		265	152	206	205
qSV-max	[l/m ² /h]	E	500	500	500	500
qSV, vorh	[l/m ² /h]		252	231	313	312
qA-max	[m/h]		1,88	3,30	2,43	2,44
qA, vorh	[m/h]		0,95	1,52	1,52	1,52
h1	[m]	E	0,50	0,50	0,50	0,50
h2	[m]		0,97	1,34	1,44	1,44
h3	[m]		0,34	0,31	0,42	0,42
h4	[m]		0,49	0,15	0,37	0,36
h ges	[m]		2,30	2,30	2,30	2,30

Wegen der geringen Tiefe der bestehenden Nachklärbecken errechnet sich bei einem Schlammindex von 70 ml/g, der derzeit auch erreicht wird, eine erreichbare Trockensubstanz im Regenwetterfall von $TS_{BB} = 2,2$ g/l. Rechnerisch versagen die Nachklärbecken beim derzeitigen Betrieb also schon jetzt (Betrieb bei $TS_{BB} = 3,5$ g/l) und auch in der Praxis kann ein Feststoffgehalt im Ablauf von $TS_e < 20$ mg/l nicht eingehalten werden. Da beim künftigen Betrieb die 1. Stufe konstant mit 12 m³/s beschickt werden wird, wurde für die Berechnung der erforderlichen Tiefe die Höhe der Speicherzone auf null gesetzt. Dadurch kann der erreichbare Trockensubstanzgehalt gesteigert werden, im günstigsten Fall bei ISV = 70 ml/g ergibt sich daraus eine Trockensubstanz von $TS_{BB} = 2,9$ g/l. Aber auch diese Trockensubstanz reicht für ein Schlammalter der 1. Stufe von > 1,2 Tagen nicht aus, womit allein schon wegen der hydraulischen Belastung der Becken mit erhöhten Schwebstoffgehalten im Ablauf der 1. Stufe gerechnet werden muss. Eine zusätzliche Feststofffracht liefert – wie vorhin beschrieben – die aufgrund des niedrigen Schlammalters höhere Trübung des Ablaufs.

Daher ist zu vermuten, dass die Belastung der 2. Stufe hauptsächlich von der aus der Zwischenklärung abtreibenden CSB-Fracht bestimmt wird. An dieser Stelle sei erwähnt, dass

auch während der Pilotversuche das Schlammalter der 2. Stufe dadurch maßgeblich bestimmt wurde, was in Kapitel 5.4.5.3 näher beschrieben wird.

5.4.5 2. Stufe der Pilotanlage

Die Anlage wurde hauptsächlich im Bypassbetrieb gefahren - nämlich an 264 Tagen des Untersuchungszeitraums. 179 Tage lang war das Hybridverfahren gezielt in Betrieb und an weiteren 156 Tagen wurde die Anlage rein zweistufig betrieben, wobei aber aufgrund des hohen Schlammabtriebs aus der Zwischenklärung eine nicht unerhebliche Befrachtung der 2. Stufe mit 1. Stufen-Schlamm auch bei dieser Betriebsart erfolgt ist und somit keine klare Trennung zwischen Bypass- und Hybridbetrieb gegeben war.

Die über die Zwischenklärung abfließende partikuläre CSB-Fracht betrug als Mittelwert über die „Hybrid-Zeiträume“ rd. 7,5 kg/d, das sind rd. 75 mg/l TS_e während die gezielt über den Schlammkreislauf 1 eingebrachte partikuläre CSB-Fracht lediglich 3,4 kg/d betrug.

Aber auch während der rein zweistufigen Betriebszeiträume flossen der 2. Stufe 7,8 kg/d an partikulärem CSB zu.

Während der verschiedenen Versuchsphasen variierte der Bypass zwischen 17 und 40 % des Gesamtzulaufs. Die damit eingebrachte CSB-Fracht betrug im Mittel ca. 8 kg/d. In diesen Zeiträumen gelangten über die Zwischenklärung rund 5,2 kg/d an partikulärem CSB in die 2. Stufe.

5.4.5.1 CSB-Entfernung in der 2. Stufe

Die CSB-Entfernung betrug, bezogen auf die der 2. Stufe zufließenden CSB-Fracht und die gelöste Fracht im Ablauf dieser Stufe ca. 85 %, wobei sich weder im Vergleich der verschiedenen Arten der Kohlenstoffversorgung der 2. Stufe noch abhängig vom Schlammalter der 2. Stufe kein signifikanter Unterschied bei der CSB-Elimination ergeben hat.

In der 2. Stufe wurde etwa die Hälfte des abgebauten CSB in den Überschussschlamm eingebaut und die andere Hälfte veratmet. Der Anteil des abtreibenden partikulären CSB hatte auch hier einen wesentlichen Anteil an der ÜS-Produktion, wie ja bereits in Kapitel 5.4 beim Vergleich der eingestellten mit den erreichten Schlammaltern gezeigt wurde.

Bei einem Vergleichsschlammalter von 5 Tagen werden etwa 60 % des abgebauten CSB in den Überschussschlamm eingebaut. Bei höheren Schlammaltern laufen die Trendlinien je nach dem gewählten Freiheitsgrad (siehe Kapitel 5.4.3.1) auseinander, so dass die anteilige ÜS_{CSB}-Produktion bei einem Vergleichsschlammalter von 20 Tagen nur mehr mit dem Bereich 30-37% angegeben werden kann.

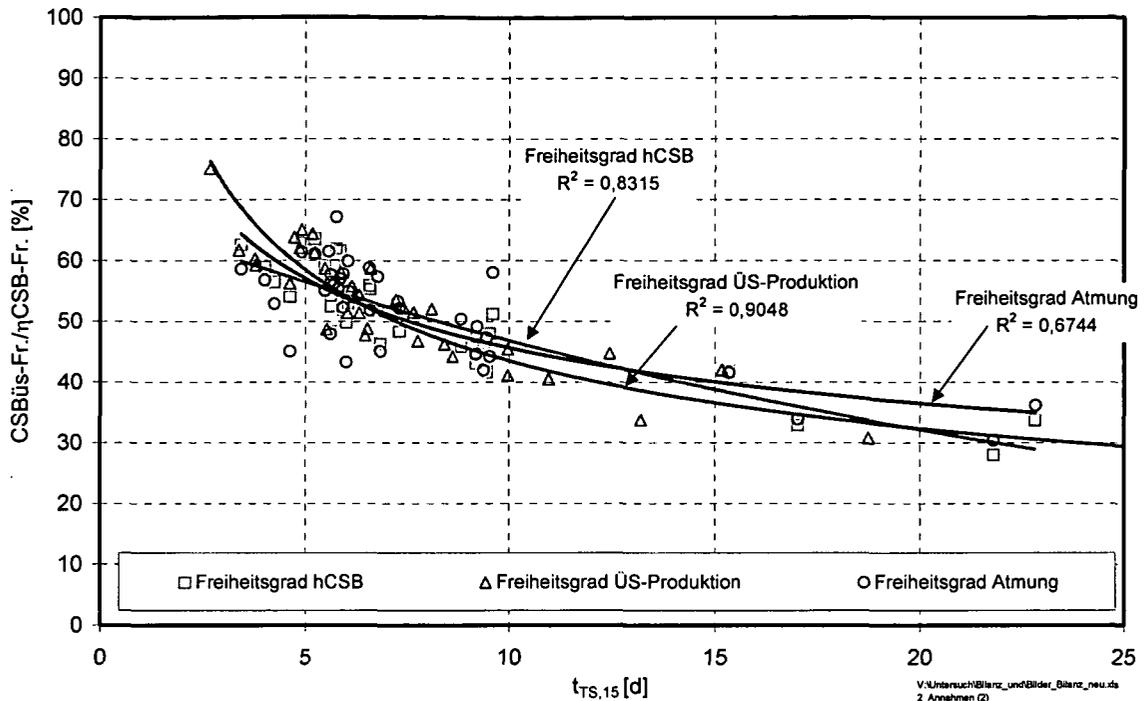


Abbildung 27 Anteilige ÜS_{CSB}-Produktion der 2.Stufe in Abhängigkeit des Vergleichsschlammalters bei 15°C.

Der relativ geringe Anteil des Überschussschlammes am entfernten CSB liegt wohl einerseits an der deutlich anderen Abwasserzusammensetzung im Zulauf zur 2. Stufe und andererseits daran, dass in der Vorklärung bereits 1/3 der CSB-Fracht im Zulauf vor allem als partikulärer CSB entfernt wird, was auch die relativ niedrigen Werte für die drei einstufigen Betriebszeiträume im Sommer 1999 ($t_{TS-vgl. 15^\circ C} = 17$ bis 23 Tage) erklärt.

5.4.5.2 Nitrifikation in der 2. Stufe der Pilotanlage

In folgender Abbildung 28 sind die Tagesmittelwerte der gemessenen NH_4-N_e -Konzentrationen gemeinsam mit der jeweils zugehörigen Betriebsphase dargestellt.

Die Einfahrphase wurde im Bypassverfahren vorgenommen. Die 2. Stufe wurde am 4.12.1997 mit nitrifizierendem Belebtschlamm von der KA Bad Vöslau beimpft. Mit Anfang Jänner 1998 entwickelte sich die Nitrifikation in der 2. Stufe.

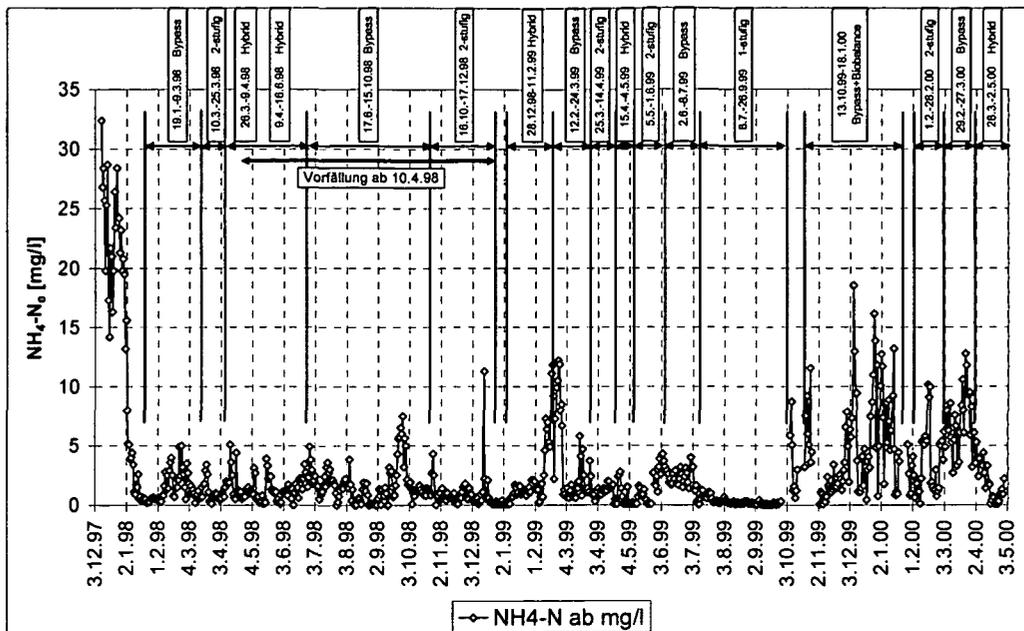


Abbildung 28 Ammoniumkonzentration im Ablauf der Versuchsanlage

In Abbildung 28 ist auffällig, dass der Tagesmittelwert der Ammoniumkonzentration des Ablaufs tatsächlich selten nahe 0 mg/l lag. Dies ist deshalb der Fall, weil die Regelung der Sauerstoffzufuhr (Ein- und Ausschaltpunkte für die Belüftung einer zusätzlichen Belebungsbeckenkaskade) nicht auf Maximierung der Nitrifikation, sondern auf Maximierung der Stickstoffentfernung optimiert war, und daher etwas höhere Ammoniumkonzentrationen im Ablauf zugelassen wurden. Wären die Parameter entsprechend anders gewählt worden, wäre auch die $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentration im Ablauf kleiner. Allerdings wäre damit eine geringere Stickstoffentfernung verbunden gewesen.

Dennoch kam es nach der Einfahrphase an vielen Tagen im Untersuchungszeitraum aus mehreren Gründen zu einer Überschreitung des Emissionswertes der 1. AEV für kommunales Abwasser von 5 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ in der Tagesmischprobe (Abbildung 28).

Einerseits lag das am oft zu geringen Schlammalter der 2.Stufe, andererseits aber auch an einer zumindest zeitweise auftretenden Nitrifikationshemmung. Folgende Abbildung 29, die die Summenhäufigkeit der Ammoniumkonzentrationen des Ablaufs getrennt nach Jahreszeit und Betriebsarten zeigt, verdeutlicht, dass dies vor allem während Bypassbetriebsphasen im Winter der Fall gewesen ist. Zeiträume, in denen höhere Ablaufkonzentrationen aufgrund des Ausfalls der Belüftung aufgetreten sind, sind in dieser Abbildung nicht berücksichtigt.

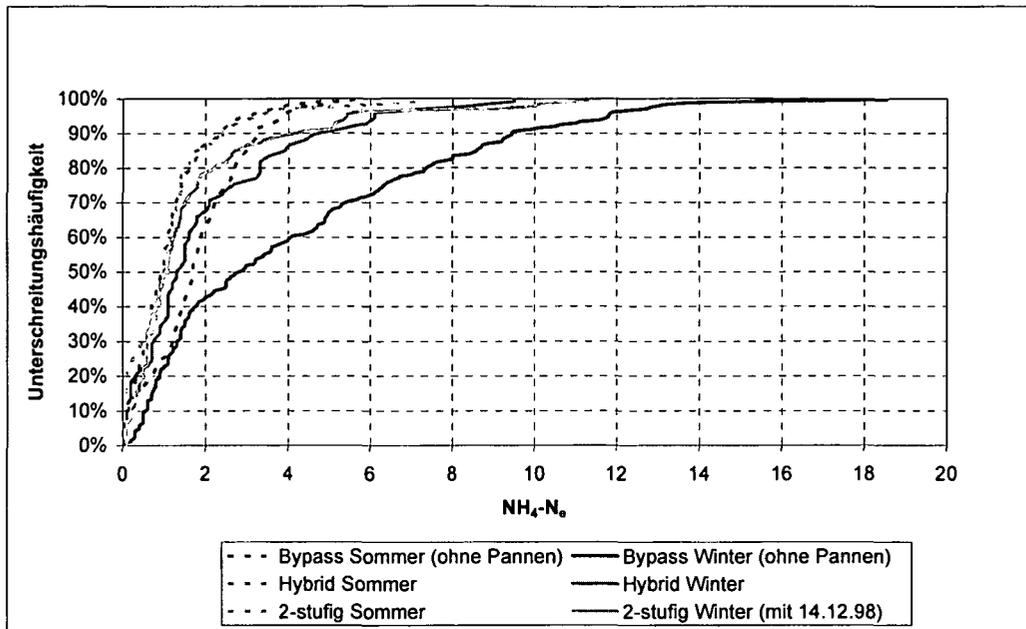


Abbildung 29 Summenhäufigkeiten der $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentrationen getrennt nach Jahreszeit und Betriebsart (Kohlenstoffversorgung der 2. Stufe)

5.4.5.2.1 Einfluss des Schlammalters auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf

Das aerobe Schlammalter konnte in der Versuchsanlage oft nicht ausreichend hoch gehalten werden, um vollständige Nitrifikation zu gewährleisten, was Abbildung 30 verdeutlicht.

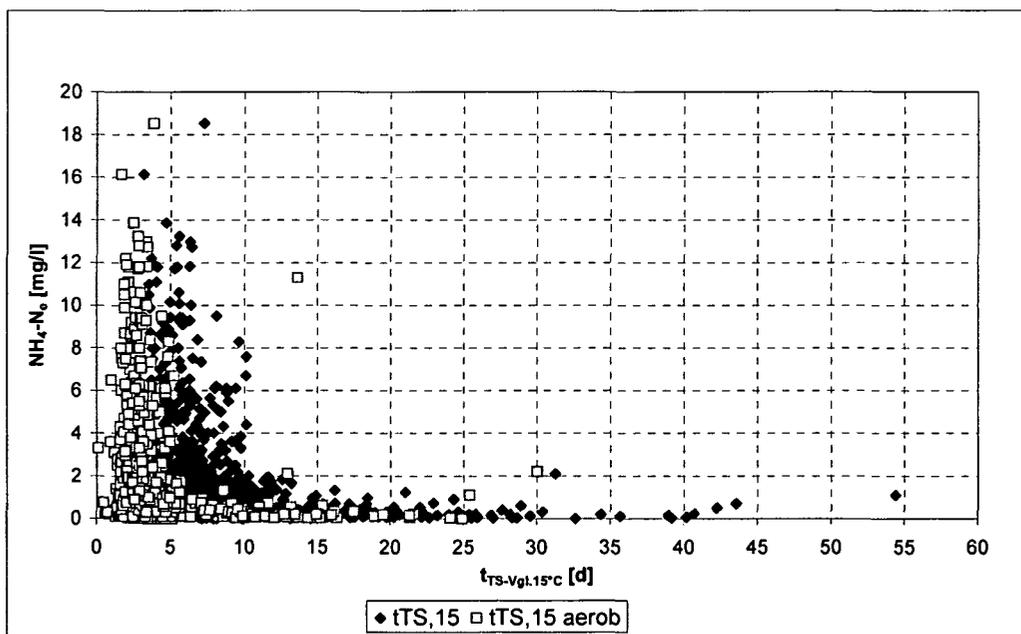


Abbildung 30 Gegenüberstellung von Vergleichsschlammalter der 2. Stufe bei $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ (7 Tage Mittelwert der ÜS-Prod.) und der $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentration (Tagesmittelwert)

Das in dieser Grafik gemeinsam mit der $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentration in der Tagesmischprobe dargestellte aerobe bzw. Gesamt-Vergleichsschlammalter des jeweiligen Tages wurde aus den gleitenden Wochenmittelwerten der Messwerte für die Überschussschlammproduktion ($= \text{ÜS-F-Abzug} + \text{TS-F}_{\text{NK Bab}} + \Delta \text{TS}_{\text{BB 2.St.}}$) errechnet. Sehr geringe Werte für das aerobe Schlammalter ($< 1,5$ d) ergeben sich aufgrund von Pannen bei der Sauerstoffversorgung der 2. Stufe und dadurch bedingter Reduktion des aeroben Volumens.

Um in der Tagesmischprobe gesichert niedrige Ablaufwerte für Ammonium einhalten zu können, ist ein ein aerobes Schlammalter bezogen auf 15°C von > 5 Tagen bzw. Gesamtschlammalter von 10 Tagen notwendig.

Die folgende Abbildung 31, die die $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentration in Abhängigkeit des aeroben Vergleichsschlammalters bei 15°C sowie getrennt nach einzelnen Betriebsphasen zeigt, macht deutlich, dass weder zu geringes Schlammalter noch Nitrifikationshemmung während der Bypassbetriebsphasen alleine für einen erhöhten Ablaufwert verantwortlich ist. Man erkennt aus dieser Abbildung einerseits, dass die $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentrationen bei zu geringem Schlammalter auch während der Hybridbetriebsphasen und auch im zweistufigen Betrieb erhöht waren, andererseits aber sind auch die unterschiedlich hohen Ablaufkonzentrationen für Ammonium bei gleich hohem (oder besser niedrigem) aeroben Vergleichsschlammalter einerseits im Bypass- (95 %-Unterschreitung $\sim 12 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$) und andererseits im Hybridbetrieb (95 %-Unterschreitung $\sim 6 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$) sehr gut zu erkennen (vgl. Abbildung 29).

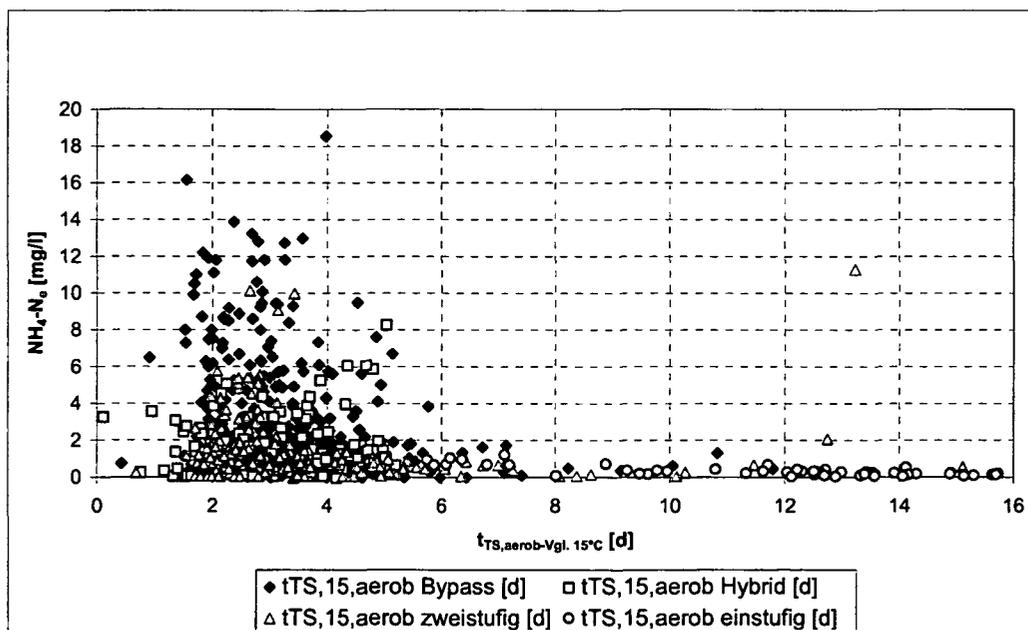


Abbildung 31 $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentrationen in Abhängigkeit vom aeroben Vergleichsschlammalter der 2. Stufe bei 15°C und getrennt nach Betriebsart

Liegt das aerobe Vergleichsschlammalter im Bypassbetrieb aber bei > 5 Tagen, so können auch hier die gesetzlich geforderten Ablaufgrenzwerte ohne Probleme eingehalten werden.

Da aufgrund der auch im Winter häufig sehr hohen Zulaufwassermengen nicht davon auszugehen ist, dass die künftige Großanlage in dieser Jahreszeit völlig ohne Bypass betrieben werden kann (die Nachklärbecken der 1. Stufe sind hydraulisch limitiert und daher mit maximal 12 m³/s zu beaufschlagen; die darüber hinaus anfallende Wassermenge muss als Bypass direkt in die 2. Stufe abgeschlagen werden), ist ein ausreichend hohes Schlammalter (bezogen auf 15 °C wie erwähnt ein Gesamtschlammalter von > 10 Tagen) für die Einhaltung der bescheidgemäßen Nitrifikationsleistung unerlässlich, was aber bei der Großanlage kein Problem darstellen sollte.

5.4.5.2.2 Einfluss der Nitrifikationshemmung auf die NH₄-N-Konzentration im Ablauf

Um den Einfluss von Nitrifikationshemmungen abschätzen zu können wurden Berechnungen zur „aktuellen“ maximalen Wachstumsrate $\mu_{A \max, T}$ durchgeführt (vgl. Kapitel 4.2), und diese mit der „theoretisch ungehemmten“ maximalen Wachstumsrate nach KNOWLES *et al.* (1965) ($\mu_{A, \text{Knowles}} = \mu_{A, \text{obs} - \text{Knowles}} + b_A$) verglichen (vgl. Kapitel 3.3), wodurch sich eine Aussage über die Stärke und Dauer der Hemmung treffen lässt.

Für die Bestimmung von $\mu_{A \max, T}$ ist die Annahme eines Werts für die autotrophe Zerfallsrate erforderlich. Während des Versuchsbetriebes wurden die Zerfallsraten sowohl der heterotrophen als auch der autotrophen Mikroorganismen in Laborversuchen bestimmt (MICHAEL, 1998 und KREIHANSEL, 1999), welche aber sehr unplausible Werte ergeben haben. Im Zuge mehrerer Stabilisierungsversuche (vgl. KROISS *et al.*, 2001) wurden zusätzliche Atmungsmessungen durchgeführt, wodurch ebenfalls eine Abschätzung der Zerfallsrate möglich war. Dabei wurden aerobe Zerfallsraten für Ammoniumoxidanten von $b_A = 0,5-0,15 \text{ d}^{-1}$ bestimmt, je nach dem, über welchen Zeitraum die Laborversuche ausgewertet wurden (42-234 h). Offensichtlich ist bei der Bestimmung der autotrophen Zerfallsrate mithilfe von Laborversuchen am Beginn hauptsächlich ein gegenüber der eigentlichen Zerfallsrate deutlich höherer Aktivitätsverlust der Nitrifikanten aufgetreten (beispielsweise aufgrund von schwankenden Umweltbedingungen wie Temperatur- oder pH-Wert-Änderungen) und man ermittelt bei kürzerer Versuchsdauer (42 h) nicht die tatsächliche Zerfallsrate (aufgrund von Absterbevorgängen und Fraß).

Basierend auf den Ergebnissen dieser Stabilisierungsversuche kann die Zerfallsrate der Ammoniumoxidierer unter aeroben Bedingungen mit $b_A = 0,15-0,2 \text{ d}^{-1}$ bei einer Temperatur von 22,5 °C angegeben werden. Für die Berechnung der maximalen Wachstumsrate wurde daher von einer Zerfallsrate der Nitrifikanten im aeroben Milieu von $b_{A, \text{aerob}} = 0,2 \text{ d}^{-1}$ bei einer Belebungsbeckentemperatur von 20 °C ausgegangen. Die Umrechnung auf die aktuelle Temperatur im Belebungsbecken erfolgte mit den für die Berechnungen zur Kinetik der

Nitrifikation verwendeten Faktoren für die Temperaturabhängigkeit von $f_T = 1,1$. Die Zerfallsrate im anoxischen Teil des Belebungsbeckens ($b_{A,anox}$) wurde mit der halben Rate des aeroben Milieus festgelegt. Dies wurde von mehreren Autoren bestätigt (vgl. Kapitel 3.3).

Zur Bestimmung der maximalen Nitratproduktionsrate r_{S-NO_3} aus den gemessenen Stickstoffmaximalatmungen OVN_m wurde der spezifische Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation mit $i_{NO_3-N} = 4,57 - Y_A = 4,33 \text{ g O}_2/\text{g NO}_3\text{-N}$ gewählt.

Die Ergebnisse der mit diesen Festlegungen durchgeführten $\mu_{A,max,T}$ -Berechnung sind in folgender Abbildung 32 dargestellt.

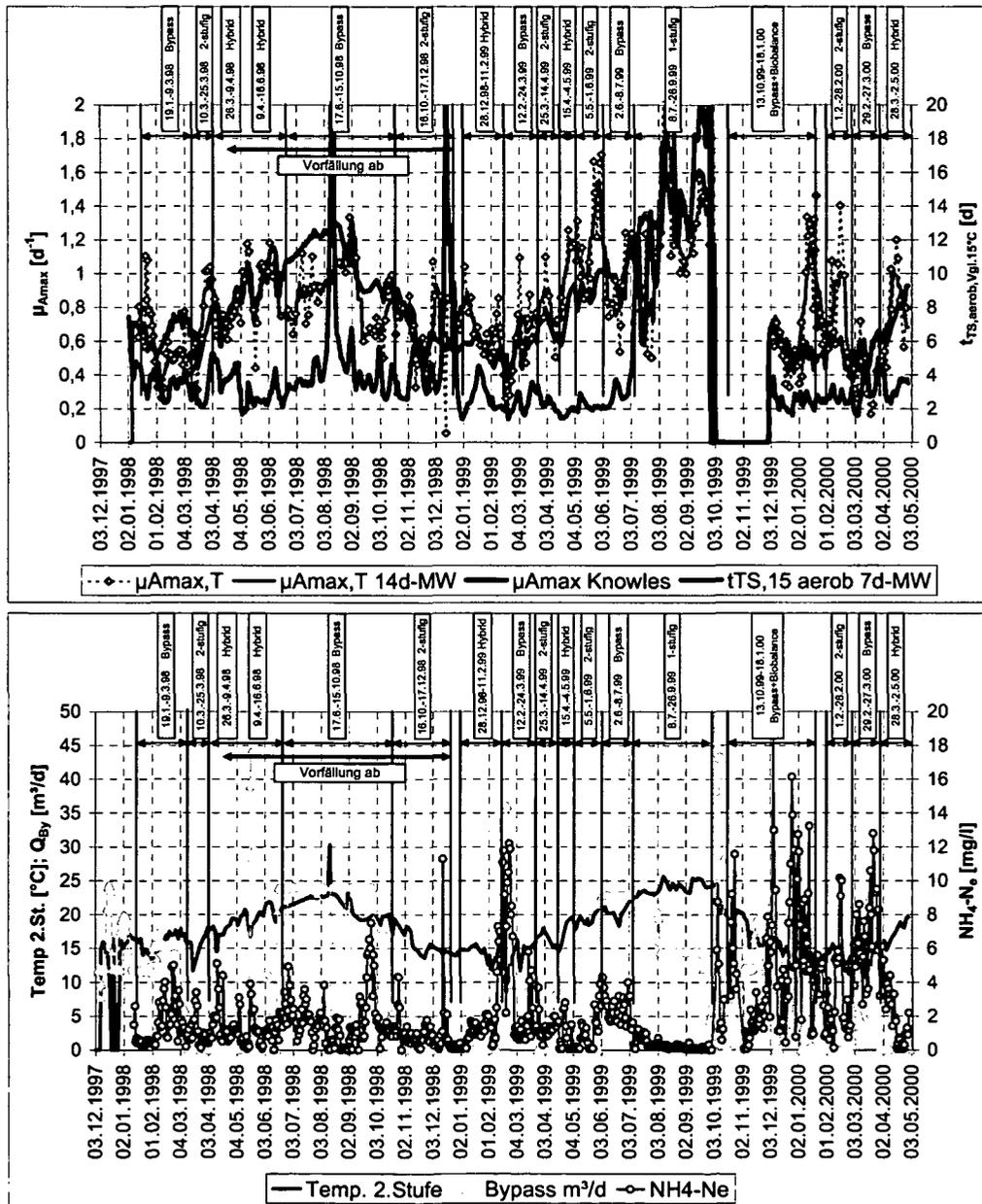


Abbildung 32 Vergleich von „theoretisch ungehemmter“ maximaler Wachstumsrate ($\mu_{A,Knowles}$) und „aktueller“ maximaler Wachstumsrate ($\mu_{A,max,T}$) im Untersuchungszeitraum

Abbildung 32 zeigt lange Zeiträume mit fast identischem Kurvenverlauf von $\mu_{A, \text{Knowles}}$ und $\mu_{A \text{ max, T}}$, was bedeutet, dass die Nitrifikation in diesen Phasen ohne nennenswerte Nitrifikationshemmung abgelaufen ist.

Die auffälligsten Abweichungen ergeben sich hauptsächlich in Zeiträumen, in denen die Versuchsanlage im Bypassbetrieb gefahren wurde (19.1.-9.3.1998, 17.6.-15.10.1998, 2.6.-8.7.1999 und im März 2000) sowie im einstufigen Betriebszeitraum 8.7.-26.9.1999, in dem die 2. Stufe der Pilotanlage ausschließlich mit vorgeklärtem Rohabwasser betrieben wurde.

Die aktuellen maximalen Wachstumsraten liegen teilweise um $\frac{1}{3}$ unter den Werten, die von KNOWLES *et al.* (1965) beobachtet wurden. In KROISS *et al.* (2001) wird dies einerseits mit einer Nitrifikationshemmung bei Zugabe von Rohabwasser in die 2. Stufe begründet, vor allem aber wird vermutet, dass die Nitrifikation in Zeiträumen mit Bypassbetrieb unvollständig (nur bis zum Nitrit) abläuft, weshalb bei der Berechnung von $\mu_{A \text{ max, T}}$ ein geringerer Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation ($i_{\text{NO}_2\text{-N}} = 3,2 \text{ g O}_2/\text{g NO}_2\text{-N}$) anzusetzen sei. Diese Vermutung ist aber aufgrund der vorliegenden Messwerte nicht zu begründen. Weder sind in Bypassbetriebszeiträumen im Vergleich wesentlich höhere Nitritkonzentrationen im Ablauf gemessen worden (vgl. Kapitel 5.4.5.2.3), noch würde durch die Annahme einer Denitrifikation über Nitrit das Ergebnis der Bilanzierung verbessert. Die geschlossene CSB-Bilanz ergibt mit Berücksichtigung der aeroben sowie der anoxischen Atmung bei Annahme einer Denitrifikation über Nitrat plus der CSB-Fracht des Überschussschlammes nämlich meist knapp 100 % der entfernten CSB-Fracht, was bedeutet, dass bei Annahme einer Denitrifikation über Nitrit der Bilanzfehler größer würde. Bei den Bestimmungen der Stickstoffmaximalatmung wurde meist auch eine hohe Nitritmaximalatmung ($\text{OVNO}_{2, \text{m}}$) nachgewiesen, mit der 80 % des bei der Nitritation entstehenden Nitrits auch zu Nitrat umgesetzt wird. Dies schließt die Annahme einer ausschließlichen Nitrifikation/Denitrifikation über Nitrit aus.

Jene Betriebsphasen, in denen es zu einer Überschreitung des Grenzwerts der 1. AEV für kommunales Abwasser von 5 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ kam (Abbildung 28), sollen im Folgenden nochmals näher betrachtet werden.

Erstmals lagen die Tagesmittelwerte der $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentration in einer Phase mit Bypassbetrieb vom 23. bis 30.9.1998 über dem Emissionsgrenzwert. Das Vergleichsschlammalter bei einer Temperatur von 15 °C war während dieser Betriebsphase mit ca. 7 Tagen offensichtlich zu niedrig, um vollständige Nitrifikation zu erreichen. Zusätzlich wurde durch eine regelungstechnisch bedingte Sauerstoffunterversorgung der 2. Stufe vom 25. bis 27.9.1998 das aerobe Schlammalter noch weiter reduziert, was mit zu den hohen Ablaufwerten in diesem Zeitraum beigetragen hat. Die Sauerstoffzufuhr wurde in dieser Zeit über das Signal einer so genannten Bio-Balance-Sonde (Enviroquip, 2005)

geregelt, welche die Aktivität der Bakterien misst. In diesem Zeitraum auftretende Probleme mit der Regelung der O₂-Zufuhr haben zum Sauerstoffmangel in der 2. Stufe geführt.

Die Überschreitung des Grenzwertes für Ammonium am 14.12.1998 wurde durch einen Abfall des pH-Wertes in den Belebungsbecken der 2. Stufe verursacht. Nach einer Tauwetterperiode am 13.12.1998 mit sehr hohen Stickstofffrachten im Anlagenzulauf (die NH₄-N-Konzentration im Ablauf der 1. Stufe stieg laut Online-Messung am Abend des 13.12. auf > 50 mg/l an, sonst betrug sie im Mittel ca. 30 mg/l) sank der pH-Wert in der Anlage bis zum Morgen auf 5,3, was trotz ausreichender Sauerstoffzufuhr einen Anstieg der Ammoniumkonzentration im Ablauf auf ca. 8 mg/l verursachte (Abbildung 33).

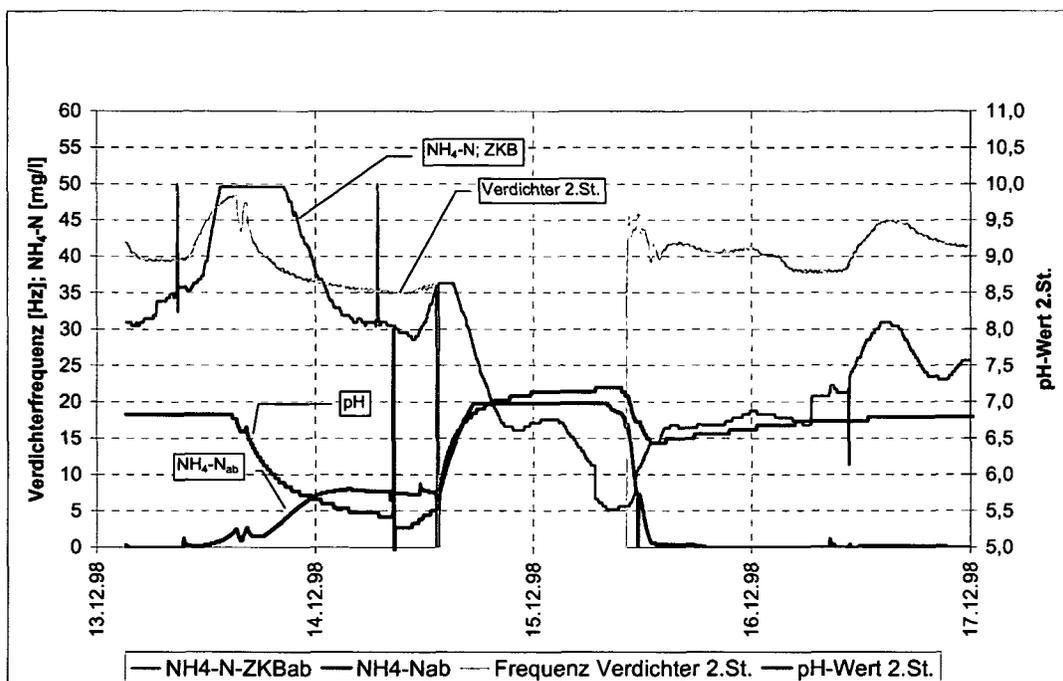


Abbildung 33 Ganglinien für NH₄-N, pH und Verdichter 2.St. zwischen 13. u. 17.12.1998

Die Stickstoffmaximalatmung war mit 7 mg O₂/l/h im Vergleich zum Zeitraum davor und danach an diesem Tag annähernd zum Erliegen gekommen. Zudem wurde bei Programmierarbeiten am Prozessleitsystem die Belüfterregelung der 2. Stufe außer Betrieb gesetzt, weshalb die Beckenkaskaden der 2. Stufe bis zum Morgen des 15.12.1998 nicht mehr belüftet wurden (Abbildung 33). Dies hatte einen weiteren Anstieg des Ammoniums im Ablauf auf > 20 mg/l zur Folge, wodurch der hohe Wert in der Tagesmischprobe des 14.12.1998 (14.12. 7⁰⁰ bis 15.12. 7⁰⁰) zu erklären ist.

Auch im Februar 1999 lagen die NH₄-N_e-Konzentrationen teilweise deutlich über dem zulässigen Emissionsgrenzwert von 5 mg/l. An 5 Tagen wurde auch die laut 1. AEV für kommunales Abwasser an Einzeltagen zulässige Grenzwertüberschreitung von 100 % des Emissionswertes (= 10 mg NH₄-N/l) erreicht oder überschritten (vgl. Abbildung 28).

Der Anstieg des Ammoniums im Ablauf begann am letzten Tag des Hybridzeitraums „7b“ (21.1. bis 11.2.1999, Tabelle 5). Da in dieser Phase die Zulaufmenge zur HKA bedingt durch Tauwetter sehr hoch war, wurde ab dem 12.2. der Bypass in Betrieb genommen, um die Belastungsverhältnisse auf der Pilotanlage an die realen Verhältnisse beim Betrieb der späteren Großanlage anpassen zu können. (vgl. Kapitel 5.1.6 Betrieb bei Regenwetter). Dies führte zu weiter steigenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf.

Die in dieser Zeit gemessenen Stickstoff- (OVN_m), die in folgender Abbildung 34 gemeinsam mit den $\text{NH}_4\text{-Ne}$ Konzentrationen und der Temperatur in der Anlage dargestellt sind, lagen deutlich unter den davor und danach bestimmten Werten.

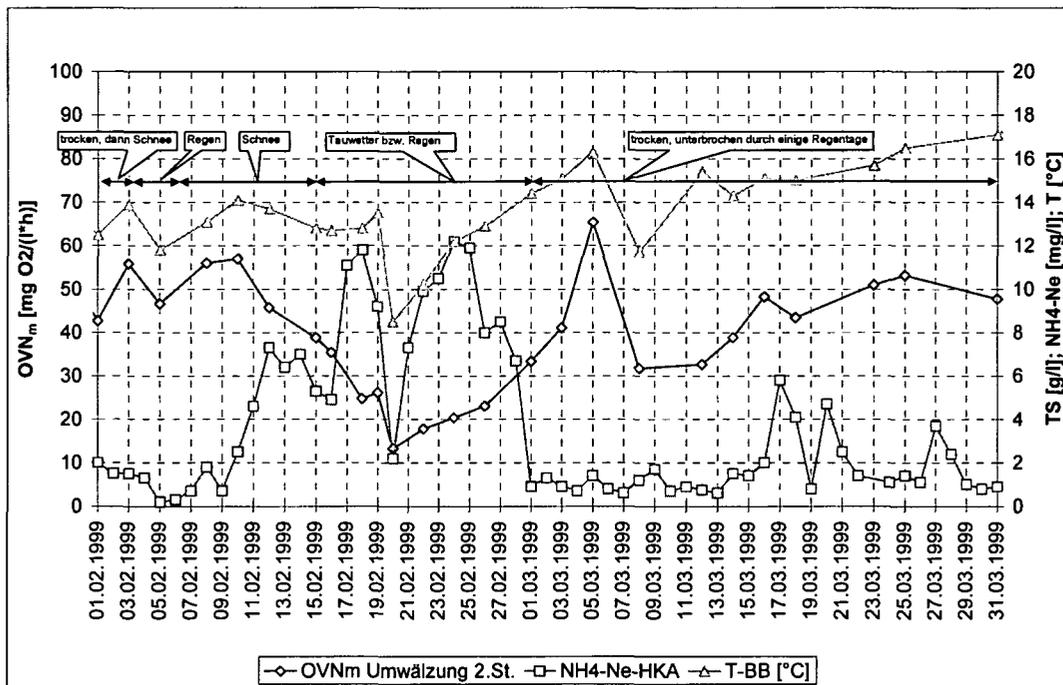


Abbildung 34 $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf, OVN_m , T_{BB} von 1.2. bis 31.3.1999

Obwohl die Temperatur des Belebungsbeckens in der Zeit vom 10. bis 19.2.1999 von 14 auf lediglich ca. $12,5^\circ\text{C}$ abfiel, sank OVN_m von ca. 55 auf 25 $\text{mg O}_2/\text{l}\cdot\text{h}$, was deutlich über der reinen Temperaturabhängigkeit der Stickstoffmaximalatmung liegt. Zwei Regenereignisse am 19. und 20. Februar 1999 hatten eine starke Abkühlung im Belebungsbecken zur Folge (Abbildung 34), wodurch die Stickstoffmaximalatmung nochmals reduziert wurde. Dass die $\text{NH}_4\text{-Ne}$ -Konzentration trotz dieser Tatsache gesunken ist, liegt an der Verdünnung des Abwassers durch das Regenwasser.

Im Anschluss an diese Regenperiode folgt bis Ende des Monats eine lang anhaltende Tauwetterperiode – unterbrochen durch einen Tag mit Schneefall am 23.2.. Die Stickstoffmaximalatmung nahm zwar entsprechend den ansteigenden Belebungsbeckentemperaturen zu, allerdings konnten in dieser Zeit noch immer keine vollständige Nitrifikation erreicht

werden. Erst als Anfang März eine längere Trockenperiode einsetzte, sank die $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentration innerhalb eines Tages wieder auf Tagesmittelwerte von $< 2 \text{ mg/l}$ ab.

Die Sauerstoffversorgung war in dieser Betriebsphase ausreichend hoch (das maximal belüftbare Volumen der 2. Stufe wurde auch tatsächlich belüftet) und auch der pH-Wert lag in einem für die Nitrifikation optimalen Bereich ($\text{pH} \sim 7,4$).

Die Ursache für die höheren Ammoniumkonzentrationen war einerseits das in dieser Phase sehr geringe Schlammalter und andererseits das über den Bypass direkt in die 2. Stufe eingeleitete Schmelzwasser, was folgende Abbildung 35 zeigt. In der Abbildung ist neben der $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentration auch $\mu_{A \max, T}$ und $\mu_{A \max, \text{Knowles}}$, sowie $t_{\text{TS, Vgl. } 15^\circ\text{C, aerob}}$ und die in die 2. Stufe eingeleitete Menge an Bypass dargestellt.

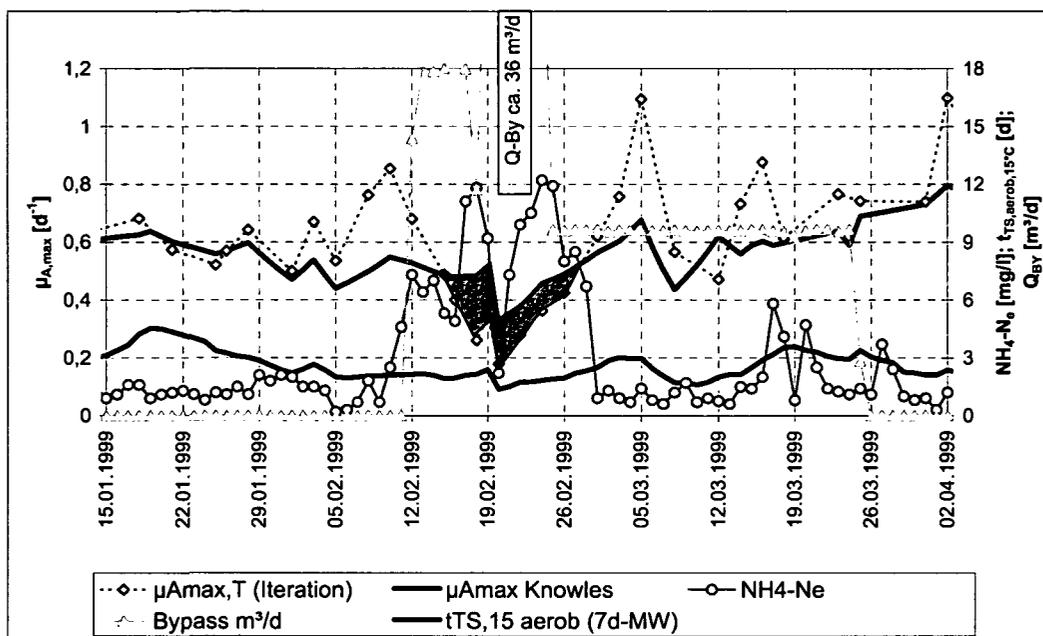


Abbildung 35 Vergleich von $\mu_{A \max, T}$ und $\mu_{A \max, \text{Knowles}}$ (15.1. bis 2.4.1999)

Das aerobe Vergleichsschlammalter ist Ende Jänner stark gesunken ($t_{\text{TS-Vgl. } 15^\circ\text{C, aerob}} < 2,0 \text{ d}$, Abbildung 35). Trotzdem bewegten sich die $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentrationen bis zum 10.2. noch bei $< 2,5 \text{ mg/l}$ im Tagesmittel. Ab dem 10.2. und verstärkt nach der Inbetriebnahme des Bypasses ist die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf angestiegen. In dieser Periode lag das aerobe Vergleichsschlammalter noch immer bei ca. 2 Tagen. Ab dem 15.2. ist die aktuelle maximale Wachstumsrate bei einem aeroben Vergleichsschlammalter von immer noch 2 Tagen immer deutlicher von $\mu_{A \max, \text{Knowles}}$ abgewichen, was auf eine zusätzliche Ursache für die ab diesem Zeitpunkt noch höheren Ammoniumkonzentrationen hinweist. Auffällig ist, dass ab dem 15.2. eine Tauwetterphase einsetzte und in der Folge große Mengen an Schmelzwasser im Anlagenzulauf enthalten waren, was eine über die Limitierung durch das Schlammalter hinausgehende Reduktion des Ammoniumumsatzes bewirkt hat. Auch bei den früheren Pilotversuchen zur Erweiterung der HKA (DORNHOFER, 1998) wurde beobachtet, dass

durch zufließendes Schmelzwasser ein deutlich über den Temperatureinfluss hinausgehender Rückgang der Nitrifikationsleistung gegeben ist.

In der Folge wurde die Differenz zwischen $\mu_{A \max, T}$ und $\mu_{A \max, \text{Knowles}}$ immer kleiner, obwohl das Schlammalter noch immer sehr gering war ($t_{TS, \text{Vgl. } 15^\circ\text{C, aerob}} = 2,0\text{d}$). Ab dem 25.2. wies der HKA-Zulauf wieder annähernd die Trockenwetter-Charakteristik auf und als die Bypasswassermenge deshalb wieder reduziert wurde, ist die Ammoniumkonzentration sehr rasch wieder gesunken und $\mu_{A \max, T}$ und $\mu_{A \max, \text{Knowles}}$ waren wieder annähernd gleich groß.

Offensichtlich wurde durch das in dieser Zeit zufließende Schmelzwasser also eine Nitrifikationshemmung verursacht, die neben der wegen des geringen Schlammalters ohnehin knappen Nitrifikationskapazität zu den hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen geführt hat. Will man dies beim Betrieb der Großanlage vermeiden, muss in solchen Perioden natürlich auf ein ausreichend hohes Schlammalter, aber auch auf ausreichend belüftetes Volumen geachtet werden.

An dieser Stelle muss nochmals darauf hingewiesen werden, dass die aktuelle maximale Wachstumsrate in allen Fällen, in denen Rohabwasser direkt in die 2. Stufe eingeleitet wurde, deutlich vom theoretischen Wert nach Knowles abgewichen ist (Abbildung 32). So auch im Zeitraum ab Dezember 1999, als der Bypass über das Signal einer Bio-Balance-Sonde (Enviroquip, 2005) gesteuert wurde. Diese Sonde misst die Aktivität der Mikroorganismen und damit wurde die für eine ausreichend hohe Denitrifikation in der 2. Stufe notwendige Bypassmenge zur Versorgung der Mikroorganismen mit abbaubaren Kohlenstoffverbindungen geregelt. In dieser Phase wurde ein ähnlicher Verlauf der stark schwankenden Bypassmenge und der $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentration beobachtet (Abbildung 36).

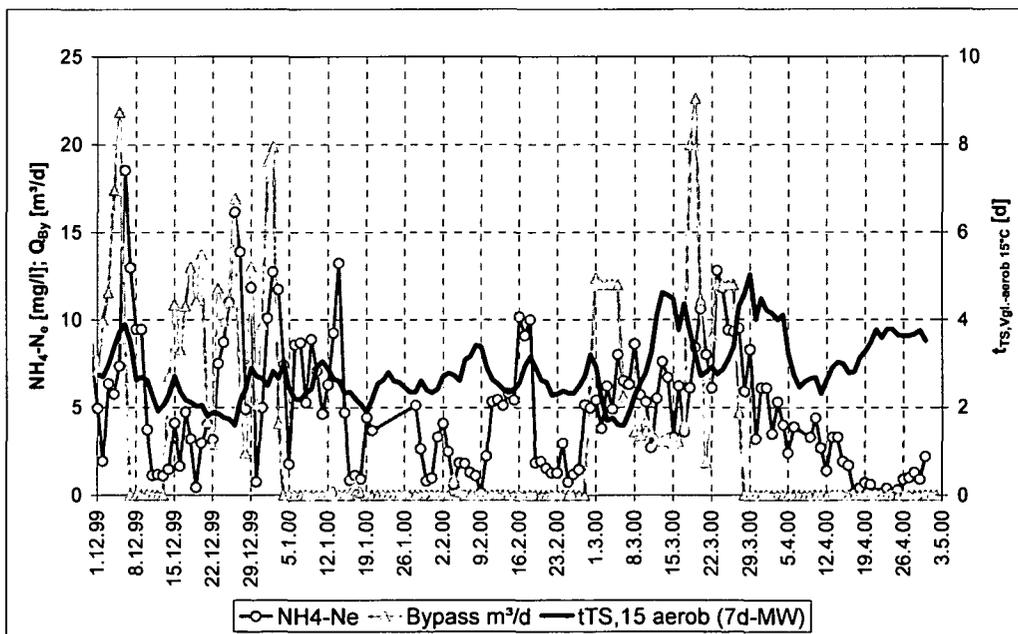


Abbildung 36 OVN_m und Q -Bypass im Zeitraum Dezember 1999 bis Mai 2000

In der Zeit vom 5.1. bis 15.1.'00 und vom 10.2. bis 18.2.'00 sind allerdings auch außerhalb von Bypassbetriebsphasen stark erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte gemessen worden (Abbildung 36). Das aerobe Vergleichsschlammalter bei 15°C war bis Anfang März trotz der Aktivierung des gesamten, in der Pilotanlage vorhandenen belüfteten Volumens sehr gering und schwankte zwischen 1,5 und 3,0 Tagen.

Bei deutlich höherem Schlammalter ($t_{\text{TS, Vgl. } 15^\circ\text{C, aerob}} = 3,0 \text{ bis } 5,0 \text{ d}$) ist im sehr regen- bzw. schneereichen März des Jahres 2000 wieder ein Einfluss der Bypasswassermenge auf die Nitrifikationsleistung der 2. Stufe gegeben Abbildung 37.

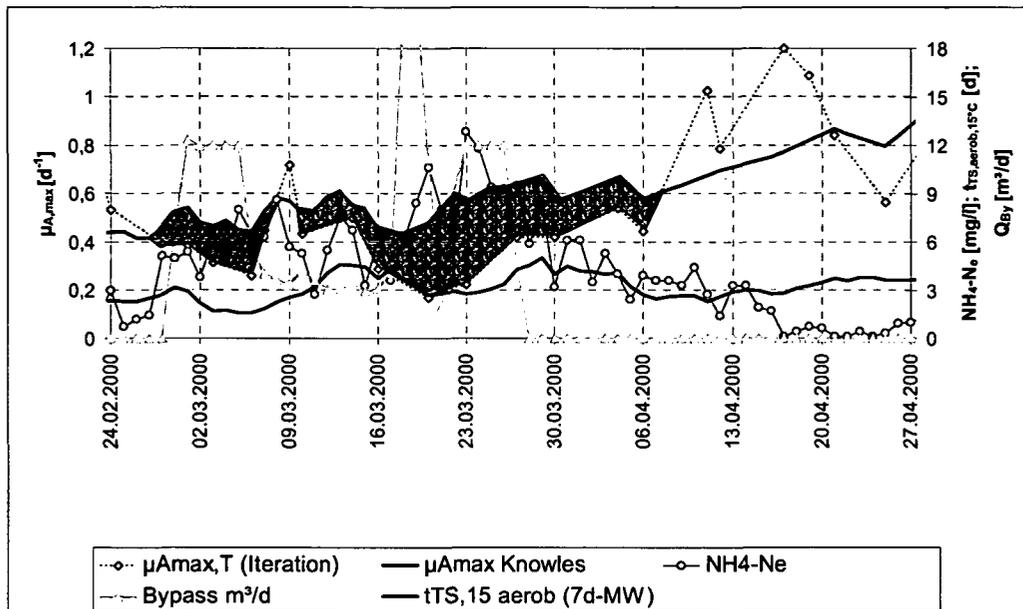


Abbildung 37 Vergleich von $\mu_{A \max, T}$ und $\mu_{A \max, \text{Knowles}}$ (24.2. bis 30.4.2000)

Die direkte Einleitung des in dieser Tauwetterphase zufließenden Abwassers über den Bypass hat also, wie auch im Winter 1999, zu einer ausgeprägten Nitrifikationshemmung geführt. Erst in der abschließenden Phase mit Hybridbetrieb (ab April) hat die Nitrifikationshemmung abgenommen. Die $\text{NH}_4\text{-N}_e$ -Konzentrationen sanken allerdings sehr langsam und lagen erst ab Mitte April wieder deutlich unter 2 mg/l (Abbildung 37).

Ob die Nitrifikationsleistung im Bypassbetrieb durch Hemmstoffe im Zulauf vermindert wurde, oder durch eine eventuell veränderte Zerfallsrate bei den, durch die Einleitung des Rohabwassers sich ändernden Umweltbedingungen, kann letztlich aber nicht beurteilt werden, weil die während der Pilotversuche durchgeführten Zerfallsratenbestimmungen keine brauchbaren Ergebnisse lieferte.

5.4.5.2.3 Nitrit im Ablauf der Pilotanlage HKA

Die Nitrit-Konzentrationen des Ablaufs sind während nahezu des gesamten Versuchsbetriebes äußerst hoch gewesen. Dies verdeutlicht auch folgende Abbildung 38, die die

Summenhäufigkeiten der Nitritkonzentrationen des Ablaufs während der verschiedenen Betriebszustände und getrennt nach Winter und Sommer zeigt.

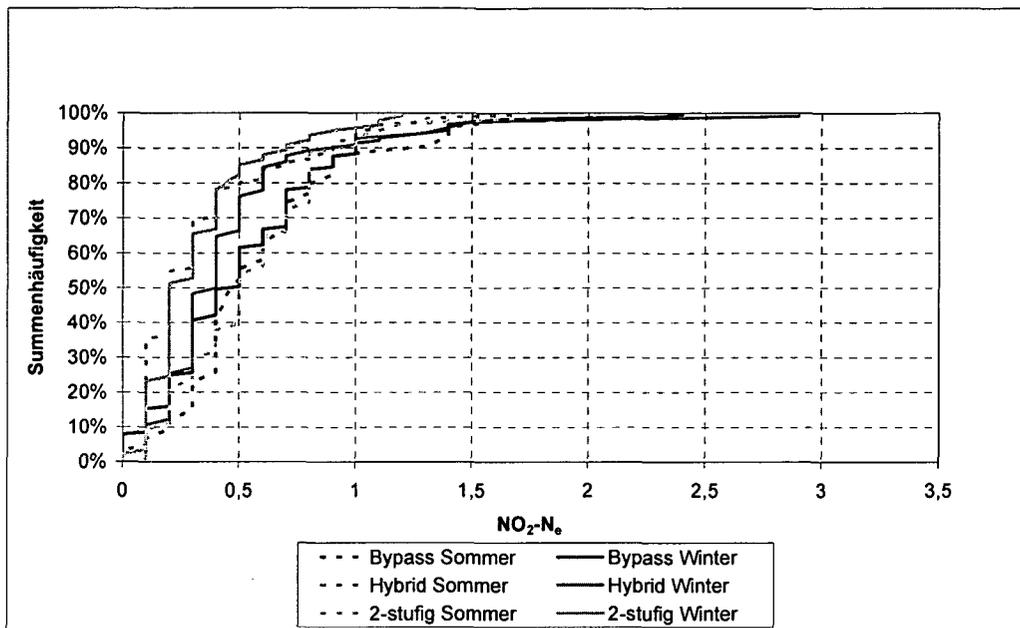


Abbildung 38 Summenhäufigkeiten der $\text{NO}_2\text{-N}_e$ -Konzentrationen getrennt nach Jahreszeit und Betriebsart (Kohlenstoffversorgung der 2. Stufe)

Aus dieser Grafik sind einerseits die grundsätzlich hohen Ablaufkonzentrationen für Nitrit ersichtlich (der Median aller Werte liegt bei immerhin 0,3 mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$, eine Überschreitung des in der AAEV festgeschriebenen Emissionswertes für Nitrit von 1,0 mg/l ist in allen zweistufigen Betriebsarten in 5-10 % der Fälle erfolgt), andererseits sind aber auch wieder deutliche Unterschiede zwischen Bypass- und Hybridbetriebsweise evident. Während der Bypassbetriebsphasen sowohl im Sommer als auch im Winter waren die $\text{NO}_2\text{-N}_e$ -Konzentrationen gegenüber den Hybridzeiträumen deutlich höher.

Des Weiteren ist so wie auch beim Ammonium der Einfluss des Schlammalters der 2. Stufe auf die Konzentration des Nitrts im Ablauf auffällig (Abbildung 39).

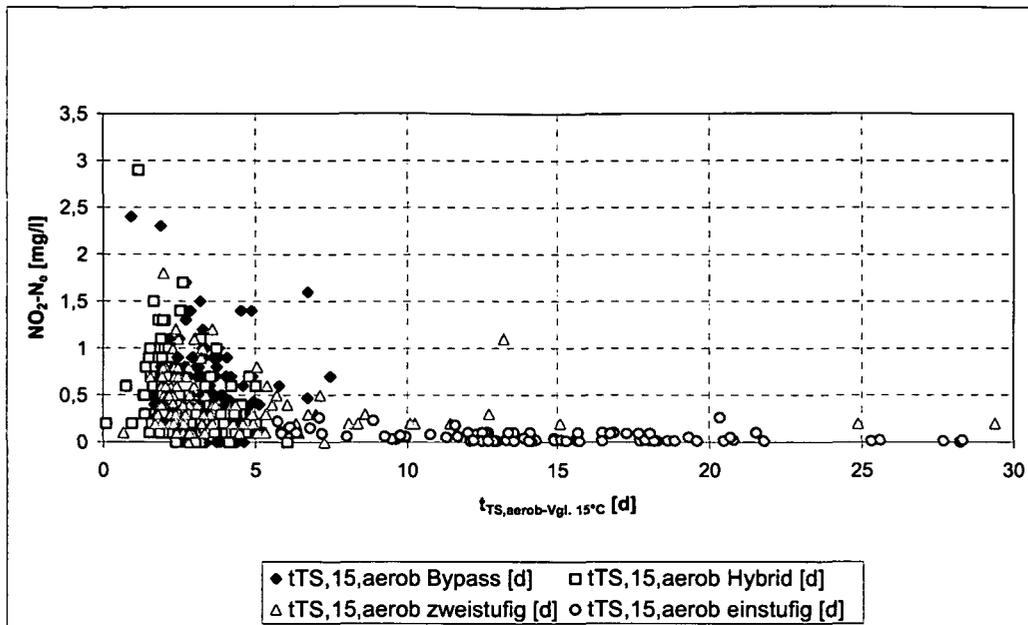


Abbildung 39 $\text{NO}_2\text{-N}_e$ -Konzentrationen in Abhängigkeit vom aeroben Vergleichsschlammalter der 2. Stufe bei 15 °C und getrennt nach Betriebsart

Diese Abbildung zeigt deutlich, dass auch während der Hybridzeiträume erhöhte Nitritkonzentrationen im Ablauf aufgetreten sind, wenn das Schlammalter nicht ausreichend hoch war. Aerobe Vergleichsschlammalter bei 15 °C von < 5 Tagen während der Bypassbetriebsphasen bzw. von < 4 Tagen während der Hybridbetriebsphasen hatten in manchen Fällen eine Überschreitung des in der AAEV festgelegten Emissionswertes für Nitrit von 1,0 mg/l zur Folge.

Um auch Nitritkonzentrationen von < 0,5 mg/l im Ablauf gesichert einhalten zu können, muss das aerobe Vergleichsschlammalter bezogen auf 15 °C im Bypassbetrieb jedenfalls bei > 8 Tagen gehalten werden, was eine gemäß ATV Arbeitsblatt A131 (ATV, 2000) errechnete Sicherheit hinsichtlich Nitrifikation von $\text{SF} = 2,35$ ergibt [$\text{SF} = t_{\text{TS,aerob}} / (3,4 * 1,103^{(15^\circ\text{C}-T_i)})$]. Im Hybridbetrieb ist aufgrund der Pilotversuche mindestens ein Schlammalter von 6 Tagen und dementsprechend ein Sicherheitsfaktor von $\text{SF} = 1,75$ erforderlich. Allerdings hat es während der Pilotversuche kaum Zeiträume gegeben, in denen das aerobe Vergleichsschlammalter bei 15 °C bei > 8 Tagen im Bypassbetrieb bzw. bei > 6 Tagen während der Hybridbetriebsphasen gelegen ist (vgl. Abbildung 39), wodurch über die Höhe der Nitritkonzentration im Ablauf bei höheren Vergleichsschlammaltern keine Aussagen getroffen werden können. Die Ergebnisse der konventionell zweistufigen Betriebszeiträume zeigen allerdings bei einem Vergleichsschlammalter von > 8 Tagen bis auf eine Ausnahme immer Ablaufkonzentrationen von < 0,5 mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$ an.

5.4.5.3 Stickstoffentfernung in der 2. Stufe der Pilotanlage

Im Mittel über alle Zeiträume mit einer bestimmten Betriebsweise (Bypass, Hybrid, zweistufig) wurde in der 2. Stufe der Pilotkläranlage etwas mehr Stickstoff während der Bypassbetriebsphasen als während der Hybridbetriebszeiträume denitrifiziert (siehe Abbildung 12 in Kapitel 5.4.2)

Der Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung in der 2. Stufe war stark vom Angebot an organischer Fracht im Zulauf abhängig, weil diese die Atmungsaktivität in der 2. Stufe und damit auch die Denitrifikationskapazität bestimmt. Die geringsten N-Entfernungsgrade lagen im Schnitt bei rund 45 % bezogen auf den Zulauf zur 2. Stufe, die höchsten bei knapp 70 %. Im Mittel wurden während der Hybridzeiträume 54% und während der Bypasszeiträume 58 % der der 2. Stufe zufließenden Stickstofffracht eliminiert. Je nach Betriebszeitraum wurden wiederum 30 bis 40 % der entfernten Stickstofffracht über den Überschussschlamm der 2. Stufe entfernt. Der Rest wurde über Denitrifikation eliminiert.

Den Zusammenhang zwischen organischer Fracht im Zulauf der 2. Stufe und denitrifizierter N-Fracht zeigt – getrennt nach der jeweiligen Betriebsweise – folgende Abbildung 40. Die in diesem Diagramm dargestellten Werte sind wiederum die Mittelwerte der bei der Bilanzierung der Versuchsanlage gewählten Bilanzzeiträume.

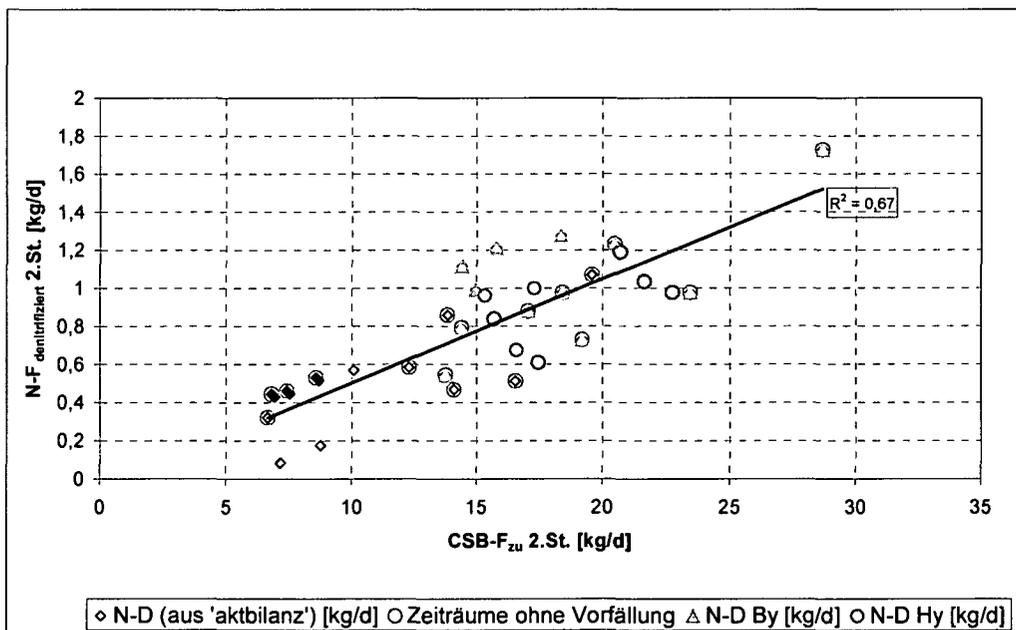


Abbildung 40 denitrifizierte N-Fracht in der 2. Stufe in Abhängigkeit der CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe (getrennt nach jeweiliger Betriebsweise)

Die grundsätzliche Abhängigkeit der Denitrifikation in der 2. Stufe von der CSB-Fracht im Zulauf geht daraus sehr klar hervor.

Weiters erkennt man, dass bei gleicher CSB-Fracht während der Bypassbetriebsphasen (orange Dreiecke) tendenziell mehr Stickstoff denitrifiziert werden konnte, als während der Hybridbetriebszeiträume (grüne Kreise).

Die Zeiträume, in denen die Vorfällung nicht betrieben wurde, sind in Abbildung 40 durch Kreise sichtbar gemacht. Während der Zeit der Vorfällung konnte, bezogen auf die CSB-Fracht in der 2. Stufe mehr Stickstoff denitrifiziert werden, als in Phasen ohne Vorfällung. Wenngleich betont werden muss, dass die Vorfällung vornehmlich im Sommer des Jahres 1998 in Betrieb war, als aufgrund der höheren Anlagentemperaturen auch ein höherer O₂-Verbrauch gegeben war, ist in diesem Zeitraum eine höhere spezifische Denitrifikationsleistung nicht unwahrscheinlich, weil durch die Vorfällung vermehrt nicht abbaubarer CSB eliminiert wird. Der Anteil an abbaubaren Kohlenstoffverbindungen am Gesamt-CSB, der in die 2. Stufe eingebracht wird, steigt somit an.

Abbildung 40 zeigt, dass bei gleicher CSB-Fracht im Zulauf die Denitrifikationsleistung während des Bypassbetriebes höher ist. Folglich muss die Kohlenstoffatmung während der Bypassbetriebsphasen höher gewesen sein, was folgende Abbildung 41 auch darstellt, die die in den einzelnen Bilanzzeiträumen denitrifizierten Stickstofffrachten dem jeweiligen Mittelwert der gemessenen Kohlenstoffsubstratatumung (OVC_s) gegenüberstellt.

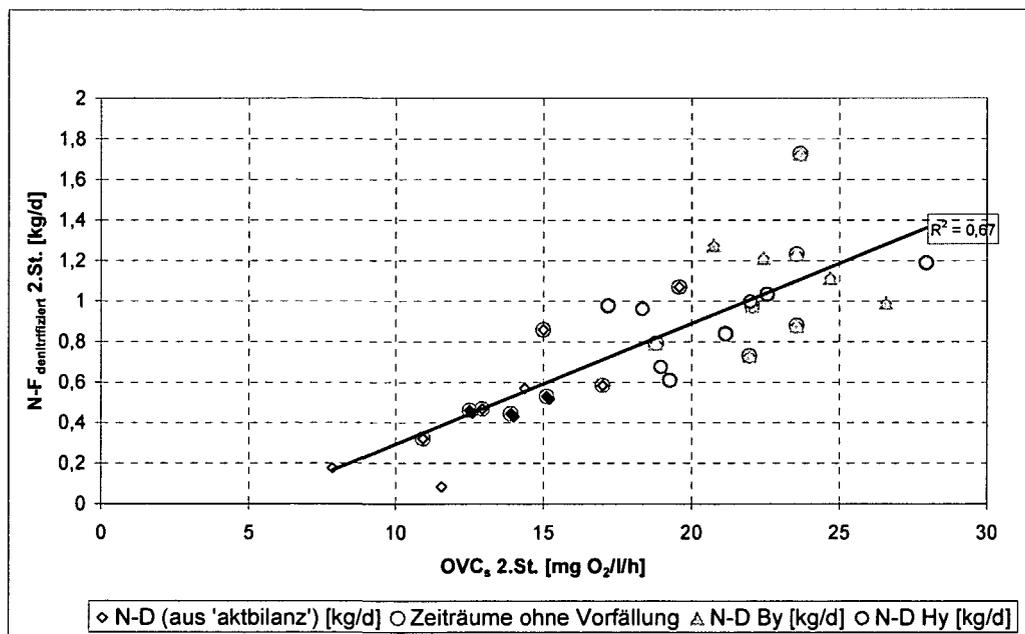
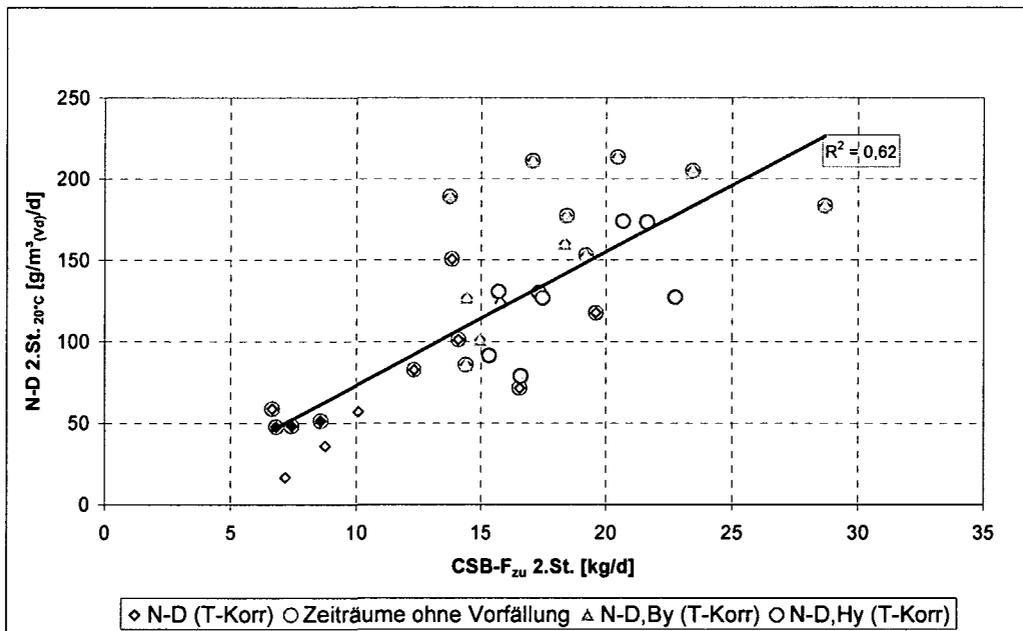


Abbildung 41 denitrifizierte N-Fracht in der 2. Stufe in Abhängigkeit der Kohlenstoffsubstratatumung (OVC_s) der 2. Stufe

Die wieder mit orangen Dreiecken gekennzeichneten Bypassbetriebsphasen weisen im Vergleich höhere Kohlenstoffsubstratatumungen und damit auch höhere Frachten für den denitrifizierten Stickstoff auf. Bei vergleichbarer CSB-Fracht im Zulauf ist also im Schnitt die Atmungsaktivität während der Bypassphasen höher gewesen.

Die denitrifizierten Stickstofffrachten sind aber wegen der unterschiedlichen Belebungsbeckentemperaturen nicht direkt miteinander vergleichbar. Eine direkte Umrechnung auf eine mittlere Temperatur ist nicht zulässig, weil sich bei verschiedenen Abwassertemperaturen auch der Stoffumsatz der heterotrophen und der autotrophen Mikroorganismen unterschiedlich ändert, was wiederum eine andere Aufteilung von aerobem und anoxischem Volumen des Belebungsbeckens bei unterschiedlichen Abwassertemperaturen zur Folge hat.

Bezieht man die denitrifizierten Frachten aber auf das jeweils in der 2. Stufe eingestellte anoxische Volumen, so ist eine Temperaturkompensation der denitrifizierten Stickstofffrachten zulässig, weil diese dann ebenfalls als Umsatzraten dargestellt werden können. Der Zusammenhang der auf 20 °C bezogenen denitrifizierten N-Fracht pro m³ anoxischem Volumen und der CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe ist in folgender Abbildung 42 dargestellt, wo wiederum die Zeiträume, in denen die Vorfällung nicht betrieben wurde bzw. schon das pilotmaßstäbliche Vorklärbecken in Verwendung war, markiert sind.



Betrieb mit gesichert niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ablaufwerten (vgl. Kapitel 5.4.5.2.1 und 5.4.5.2.3).

Das erreichbare Schlammalter wird beim vorgegebenen Beckenvolumen von der organischen Belastung im Zulauf zur 2. Stufe bestimmt und diese wiederum hauptsächlich von der CSB-Fracht im Ablauf des Zwischenklärbeckens, was folgende (Abbildung 43) zeigt. Darin ist die Abhängigkeit des Schlammalters von der CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe der Pilotanlage getrennt nach den Frachten der einzelnen Teilströme Ablauf-ZKB, Bypass und Schlammkreislauf 1 dargestellt.

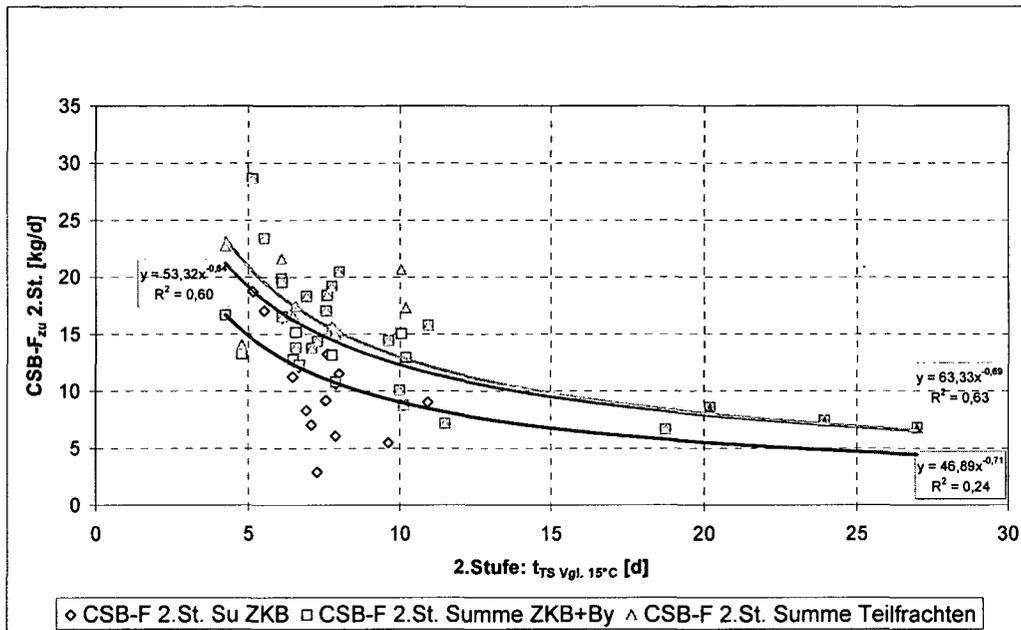


Abbildung 43 Einfluss der CSB-Fracht (inkl. Feststoffe) auf das Vergleichsschlammalter der 2. Stufe bei 15 °C (gemittelt über Bilanzzeiträume) während der Pilotversuche

Diese Abbildung zeigt, wie sehr das Schlammalter der 2. Stufe von der aus der Zwischenklärung abtreibenden CSB-Fracht bestimmt wird. Der Einfluss steigt mit steigender CSB-Fracht sogar überproportional an. Daher ist bei Bypass- und bei Hybridbetrieb die CSB-Fracht im Ablauf des Zwischenklärbeckens zu berücksichtigen. Um ein Schlammalter von 8 Tagen bei 15 °C nicht zu unterschreiten, wäre ausgehend von dieser Auswertung in der Pilotanlage eine CSB-Fracht im Zulauf zur zweiten Stufe von maximal 15 kg/d zulässig gewesen. Daraus errechnet sich mit den durchschnittlichen Wassermengen im Ablauf des Zwischenklärbeckens und der Annahme einer mittleren Konzentration an CSB_{gel} von 60 mg/l ein zulässiger Feststoffgehalt von ca. 100 mg/l. Bei kleineren Werten kann zusätzlich Bypass oder 1.-Stufen-Schlamm in die 2. Stufe eingeleitet werden, bei höheren Konzentrationen muss die Zufuhr gestoppt werden. Im Kapitel 5.5 wurden deshalb die bei verschiedenen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf des Zwischenklärbeckens zusätzlich möglichen Bypassmengen errechnet, um ein gemäß den Pilotversuchsergebnissen erforderliches

Schlammalter in der 2. Stufe von 8 Tagen bei einer Temperatur von 15 °C gewährleisten zu können.

Wegen der im Vergleich mit der Pilotanlage besseren Funktion der Nachklärbecken der Großanlage und dem aufgrund des hohen Schlammindex während der Pilotversuche (vgl. Kapitel 5.4.6) schon während der Planung erfolgten Beschluss zur Vergrößerung des Belebungsbeckenvolumens der 2. Stufe von 146.000 m³ auf 171.000 m³ ist aber zu erwarten, dass in der 2. Stufe der Großanlage das erforderliche Schlammalter problemlos eingestellt werden kann.

Der während der Hybridbetriebs- und rein zweistufigen Betriebsperioden in der 2. Stufe denitrifizierte Stickstoff ist auch von der Belastung des Schlammes der 1. Stufe abhängig, der in diesen Perioden das ausschließliche Denitrifikationssubstrat ist. Daher wurde die denitrifizierte Stickstofffracht auf die CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe bezogen und diese dem Schlammalter der 1. Stufe gegenübergestellt. Bei Mittelung all jener Betriebszeiträume, in denen das Schlammalter der 1. Stufe zwischen 0,4 und 0,8 Tagen gelegen ist und jenen mit einem Schlammalter von $t_{TS, Vgl. 15^\circ C} > 1,0$ d lässt sich ableiten, dass bei kleinerem Schlammalter der 1. Stufe und sogar etwas geringerer mittlerer Belebungsbeckentemperatur deutlich mehr Stickstoff pro kg CSB im Zulauf zur 2. Stufe denitrifiziert werden kann als bei einem Schlammalter von $t_{TS} > 1,0$ d (Abbildung 44).

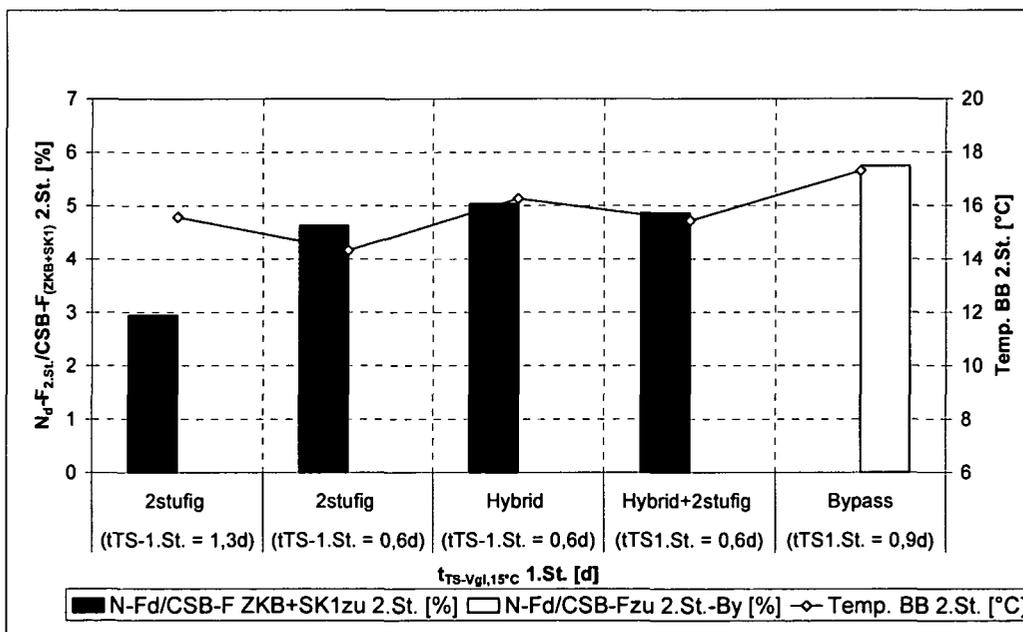


Abbildung 44 Abhängigkeit der pro Zulauf-CSB denitrifizierten N-Fracht vom Vergleichsschlammalter der 1. Stufe bei 15 °C während aller Hybrid- bzw. rein zweistufigen Betriebszeiträume

Allerdings ist bei dieser Auswertung anzumerken, dass die Daten für höheres Schlammalter der 1. Stufe ausschließlich aus rein zweistufigen Betriebszeiträumen stammen. Das

Denitrifikationspotenzial in der 2. Stufe wird aber möglicherweise durch den aus dem ZKB abtreibenden partikulären CSB anders beeinflusst als durch jenen, der über den SK1 eingebracht wird. Da nämlich erstere mehrheitlich nach Durchlaufen der 1. Stufe ausgeschwemmt werden, weisen sie jedenfalls ein deutlich geringeres Schlammalter auf als jene, die im Zwischenklärbecken sedimentiert, mit dem Rücklaufschlamm zurückgeführt und somit länger im System gehalten werden. Im ersten Fall beträgt das Schlammalter der hydraulischen Aufenthaltszeit entsprechend nur wenige Stunden, während sich jenes des im System verbleibenden Belebtschlammes auch bei Nichtberücksichtigung der Feststoffe im Ablauf kaum verändert und im Mittel aller Bilanzzeiträume statt 0,6 Tagen 0,9 Tage beträgt. Somit besteht die Möglichkeit, dass die im Ablauf ZKB enthaltenen fein dispersen Partikel einen anderen Einfluss auf das Denitrifikationspotenzial der 2. Stufe haben, als die Mikroorganismen im Flockenverband mit höherem Schlammalter. Weiters ist zu berücksichtigen, dass der SK1 aus der 1. Kaskade der 1. Stufe entnommen wird, während der Ablauf des Zwischenklärbeckens auch die aeroben Zonen der 1. Stufe durchfließt, was ebenfalls zu anderen Voraussetzungen für die Denitrifikation in der 2. Stufe führt. Aus diesen Gründen kann das Denitrifikationspotenzial bei konventionell zweistufigem Betrieb nicht direkt mit jenem bei Hybrid-Betrieb verglichen werden.

Trotzdem bleibt die Tatsache bestehen, dass das Denitrifikationspotenzial der 2. Stufe durch das in der 1. Stufe eingestellte Schlammalter zumindest beim konventionell zweistufigen Betrieb beeinflusst wird.

Im Vergleich dazu ist in Abbildung 44 auch der Mittelwert aller Bypasszeiträume dargestellt. Die auf die CSB-Fracht im Zulauf bezogene denitrifizierte Stickstofffracht in der 2. Stufe ist im Bypassbetrieb noch etwas höher, allerdings lag die mittlere Temperatur während der Bypass-Phasen doch um 1,5 bis 2 °C über jener der Hybridbetriebs- bzw. rein zweistufigen Zeiträume.

Bei zwei Intensivmesskampagnen wurde die Denitrifikation vor allem in der 1. Kaskade der 2. Stufe näher untersucht.

- CLARA (1998) erstellte mithilfe von Stichproben Bilanzen um die unbelüftete 1. Kaskade der 2. Stufe, mit denen er abzuschätzen versuchte, wie groß der Beitrag dieser Kaskade zur insgesamt denitrifizierten Fracht ist. Darüber hinaus führte er Messungen der Kohlenstoffsubstratatmung in der 1. Kaskade durch und schätzte so das OVD/OVC_{O2}-Verhältnis ab.
- WIBMER (1999) führte Batchversuche zur Bestimmung der Denitrifikationsraten in der 1. Kaskade der 2. Stufe durch. Dazu befüllte er drei zylindrische Behälter A, B und C mit
 - a) Belebtschlamm der 1. Kaskade der 2. Stufe (Behälter B)

- b) einem den Volumenströmen auf der Anlage entsprechenden Gemisch der Zuläufe zur 1.Kaskade der 2.Stufe (Behälter A und C)

Behälter A und B wurden verschlossen, mit Nitrat aufgestockt und gerührt. Behälter C wurde belüftet. Die anoxische Kohlenstoffatmung in den Behältern A und B wurde durch regelmäßige Probenahme und die Auswertung der Nitratstickstoffabnahme über die Zeit ermittelt. Die aerobe Kohlenstoffatmung im Behälter C wurde in regelmäßigen Atmungsmessungen bestimmt.

Clara kam zu folgenden Ergebnissen:

1. Bei Bypassbetrieb ergab sich ein mittleres OVD/OVC_{O2}-Verhältnis von 0,63 mit einem Schwankungsbereich von 0,43-0,83.
2. Bei Hybridbetrieb ergab sich ein mittleres OVD/OVC_{O2}-Verhältnis von 0,30 mit einem Schwankungsbereich von 0,17-0,44.

Im Vergleich dazu ergibt sich aus der Bilanz der 2.Stufe der Pilotanlage ein mittleres OVD/OVC_{O2}-Verhältnis von 0,46.

Das wesentlich niedrigere Verhältnis bei Hybridbetrieb begründet Clara mit der Kohlenstofflimitierung. Während des untersuchten Hybridbetriebes betrug die in die 1.Kaskade der 2.Stufe eingeleitete CSB-Fracht nur etwa 65% jener Fracht, die bei Bypassbetrieb eingetragen wurde. In Folge dessen betrug die während des Hybridbetriebes in der 1.Kaskade entfernte Stickstofffracht nur etwa 50% jener Fracht, die bei Bypassbetrieb entfernt wurde. Trotz dieses Unterschiedes zwischen Bypass- und Hybridbetrieb trat in der Stickstoffentfernung der gesamten Anlage kein signifikanter Unterschied auf. Die etwas niedrigeren Entfernungsraten in der 2. Stufe während des Hybridbetriebes wurden durch die 1. Stufe kompensiert, die durch den Überschussschlamm der 2. Stufe (SK 2) und durch die externe Rezirkulation (Rückpass) höhere Nitratfrachten erhielt.

Während des Bypassbetriebes stellte Clara fest, dass etwa 38% der in der 2. Stufe entfernten Stickstofffracht durch Denitrifikation in der ersten Kaskade der 2. Stufe entfernt wurden. Während des Hybridbetriebes ging dieser Anteil auf 27% zurück. Bezogen auf die Gesamtanlage ergab sich ein Anteil von 25 % während des Bypassbetriebes bzw. 19 % während des Hybridbetriebes. Claras Messungen verdeutlichen, dass der über den Bypass zufließende CSB für die Denitrifikation besser genutzt werden kann als jener, der durch den Eintrag des 1. Stufen-Schlammes zur Verfügung gestellt wird. Er bewirkt nicht nur höhere Kohlenstoffsubstratatmungen bei vergleichbarer CSB-Fracht im Zulauf sondern auch ein höheres OVD/OVC-Verhältnis.

WIBMER (1999) stellte bei seinen Batchversuchen fest, dass sich im Behälter A, der mit dem Zulaufgemisch befüllt wurde, zwei Phasen mit unterschiedlichen Denitrifikationsraten einstellen. Solange noch genug leichtabbaubarer CSB vorhanden war, ergab sich eine anoxische Substratatmung, die dann in eine Grundatmung überging. Diese Grundatmung entsprach bei vergleichbarer Trockensubstanz beider Behälter der in Behälter B festgestellten anfänglichen anoxischen Atmung. Bedingt durch die diskontinuierliche Rücklaufschlammförderung in der 2. Stufe (das NKB der 2. Stufe war mit 4 Schlammtrichtern ausgeführt, die in einem vorgegebenen Rhythmus nacheinander abgepumpt wurden) waren aber die Trockensubstanzen bei der Zulaufmischung und in der Kaskadenprobe manchmal stark unterschiedlich, was zu nicht vergleichbaren Bedingungen in den beiden Behältern und damit zu abweichenden Denitrifikationsraten geführt hat.

Der belüftete Ansatz in Behälter C ergab wesentlich höhere Atmungswerte als die anoxischen Ansätze und das Verhältnis $OVD_g/OVC_{O_2,g}$ wies mit 0,35-0,67 (ein Ausreißer mit 0,06) einen großen Schwankungsbereich auf, wobei aber meist Werte um 0,4 ermittelt wurden (Abbildung 45).

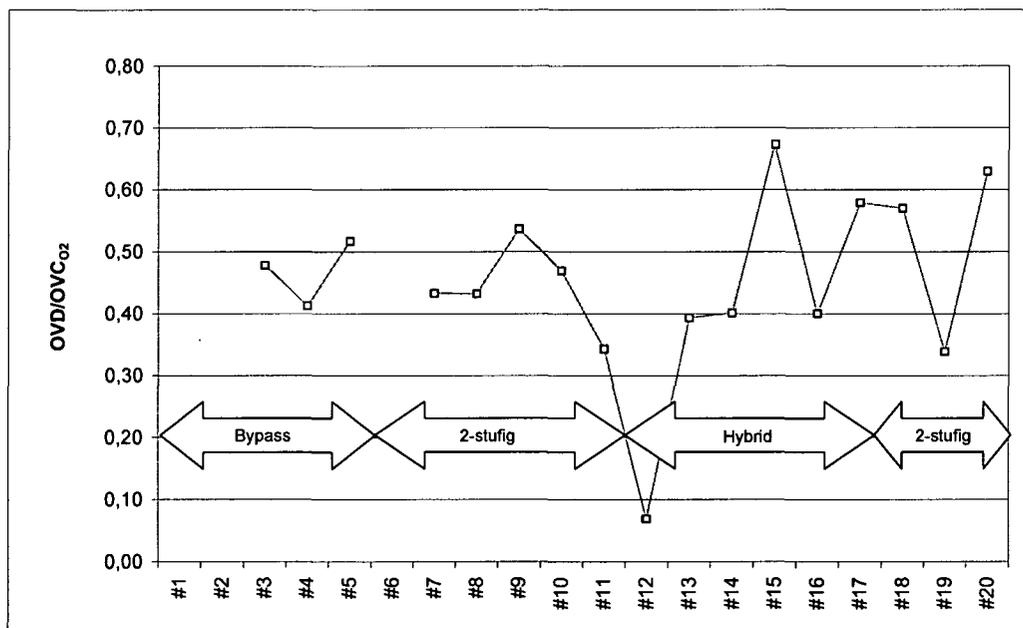


Abbildung 45 OVD/OVC_{O_2} -Verhältnis mehrer Batchversuche zur Bestimmung der Denitrifikationskapazität der 1. Kaskade der 2 Stufe (K2/1)

Im Gegensatz zu den Ergebnissen von Clara haben sich bei Wibmers Messungen keine signifikanten Unterschiede im OVD/OVC_{O_2} -Verhältnis während Bypass und Hybridbetrieb ergeben. Während des Hybrid- und des abschließenden konventionell zweistufigen Betriebes, indem aber trotzdem erhebliche Mengen an 1. Stufen-Schlamm über die Zwischenklärung in die 2. Stufe gelangten wurden sogar tendenziell höhere Verhältnisse gemessen. Im Gegensatz

zu Clara war bei seinen Untersuchungen also der über den Schlammkreislauf 1 (SK1) zufließende Kohlenstoff besser für die Denitrifikation nutzbar.

Vergleicht man die von Wibmer ermittelten Denitrifikationsraten mit den CSB-Frachten im Zulauf zur 2. Stufe, so ergibt sich für den Bypassbetrieb einerseits und den Hybrid- (bzw. auch rein zweistufigen Betrieb) andererseits ein recht differenziertes Bild (Abbildung 46).

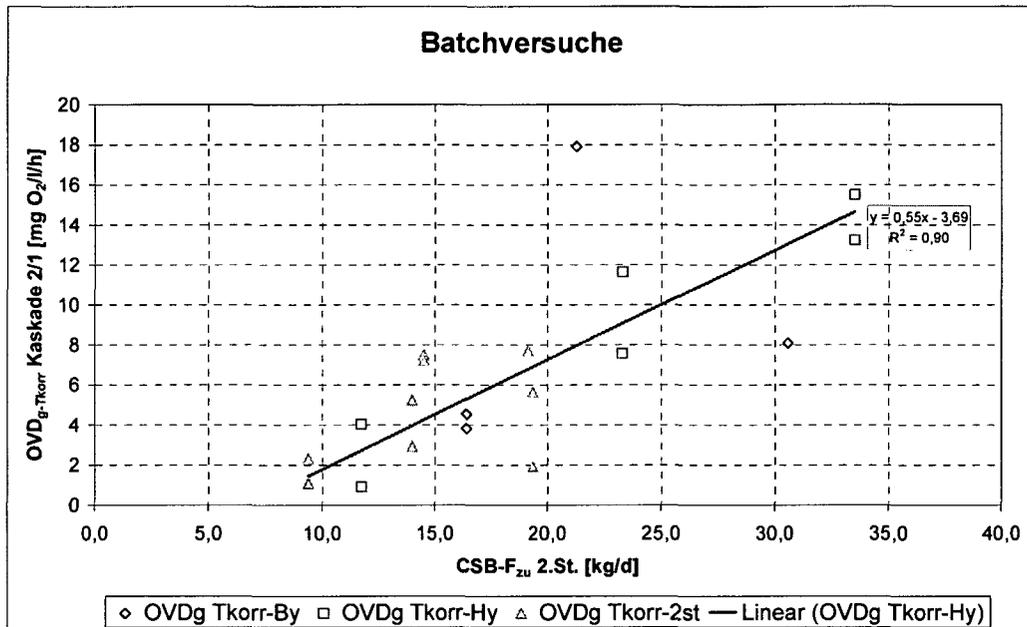


Abbildung 46 Vergleich von CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe und den von Wibmer ermittelten, temperaturkompensierten Nitratatmungen

Einerseits zeigen nämlich jene Tests, die während der Hybridbetriebsphasen durchgeführt wurden einen schönen Zusammenhang zwischen zufließender CSB-Fracht und Denitrifikationsleistung des Schlammes der 2. Stufe, der auch bei der Mehrheit der Versuche, die während des rein zweistufigen Betriebes durchgeführt wurden, zu erkennen ist, andererseits aber sind die Raten aus der Zeit des Bypassbetriebes stark schwankend und lassen sich mit der CSB-Fracht im Zulauf nicht in Zusammenhang bringen. Dies könnte mit der Tatsache in Zusammenhang stehen, dass die Raten zwar aus Stichproben ermittelt wurden, dass sie aber nur mit der CSB-Zulauffracht aus der jeweiligen Tagesmischprobe verglichen werden konnten, weil die CSB-Konzentrationen der jeweiligen Stichprobe nicht bestimmt wurden. Wie man bei den Daten aus den Hybrid- und rein zweistufigen Betriebszeiträumen erkennt, ergeben sich zwischen den Untersuchungen am Vormittag und jenen vom Nachmittag teils deutliche Abweichungen, was natürlich auf die im Tagesverlauf unterschiedliche Belastung zurückzuführen ist (In Abbildung 46 sind bei einer CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe jeweils 2 Raten eingetragen, wovon die niedrigere der geringeren Belastung am Vormittag und die höhere der höheren Belastung am Nachmittag zuzuordnen ist. Diese Tatsache muss beim Vergleich der Raten im Bypassbetrieb berücksichtigt werden,

weil die höhere Rate aus einer Probe vom Nachmittag und die bei im Tagesschnitt höherer CSB-Fracht geringere Rate an einem Vormittag ermittelt wurde.

Wibmer berechnete aus den Ergebnissen seiner Batchversuche den mittleren Anteil der in der 1.Kaskade der 2.Stufe denitrifizierten Stickstofffracht zu 14% der Stickstoffzulauf fracht der gesamten Anlage, ohne auf Unterschiede zwischen Bypass- und Hybridbetrieb näher einzugehen.

Aufgrund der Bestimmungsmethode sind die Ergebnisse von Wibmer glaubwürdiger, weil er seine OVD/OVC_{O2}-Verhältnisse durch Messungen ermittelt hat, während Clara mittels Stichproben der Zuflüsse zur Kaskade 2/1 die Nitrataatmung errechnet und diese der Kohlenstoffsubstrat atmung dieser Kaskade gegenübergestellt hat. Seine Ergebnisse unterstützen aber trotzdem die Ergebnisse der Pilotversuche, weil aufgrund der höheren Substrat atmungen bei von der Betriebsweise unabhängigem OVD/OVC_{O2}-Verhältnis das Denitrifikationspotenzial im Bypassbetrieb höher ist.

5.4.6 Schlamm eigenschaften

Einer der von KAYSER (1995) beschriebenen Vorteile zweistufiger Belebtschlamm systeme gegenüber einstufigen Anlagen sind die besseren beobachteten Schlamm eigenschaften. Die maßgebenden Schlamm eigenschaften für den Betrieb des Belebungs verfahrens sind die Absetz geschwindigkeit und Eindickfähigkeit des Belebtschlammes. Letztere wird mittels des Schlammvolumenindex oder Schlammindex (ISV) charakterisiert.

Auch bei den bisherigen Pilotversuchen zur Erweiterung der HKA aus den Jahren 1987-89 und 1991 wurde ebenfalls ein niedriger Schlammindex (ISV) zwischen 50 und 100 ml/g in der 1. Stufe bzw. zwischen 80 und 120 ml/g in der 2. Stufe beobachtet (DORNHOFER, 1998).

Im Gegensatz dazu hat sich bei den hier diskutierten Pilotversuchen sowohl in der 1. als auch in der 2. Stufe ein relativ hoher und stark schwankender Schlammindex eingestellt, was in folgender Abbildung 47 dargestellt ist. Einige der folgenden Auswertungen wurden bereits in WANDL *et al.* (2001a) beschrieben und sind teilweise wieder daraus entnommen.

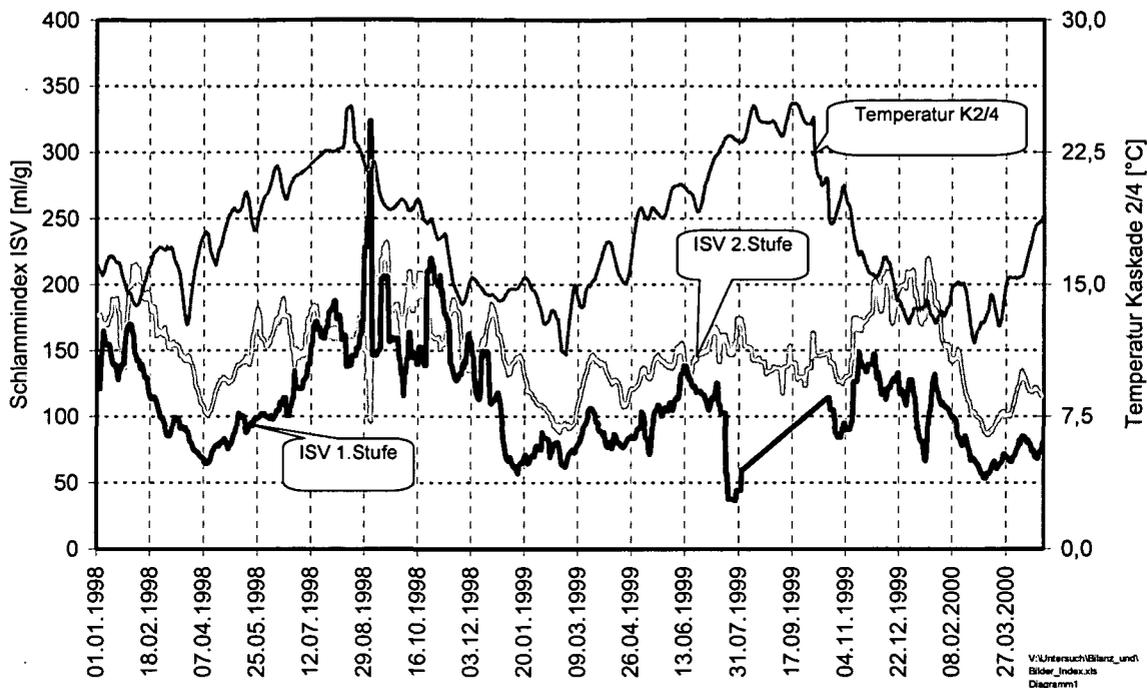


Abbildung 47 Gleitende Wochenmittel von Schlammindex und Temperatur auf der Versuchsanlage

In der 1. Stufe schwankte der Index zwischen etwa 60 und 150 ml/g. Während die Beschickung der Pilotanlage mit dem durch die Vorfällung veränderten Ablauf der Vorklärbecken der Großanlage erfolgte, lag er zwischen 150 und > 200 ml/g. In der 2. Stufe lag der Schlammindex meist deutlich über jenem der 1. Stufe.

Der Schlammindex weist einen deutlichen Jahresgang auf (Abbildung 47) Während er in den Wintermonaten jeweils sehr hoch war, sank er im Frühjahr meist ab.

In den ersten Monaten des Pilotanlagenbetriebes kam es vor allem in der 2. Stufe zu massenhaftem Auftreten von Fadenbakterien der Gattung *Microthrix* (Februar 1998), dem aber durch konsequentes Entfernen des Schwimmschlammes begegnet werden konnte. Ebenfalls am Beginn wurde in den mikroskopischen Untersuchungen auch *Nocardia*-Fäden beobachtet, die aus der Flocke herausgewachsen sind. Nachdem die Vorfällung auf der Großanlage in Betrieb genommen wurde (ab April 1998), hat sich das mikroskopische Bild der Schlammproben aus der Pilotanlage etwas verändert. *Microthrix* war fast vollständig verschwunden und der Anteil an *Nocardia* war ebenfalls geringer, meist waren die Fäden bereits in die Flocke inkorporiert. Dennoch war der Schlammindex während der Zeit der Vorfällung ausnehmend hoch.

In der folgenden Abbildung 48 ist die Entwicklung des Schlammindex der 2. Stufe von Beginn bis Ende der jeweils gewählten Betriebseinstellung ersichtlich. Deutlich erkennt man einen Anstieg des Schlammindex während der einzelnen Bypassphasen.

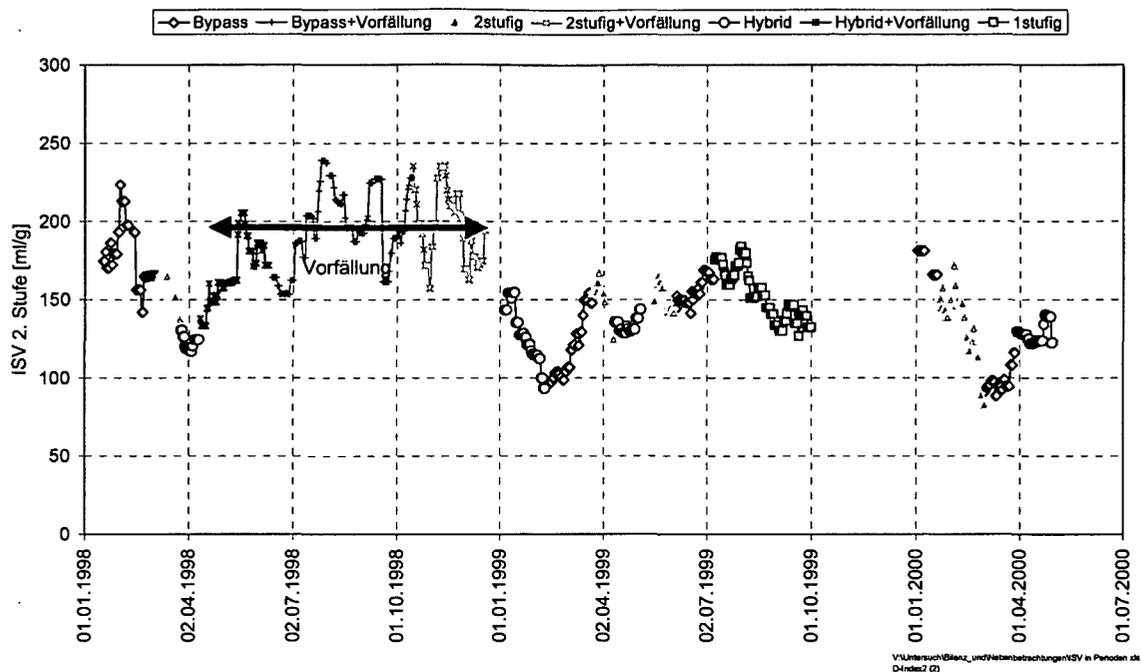


Abbildung 48 Gleitende Wochenmittel des Schlammindex der 2. Stufe unterschieden nach den einzelnen Betriebsphasen

Umgekehrt zeigt der Index in Zeiträumen, in denen der 2. Stufe kein Rohabwasser zugegeben wurde („Hybrid“ oder „2stufig“), eine zumindest gleich bleibende Tendenz. Nur während des in Abbildung 53 gekennzeichneten Bereiches, in dem der Zulauf nach der Vorfällung auf der Großanlage entnommen wurde, stieg der ISV der 2. Stufe während einer Hybridbetriebsphase auf 200 ml/g und fiel erst wieder, als für die Versuchsanlage ein eigenes Vorklärbecken in Betrieb genommen wurde und somit der Einfluss der Vorfällung nicht mehr gegeben war.

Die Abhängigkeit des Schlammindex von der Betriebsart ließ den Schluss zu, dass die Belastungsverhältnisse in der Anlage ausschlaggebend für den schwankenden Schlammindex waren. Ein Vergleich der Mittelwerte der Schlammindices beider Stufen mit der mittleren Schlammbelastung bestätigt diese Vermutung – zumindest für die 1. Stufe - auch.

Vergleicht man nämlich die Belastungsverhältnisse der 1. Stufe der Pilotanlage mit den Beobachtungen von STEWART (1964) so erkennt man, dass der Schlammindex der 1. Stufe genau dann hoch war, wenn die 1. Stufe im nach Stewart kritischen Belastungsbereich gefahren wurde (Abbildung 49). Der Schlammindex verschlechtert sich gemäß diesen Untersuchungen bei Schlammbelastungen zwischen 0,5 und 1,5 kg BSB₅/kg TS/d. In der Abbildung ist zu berücksichtigen, dass hier die auf den Parameter CSB bezogene Schlammbelastung dargestellt ist. Der kritische Bereich ist dementsprechend mit einem Faktor von etwa 0,5 auf BSB₅ umzurechnen.

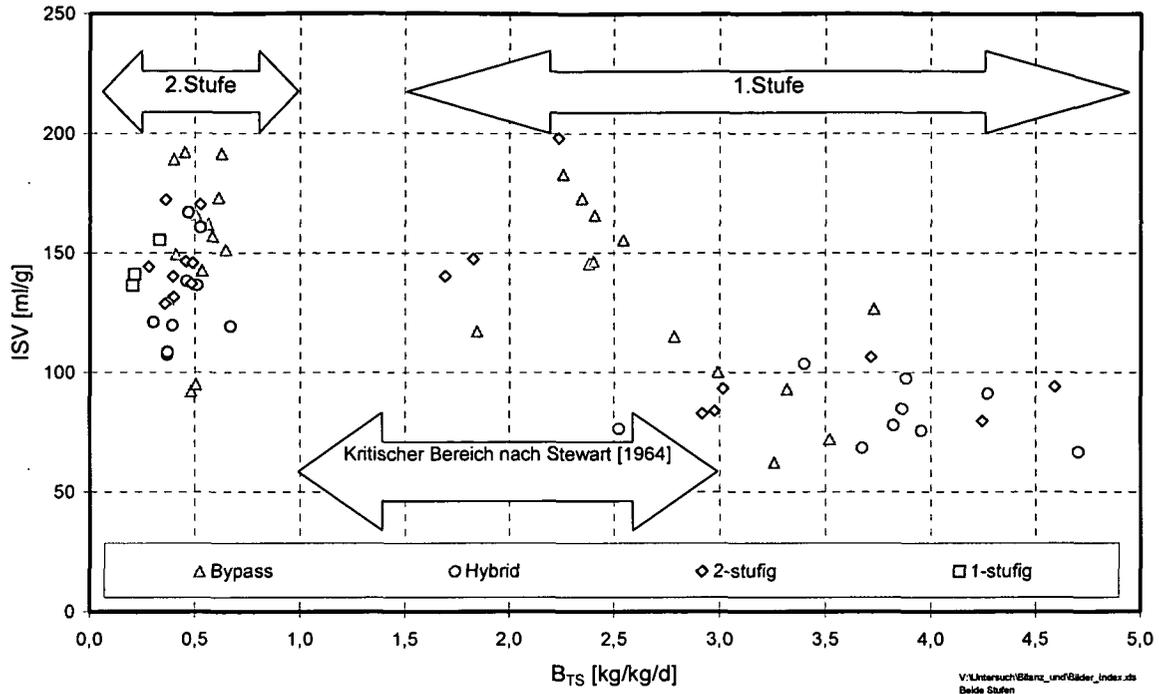


Abbildung 49 Zusammenhang zwischen Schlammindex, Schlammbelastung (bezogen auf CSB) und Betriebseinstellung in beiden Stufen der Versuchsanlage

Es ist deutlich zu sehen, dass in jenen Bilanzzeiträumen, in denen die Schlammbelastung der 1. Stufe im kritischen Bereich lag, auch die höchsten Schlammindizes auftraten. In diesen Belastungsbereich sind vor allem Zeiträume mit Bypassbetrieb gefallen. Beim Bypassbetrieb wird die 1. Stufe schwächer belastet als beim Hybridbetrieb. Dementsprechend treten während des Bypassbetriebs niedrigere Schlammbelastungen als während des Hybridbetriebs auf und folglich liegt auch die Mehrzahl der Bypasszeiträume im kritischen Bereich, während die Schlammbelastung bei Hybridbetrieb meist deutlich über dem kritischen Wert von 3,0 liegt.

Bei der 2. Stufe war ein weit geringerer Unterschied im Schlammindex zwischen Bypass- und Hybridbetrieb erkennbar als für die 1. Stufe. Tendenziell lag der Schlammindex bei Hybridbetrieb etwas niedriger als bei Bypassbetrieb allerdings wurde der kritische Belastungsbereich in der 2. Stufe nie erreicht.

Bei der Betrachtung obiger Abbildung sind allerdings zwei Dinge zu berücksichtigen. Einerseits muss die Temperaturabhängigkeit des Schlammindex berücksichtigt werden und andererseits die Tatsache, dass viele, der in Abbildung 49 dargestellten Bilanzzeiträume in jenen Periode gefallen sind, die durch die Vorfällung auf der Großanlage beeinflusst waren.

Die Frage der Abhängigkeit des Schlammindex von der Temperatur wurde in WANDL *et al.* (2001a) eingehend diskutiert und kann folgendermaßen zusammengefasst werden:

Bei der 1. Stufe zeigte sich, dass Temperaturschwankungen während des Bypassbetriebes erhebliche Verschlechterungen der Schlammabsetzeigenschaften zur Folge hatten. Im

Hybridbetrieb konnte dies nicht beobachtet werden. Damit haben sich die Ergebnisse von Stewart auch unter Berücksichtigung der Temperatur bestätigt.

Um einen eventuellen Einfluss der Vorfällung auf der Großanlage auf den Schlammindex erkennen zu können sind diese Zeiträume in folgender Abbildung 50 gekennzeichnet.

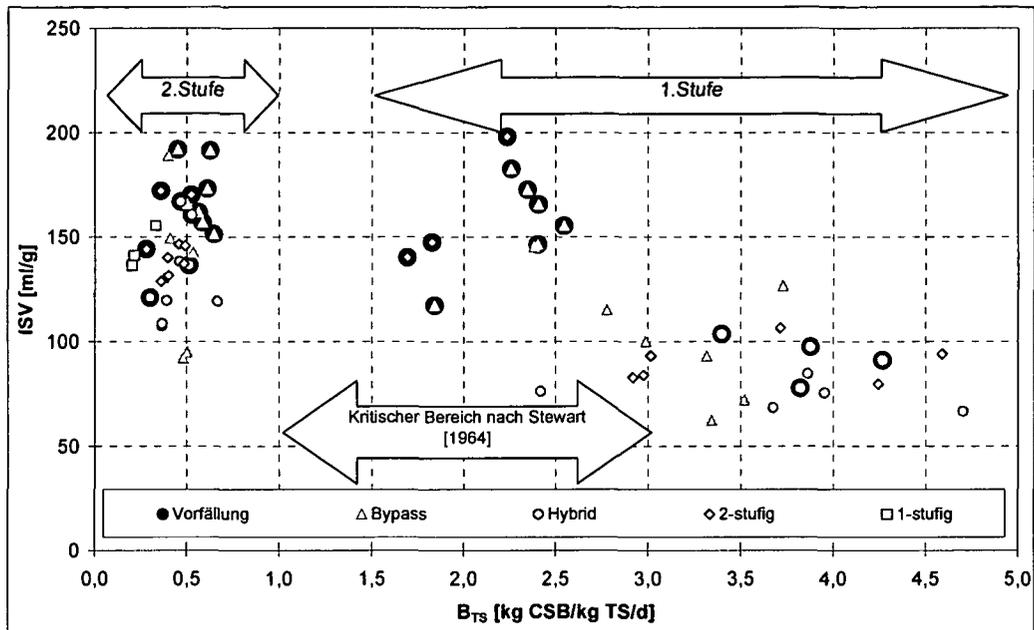


Abbildung 50 Zusammenhang zwischen Schlammindex, Schlammbelastung und Betriebseinstellung in beiden Stufen der Versuchsanlage unter Berücksichtigung der durch die Vorfällung beeinflussten Zeiträume

Die Abhängigkeit des Schlammindex von der Anlagenbelastung ist bei alleiniger Betrachtung jener Zeiträume, die durch die veränderte Abwasserzusammensetzung während der Zeit der Vorfällung beeinflusst sind wieder erkennbar (schwarz hinterlegte Werte). Bei hoher Anlagenbelastung während der Hybridbetriebszeiträume war der Schlammindex auch hier niedrig, und fast alle im kritischen Belastungsbereich befindlichen Zeiträume weisen hohe Indices auf.

Allerdings ist während zweier Betriebsperioden (ein Bypass und ein Hybridzeitraum), die in diesem kritischen Belastungsbereich liegen, der Schlammindex deutlich besser als bei allen anderen Perioden und liegt im Bereich jener ISV-Werte, die bei höherer Belastung der 1. Stufe bestimmt wurden.

Diese Resultate lassen die Vermutung zu, dass der Schlammindex der 1. Stufe doch nicht aufgrund der sich ändernden Belastungssituation schwankte, sondern durch die aufgrund der Vorfällung auf der Großanlage veränderte Abwasserzusammensetzung im Zulauf zur Versuchsanlage beeinflusst war.

Bezieht man die Schlammindexwerte nicht auf die Schlammbelastung sondern auf das Vergleichsschlammalter der 1. Stufe bei 15 °C, so ergibt sich ein recht ähnliches Bild (Abbildung 51).

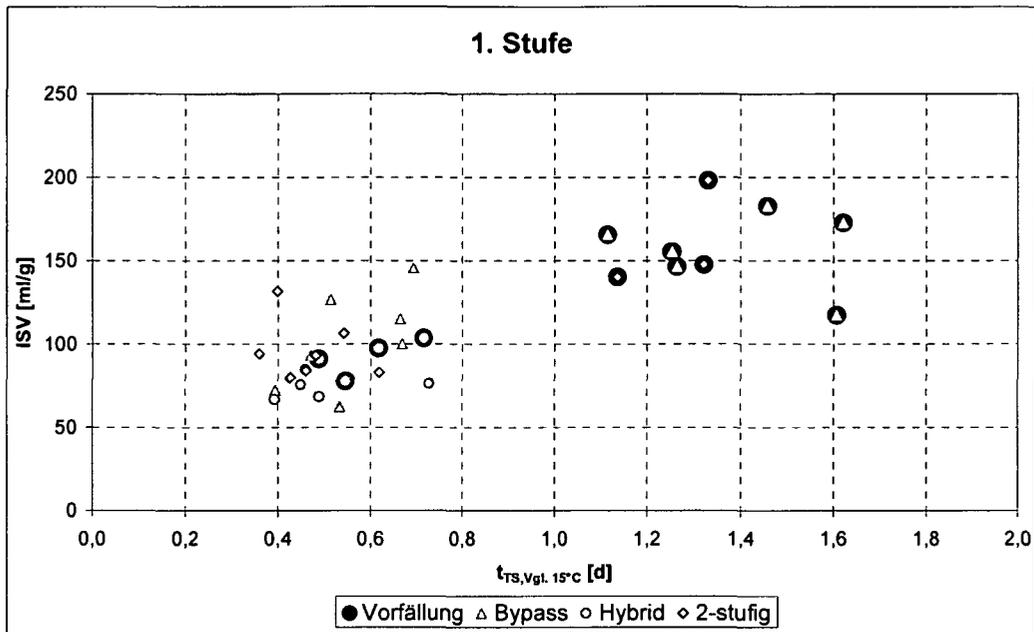


Abbildung 51 Zusammenhang zwischen Schlammindex und Schlammalter der 1. Stufe unterschieden nach Betriebseinstellung der Versuchsanlage unter Berücksichtigung der durch die Vorfällung beeinflussten Zeiträume

Grundsätzlich ist der ISV der 1. Stufe bei höherem Schlammalter höher, nur konnten die höheren Schlammalter ausschließlich in Zeiträumen erzielt werden, in denen der Betrieb der Anlage durch die Vorfällung beeinflusst war.

Bei den restlichen Zeiträumen erkennt man während der Bypasszeiträume einen um etwa 50 ml/g höheren Schlammindex im Vergleich mit den Hybridbetriebszeiträumen, wobei dabei allerdings auch das Schlammalter etwas höher war.

In der 2. Stufe lag der Schlammindex während der Hybridbetriebsphasen meist im Bereich von 100 bis 150 ml/g während er bei Bypassbetrieb einen größeren Schwankungsbereich zwischen 90 und 190 ml/g aufwies (Abbildung 52).

Insgesamt ist festzustellen, dass sich meist der Schlammindex in beiden Stufen während der Zeiträume mit Bypassbetrieb zunehmend verschlechtert hat, was für einen vorausschauenden Betrieb der künftigen Großanlage zu berücksichtigen ist. Die Anlage muss dann mit reduziertem Trockensubstanzgehalt in den Belebungsbecken betrieben werden, um eine Überlastung der Nachklärbecken zu vermeiden.

5.5 Konsequenzen der Ergebnisse der Pilotversuche für den Betrieb der Großanlage

Die Ergebnisse der Pilotversuche haben gezeigt, dass eine vollständige Ammoniumoxidation in der 2. Stufe nur bei einem aeroben Schlammalter von > 5 Tagen bezogen auf $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ erreichbar ist (Kapitel 5.4.5.2). Um auch Nitritkonzentrationen von $< 0,5\text{ mg/l}$ im Ablauf gesichert einhalten zu können, muss das aerobe Schlammalter bezogen auf $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ jedenfalls im Bypassbetrieb bei > 8 Tagen gehalten werden. Dies ergibt einen nach dem ATV Arbeitsblatt A131 (ATV, 2000) errechneten Sicherheitsfaktor gegen Verlust der Nitrifikation von $\text{SF} = 2,35$. Bei Bemessung einer einstufigen Anlage dieser Größenklasse wird im Arbeitsblatt aber ein Sicherheitsfaktor von lediglich $\text{SF} = 1,45$ gefordert. Der Betrieb der künftigen Großanlage hat für gesichert niedrige $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf im Vergleich mit den Empfehlungen der ATV daher mit teils deutlich größeren Sicherheiten zu erfolgen.

Auf diese Tatsache muss auch bei der Optimierung der Stickstoffentfernung der Großanlage Bedacht genommen werden. Obwohl davon auszugehen ist, dass das Schlammalter der Großanlage grundsätzlich höher eingestellt werden kann als auf der Pilotanlage (Einfluss der Schwebstoffe im Ablauf auf das Schlammalter der 2. Stufe), muss für eine ausreichende Sicherheit der Nitrifikation die Belastung der 2. Stufe limitiert werden.

Ausgehend von einem gemäß den Pilotversuchsergebnissen erforderlichen Sicherheitsfaktor von $\text{SF} = 2,35$ wurde die 2. Stufe der HKA mit dem CSB-Bemessungsansatz des ATV-Arbeitsblattes A131 (ATV, 2000) für die Betriebsweise Bypassbetrieb nachgerechnet. Bei verschiedenen hohen Schwebstoff-Konzentrationen im Ablauf der 1. Stufe wurden die zulässige Bypassmenge und die damit in der 2. Stufe erreichbare Stickstoffelimination für unterschiedliche Temperaturen berechnet. Die dafür notwendigen Bemessungsgrundlagen zeigt folgende Tabelle 8.

Tabelle 8 Annahmen für die Berechnung der N-Entfernung in der 2. Stufe bei Bypassbetrieb nach ATV A131 (2000)

Q _{ZU}	575.000	m ³ /d	Q _{RP}	420.000	m ³ /d
Q _{BY}	variabel	m ³ /d			
V _{BB}	171.000	m ³	TS _{BB 2.St.}	3,6	g/l
C _{CSB, BBZU}	474	mg/l	C _{CSB, ZKBab}	S _{CSB, ZKBab} + 1,1 * X _{TS, ZKBab}	mg/l
S _{CSB, BBZU}	295	mg/l	S _{CSB, ZKBab}	85 - 0,25 * Q _{RP} / Q _{ZU}	mg/l
X _{TS, BBZU}	183	mg/l	X _{TS, ZKBab}	20-100	mg/l
TN _{BBZU}	51	mg/l	TN _{ZKBab}	28 - 0,06 * Q _{RP} / Q _{ZU} + X _{TS, ZKBab} * N / TS _{1.St.}	mg/l
NH ₄ -N _{BBZU}	31	mg/l	NH ₄ -N _{ZKBab}	20 - 0,07 * Q _{RP} / Q _{ZU}	mg/l
NO ₃ -N _{BBZU}	1,8	mg/l	NO ₃ -N _{ZKBab}	1,8	mg/l
TP _{BBZU}	5,7	mg/l	TP _{ZKBab}	1,1 + X _{TS, ZKBab} * P / TS _{1.St.}	mg/l

Für die Berechnung wurde bei ausreichend hohem Sicherheitsfaktor zunächst das anoxische Volumen der 2. Stufe erhöht und bei einem Wert für V_d/V = 0,5 der Bypass in Betrieb genommen. Die in Abbildung 53 dargestellten zulässigen Anteile für den Bypass beziehen sich daher alle auf einen anoxischen Volumenanteil von 50 %. Darunter wurde die Denitrifikation ausschließlich über die CSB-Fracht aus dem Zwischenklärbecken berechnet.

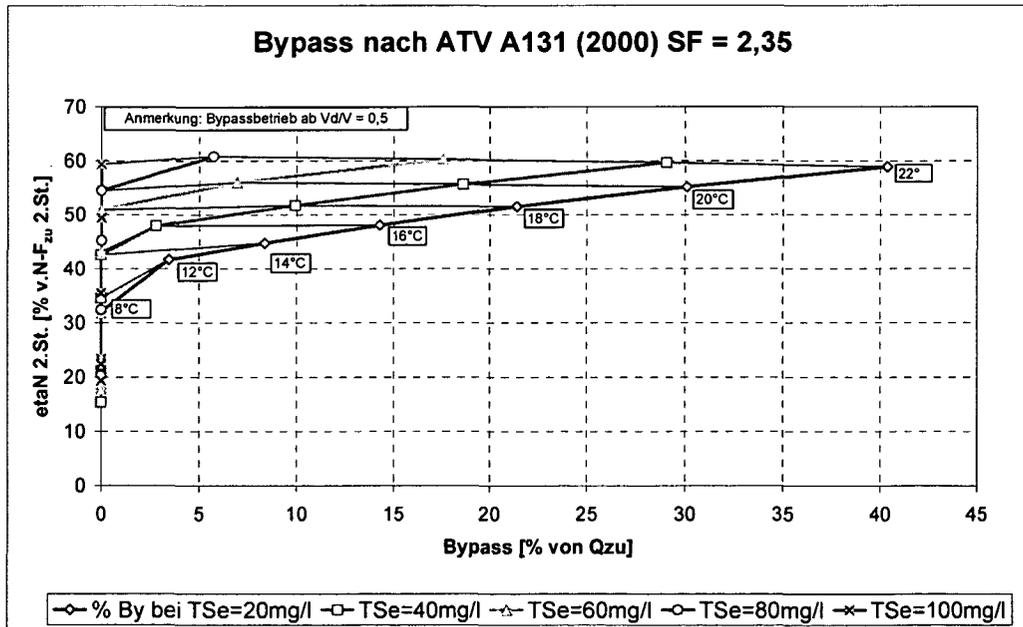


Abbildung 53 Nachrechnung der 2. Stufe der erweiterten HKA für einen Sicherheitsfaktor von SF = 2,35 basierend auf den Pilotversuchsergebnissen

Der zulässige Anteil an Bypass ist stark von der CSB-Belastung im Ablauf der Zwischenklärung abhängig und variiert bei einer Abwassertemperatur von T = 22 °C

zwischen 0 % der Zulaufwassermenge bei einer Schwebstoffkonzentration von $TS_e = 100 \text{ mg/l}$ bis zu einem Anteil von 43 % bei $TS_e = 20 \text{ mg/l}$.

Die in der 2. Stufe erreichbare Stickstoffentfernung ist zwar von der Temperatur im Belebungsbecken abhängig, nicht aber von der aus der Zwischenklärung abtreibenden Feststofffracht. Wenn man den Bypass entsprechend dieser Fracht anpasst, erreicht man in allen untersuchten Fällen die von der Temperatur abhängige Stickstoffentfernung, die maximal 60 % bei 22 °C beträgt.

Für die Berechnung der N-Entfernung wurde der im Arbeitsblatt A131 der ATV (ATV, 2000) enthaltene Ansatz für die Denitrifikationskapazität verwendet. Eine eventuell dazu abweichende Denitrifikationskapazität wegen des aus der 1. Stufe abtreibenden Hochlastschlammes wurde darin nicht berücksichtigt.

Bei $T = 8 \text{ °C}$ wurde ab einer TS_e -Konzentration von 40 mg/l der Sicherheitsfaktor von $SF = 2,35$ auch bei vollständig belüftetem Volumen unterschritten. Bei 12 °C wurde er ab einer TS_e -Konzentration von 60 mg/l und bei 14 °C bei $TS_e = 80 \text{ mg/l}$ nicht mehr erreicht. Der im A131 (2000) empfohlene Faktor von 1,45 wurde bei 8 °C ab $TS_e = 60 \text{ mg/l}$ unterschritten und bei 12 °C bei $TS_e = 100 \text{ mg/l}$ gerade erreicht.

Wenngleich aufgrund der Versuchsergebnisse bei Hybridbetrieb von einem etwas geringeren Sicherheitsfaktor hinsichtlich Nitrifikation auszugehen ist ($SF = 1,75$), muss auch hierbei die von der Schwebstofffracht im Ablauf der Zwischenklärung abhängige Belastung der 2. Stufe berücksichtigt werden. Für die Berechnung der Stickstoffentfernung der 2. Stufe bei Hybridbetrieb wurden zusätzlich zu den in Tabelle 8 angegebenen Werten folgende Annahmen zugrunde gelegt, wobei berücksichtigt wurde, dass der SK1 aus der 1. Kaskade der 1. Stufe (K1/1) entnommen wird.

Tabelle 9 zusätzlich notwendige Annahmen für die Berechnung der N-Entfernung in der 2. Stufe bei Hybridbetrieb nach ATV A131 (2000)

$TS_{BB \text{ 1.St.}}$	3000	mg/l	Q_{Hybrid}	variabel	m^3/d
$CSB-TS_{BB \text{ 1.St.}}$	$3000 * CSB / TS_{1.St.} = 3.300$	mg/l	$S_{CSB, K1/1}$	100	mg/l
$N-TS_{BB \text{ 1.St.}}$	$3000 * N / TS_{1.St.} = 231$	mg/l	$TN_{\text{gel}, K1/1}$	26	mg/l
			$NH_4-N_{K1/1}$	22	mg/l
$P-TS_{BB \text{ 1.St.}}$	$3000 * P / TS_{1.St.} = 63$	mg/l	$PO_4-P_{K1/1}$	1,4	mg/l

Die Ergebnisse dieser Berechnung für eine Sicherheitsfaktor $SF = 1,75$ ($t_{TS-Vgl} 15^\circ\text{C} = 6 \text{ d}$) sind in Abbildung 54 dargestellt.

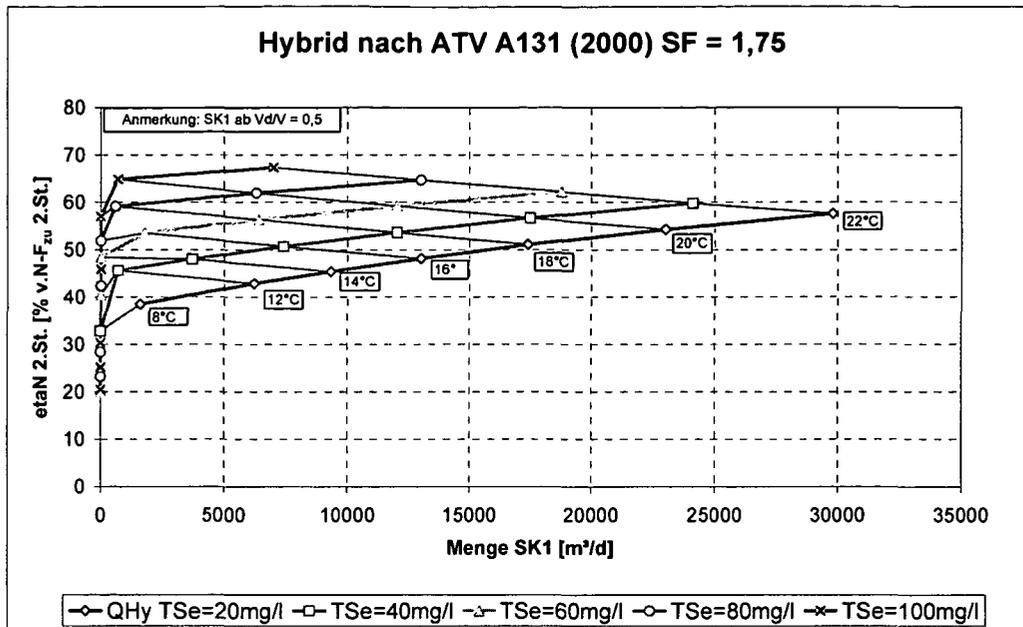


Abbildung 54 Nachrechnung der 2. Stufe der erweiterten HKA für Hybridbetrieb und einen Sicherheitsfaktor von $SF = 1,75$ basierend auf den Pilotversuchsergebnissen

Entgegen den Ergebnissen der Pilotversuche (Kapitel 5.4.5.3) ist die rechnerische Stickstoffentfernung in der 2. Stufe bei Hybridbetrieb mit fast 70 % sogar höher als im Bypassbetrieb. Allerdings kann sie nur bei höheren Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf des Zwischenklärbeckens erzielt werden. Ist der Schwebstoffabtrieb aus der Zwischenklärung gering, ist unter Beachtung der für die Nitrifikation notwendigen Sicherheiten eine Stickstoffentfernung von nur mehr knapp 60 % zu erreichen. Eine mögliche Erklärung dafür ist die Tatsache, dass der über den SK1 eingebrachte CSB anteilmäßig über einen geringeren Anteil an abbaubarem CSB verfügt als der über das Zwischenklärbecken eingeleitete, womit aufgrund des verwendeten Modells weniger CSB veratmet und damit auch weniger Stickstoff denitrifiziert werden kann.

Wie in Kapitel 5.1.5 gezeigt wurde, ist aus Wirtschaftlichkeitsüberlegungen (Energiekosten) eine möglichst weitgehende Denitrifikation in der 2. Stufe zu bevorzugen, weil anderenfalls für eine ausreichende Stickstoffentfernung eine höhere Ablaufrezirkulation und damit höhere Kosten für die Pumpenergie erforderlich wären. Aber auch aus verfahrenstechnischen Gründen ist eine höhere Stickstoffentfernung in der 2. Stufe zu bevorzugen, was folgende Abbildung 55 zeigt. Darin sind die in der 1. bzw. in der 2. Stufe denitrifizierten N-Frachten bezogen auf die jeweilige CSB-Fracht im Zulauf dargestellt. Die denitrifizierten Frachten der 1. Stufe wurden in dieser Abbildung auf zwei unterschiedliche Arten dargestellt. Einerseits ergaben sie sich aus der Stickstoffbilanz (dunkle, blaue Werte) andererseits wurden sie über die gemessenen Stickstoffmaximalatmungen abgeschätzt (helle gelbe Linie), woraus sich noch geringere Werte errechnen (siehe Kapiteln 5.4.3.2 und 5.4.3.3).

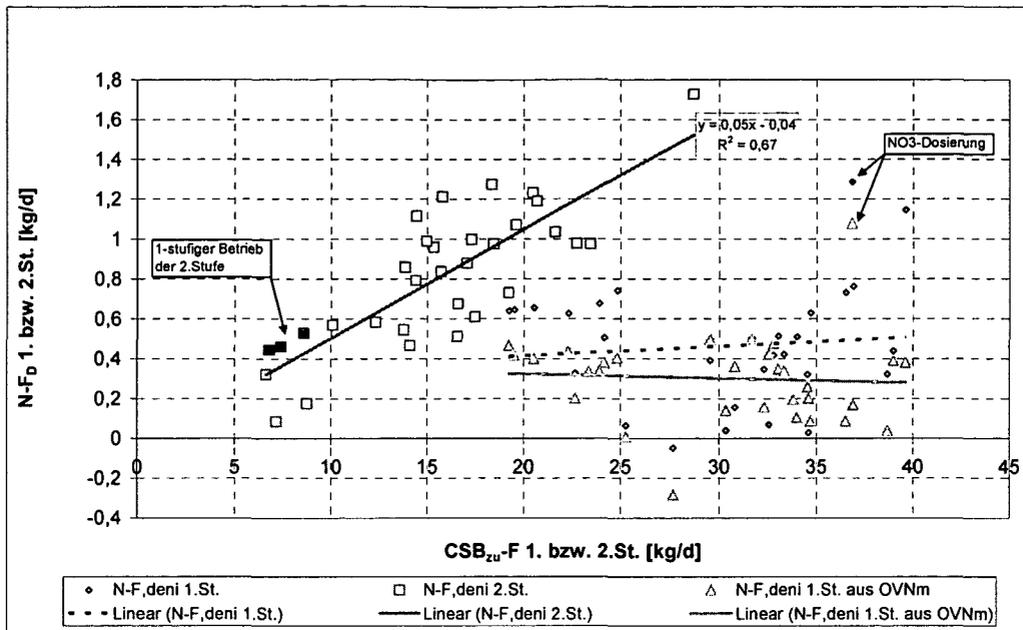


Abbildung 55 Vergleich der in der 1. bzw. 2. Stufe denitrifizierten N-Frachten mit der jeweiligen CSB-Fracht im Zulauf

In der 2. Stufe ist die Denitrifikation eindeutig vom Substratangebot in dieser Stufe abhängig gewesen. Eine weitere Steigerung der CSB-Belastung der 2. Stufe und eine damit verbundene Verbesserung der Denitrifikation wäre aber jedenfalls bei den Pilotversuchen wegen des ohnehin schon sehr geringen Schlammalters dieser Stufe nicht möglich gewesen.

Dennoch ist im Betrieb pro kg Zulauf-CSB deutlich mehr Stickstoff in der 2. Stufe denitrifiziert worden, was auf die Nitratlimitierung der Denitrifikation in der 1. Stufe zurückzuführen ist.

Selbst in dem Zeitraum, als in der 1. Stufe zusätzlich Nitrat dosiert wurde (in Abbildung 55 mit der Bezeichnung „NO₃-Dosierung“ gekennzeichnet) liegen die auf den CSB im Zulauf bezogenen Werte deutlich unter den Ergebnisse der 2. Stufe. Die Denitrifikation von ca. 1,2 kg N/d erfolgte in der 1. Stufe bei einer CSB-Fracht von 37 kg/d, in der 2. Stufe waren dafür lediglich 20 – 25 kg CSB/d erforderlich. Dies liegt vermutlich an der Tatsache, dass das anoxische Volumen der 1. Stufe nicht an die zu denitrifizierende Nitratfracht angepasst werden konnte, kann aber auch mit dem schlechten OVD/OVC-Verhältnis in der 1. Stufe zusammenhängen.

Falls – was nicht zu erwarten ist - in der künftigen Großanlage tatsächlich Schwierigkeiten bei der Einstellung eines ausreichend hohen Schlammalters in der 2. Stufe auftreten, wäre der verstärkte Einsatz der Bypassbetriebsweise zur vermehrten Stickstoffentfernung nur während der Sommermonate anzuraten. Auf Grund der stabileren Nitrifikation wäre in den Wintermonaten die Hybridbetriebsweise zu bevorzugen.

Grundsätzlich kann bei geringen Abwassertemperaturen im Winter eine Stickstoffentfernung von 70 % auch mit einem „konventionell zweistufigen“ Betrieb der Anlage erzielt werden, wenn die Ablaufzirkulation mit 100 % der Zulaufwassermenge betrieben wird. Dies wurde in Kapitel 5.1.5 mit den Ergebnissen aus DORNHOFER (1998) theoretisch nachgewiesen und hat sich auch bei den in dieser Arbeit beschriebenen Versuchen bestätigt (vgl. konventionell zweistufige Zeiträume in Abbildung 11). Diese Betriebsweise ermöglicht aufgrund der im Vergleich mit Bypass- bzw. Hybridbetrieb geringeren Belastung ein höheres Schlammalter in der 2. Stufe und damit die größten Reserven für die Nitrifikation in den Wintermonaten.

Der Schlammindex war während der Pilotversuche in manchen Phasen sehr hoch. Die Schlammigenschaften in der Pilotanlage können zwar aus verschiedenen Gründen nicht auf die Großanlage übertragen werden. Sollte aber der Schlammindex der 2. Stufe während der Bypassphasen auch in der Großanlage ansteigen, muss die Belastung der 2. Stufe derart gewählt werden, dass ein Betrieb der 2. Stufe ohne plötzliche Reduktion des Schlammalters möglich ist. Die Trockensubstanz der 2. Stufe muss daher so gewählt werden, dass eine Überlastung der Nachklärbecken ausgeschlossen werden kann. Anderenfalls müsste zur Reduktion der Trockensubstanz der Überschussschlammabzug erhöht werden, was möglicherweise zu einer unzulässigen Reduktion des Schlammalters führen würde.

Die folgende Nachrechnung der geplanten Nachklärbecken mithilfe des im ATV-Arbeitsblatt A131 (ATV, 2000) enthaltenen Modellansatzes soll zeigen, welche Trockensubstanz beim jeweiligen Schlammindex zulässig ist (Tabelle 10).

Tabelle 10 Berechnung der Nachklärbecken bei verschiedenen Schlammindices

A 131 neu					
Berechnung der TS-BB - Rundbecken			neue NKB		
			Bem.: ISV = 90	ISV = 120	ISV = 150
Q-RW-m	[m ³ /h]	E	64800	64800	64800
Beckenanzahl	[-]	E	15	15	15
Q pro Becken	[m ³ /h]	E	4320	4320	4320
ISV	[l/kg]	E	90	120	150
tE	[h]	E	1,85	1,85	1,85
f TS-RS	[-]	E	0,70	0,70	0,70
RV	[-]	E	0,60	0,60	0,60
TS-BS	[kg/m ³]		13,64	10,23	8,18
TS-RS	[kg/m ³]		9,55	7,16	5,73
TS-BB	[kg/m ³]		3,58	2,69	2,15
VSV	[l/m ³]		322	322	322
qSV-max	[l/m ² /h]	E	450	500	500
qA-max	[m/h]		1,40	1,55	1,55
A-NK-min	[m ²]		3094	2784	2784
d-wirksam	[m]		62,8	59,5	59,5
d-Mittelbauwerk	[m]		12,6	11,9	11,9
d-ges ber.	[m]		64,0	60,7	60,7
d-gewählt	[m]	E	64,0	64,0	64,0
qSV	[l/m ² /h]		451	451	451
qA	[m/h]		1,40	1,40	1,40
A-NK	[m ²]		3217	3217	3217
h1	[m]	E	0,50	0,50	0,50
h2	[m]		1,65	1,65	1,65
h3	[m]		0,65	0,65	0,65
h4	[m]		1,09	1,09	1,09
h ges	[m]		3,89	3,89	3,89
V-NK	[m ³]		187572	187572	187572
q-SR	[l/m ³ /h]		186	186	186

Rechnerisch wäre bei hydraulischer Bemessungsbelastung und einem Schlammindex in der zweiten Stufe von ISV = 120 ml/g eine Trockensubstanz von nur mehr TS_{BB} = 2,7 g/l zulässig. Dies wiederum hätte zur Konsequenz, dass die Belastung der 2. Stufe deutlich reduziert werden müsste, um das für eine vollständige Nitrifikation erforderliche Schlammalter einhalten zu können. Da in diesem Fall die Denitrifikationsleistung der 2. Stufe vermindert würde, wäre die Stickstoffentfernung der gesamten Anlage stärker vom Betrieb der Ablaufzirkulation abhängig. Ein höherer Schlammindex würde sich damit zumindest in höheren Energiekosten niederschlagen.

6 Labor- und Pilotversuche zur Reinigung der Abwässer der OÖ.Tierkörperverwertung

6.1 Einführung

Die OÖ. Tierkörperverwertung (OÖ.TKV) verarbeitet im Dreischichtbetrieb die zur Entsorgung gesammelte Rohwarenmenge von ca. 120.000 to im Jahr 2003 zu Tiermehl und Tierfett. Die Produktionsabwässer werden mittels einer vorgeschalteten chemisch-physikalischen und einer biologischen Abwasserreinigungsanlage nach dem Belebungsverfahren vorgereinigt und anschließend über einen Sammelkanal zur Kläranlage des örtlichen Abwasserverbandes abgeleitet.

In der Literatur der frühen neunziger Jahre (METZNER und TEMPER, 1989; METZNER, 1992) werden Reinigungsergebnisse diverser deutscher TBA-Kläranlagen erläutert. Trotz guter Wirkungsgrade der Nitrifikation von etwa 90 % lagen die Ammoniumkonzentrationen im Ablauf zwischen 100 und 500 mg/l und auch in neuerer Vergangenheit wird von Nitrifikationsproblemen bei Abwasserreinigungsanlagen von Tierkörperverwertungen (TKV) berichtet (ZILLVERTANT, 1999). Dies zeigt, dass die biologische Reinigung dieser Art von Industrieabwasser oft mit Problemen verbunden ist.

Auch die innerbetriebliche Abwasserreinigungsanlage (BARA) der OÖ.TKV weist seit den frühen neunziger Jahren während der Sommermonate regelmäßig Nitrifikationsprobleme auf, was auf die sehr hohe Belastung der Anlage in der warmen Jahreszeit zurückzuführen ist (Tabelle 11).

Tabelle 11 CSB- und NH₄-N-Frachten sowie Abwassermengen im Zulauf zur biologischen Vorreinigungsanlage

	Abwassermengen [m ³ /d]		CSB-Frachten [kg/d]		NH ₄ -N-Frachten [kg/d]	
	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer
1992	keine Daten	326	keine Daten	3559	keine Daten	504
1993	289	295	1359	1993	238	279
1994	301	keine Daten	1440	keine Daten	227	keine Daten
1995	271	291	1601	1805	210	274
1996	292	301	1095	1759	176	165*
1997	keine Daten	320	keine Daten	2408	keine Daten	145
1998	301	319	1384	2607	91	125
1999	371	356	1754	2834	94	158
2000	331	322	1749	2844	90	145
2001	325	356	1646	2357	121	172

*Im Juni 1996 wurden die Ammoniumkonverter in Betrieb genommen

Die CSB- bzw. Stickstofffrachten sind im Sommer teilweise doppelt so hoch wie im Winter.

Die Ursache für diese jahreszeitlichen Schwankungen der Frachten liegt im stärkeren Zersetzungsgrad des angelieferten Materials bei höheren Temperaturen. Die über die Jahre steigenden Abwassermengen und die CSB-Frachten zeigen die starke Zunahme der zu entsorgenden Rohwarenmengen innerhalb der letzten Jahre.

Der für die Ableitung des vorgereinigten Abwassers zur örtlichen Verbandskläranlage vorgeschriebene Konsens für die Gesamtstickstofffracht von 110 kg/d im Wochenmittel wurde wegen der häufigen Überlastung der Anlage deshalb immer wieder überschritten.

In Laboruntersuchungen konnte die stark nitrifikationshemmende Wirkung dieses nahezu vollständig aus Brüdenkondensaten bestehenden Abwassers nachgewiesen werden. Da die Ursache für die Hemmung nicht ermittelt werden konnte, wurden in weiterer Folge Maßnahmen für die Adaptierung der bestehenden BARA geprüft, um trotz Hemmung eine bescheidgemäße Reinigungsleistung zu ermöglichen.

Daher wurde in Laborversuchen die grundsätzliche Eignung eines zweistufigen Verfahrenskonzeptes für die Reinigung dieser Abwässer untersucht. Es konnte nachgewiesen werden, dass damit die bescheidgemäße Reinigung dieser Abwässer erreicht werden kann. Daher wurde zur Erweiterung der bestehenden Anlage ein zweistufiges Ausbaukonzept entwickelt, welches in halbtechnischen Pilotversuchen überprüft wurde.

Einige der Laboruntersuchungen sowie die Pilotversuche zur Verifizierung des Planungskonzeptes unter Betriebsbedingungen werden in den folgenden Kapiteln dieser Arbeit

hinsichtlich der Wirksamkeit von zweistufigen Belebungsanlagen bei der Reinigung von nitrifikationshemmendem Industrieabwasser beschrieben.

6.2 Beschreibung der innerbetrieblichen Abwasserreinigungsanlage

Ein Schema der innerbetrieblichen Vorreinigungsanlage der OÖ.TKV ist in folgender Abbildung 56 dargestellt.

Die Abwässer fallen aus betrieblichen Gründen in sehr unterschiedlichen Konzentrationen und Mengen an. Zur Vergleichmäßigung der Belastung der Belebungsanlage sind dieser daher ein 150 m³ großes Pufferbecken und ein 550 m³ großes Misch- und Ausgleichsbecken vorgeschaltet. In Summe ergibt sich so ein Gesamtspeichervolumen von 700 m³ (Abbildung 56).

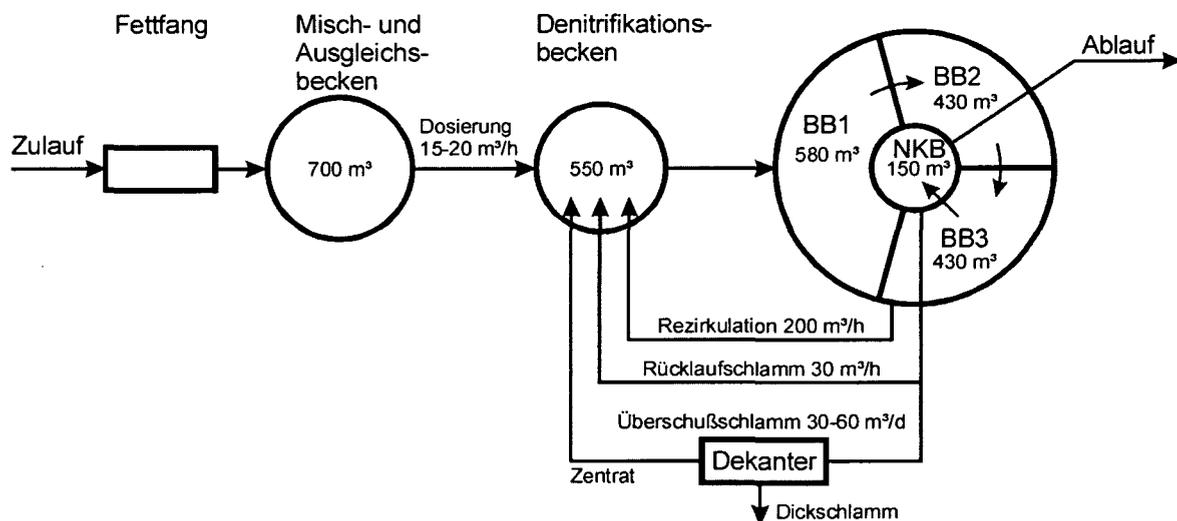


Abbildung 56 Systemskizze der BARA der OÖ.TKV

Die Belebungsanlage selbst besteht aus einem 550 m³ großen Denitrifikationsbecken gefolgt von drei nacheinander durchflossenen Belebungsbecken. Diese sind ringförmig um das Nachklärbecken mit einer Oberfläche von 44 m² und einem Volumen von 150 m³ angeordnet. Das Belebungsbecken I hat ein Volumen von 580 m³, die Becken II und III je 430 m³. Einschließlich des Denitrifikationsbeckens ergibt sich somit ein Gesamtvolumen der Belebungsbecken von 1990 m³. Das gesamte Volumen ist seit der im April 2000 erfolgten Installation einer Belüftung im Denitrifikationsbecken belüftbar.

Alle Becken sind mit feinblasiger Druckbelüftung und zusätzlich mit je einem Rührwerk ausgestattet, wodurch eine intermittierende Nitrifikation-Denitrifikation ermöglicht wird. Die maximal stündliche Zulaufmenge beträgt 30 m³/h. Die interne Rezirkulation vom BB III ins Denitrifikationsbecken beträgt maximal 200 m³/h, die Rücklaufschlammförderung zwischen 20 und 40 m³/h.

Der Überschussschlamm wird aus der Rücklaufschlammleitung in einen Eindicker geleitet und anschließend in eine Zentrifuge entwässert. Der Überlauf aus dem Eindicker sowie das Zentrat aus dem Dekanter werden über den Zentratbehälter direkt in das Denitrifikationsbecken zurückgefördert. Der entwässerte Schlamm wird in den Produktionsprozess rückgeführt.

Durch erste Untersuchungen an der Anlage im Jahr 1992 (KROISS *et al.*, 1994; NOWAK *et al.*, 1999) konnte ein Phosphormangel der Mikroorganismen erkannt und durch vermehrte Zugabe von P_2O_5 beseitigt werden. Eine neuerlich extrem schlechte Nitrifikationsleistung veranlasste die Betriebsleitung 1996 zum Bau einer chemisch-physikalischen Ammoniumentfernung mittels Salpetersäure. Mit dieser Vorreinigung sollten die Zulauffrachten zur biologischen Abwasserreinigungsanlage vermindert und damit die instabile Nitrifikation vermieden werden. Dadurch war in den Folgejahren ein klagloser Betrieb der Abwasserreinigungsanlage gewährleistet.

Im Juli 1999 ist die Nitrifikation plötzlich völlig verloren gegangen und konnte bis Okt. 1999 nicht mehr wiederhergestellt werden. Durch den deutlichen Rückgang der Stickstofffracht im Zulauf wurden ab Oktober 1999 zwar wieder 80 – 120 kg NH_4-N/d nitrifiziert, darüber hinausgehende Ammoniumfrachten konnten unter den in der BARA herrschenden Bedingungen aber nicht mehr oxidiert werden. Die in diesem Zeitraum gemessene Nitrifikationskapazität lag deutlich unter jener im Sommer des Jahres 1996 von 200 kg/d (WANDL, 1998).

6.3 Laborversuche zur Lösung der Nitrifikationsprobleme

Um die Ursachen der Nitrifikationsprobleme und Möglichkeiten zur Wiederherstellung der notwendigen Nitrifikationskapazität zu finden, wurde daraufhin das Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Wassergütwirtschaft (IWAG) der TU Wien von der OÖ.TKV mit der Durchführung von Laboruntersuchungen beauftragt.

Dabei konnte gezeigt werden, dass die geringe Nitrifikationskapazität der BARA auf eine durch das zufließende Abwasser ausgelöste Nitrifikationshemmung zurück zu führen ist (BRANDT, 2001). Versuche, die die Verbesserung der Nährstoffversorgung der Nitrifikanten durch Zugabe diverser essentieller Spurenelemente zum Ziel hatten, führten zu keiner verbesserten Nitrifikationskapazität. Die Durchführung und Ergebnisse der Laborversuche sind ausführlich in WANDL *et al.* (2001b) dargestellt. Einige interessante Ergebnisse sollen im folgenden Kapitel beschrieben werden.

6.3.1 Untersuchungen zu den Ursachen der geringen Nitrifikationsleistung

Stellvertretend für die zahlreichen Untersuchungen, die zur Identifikation der Ursache für die geringe Nitrifikationsleistung durchgeführt wurden, sind hier die Ergebnisse eines Versuchs dargestellt.

Der Versuch sollte zeigen, ob die Nitrifikation durch das TKV-Abwasser gehemmt wird oder ob aufgrund der speziellen Abwasserzusammensetzung Spurenelementmangel für die geringe Nitrifikationsleistung verantwortlich ist.

3 Behälter wurden mit unterschiedlichen Kombinationen von Belebtschlamm und Abwasser betrieben und die Auswirkung auf die Nitrifikationsleistung der jeweiligen Anlage ermittelt:

- Behälter A: TKV-Schlamm + TKV-Abwasser als Referenz
- Behälter B: TKV-Schlamm + kommunales Abwasser
- Behälter C: kommunaler Schlamm + TKV-Abwasser

Das Schlammalter lag während der Versuche bei rund 14 Tagen. Die Abwasserdosierungen erfolgten 2 bis 3 Mal täglich. Der pH-Wert wurde auf Werte größer 6,5 eingestellt, um Beeinträchtigungen der Nitrifikationskapazität durch zu geringen pH-Wert zu vermeiden.

Die gemessenen Stickstoffmaximalatmungen sind in Abbildung 57 dargestellt.

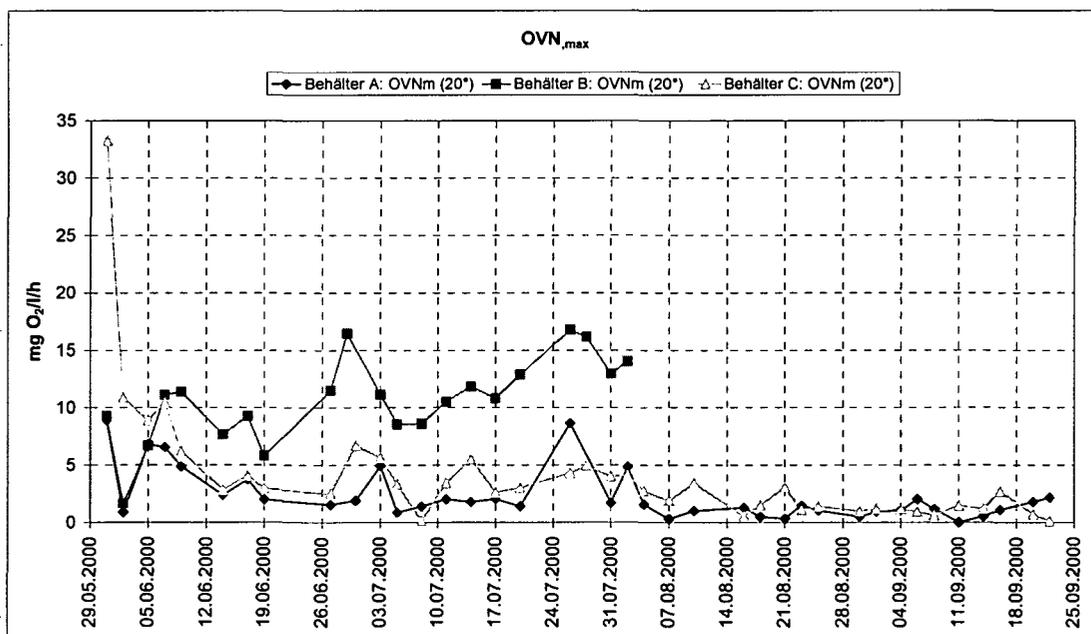


Abbildung 57 Stickstoffmaximalatmung (OVN_m) in den 3 Behältern

Deutlich ist die starke Hemmwirkung des TKV-Abwassers auf den kommunalen Schlamm in Behälter C zu erkennen. Die Stickstoffmaximalatmung sank innerhalb weniger Tage auf den Wert des Referenzbehälters A ab.

Damit war klar, dass nicht alleine Spurenelementmangel die Ursache für die Nitrifikationsprobleme sein kann. Anderenfalls hätte der kommunale Schlamm viel länger

deutlich besser nitrifiziert, oder es hätten zumindest nach dem Abklingen einer eventuell vorhandenen Hemmwirkung des zu Beginn dosierten Abwassers noch Unterschiede im Ammoniumumsatz zwischen den beiden Behältern A und C nachweisbar sein müssen.

Der Schlamm der TKV im Behälter B, der mit kommunalem Abwasser beschickt wurde, zeigte eine im Laufe der Versuchsdauer immer besser werdende Nitrifikation, wofür die fehlende Hemmung durch das TKV-Abwasser aber auch die mit dem Zulauf zugeführten Spurenstoffe oder Mikroorganismen verantwortlich sein können.

Die Belebtschlämme der drei Behälter wurden in einem parallel am IWAG laufenden Forschungsprojekt mit den in Kapitel 4.4 beschriebenen molekularbiologischen Methoden untersucht.

Tabelle 12 Beschreibung der Belebtschlammproben u. Abkürzungen aus Abbildung 58

Lane	Kläranlage	Art	Probenahme	Nitrifikationskapazität
1	ARA 1	kommunal	28.11.2000	++
2	VA 1	kommunal	23.03.1999	++
3	VA 2	Anamox	13.10.2000	++ (Nitritation)
4	TKV 1	Industrie	28.06.2000	-/+
5	TKV 2	Industrie	09.10.2000	-/+
6	Behälter A	Labortest	27.6.2000	-/~
7	Behälter B	Labortest	27.6.2000	++
8	Behälter C	Labortest	27.6.2000	-/+

In Abbildung 58 ist der ermittelte DGGE-Fingerprint für Ammoniumoxidierer aus jenen Klär- bzw. Versuchsanlagen dargestellt, die in Tabelle 12 angeführt sind. Für jede Anlage sind zwei bis drei parallele Ansätze durchgeführt worden. Dazwischen befinden sich einzelne Längenmarker (M).

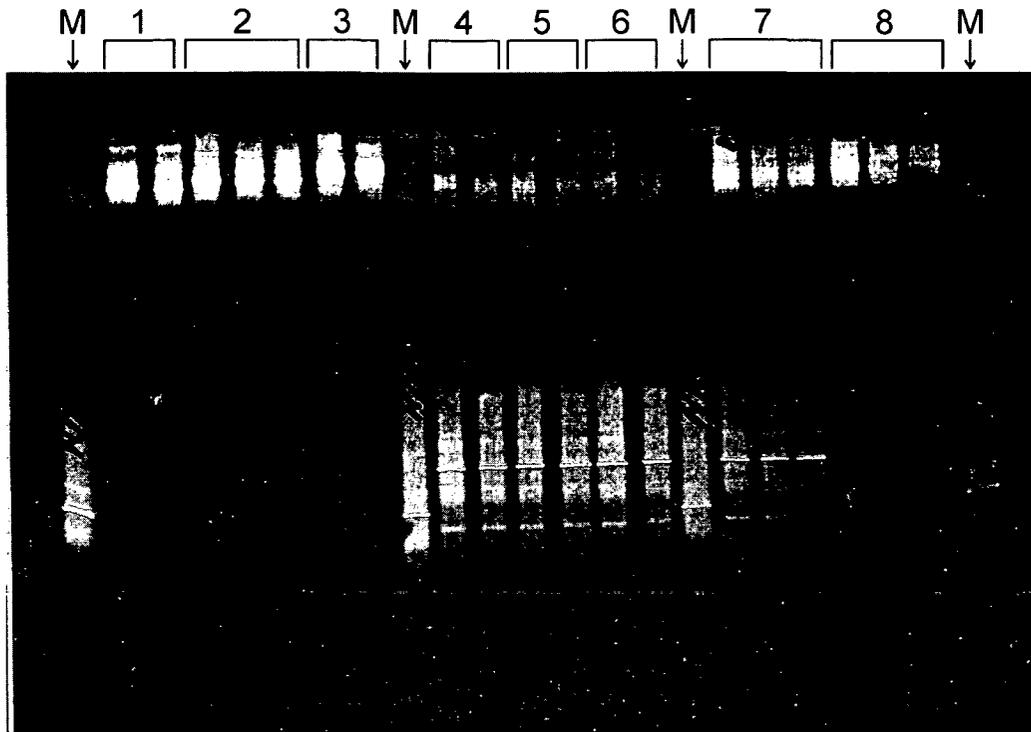


Abbildung 58 DGGE Fingerprint der Ammoniumoxidierer aus Tabelle 12

M = Längenmarker; Bereich denaturierendes Gel: 25-60 %

Das Bandenmuster ist bei den Proben aus den kommunalen Kläranlagen (Nr. 1 - 3) ident. Dies bedeutet, dass bei den untersuchten kommunalen Kläranlagen dieselben Ammoniumoxidierer vorhanden sind. Diese wurden als *Nitrosomonas sp.* identifiziert. Die Schlämme aus dem dritten Belebungsbecken der TKV (Nr. 4 - 5) zeigten ein davon völlig verschiedenes Bandenmuster und weisen damit eine andere, und zwar die für die Kläranlage der TKV typische Art von *Nitrospira sp.* auf.

Die Proben der Schlämme des Laborversuchs wurden rund einen Monat nach Beginn der Versuche entnommen.

Behälter A (TKV-Schlamm + TKV-Abwasser; Nr. 6) verhält sich als Referenz erwartungsgemäß wie die Großanlage. Hier treten nur Nitrifikanten der Gattung *Nitrospira* auf.

Behälter B (TKV-Schlamm + kommunales Abwasser; Nr. 7) zeigt zwar noch im unteren Bereich das für den Schlamm der TKV typische Muster, ist jedoch im oberen Bereich bereits durch den kommunalen Zulauf beeinflusst. Dies bedeutet, dass diese Nitrifikanten der Gattung *Nitrosomonas* mit dem kommunalen Zulauf eingebracht wurden oder aufgrund der veränderten Milieubedingungen wieder dort wachsen konnten.

In Behälter C (kommunaler Schlamm + TKV-Abwasser; Nr. 8) zeigen sich nach wie vor größtenteils jene Nitrifikanten, die ursprünglich im kommunalen Schlamm vorhanden waren, allerdings weniger deutlich als in den typisch kommunalen Schlämmen (Nr. 1 - 3).

Dieser DGGE Fingerprint unterstützt also die aus den Atmungsmessungen gewonnene Erkenntnis, dass die Nitrifikation in der Kläranlage der TKV durch einen Hemmstoff im Abwasser beeinträchtigt sein muss, da die Nitrifikanten der Gattung *Nitrosomonas* in Behälter C sonst eine deutlich bessere maximale Umsatzrate aufweisen hätten müssen, als dies aus Abbildung 57 (OVN_m in den drei Behältern) hervorgeht.

6.3.2 Untersuchung eines zweistufigen Verfahrenskonzepts im Labor

Auf Grund der eindeutigen Hinweise, dass Hemmstoffe die Nitrifikationsleistung des Belebtschlammes der TKV deutlich stärker beeinflussen als ein eventueller Mangel an Spurenstoffen, wurde Mitte Oktober 2000 ein Laborversuch (PASTORE, 2001) gestartet, der die Reduktion der Hemmungswirkung mit Hilfe einer zweistufigen Betriebsweise untersuchen sollte. Die bestehende Großanlage sollte im Erfolgsfall als zweistufige Anlage betrieben werden, wobei das bestehende M&A-Becken oder das Denitrifikationsbecken im SBR-Betrieb als 1. Stufe verwendet worden wäre.

Von Mitte Oktober bis Anfang November wurde in einem 4-Liter Gefäß Schlamm des dritten Belebungsbeckens der TKV als SBR-Anlage betrieben. Die Zugabe von Abwasser der TKV erfolgte kontinuierlich, die Entnahme der am Vortag zudosierten Abwassermenge nach einer Absetzphase im Behälter am Morgen des darauf folgenden Tages diskontinuierlich. Diese Versuchsphase diente der Charakterisierung der Nitrifikationsleistung des Belebtschlammes vor Umstellung auf zweistufige Betriebsweise.

Ab Anfang November 2000 wurde dieser Behälter als 2. Stufe weiter betrieben und mit dem Ablauf einer neu in Betrieb genommenen 1. Stufe mit einem Volumen von ebenfalls 4 Liter beschickt. Auch diese 1. Stufe konnte nicht im Durchlaufbetrieb gefahren werden. Deshalb wurde die 2. Stufe aus einem Vorlagebehälter mit dem Ablauf der 1. Stufe des Vortages versorgt. Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 59 schematisch dargestellt.

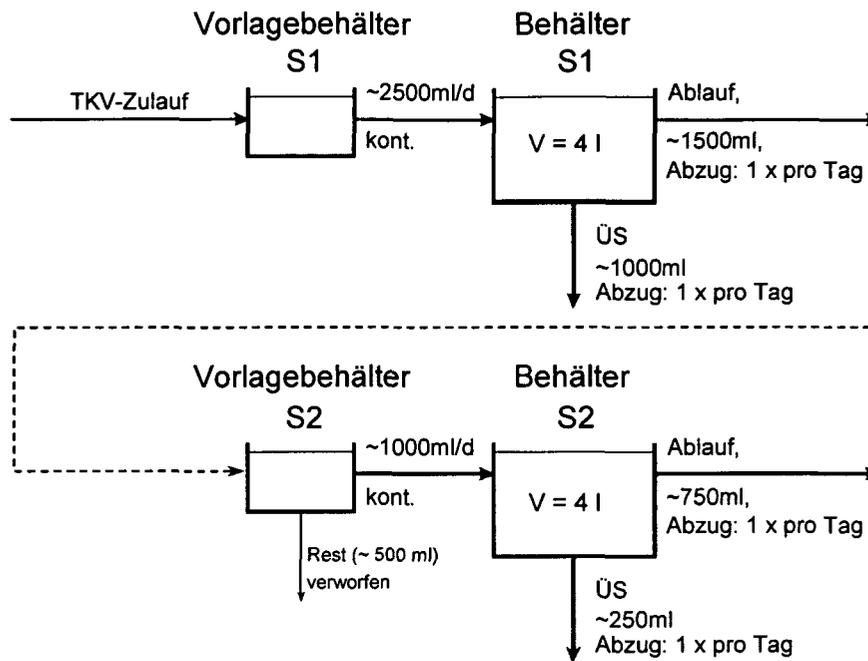


Abbildung 59 Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus im 2-stufigen Laborversuch

Die Beschickung der beiden Laboranlagen entsprach der hydraulischen Aufenthaltszeit der mittleren Zulaufwassermenge von $350 \text{ m}^3/\text{d}$ im Denitrifikationsbecken (550 m^3) bzw. in den drei Belebungsbecken (1.440 m^3) der bestehenden Großanlage. Damit war eine Übertragbarkeit der Ergebnisse des Reinigungskonzepts auf die bestehende Großanlage gewährleistet.

Der pH-Wert wurde in beiden Stufen durch eine Laugendosierung auf einen konstanten Wert von $\text{pH} = 7,0$ geregelt. Die bei der Nitrifikation produzierte Säure wird kontinuierlich mit Natronlauge ausgeglichen. Mithilfe dieses Verbrauchs an Natronlauge konnte deshalb die Stickstoffatmung im Reaktor abgeschätzt werden (RAMADORI *et al.*, 1980; SVARDAL, 1997).

Das Schlammalter der 1. Stufe betrug anfangs rund 1,6 Tage. Bis Anfang Dezember wurde diese Stufe dauerbelüftet. Die 2. Stufe wurde ebenfalls durchgehend mit Sauerstoff versorgt und auf ein Schlammalter von 10 – 14 Tagen bei Temperaturen von meist deutlich $> 20 \text{ }^\circ\text{C}$ eingestellt, um näherungsweise die Bedingungen der Großanlage abzubilden.

Mitte November wurde der pH-Wert der Nitrifikationsstufe nach einem Defekt der Natronlaugendosierung kurzfristig auf Werte > 11 angehoben, wodurch die Nitrifikanten dauerhaft geschädigt wurden. Daher wurde am 17. November 2000 die 2. Stufe mit neuem Schlamm der TKV befüllt und der Versuch fortgesetzt.

Zu Beginn des Versuchs verlief – wie auch in der Großanlage – die Nitrifikation nur bis zum Nitrit. Mit der pH-Wert-Regelung auf einen Wert von $\text{pH} = 7,0$ sollte eine Hemmung durch salpetrige Säure (Nitrittoxizität) vermieden werden. Auch in der ersten Phase des 2-stufigen

Betriebs von Anfang bis Mitte November 2000 konnte noch kein Nitrat im Ablauf der Laboranlage gemessen werden.

Nach dem Austausch des Schlammes der 2. Stufe am 17. 11. 2000 war anfangs wieder nur Nitrit im Ablauf der Anlage vorhanden bis Anfang Dezember plötzlich auch die Nitritoxidation funktionierte. Danach ist die Nitrifikation bis Versuchsende vollständig bis zum Nitrat verlaufen.

Anfang Dezember wurde auf Grund des erheblichen Schlammabtriebs in der 1. Stufe das Schlammalter durch verminderten ÜS-Abzug auf etwas über 2 Tage angehoben. Gleichzeitig wurde begonnen, die Belüftung intermittierend zu betreiben, um eine Teilnitrifikation in der 1. Stufe beim höheren Schlammalter zu verhindern. Beide Maßnahmen sollten den Schwebstoffabtrieb in die Nitrifikationsstufe reduzieren, weil nicht sicher ausgeschlossen werden konnte, dass damit neuerlich Hemmstoffe in die 2. Stufe eingetragen würden.

Da die Zulaufkraft zur 1. bzw. zur 2. Stufe wegen der limitierten Volumina der Behälter bzw. des versuchstechnisch nicht durchführbaren Durchlaufbetriebs nicht beliebig gesteigert werden konnte, andererseits die Nitrifikation in der 2. Stufe noch immer klaglos funktionierte (was schon die erfolgreiche Reduktion der Hemmung in der 1. Stufe verdeutlicht) entschloss man sich, ab Anfang Februar die Stickstoffkraft zur 2. Stufe durch Zugabe von Ammoniumchlorid „künstlich“ anzuheben. Bis zum Ende des Monats konnte die Nitrifikationskapazität so auf das 3-fache vom Wert am Anfang des Monats gesteigert werden, was folgende Abbildung 60 zeigt.

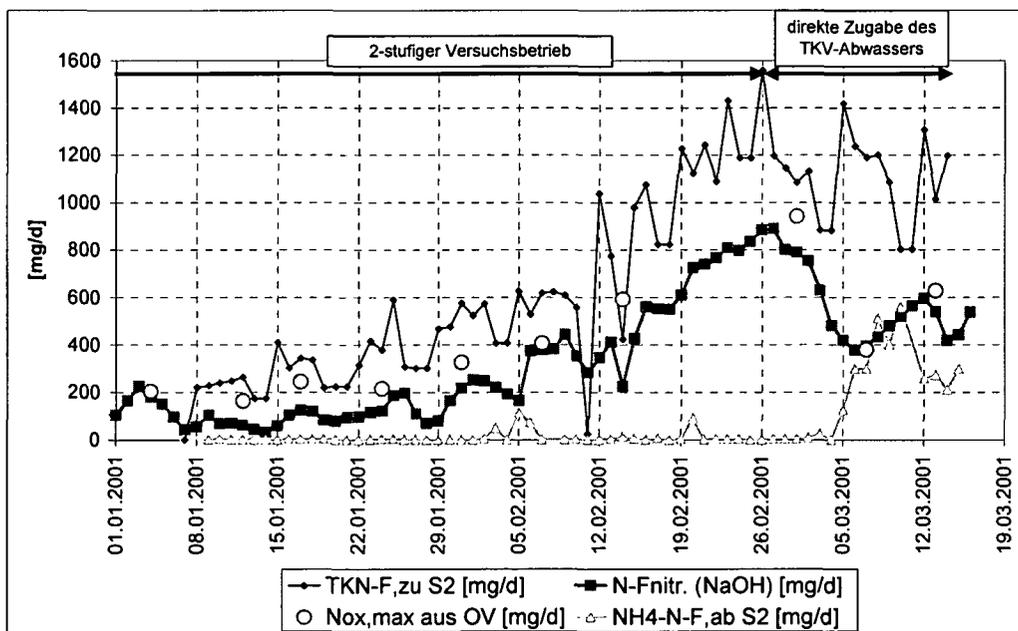


Abbildung 60 Nitrifizierte Stickstoffkraft während des Untersuchungszeitraums ab Anfang Jänner 2001 im Vergleich mit der maximal nitrifizierbaren Fracht (berechnet aus OVN_m)

Mit 1. März wurde in einem letzten Versuchsabschnitt die 2. Stufe wieder direkt mit TKV-Zulauf beschickt. Die Ammonium-Konzentration wurde auf den gleichen Wert eingestellt, wie in der zweistufigen Betriebsphase vor der Umstellung. Nach einer Woche des einstufigen Betriebs stiegen die Ammonium-Konzentrationen des Ablaufs auf Werte > 500 mg/l und pendelten sich dann bei 300 mg/l ein. Aus Abbildung 60 erkennt man bereits am Beginn der einstufigen Betriebsweise Ende Februar 2001 einen laufenden Rückgang der Nitrifikationskapazität, obwohl höhere Ammoniumkonzentrationen im Ablauf erst nach einer Woche des einstufigen Betriebes gemessen wurden. Dies könnte ein Indiz dafür sein, dass durch das Rohabwasser keine akut wirkende Hemmung verursacht wird, sondern dass sich diese erst im System selbst entwickelt, was durch den 2-stufigen Betrieb verhindert werden konnte. Jedenfalls konnte im letzten Versuchsabschnitt bei direkter Zugabe von TKV-Abwasser ein deutlich negativer Einfluss auf die Nitrifikation nachgewiesen werden.

Die in Abbildung 60 dargestellte maximale Nitrifikationskapazität ($N-Ox_{,max}$) lag am Beginn des Versuchs (in Abbildung 60 nicht dargestellt) ziemlich genau im Bereich der tatsächlich nitrifizierten Fracht, was verdeutlicht, dass die Nitrifikationskapazität in dieser Zeit voll ausgeschöpft werden musste und keine Reservekapazität für Belastungsschwankungen vorhanden war. Im Dezember 2000 sind Unterschiede zwischen der tatsächlich nitrifizierten Fracht und der Nitrifikationskapazität ($N-Ox_{,max}$) festgestellt worden, was die durch den zweistufigen Betrieb steigende Nitrifikationskapazität des Schlammes auf Grund verminderter Hemmwirkung verdeutlicht. Im Jänner und Februar 2001 wurde durch die ständig steigende Zulauffracht auch $N-Ox_{,max}$ weiter angehoben. Nach Umstellung auf einstufige Betriebsweise im März 2001 ist $N-Ox_{,max}$ auf Grund der wieder einsetzenden Nitrifikationshemmung deutlich gesunken, wodurch die NH_4-N -Konzentrationen des Ablaufs wieder angestiegen sind.

Dieser Versuch hat also deutlich gemacht, dass die Nitrifikationskapazität mithilfe des untersuchten zweistufigen Reinigungskonzeptes deutlich verbessert werden kann. Die Hemmstoffe wurden durch die Teilreinigung in der 1. Stufe offenbar eliminiert oder abgebaut, wodurch die Nitrifikationskapazität gesteigert werden konnte.

Wie bei dem vorhin beschriebenen Versuch wurden auch hier mikrobiologische Analysen der Schlämme vor allem der 2. Stufe der Laboranlage durchgeführt.

Für die in Abbildung 61 dargestellten und in Tabelle 13 angeführten Proben sind wieder zwei bis drei parallele Analysen durchgeführt worden, dazwischen befinden sich wieder einzelne Längenmarker. Das Bandenmuster ist bei der Probe aus der kommunalen Kläranlage (KL7) ident mit jenen vorangegangener Untersuchungen. Diese wurden als *Nitrosomonas sp.* identifiziert. Das Bandenmuster der untersuchten Membrankläranlage aus der Industrie (KL6) ähnelt dem der kommunalen Anlage, was bedeutet, dass auch hier Nitrifikanten der Gattung

Nitrosomonas sp. enthalten waren. Der Rücklaufschlamm (RÜS) der TKV (KL8) zeigt wieder das für die Kläranlage der TKV typische Bandenmuster von *Nitrosospira sp.*.

Die Proben des Schlammes der 2. Stufe des Laborversuchs wurden verteilt über den gesamten Versuchszeitraum untersucht. Der Schlamm vom Beginn der Versuche (21. 10. 2000; KL3) ähnelt sehr stark der Probe des Rücklaufschlammes der TKV (KL8), der als einzige Nitrifikantengattung *Nitrosospira sp.* enthält. Mit zunehmender Dauer des zweistufigen Betriebes entwickelten sich im Schlamm der 2. Stufe immer ausgeprägtere Banden im Bereich von *Nitrosomonas sp.* (vgl. KL2: 18. 1. 2001; KL1: 21. 2. 2001, KL5: 16. 3. 2001).

Durch den 2-stufigen Betrieb wurden also jene Umweltbedingungen geschaffen, die ein ausreichendes Wachstum der *Nitrosomonas*-Stämme ermöglichten, was offenbar in der einstufigen Betriebsweise auf Grund einer starken Wachstumshemmung nicht möglich war. In der Probe vom 16.3.2001 (KL5), als die Laboranlage bereits wieder direkt mit TKV-Abwasser beschickt wurde, wurden zwar ebenfalls Nitrifikanten der Gattung *Nitrosomonas* detektiert, welche aber wegen der, in diesem Zeitraum bereits wieder wirkenden Nitrifikationshemmung in ihrem Wachstum limitiert waren.

Tabelle 13 Beschreibung der Belebtschlammproben u. Abkürzungen aus Abbildung 61

Lane	Kläranlage	Art	Probenahme	Nitrifikationskapazität
KL8	TKV (RS)	Industrie	18.01.2001	-/~
KL3	2. Stufe	Labortest	21.10.2000	-/~
KL4	1. Stufe	Labortest	21.02.2001	-
KL7	ARA 1	kommunal	27.01.2000	++
KL2	2. Stufe	Labortest	18.01.2001	++
KL5	2. Stufe	Labortest	16.03.2001	-/+
KL1	2. Stufe	Labortest	21.02.2001	++
KL6	Membrananlage	Industrie	31.08.2001	-/+

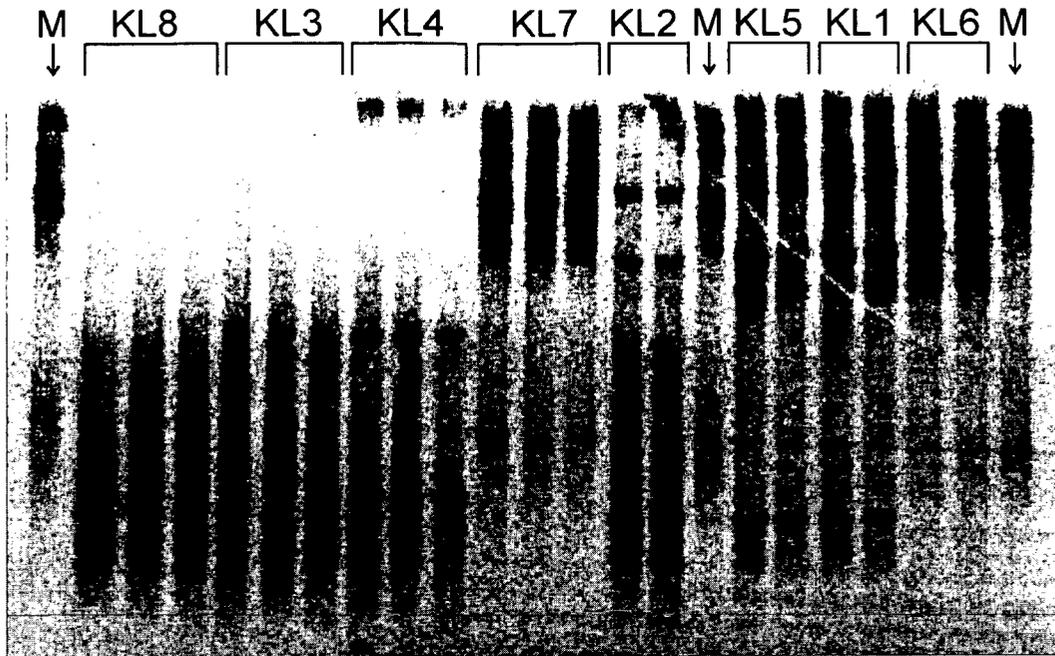


Abbildung 61 DGGE Fingerprint der Ammoniumoxidierer aus Tabelle 13
M = Längenmarker; Bereich denaturierendes Gel: 25-55 %

6.4 Anwendung der Erkenntnisse auf der Großanlage

Aufgrund der Erkenntnisse aus den Versuchen wurde der im Labormaßstab funktionierende zweistufige Betrieb als „quasi-zweistufiges“ Verfahren auch auf der bestehenden Großanlage erprobt. Im Unterschied zu den Laborversuchen musste die 1. Stufe auf der BARA als kontinuierliche Fermentation (ohne Rückführung der produzierten Biomasse) realisiert werden, weil außer einem bestehenden Nachklärbecken keine weitere Möglichkeit der Schlammabtrennung existiert und ein SBR-Betrieb eines Beckens wegen der erforderlichen Adaptierungen vorerst nicht gewünscht war. Des Weiteren war durch die Umstellung auf zweistufige Betriebsweise mit höheren Nitrat-Ablaufkonzentrationen zu rechnen, weil der für die Denitrifikation notwendige CSB bereits zu einem Großteil in der hochbelasteten 1. Stufe entfernt würde. Im Juni 2002 wurde die 1. Belebungsbeckenkaskade mittels kontinuierlicher Fermentation als 1. Stufe betrieben. Bezogen auf die mittlere wöchentliche Zulaufwassermenge von 350 m³/d ergab sich ein Schlammalter von rund 1,7 Tagen.

Das zweite und das dritte Belebungsbecken wurden als 2. Stufe verwendet. Das bestehende Denitrifikationsbecken konnte wegen der zu geringen Belüftungskapazität dieses Beckens nicht als 1. Stufe betrieben werden. Hier wurde zu Beginn der Rücklaufschlamm belüftet, bevor er wieder in das Belebungsbecken 2 eingeleitet wurde, später wurde dieses Becken als Denitrifikationsvolumen in die zweite Stufe integriert.

Abbildung 62 zeigt die aus der Bilanz errechnete in der BARA nitrifizierte Stickstofffracht seit Juli 2001 gemeinsam mit der aus der aktuellen Stickstoffmaximalatmung (OVN_m) berechneten maximalen Nitrifikationskapazität, sowie die TKN-Frachten im Zulauf und die NH_4 -N-Frachten im Ablauf. Für die Bilanzzeiträume, in denen keine maximale Nitrifikationskapazität dargestellt ist, fehlen die Messungen von OVN_m . In diesem Diagramm sind die im Vergleich mit den nitrifizierten Stickstofffrachten teilweise deutlich höheren Frachten an denitrifiziertem Stickstoff auffallend. Dies ist auf teilweise hohe Nitratfrachten im Zulauf zurückzuführen, die zusätzlich zum durch Nitrifikation gebildeten Nitrat denitrifiziert wurden.

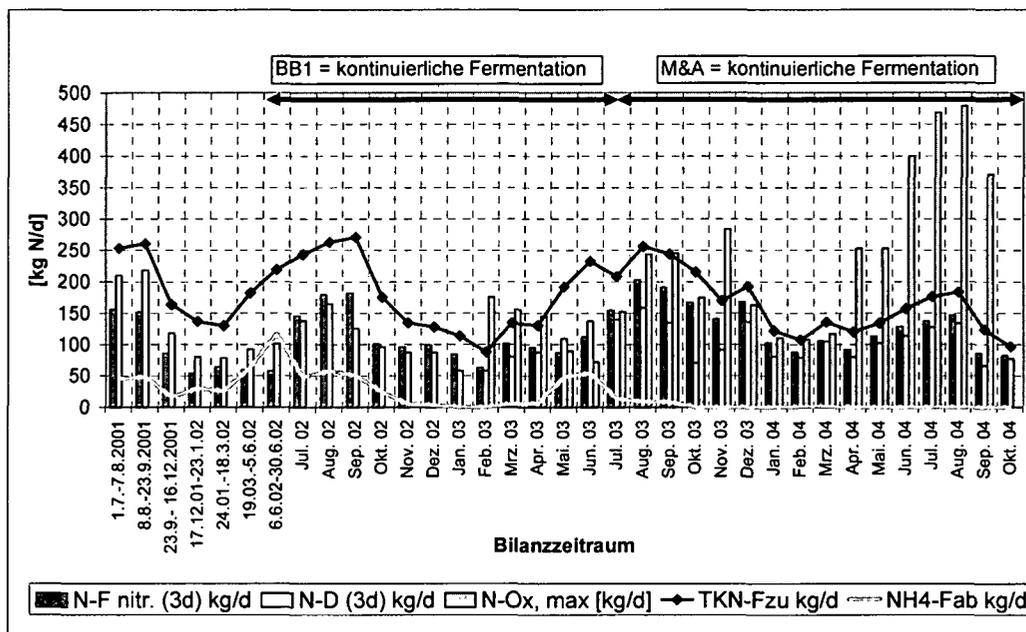


Abbildung 62 TKN-Fracht im Zulauf, NH_4 -N-Fracht im Ablauf bzw. nitrifizierte und denitrifizierte sowie aus den Bestimmungen der maximalen Stickstoffatmung errechnete maximal nitrifizierbare Stickstofffracht ($N-Ox_{max}$) der bestehenden BARA der OÖ.TKV seit Juli 2001

Während der einstufigen Betriebszeiträume von Sommer 1999 bis Sommer 2002 (in Abbildung 62 nur teilweise dargestellt) konnte keine vollständige Nitrifikation etabliert werden.

Mit der im Juni 2002 geänderten Verfahrensweise (das BB1 der bestehenden Anlage wurde als 1. Stufe genutzt) konnte im August und September 2002 im Vergleich zu den einstufigen Betriebszeiträumen während der Sommermonate der Vorjahre bei ähnlicher Zulauffracht eine leichte Verbesserung der Nitrifikationsleistung um ca. 30 kg N/d erreicht werden. Am Beginn der Umstellung sind allerdings erhebliche Schwierigkeiten beim Betrieb der BARA aufgetreten (vor allem pH-Schwankungen in der 1. und 2. Stufe) weshalb zur gleichen Zeit begonnen wurde, zur Beimpfung mit Nitrifikanten 2x wöchentlich ca. 10 m³

Rücklaufschlamm einer nahe gelegenen kommunalen Kläranlage zuzugeben. Daher ist die etwas bessere Nitrifikationsleistung nicht eindeutig und ausschließlich der veränderten Betriebsweise zuzuordnen.

Neben der fehlenden Schlammabtrennung nach der 1. Stufe bestand hinsichtlich der ausreichenden Elimination der Hemmstoffe ein weiteres Problem, nämlich die bei hoher Zulaufbelastung limitierte Sauerstoffzufuhr des BB1. Bei O₂-Mangel war eine ausreichende Vorreinigung nicht mehr gewährleistet. Dadurch war nicht auszuschließen, dass weiterhin Nitrifikationshemmungen in den nachgeschalteten Belebungsbecken wirksam werden konnten.

Ungeachtet dieser Unzulänglichkeiten funktionierte die Nitrifikation in der BARA trotz ausgesetzter Dosierung von kommunalem Belebtschlamm im Frühjahr 2003 ausgezeichnet. Die maximale Nitrifikationskapazität lag von Februar bis April 2003 jedenfalls deutlich über der zu nitrifizierenden Stickstofffracht.

Im Mai 2003 führte mangelhafte Belüftung in der gesamten BARA (1. und 2. Stufe) bei rasch steigender Zulaufbelastung zu einem schnellen Anstieg des Ammoniums im Ablauf. Obwohl daraufhin sofort wieder nitrifizierender Schlamm der kommunalen Anlage zugegeben wurde, ging die Nitrifikationskapazität in dieser Zeit stark zurück (von 145 kg N/d im April auf 90 kg N/d im Mai 2003) und erholte sich auch im Juni noch nicht.

Durch die notwendig gewordene Revision des bis dahin der Abwasserspeicherung dienenden Misch- und Ausgleichbeckens (Betonsanierung und Erneuerung der Belüftung sowie des Rührwerks) war die Möglichkeit gegeben, dieses Becken mit der für eine Vorreinigung des Abwassers notwendigen Belüftungs- und Mischkapazität auszustatten und als Vorreinigungsstufe mittels kontinuierlicher Fermentation zu nutzen. Damit konnte in der Folge auch das BB1 wieder als Nitrifikationsvolumen aktiviert werden. Nach Inbetriebnahme des Beckens im Juli 2003 konnte die Nitrifikationsleistung der BARA erheblich verbessert werden und die Ammoniumfrachten des Ablaufs sind trotz sehr hoher Belastung in den Monaten August und September 2003 stark gesunken. Bis Juni 2004 konnte mit dieser Betriebsweise eine vollständige Nitrifikation erzielt werden und die maximale Nitrifikationskapazität lag seither fast immer deutlich über der tatsächlich zu nitrifizierenden N-Fracht, wobei betont werden muss, dass die Zulaufbelastung der BARA im Jahr 2004 stark gesunken ist und aus diesem Grund auch eine seit Jahresbeginn veränderte und die Nitrifikation weniger beeinträchtigende Abwasserzusammensetzung nicht auszuschließen ist. Jedenfalls wurde während der im selben Zeitraum durchgeführten Pilotversuche zur zweistufigen Erweiterung der BARA, deren Ergebnisse im Anschluss vorgestellt werden, in einem einstufigen Betriebszeitraum mit gleichzeitiger Zugabe von Spurenelementen ebenfalls eine stark steigende Stickstoffmaximalatmung beobachtet.

Zusammenfassend kann über den zweistufigen Betrieb der bestehenden BARA mit einer als kontinuierliche Fermentation betriebenen 1. Stufe festgestellt werden, dass zwar eine eindeutig bessere Nitrifikationskapazität vorhanden war, dass die Anlage bei hoher Belastung aber trotzdem nicht zu jeder Zeit mit gesichert niedrigen Ammonium-Konzentrationen im Ablauf zu betreiben ist. Ob dafür ausschließlich Schwierigkeiten beim Anlagenbetrieb (vgl. O₂-Mangel in fast allen Belebungsbecken im Mai 2003) oder ein durch begrenzte Belüftungskapazität verminderter Abbau der Hemmstoffe in der 1. Stufe oder auch systematische Gegebenheiten (der in die 2. Stufe eingebrachte Schlamm der 1. Stufe) verantwortlich sind, kann aus den Betriebsdaten aber nicht rückgeschlossen werden. Dafür wären zusätzliche Untersuchungen notwendig gewesen.

6.5 Pilotversuche zur zweistufigen Erweiterung der bestehenden Kläranlage

Wegen der Prognosen über die künftig zu entsorgenden Rohwarenmengen hat sich die Betriebsleitung der OÖ. Tierkörperverwertung im Jahr 2002 dazu entschlossen, die bestehende BARA durch den Bau von zusätzlichem Belebungs- und Nachklärbecken-volumen (bzw. einer Schlammflotation) auf ein zweistufiges Anlagenkonzept zu erweitern. Zur Überprüfung des geplanten Ausbaukonzepts bei Bemessungsbelastung (6.700 kg CSB/d, 540 kg N/d) wurden von Ende Juli 2003 bis Ende September 2004 Pilotversuche durchgeführt.

6.5.1 Anlagenlayout

Entsprechend der ursprünglichen Ausbauplanung wurden die bestehende Anlage und die geplante Erweiterungsstufe im Maßstab 1:1000 nachgebildet. Neben den bestehenden Belebungsbecken mit einem Volumen von 1.500 m³ wurden die neu geplanten Anlagenteile ($V_{BB} = 3.200 \text{ m}^3$, NKB für $Q = 90 \text{ m}^3/\text{h}$) im Versuchsmaßstab dargestellt.

Die Versuchsanlage wurde aus einem Vorlagebehälter (1000 l) beschickt. Das Belebungsbecken der 1. Stufe (BB1) bestand wie die Großanlage aus 3 Kaskaden (Kaskade 1 mit 580 l, Kaskaden 2 und 3 mit jeweils 430 l). Alle 3 Kaskaden konnten belüftet werden, die 1. und 2. Kaskade waren mit einem Rührwerk ausgestattet und konnten somit auch anoxisch betrieben werden. Das Zwischenklärbecken und das Nachklärbecken waren nicht maßstabsgetreu ausgeführt, zumal sich die hydraulische Wirkung von Absetzbecken im Pilotmaßstab kaum abbilden lässt. Das Belebungsbecken der 2. Stufe (BB2) bestand dem Planungskonzept entsprechend aus 2 Kaskaden (Kaskade 1 mit 600 l als vorgeschaltete Denitrifikation, Kaskade 2 mit 2600 l belüftet).

Das gereinigte Abwasser wurde in einem Ablaufbehälter (1000 l) gesammelt, womit die tägliche Ablaufmenge genau bestimmt werden konnte. Auch die Menge des abgezogenen Überschussschlammes wurde mit einem Behälter ermittelt. Der Überschussschlamm wurde

zur Gänze aus der 1. Stufe abgezogen. Der Überschussschlamm der 2. Stufe wurde in die 1. Stufe geleitet.

Um eventuelle Verdunstungsverluste kompensieren zu können, war zusätzlich auch ein Wasserbehälter (1000 l) vorhanden, aus dem im Sommer 2003 150 bis 200 l/d Wasser dosiert wurden. Danach wurde die Wasserdosierung eingestellt und bis zum Ende der Versuche nicht mehr in Betrieb genommen.

Ein Schema der Versuchsanlage ist in folgender Abbildung 63 dargestellt.

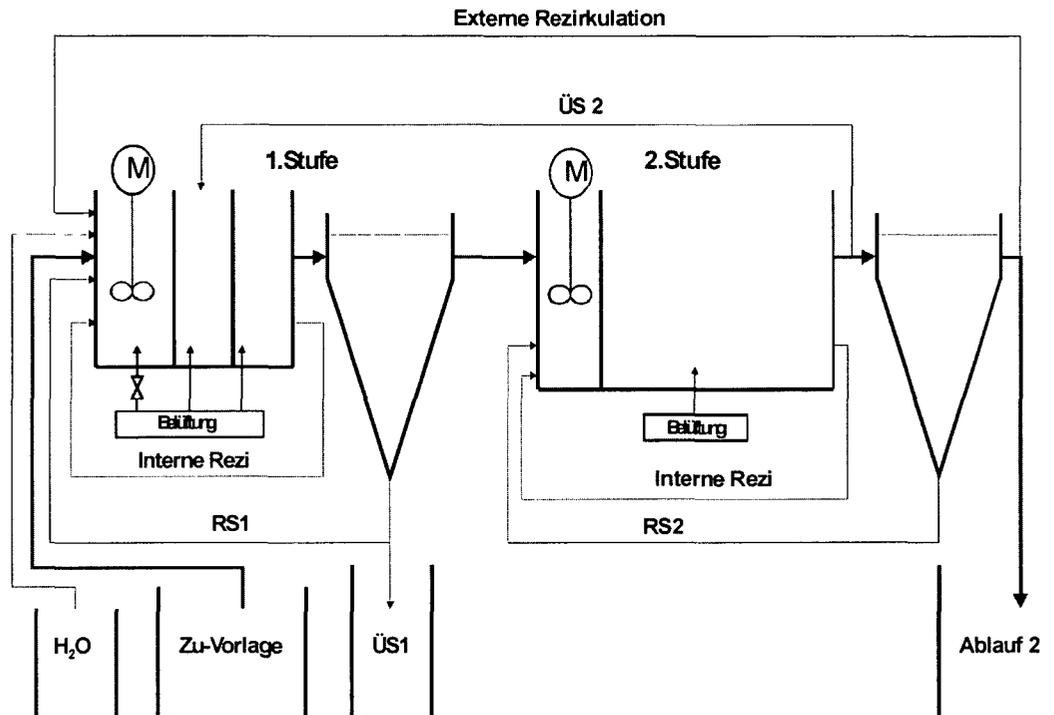


Abbildung 63 Schematische Darstellung der zweistufigen Pilotanlage

Die Pilotanlage konnte zur vermehrten Stickstoffentfernung - ähnlich dem Verfahrenskonzept der HKA - mit einer Ablaufrezyklations, sowie im Bypass- oder im Hybridbetrieb betrieben werden

6.5.2 Zweistufiger Betrieb im Jahr 2003

Während der hochbelasteten Sommermonate wurde die zweistufige Betriebsweise mit Ablaufrezyklations zur Denitrifikation des in der 2. Stufe anfallenden Nitrats getestet, während der Wintermonate sollte untersucht werden, ob eine zufrieden stellende Reinigungsleistung auch mit einem einstufigen Parallelbetrieb von bestehender BARA und den neu zu errichtenden Anlagenteilen erreicht werden kann.

Aus den Ergebnissen dieser Pilotversuche lassen sich zusammengefasst folgende Aussagen ableiten:

Während des zweistufigen Betriebs mit externer Rezirkulation im Sommer 2003 wurden die angestrebten Bemessungsfrachten erreicht. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte sowie die Stickstoffentfernung waren zufrieden stellend. Die $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen waren jedoch, möglicherweise aufgrund der Umstellung der Biozönose, bis Ende September im Ablauf der Pilotanlage erhöht (Abbildung 64).

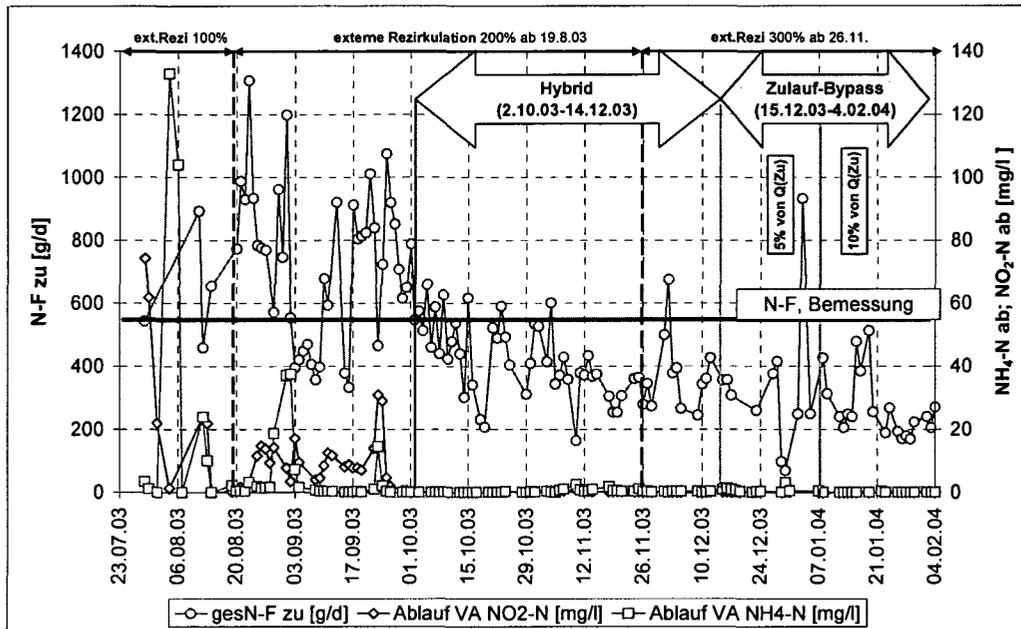


Abbildung 64 N-Zulauffracht und $\text{NH}_4\text{-N}$ - bzw. $\text{NO}_2\text{-N}$ Ablaufwerte der Pilotanlage während des zweistufigen Betriebs 2003 bis Feb. 2004.

Der im Anschluss untersuchte Hybridbetrieb (Einleitung von 1. Stufen-Schlamm als Denitrifikationssubstrat in die 2. Stufe) resultierte in keiner messbaren Verbesserung der Denitrifikation im Vergleich mit dem konventionell zweistufigen Betrieb mit einer Ablaufrezirkulation von 200 % der Zulaufwassermenge (Abbildung 65). Bei dem in der 1. Stufe herrschenden Schlammalter von bis zu 3 Tagen und dem sehr schwebstoffarmen Industrieabwasser dieser Art ist der CSB-Abbau in der 1. Stufe offensichtlich zu hoch, um mit dem Hybridschlamm ausreichend Denitrifikationssubstrat für die 2. Stufe zur Verfügung stellen zu können.

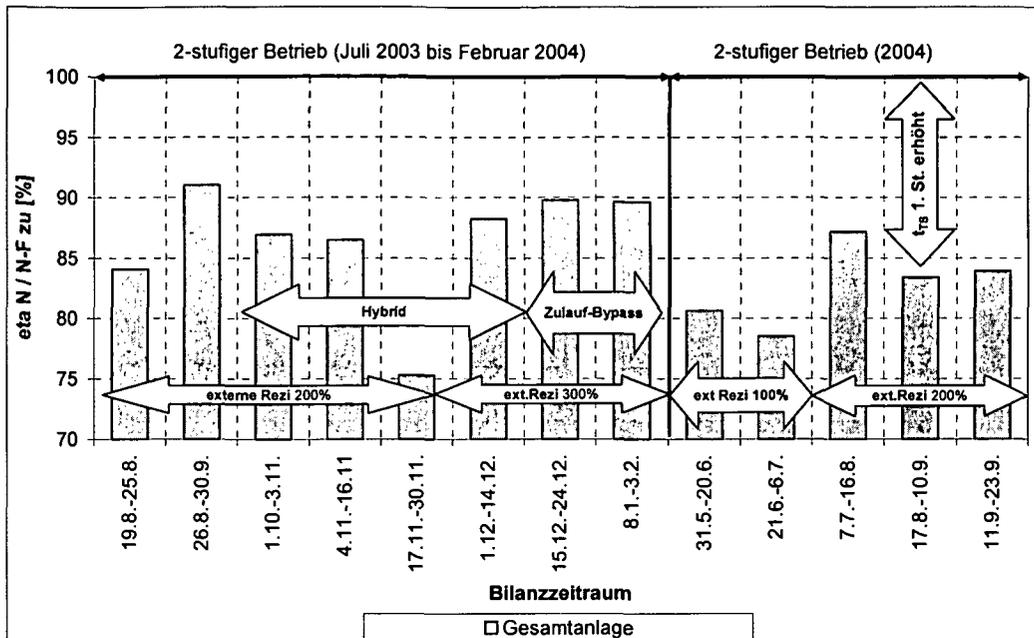


Abbildung 65 Stickstoffentfernung bei zweistufigem Betrieb der Pilotanlage

Während des darauf folgenden Bypassbetriebes konnte ebenso keine messbare Verbesserung der Stickstoffelimination erzielt werden (Abbildung 65). Es kam lediglich zu einer leichten Verschiebung zwischen der in der 1. und in der 2. Stufe entfernten Stickstofffracht. Aufgrund dieser Tatsache und des mit der direkten Einleitung von Rohabwasser in die 2. Stufe verbundenen Risikos einer verstärkt wirkenden Nitrifikationshemmung wurde der Bypassbetrieb in der Folge nicht zur künftigen Anwendung vorgeschlagen.

Die Reserven der Nitrifikationskapazität waren im gesamten zweistufigen Untersuchungszeitraum 2003 nicht sehr hoch; die maximale Nitrifikationskapazität lag meist nur knapp über der zu nitrifizierenden Stickstofffracht. Dies wurde auch bei der Ermittlung der maximalen Nitrifikationskapazität in der Großanlage beobachtet (vgl. Abbildung 62) und kann mit den erhöhten Zerfallsraten bei den hohen Temperaturen (25-35°C) erklärt werden. Damit sinkt bei sinkenden Stickstofffrachten im Zulauf auch die Nitrifikantenmenge rasch ab und steigt erst bei steigenden Zulauffrachten wieder an. Wenn die Geschwindigkeit eines Anstiegs der Stickstoffbelastung durch die maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten nicht abgedeckt werden kann, treten erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Ablauf auf.

6.5.3 Einstufiger Betrieb im Frühjahr 2004

Von Februar bis Ende Mai 2004 wurde ein einstufiger Betrieb der beiden Pilotanlagen getestet, weil auch das geplante Ausbaukonzept diese Möglichkeit vorsah. Ziel dieser Betriebsperiode war, die Auswirkung der direkten Einleitung des Rohabwassers auf die Nitrifikationsleistung zu ermitteln. Wäre die Nitrifikationskapazität bereits bei der geringeren Belastung während der Wintermonate unzureichend, hätte die Anwendung des einstufigen

Betriebs auf der Großanlage mit einer nur wenige Monate dauernden Betriebsperiode während der Pilotversuche ausgeschlossen werden können, wodurch ein längerer Zeitraum für die Untersuchungen des zweistufigen Konzepts während der Sommermonate zur Verfügung stehen würde.

Während des einstufigen Parallelbetriebes sollte auch die Auswirkung einer Spurenelementzugabe auf die Nitrifikationsleistung untersucht werden. Die parallel betriebene Anlage wurde als Referenzanlage ohne Spurenelementdosierung betrieben.

Die Spurenelementdosierung wirkte sich bei einem Schlammalter der Anlage von $t_{TS} = 14$ d grundsätzlich positiv auf die Nitrifikationskapazität aus. Im Gegensatz dazu wurden bei der Referenzanlage, die in dieser Periode ein im Vergleich fast doppelt so hohes Schlammalter von $t_{TS} = 27$ d aufgewiesen hat, bereits während der Wintermonate, in denen die Abwassercharakteristik i. d. R. relativ unproblematisch ist, erhöhte NH_4-N - und auch CSB-Konzentrationen im Ablauf beobachtet.

Ohne die Spurenstoffzugabe ist der einstufige Betrieb der künftigen Anlage daher nicht zu empfehlen.

6.5.4 Zweistufiger Betrieb im Sommer 2004

Die Tauglichkeit des zweistufigen Reinigungskonzepts mit Ablaufrezirkulation wurde ab Ende Mai 2004 nochmals bestätigt. Die Nitrifikation war selbst während der Sommermonate vollständig und es war im Gegensatz zum vorjährigen Sommerbetrieb kein Nitrit im Ablauf vorhanden (Abbildung 66).

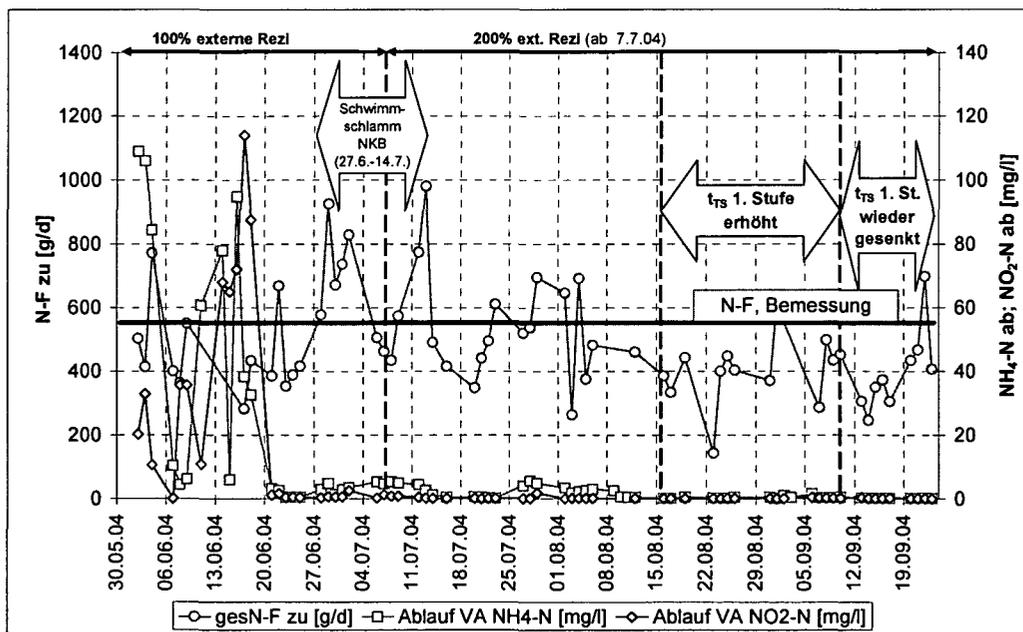


Abbildung 66 N-Zulaufkraft und NH_4-N - und NO_2-N -Ablaufwerte während des zweistufigen Betriebs ab Ende Mai 2004.

Die bis Mitte Juni 2004 hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf sind auf eine Panne bei der Regelung des pH-Werts im vorangegangenen einstufigen Parallelbetrieb zurückzuführen, wodurch der pH-Wert in der 2. Stufe auf $\text{pH} > 10$ angestiegen ist. Deshalb ist die Nitrifikationsleistung in der 2. Stufe stark zurückgegangen. Die etwas höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Juli und August waren die Folge eines hohen Schlammspiegels im Nachklärbecken, wodurch $\text{NH}_4\text{-N}$ rückgelöst wurde. Vergleichsanalysen im Belebungsbecken bestätigten, dass das Ammonium vollständig nitrifiziert worden war.

Die bei 200 % externer Rezirkulation erreichte Stickstoffentfernung lag durchschnittlich bei ca. 85 %, wodurch die im wasserrechtlichen Konsens geforderten N-Ablauffracht bei Bemessungsbelastung (110 kg/d) relativ problemlos einzuhalten ist.

Im August 2004 wurde in der 1. Stufe der Pilotanlage das Schlammalter von ca. 2 auf 5 Tage erhöht. Es sollte getestet werden, ob bei Temperaturen von teilweise $> 30\text{ °C}$ und dem höheren Schlammalter eine Teilnitrifikation bereits in der 1. Stufe entwickelt werden kann. In diesem Fall wäre eine höhere Stickstoffentfernung zu erreichen, weil die Denitrifikation in der 1. Stufe noch nicht CSB-limitiert ist.

Trotz des höheren Schlammalters konnte sich die Nitrifikation in der 1. Stufe nicht etablieren. Das höhere Schlammalter in der 1. Stufe bewirkte zwar einen Rückgang des bei einem Schlammalter von 2 Tagen sehr hohen Schwebstoffgehalts im Ablauf der 1. Stufe und damit der CSB-Belastung der 2. Stufe, andererseits war jedoch auch eine eindeutig schlechtere Nitrifikationsleistung der 2. Stufe nachweisbar. Offenbar wurde eine, bei geringem Schlammalter wirksame Hemmstoffreduktion durch die Anhebung des Schlammalters zunichte gemacht. Dies zeigt folgende Abbildung 67, die die maximale Nitrifikationskapazität mit der in der Anlage nitrifizierten Stickstofffracht vergleicht.

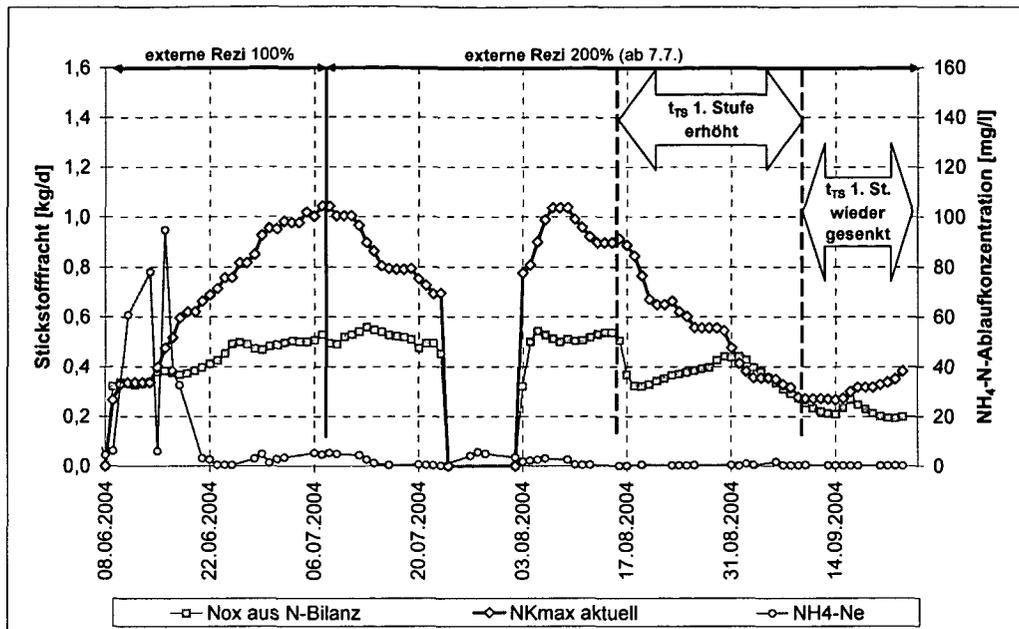


Abbildung 67 Vergleich von maximaler Nitrifikationskapazität (NKmax, aktuell) und der in der 2. Stufe der Pilotanlage nitrifizierten Stickstofffracht (Nox aus N-Bilanz)

Die im Vergleich mit der nitrifizierten N-Fracht am Beginn der Periode mit einem Schlammalter von 5 Tagen ca. doppelt so hohe maximale Nitrifikationskapazität wurde immer geringer, bis am Ende dieses Versuchszeitraum keine Reserven hinsichtlich der Nitrifikationskapazität mehr vorhanden waren. Erst nach Reduktion des Schlammalters in der 1. Stufe wurden die Reserven wieder größer.

In der Großanlage lag in dieser Zeit die maximale Nitrifikationskapazität der 2. Stufe bei kleinerem Schlammalter in der 1. Stufe jedenfalls deutlich über der tatsächlich zu nitrifizierenden Stickstofffracht (vgl. Abbildung 62), wodurch ausgeschlossen werden kann, dass die Nitrifikationsleistung in der Pilotanlage ausschließlich aufgrund einer veränderten Abwasserzusammensetzung reduziert wurde.

Warum sich ein höheres Schlammalter in der 1. Stufe negativ auf die maximale Nitrifikationskapazität auswirkt ist nicht bekannt. Die Hemmstoffe werden möglicherweise am Schlamm adsorbiert und durch den höheren Überschussschlammabzug bei kürzerem Schlammalter vermehrt aus dem System ausgeschleust. Damit wäre die Hemmstoffkonzentration im Ablauf der 1. Stufe geringer und somit auch die Nitrifikationshemmung in der nachfolgenden 2. Stufe. Die Änderung des Schlammalters kann aber auch eine Veränderung der Biozönose in der 1. Stufe bewirkt haben. Jene Mikroorganismen, die zum Abbau der Hemmstoffe befähigt waren und bei kurzem Schlammalter und somit hoher Belastung im Belebtschlamm enthalten waren, könnten durch den Betrieb der 1. Stufe bei höherem Schlammalter durch andere Arten verdrängt worden sein, welche diese Hemmstoffe nur mehr unzureichend abbauen konnten.

Jedenfalls konnte auf Grund der Ergebnisse der Pilotversuche die Anhebung des Schlammalters in der 1. Stufe nicht empfohlen werden.

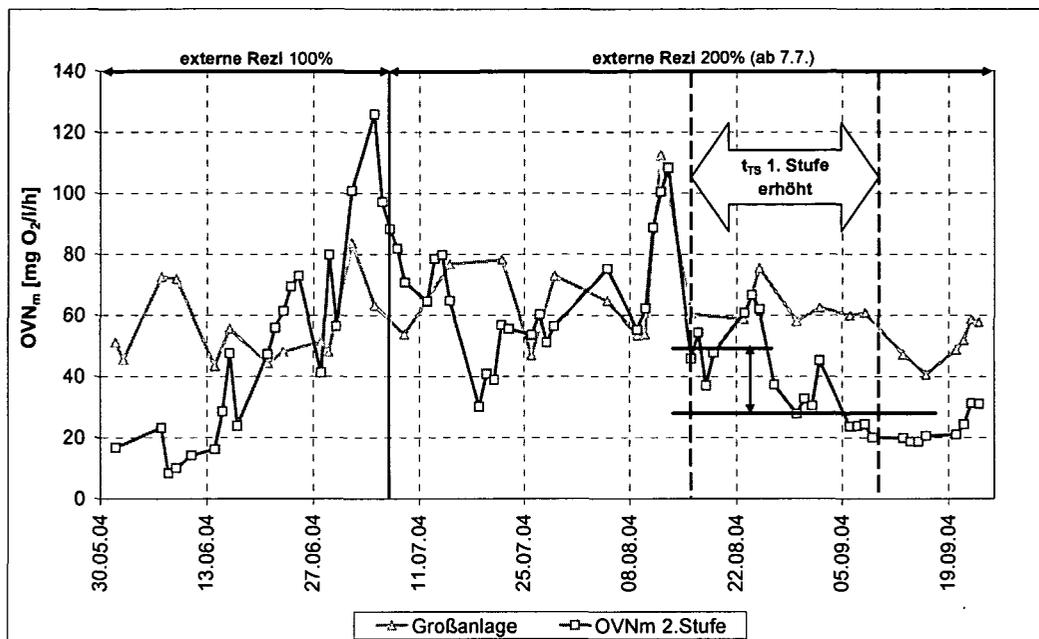


Abbildung 68 Messwerte für die Stickstoffmaximalatmung (OVN_m) in der Großanlage und in der 2. Stufe der Pilotanlage

Der meist parallele Verlauf der Stickstoffmaximalatmung in der 2. Stufe der Pilotanlage und in der Großanlage (Abbildung 68) lässt darauf schließen, dass sich abwasserbedingte Einflüsse sowohl beim Betrieb der kontinuierlichen Fermentation in der Großanlage als auch beim zweistufigen Betrieb der Pilotanlage mit vorher erfolgter Schlammabtrennung auswirken. Weil in der Großanlage im Gegensatz zur Pilotanlage die gesamte Biomasse der 1. Stufe in die 2. Stufe eingeleitet wird, ist aus dieser Parallelität der Stickstoffmaximalatmungen zu schließen, dass nicht die Schlammabtrennung für eine ausreichende Hemmstoffreduktion entscheidend ist, sondern tatsächlich der Abbau der Hemmstoffe in einer hochbelasteten 1. Stufe. Bei höherem Schlammalter in der 1. Stufe sind die Stickstoffmaximalatmungen im Vergleich aber deutlich voneinander abgewichen (Abbildung 68). Dies lässt den Schluss zu, dass das höhere Schlammalter tatsächlich zu einer derart veränderten Biozönose führt, dass der Hemmstoffabbau nicht mehr gewährleistet werden kann.

6.5.5 Schlussfolgerungen aus den Pilotversuchen

Die Pilotversuche haben gezeigt, dass das gewählte zweistufige Verfahrenskonzept für die Reinigung der stark nitrifikationshemmenden Abwässer der OÖ.Tierkörperverwertung bei Bemessungsbelastung gut geeignet ist, und mit einer Ablaufzirkulation von 200 % bezogen

auf die Zulaufwassermenge auch eine ausreichend hohe Stickstoffelimination erreicht werden kann.

Die maximale Nitrifikationskapazität in der 2. Stufe der Pilotanlage war - ebenso wie bei der Großanlage - im zweiten Versuchsjahr doppelt so groß wie die zu nitrifizierende N-Fracht (vgl. Abbildung 62 und Abbildung 67). Im ersten zweistufigen Untersuchungszeitraum waren die Reserven bei beiden Anlagen aber nur gering. Dies deutet darauf hin, dass der Abbau der Nitrifikationshemmung in der 1. Stufe - vermutlich abhängig von der Qualität des Abwassers - nicht immer vollständig erfolgt. Das gewählte Verfahrenskonzept war aber bei Bemessungsbelastung zu jeder Zeit in der Lage, die geforderte Nitrifikationsleistung und Stickstoffentfernung zu gewährleisten.

Bei der Großanlage wurde die 1. Stufe bei ähnlichem Schlammalter als kontinuierliche Fermentation betrieben. Im Gegensatz zur Pilotanlage gelangt der gesamte Überschussschlamm dieser Stufe direkt in die 2. Stufe. Aufgrund der vergleichbaren Reserven bei der Nitrifikationskapazität während der Versuche kann daraus geschlossen werden, dass die Hemmstoffe nicht durch Adsorption am Belebtschlamm der 1. Stufe entfernt werden sondern in der 1. Stufe abgebaut werden. Anderenfalls wäre beim Abbau dieses eingebrachten Überschussschlammes eine Remobilisierung der Hemmstoffe in der 2. Stufe nicht auszuschließen.

Bei Verdoppelung des Schlammalters konnten die Hemmstoffe nicht eliminiert werden, was aus der stetig sinkenden Nitrifikationskapazität in dieser Phase geschlossen wurde. Jene Mikroorganismen, die zum Abbau der Hemmstoffe befähigt waren und bei kurzem Schlammalter und somit hoher Belastung im Belebtschlamm enthalten waren, wurden offenbar beim höheren Schlammalter durch andere Arten verdrängt, die den Hemmstoff nicht mehr auszureichend abbauen konnten.

Ein einstufiger Betrieb der Anlage, der während der Versuche geprüft wurde, ist nicht zu empfehlen, weil in manchen Phasen ein Anstieg der Ammoniumkonzentration im Ablauf bereits mit dem weniger nitrifikationshemmenden Abwasser während der Wintermonate beobachtet wurde.

Bei Zugabe von Spurenelementen hat sich der einstufige Betrieb bewährt. Die Nitrifikationskapazität lag hier beim ca. 3-fachen Wert der in diesem Zeitraum nitrifizierten Stickstofffracht.

Da im Fall eines Anlagenausbaus die Reinigung aber ohne zusätzliche Betriebsmittel, die mit zusätzlichen Kosten verbunden sind, erfolgen soll, ist der zweistufige Betrieb der erweiterten Anlage mit Ablaufrezirkulation dem einstufigen Parallelbetrieb unter Zugabe von Spurenelementen vorzuziehen, auch wenn damit eine etwas schlechtere Stickstoffentfernung erzielt wird.

7 Zusammenfassung und Ausblick

7.1 Pilotanlage zur Erweiterung der Hauptkläranlage Wien

7.1.1 Aufgabenstellung und Ziele:

In den 80er und frühen 90er Jahren durchgeführte Erweiterungsstudien für die Hauptkläranlage in Wien zur Erzielung einer ganzjährig stabilen Nitrifikation an den Stand der Technik haben wegen des Platzmangels beim Kläranlagenstandort und der gewünschten Einbindung der bereits bestehenden Anlagenteile eine Erweiterung als zweistufige Belebungsanlage als wirtschaftlichstes Ausbaukonzept ergeben. Weitere Vorteile dieses zweistufigen Ausbaukonzepts sind die sehr stabile Reinigungsleistung hinsichtlich Kohlenstoffabbau und Nitrifikation und des dafür im Vergleich mit einstufigen Systemen deutlich geringeren Platz- und Energiebedarfes.

Als 1991 die Forderung nach Stickstoffentfernung bei der Abwasserreinigung gesetzlich verankert wurde, musste das geplante Ausbaukonzept neuerlich untersucht werden. Man entschloss sich trotz der in zweistufigen Systemen schwieriger zu bewerkstellenden Stickstoffelimination, am zweistufigen Ausbaukonzept festzuhalten. Mithilfe eines sehr flexiblen Verfahrenskonzeptes mit diversen internen Kreisläufen wurde es möglich, die gesetzlichen Anforderungen hinsichtlich Stickstoffentfernung zu erreichen. Folgende Maßnahmen wurden vorgesehen:

- Bypass von vorgeklärtem Abwasser um die 1. Stufe direkt in die 2. Stufe zur Erhöhung der dortigen Denitrifikationsleistung
- Rückführung von nitrathältigem Ablauf der 2. Stufe in die 1. Stufe zur Denitrifikation in der 1. Stufe
- Rückführung des Überschussschlammes der 2. in die 1. Stufe, wodurch dort eine Teilnitrifikation und –denitrifikation ermöglicht wird.

Mittels einer Pilotkläranlage wurde dieses Ausbaukonzept überprüft und es konnte die Eignung der geplanten Erweiterungsstufe auch für die Entfernung der Stickstoffverbindungen aus dem Abwasser nachgewiesen werden.

1996 wurden die gesetzlichen Anforderungen an die Reinigungsleistung weitgehend an die betreffende EU-Richtlinie angepasst. 70 % Stickstoffentfernung mussten bei Temperaturen von > 12 °C nun zwar inklusive der Regenwettertage eingehalten werden, dafür aber nur als Jahresmittelwert und nicht mehr in der qualifizierten Stichprobe. Damit ergaben sich Möglichkeiten der Volumeneinsparung bei Belebungsbecken, die Anforderungen an die Mess-, Regel- und Steuerungseinrichtungen erhöhten sich allerdings erheblich. Deshalb wurde eine

nochmalige Anpassung des geplanten Ausbaukonzepts notwendig, was erneut in Pilotversuchen überprüft wurde. Zusätzlich wurde mit dem Ziel einer Verbesserung der Stickstoffentfernung in der zweistufigen Belebungsanlage ein neuer interner Stoffstrom in die Planung integriert („Hybrid-Verfahren“).

In der vorliegenden Arbeit wurden die Ergebnisse dieser Pilotversuche dargestellt und die Möglichkeiten und Grenzen des Betriebes der geplanten Anlagenkonfiguration aufgezeigt. Daraus wurden Konsequenzen für den Betrieb der Großanlage abgeleitet.

7.1.2 Ergebnisse

Die Pilotversuche konnten die Eignung des geplanten Ausbaukonzepts für die Reinigung der Abwässer der Stadt Wien gemäß den gesetzlichen Anforderungen bestätigen; es ist möglich, eine 70 %-ige Stickstoffentfernung im Jahresmittel und ganzjährig gesicherte Nitrifikation mit $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf von $< 5 \text{ mg/l}$ zu erreichen.

Hinsichtlich der Nitrifikationsleistung zeigte die Bypassbetriebsweise die etwas schlechteren Ergebnisse, weil bei direkter Zugabe von Rohabwasser in die 2. Stufe Beeinträchtigungen der Nitrifikation nachweisbar waren. Außerdem musste auf Grund des während der diversen Bypassphasen schlechter werdenden Schlammindex der Überschussschlammabzug erhöht werden, wodurch das Schlammalter reduziert wurde. Dies führte teilweise zu Schwierigkeiten bei der Einhaltung der Emissionsgrenzwerte für Ammonium, was vor allem während einiger Tauwetterperioden beobachtet wurde. Hinsichtlich Nitrifikation hat der Hybrid-Betrieb die deutlich bessere Reinigungsleistung erbracht. Überschreitungen des Emissionsgrenzwertes für Ammonium konnten im Versuchsbetrieb nur dann gesichert vermieden werden, wenn in der 2. Stufe ein aerobes Vergleichsschlammalter bei 15 °C von > 5 Tagen eingehalten wurde. Um auch gesichert niedrige Nitritkonzentrationen von $< 0,5 \text{ mg/l}$ im Ablauf einhalten zu können, muss in der 2. Stufe ein aerobes Vergleichsschlammalter bezogen auf 15 °C von > 8 Tagen eingehalten werden.

Die geforderten Entfernungsgrade hinsichtlich Kohlenstoff- bzw. Stickstoffverbindungen können mit beiden Betriebsweisen (Bypass- bzw. Hybridbetrieb) erreicht werden. Der Bypassbetrieb zeigte bei den Versuchen eine etwas bessere Stickstoffentfernung im Vergleich mit dem Hybridbetrieb. Die Auswertung der Pilotanlagendaten hat gezeigt, dass bei gleich hoher CSB-Fracht im Zulauf zur 2. Stufe die denitrifizierte Stickstofffracht im Bypassbetrieb höher war als im Hybridbetrieb.

Im Mittel über die Bilanzzeiträume wurden ca. 40 % des Stickstofffracht im Zulauf über Primär- und Überschussschlamm entfernt und 35 % über Denitrifikation. Diese Ergebnisse verdeutlichen die Wichtigkeit der Frage der Klärschlammbehandlung beim gewählten Verfahrenskonzept. Durch die Rohschlammverbrennung ist die Stickstoffrückbelastung der Kläranlage aus den Schlammwässern vernachlässigbar klein, was im Falle dieses

zweistufigen Konzepts einen wesentlichen Faktor für die erreichbare Stickstoffentfernung darstellt. Die Denitrifikationskapazität der 1. Stufe würde aber ausreichend groß sein, um auch bei etwas höheren Stickstoffrückflüssen noch zusätzlichen Stickstoff in der Größenordnung von 1 kg N/EW/d zu entfernen, wofür allerdings eine externe Trübwassernitrifikation Voraussetzung wäre.

Das Denitrifikationspotenzial der 2. Stufe war zumindest während des strikt zweistufigen Betriebes vom Schlammalter der 1. Stufe abhängig. Bei Vergleichsschlammaltern bei 15 °C in der 1. Stufe von 1,2 Tagen war es um $\frac{1}{3}$ geringer als bei der Mehrzahl der Betriebszeiträume mit Vergleichsschlammaltern in der 1. Stufe von < 1 Tag.

Durch die Einleitung des in der 2. Stufe anfallenden Überschussschlammes in die 1. Stufe konnten 15 bis 20 % der Nitrifikation in der 1. Stufe durchgeführt und dieser Anteil zu 90 % auch denitrifiziert werden. Trotz des hohen Anteils von sauerstoff-unterservorgten Zonen am Volumen der 1. Stufe wurden im Ablauf dieser Stufe keine erhöhten Nitritkonzentrationen beobachtet.

Die Stickstoffentfernung über Denitrifikation ist in der 1. Stufe nitratlimitiert, in der 2. Stufe hingegen kohlenstofflimitiert. Eine Steigerung der Denitrifikation in der 1. Stufe ist wegen der hydraulischen Limitierung des Zwischenklärbeckens nicht möglich. Außerdem ist der Wirkungsgrad des Rückpasses für die Stickstoffentfernung stark vom Grad der Stickstoffentfernung in der 2. Stufe abhängig.

Das Schlammalter der 1. Stufe (0,4 bis 1,3 d bezogen auf 15 °C) hat auch die CSB-Fracht im Ablauf der 1. Stufe bestimmt. Bei sehr geringen Vergleichsschlammaltern (< 0,5 d) ist neben dem gelösten CSB auch der Schwebstoffgehalt im Ablauf der 1. Stufe gestiegen, was nicht auf eine hydraulische Fehlfunktion sondern auf die geringere Flockungsfähigkeit des Belebtschlammes bei höherer Belastung zurückzuführen ist. Die diesbezüglichen Ergebnisse der Pilotversuche lassen jedenfalls den Schluss zu, dass die CSB-Belastung der 2. Stufe durch den Ablauf der 1. Stufe deutlich höher sein wird, als der Bemessung der Ausbaustufe zugrunde gelegt wurde, was sowohl bei der Einleitung von Bypass als auch von 1. Stufen-Schlamm über den SK1 berücksichtigt werden muss.

Der Schlammindex war entgegen der bisher auf der HKA und auch bei anderen zweistufigen Anlagen gemachten Erfahrungen während der Pilotversuche sowohl in der 1. als auch in der 2. Stufe größtenteils sehr hoch (100-200 ml/g). Während des Bypassbetriebs haben sich besonders hohe Indices ergeben. In der 1. Stufe konnte eine Abhängigkeit des Schlammindex vom Schlammalter bzw. der Schlammbelastung nachgewiesen werden. Die bei höheren Schlammaltern höheren Schlammindices sind allesamt in Betriebsphasen bestimmt worden, in denen der Zulauf zur Pilotanlage durch eine Vorfällung auf der Vorklärung der Großanlage beeinflusst war. Inwieweit die Ergebnisse auf die Großanlage übertragbar sind konnte nicht festgestellt werden, weil der Einfluss der Gegebenheiten auf der Pilotanlage auf den

festgestellt werden, weil der Einfluss der Gegebenheiten auf der Pilotanlage auf den Schlammindex nicht abschätzbar war (z.B. Schlammförderung mit Exzentrerschneckenpumpen).

7.1.3 Folgerungen und Ausblick

Das geplante Ausbaukonzept für die Erweiterung der Hauptkläranlage Wien kann die geforderte Reinigungsleistung auch bei Bemessungsbelastung erfüllen.

Für gesichert niedrige Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen im Ablauf ist ein aerobes Schlammalter bei 15 °C von > 8 Tagen erforderlich, woraus sich ein, nach Bemessungsansatz der ATV für einstufige Belebungsanlagen (ATV A131, 2000) definierter Sicherheitsfaktor von $SF = 2,35$ errechnet. Dieser Wert ist erheblich größer, als dies für Kläranlagen dieser Größenklasse in diesem Arbeitsblatt empfohlen wird ($SF = 1,45$).

Beim Betrieb der Großanlage ist die Belastung der 2. Stufe so zu regeln, dass die Einhaltung dieses erforderlichen Schlammalters ermöglicht wird.

Dabei muss die Belastung der 2. Stufe durch den Ablauf des Zwischenklärbeckens berücksichtigt werden. In Kapitel 5.4.4 wurde gezeigt, dass die Trübung im Ablauf der 1. Stufe beim voraussichtlich geringen Schlammalter der 1. Stufe sehr hoch und deutlich über 20 mg/l liegen wird. Deshalb ist die Bypass- bzw. SK1-Menge auf die aktuelle Schwebstoffkonzentration im Ablauf des Zwischenklärbeckens anzupassen. In Kapitel 5.5 wurde deshalb die für die Einhaltung des erforderlichen Schlammalters zulässige Bypass- bzw. SK1-Menge bei unterschiedlichem Feststoffgehalt im Ablauf der 1. Stufe berechnet.

Andererseits sollte aus Wirtschaftlichkeitsgründen eine möglichst hohe Stickstoffentfernung in der 2. Stufe angestrebt werden, weil in der Folge eine geringere N-Fracht über den Pfad der Ablaufrezirkulation denitrifiziert werden muss und somit Pumpenergie gespart werden kann.

Der Betrieb der 2. Stufe stellt also eine interessante Optimierungsaufgabe dar. Auf der einen Seite steht die Forderung eines minimal notwendigen Schlammalters, das eine möglichst geringe Belastung der 2. Stufe erfordert, auf der anderen Seite soll aus Wirtschaftlichkeitsgründen eine möglichst hohe Stickstoffentfernung in der 2. Stufe erreicht werden, weswegen eine möglichst hohe Belastung der 2. Stufe erwünscht ist.

Falls – was nicht zu erwarten ist - in der künftigen Großanlage tatsächlich Schwierigkeiten bei der Einstellung eines ausreichend hohen Schlammalters in der 2. Stufe auftreten, wäre der verstärkte Einsatz der Bypassbetriebsweise zur vermehrten Stickstoffentfernung nur während der Sommermonate anzuraten. Auf Grund der stabileren Nitrifikation wäre in den Wintermonaten die Hybridbetriebsweise oder eine konventionell zweistufige Betriebsweise mit 100 % Ablaufrezirkulation, mit der ebenfalls eine Stickstoffentfernung von 70 % erreicht werden kann, zu bevorzugen.

Die Schlammigenschaften in der Pilotanlage können aus verschiedenen Gründen nicht direkt auf die Großanlage übertragen werden. Sollte der Schlammindex der 2. Stufe während der Bypassphasen auch in der Großanlage ansteigen, muss die Belastung in der 2. Stufe derart gewählt werden, dass ein Betrieb der 2. Stufe auch ohne Reduktion des Schlammalters möglich ist. Dies bedeutet, dass die Trockensubstanz der 2. Stufe so eingestellt wird, dass eine Überlastung der Nachklärbecken nicht erfolgt. Anderenfalls müsste zur Reduktion der Trockensubstanz der Überschussschlammabzug erhöht werden, was möglicherweise zu einer unzulässigen Reduktion des Schlammalters führen würde.

Wenn der Schlammindex tatsächlich eine Reduktion der Trockensubstanz erfordert, ist als Folge daraus die Belastung der 2. Stufe zu reduzieren, wodurch die dort erreichbare Stickstoffentfernung abnimmt. Daher wäre die Stickstoffentfernung der gesamten Anlage stärker vom Betrieb der Ablaufzirkulation abhängig. Ein höherer Schlammindex würde sich damit zumindest in höheren Energiekosten für die Rückpasspumpen niederschlagen.

7.2 Zweistufiges Ausbaukonzept der BARA der Tierkörperverwertung

7.2.1 Aufgabenstellung und Ziele

Die innerbetriebliche Vorreinigungsanlage (BARA) der Oberösterreichischen Tierkörperverwertung, deren Ablauf in eine kommunale Verbandskläranlage eingeleitet wird, hat seit den frühen neunziger Jahren während der Sommermonate regelmäßig Nitrifikationsprobleme aufgewiesen, weshalb der wasserrechtliche Konsens für die Stickstofffracht im Ablauf nicht immer eingehalten werden konnte.

Um die Ursachen der Nitrifikationsprobleme und Möglichkeiten zur Wiederherstellung der notwendigen Nitrifikationskapazität zu finden, wurden die Betriebsergebnisse der Anlage analysiert und Laboruntersuchungen durchgeführt.

7.2.2 Ergebnisse

In den Laboruntersuchungen konnte gezeigt werden, dass die geringe Nitrifikationskapazität der Kläranlage auf eine durch das zufließende Abwasser ausgelöste Nitrifikationshemmung zurück zu führen ist. Versuche, die die Verbesserung der Nährstoffversorgung der Nitrifikanten durch Zugabe diverser essentieller Spurenelemente zum Ziel hatten, führten zu keiner verbesserten Nitrifikationskapazität.

Auf Grund der eindeutigen Hinweise, dass hauptsächlich Hemmstoffe für die geringe Nitrifikationsleistung des Belebtschlammes der TKV verantwortlich sind, wurde unter Laborbedingungen ein zweistufiges Verfahrensschema getestet. Es wurde erwartet, dass damit im Vergleich zu einer einstufigen Lösung eine reduzierte Hemmungswirkung auf die Nitrifikanten gegeben ist. Die Ergebnisse haben diese Annahme bestätigt.

Während des zweistufigen Betriebes der Laboranlage konnte die maximale Nitrifikationskapazität ohne Anstieg der Ammoniumkonzentration im Ablauf verfünffacht werden. Als das Rohabwasser wieder direkt in die zweite Stufe eingeleitet wurde (einstufiger Betrieb), ist die maximale Nitrifikationskapazität rasch wieder gesunken und die Ablaufkonzentrationen für Ammonium lagen in diesem Zeitraum zwischen 300 und 500 mg/l.

DNA-Analysen des Belebtschlammes der Laboranlage haben gezeigt, dass die am Beginn des Laborversuchs vorhandenen Nitrifikanten der Gattung *Nitrosospira* mit zunehmender Versuchsdauer durch jene der Gattung *Nitrosomonas* verdrängt wurden. Der zweistufige Betrieb hat also im Gegensatz zu den Bedingungen bei einstufigem Betrieb davor ein Wachstum von *Nitrosomonas* ermöglicht, was in der Folge zu einer höheren Nitrifikationskapazität geführt hat.

Wegen dieses Erfolg versprechenden Laborversuchs und der Prognosen über die künftig weiter steigenden Rohwarenmengen wurde im Jahr 2002 beschlossen, die bestehende BARA durch den Bau von zusätzlichen Belebungs- und Nachklärbecken (bzw. einer Schlammflotation) auf ein zweistufiges Anlagenkonzept zu erweitern. Zur Überprüfung des geplanten Ausbaukonzepts bei Bemessungsbelastung (6.700 kg CSB/d, 540 kg N/d) wurden im Zeitraum Juli 2003 bis September 2004 Pilotversuche durchgeführt.

Während dieser Versuche lag die maximale Nitrifikationskapazität in der 2. Stufe im zweiten Versuchsjahr etwa beim doppelten Wert der zu nitrifizierenden N-Fracht. Im ersten zweistufigen Untersuchungszeitraum waren die Reserven aber nur gering. Bei der bestehenden Großanlage, bei der das zweistufige Verfahrenskonzept wegen Ermangelung eines zweiten Nachklärbeckens nur mithilfe des Betriebes einer Kaskade als kontinuierliche Fermentation realisiert werden konnte, ergaben sich im selben Untersuchungszeitraum sehr ähnliche Reserven. Dies deutet darauf hin, dass der Abbau der Nitrifikationshemmung in der 1. Stufe – vermutlich abhängig von der Qualität des Abwassers – nicht immer vollständig erfolgt. Das geplante Verfahrenskonzept war aber während der Versuche zu jeder Zeit in der Lage, die geforderte Nitrifikationsleistung und Stickstoffentfernung bei Bemessungsbelastung zu gewährleisten.

Während eines einstufigen Versuchsbetriebes der Anlage wurde in manchen Phasen ein Anstieg der Ammoniumkonzentration im Ablauf bereits mit dem weniger nitrifikationshemmenden Abwasser während der Wintermonate beobachtet. Im Gegensatz dazu hat der einstufige Betrieb bei Zugabe von Spurenelementen zu einer sehr hohen maximalen Nitrifikationskapazität geführt, die bei diesem Versuch beim ca. 3 fachen Wert der in diesem Zeitraum nitrifizierten Stickstofffracht lag.

7.2.3 Folgerungen und Ausblick

Die Pilotversuche haben gezeigt, dass mit dem gewählten zweistufigen Verfahrenskonzept für die Reinigung der stark nitrifikationshemmenden Abwässer der OÖ.Tierkörperverwertung und einer Ablaufrezirkulation von 200 % bezogen auf die Zulaufwassermenge auch bei Bemessungsbelastung eine ausreichend hohe Stickstoffelimination erreicht werden kann.

Ein einstufiger Betrieb der Anlage, der während der Versuche geprüft wurde, ist nicht zu empfehlen, weil in manchen Phasen ein Anstieg der Ammoniumkonzentration im Ablauf bereits mit dem weniger nitrifikationshemmenden Abwasser während der Wintermonate beobachtet wurde. Bei Zugabe einer Spurenelementlösung war die Nitrifikationsleistung in diesem Zeitraum aber sehr hoch. Da aber die Reinigung im Fall eines Ausbaus der bestehenden Großanlage ohne zusätzlich notwendige Betriebsmittel erfolgen sollte, ist der zweistufige Betrieb der erweiterten Anlage mit Ablaufrezirkulation dem einstufigen Parallelbetrieb unter Zugabe von Spurenelementen vorzuziehen, auch wenn damit eine etwas schlechtere Stickstoffentfernung erzielt wird.

Die Elimination der Hemmstoffe in der 1. Stufe dürfte nicht auf einer Adsorption am Belebtschlamm beruhen, sondern auf dem Abbau durch spezialisierte Mikroorganismen, die nur bei geringem Schlammalter im Belebtschlamm verbleiben. Nach einer Erhöhung des Schlammalters in der 1. Stufe von 2 auf 5 Tage war die maximale Nitrifikationskapazität stark rückläufig, was darauf hindeutet, dass der Hemmstoffabbau nicht mehr ausreichend erfolgt ist. Nach einer neuerlichen Reduktion des Schlammalters sind die Reserven für die maximale Nitrifikationskapazität wieder angestiegen. Ein weiteres Indiz gegen die These, dass die Hemmstoffe am Belebtschlamm adsorbiert werden, liefert ein Vergleich der Pilotversuchsergebnisse mit jenen der bestehenden Großanlage: Bei der Großanlage wird die 1. Stufe bei ähnlichem Schlammalter wie in der Pilotanlage, jedoch als kontinuierliche Fermentation betrieben. Der gesamte Überschussschlamm dieser Stufe und damit auch die eventuell am Schlamm adsorbierten Hemmstoffe würden im Gegensatz zur Pilotanlage daher direkt in die 2. Stufe gelangen. Aus den vergleichbaren Reserven bei der Nitrifikationskapazität während der jeweiligen Zeiträume kann daher geschlossen werden, dass die Hemmstoffe nicht durch Adsorption am Belebtschlamm in der 1. Stufe entfernt werden.

Die Ergebnisse dieser Versuche haben gezeigt dass ein zweistufiges Anlagenkonzept ein sehr brauchbares Werkzeug für die Beseitigung von Hemmungsproblemen darstellt, wobei aber für die Wirksamkeit dieses Konzepts ein gewisses Schlammalter in der 1. Stufe nicht überschritten werden darf!

7.3 Möglichkeiten und Grenzen der Nitrifikation und Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen

Zweistufige Belebungsanlagen bieten eine stabile Reinigungsleistung hinsichtlich Kohlenstoffentfernung und Nitrifikation, und zwar beim nahezu halben Beckenvolumen im Vergleich mit einstufigen Systemen. Dieser wirtschaftliche Vorteil ist vor allem bei großen Kläranlagen in Ballungsräumen von großer Bedeutung bei der Verfahrenswahl.

Für die Erweiterung der Hauptkläranlage Wien als zweistufige Belebungsanlage wurde bei einer Bemessungsbelastung von 4 Mio EW₆₀ mit einem einwohnerspezifischen Volumen von knapp 70 L/EW für die Belebungsbecken der 1. und der 2. Stufe zuzüglich des Zwischenklärbeckens das Auslangen gefunden. Wäre die Anlage als einstufiges Belebungsanlage bemessen worden, wäre dafür ein Belebungsbeckenvolumen von $V_{BB} \sim 140$ L/EW notwendig gewesen. Bei spezifischen Baukosten in der Größenordnung von € 150,-/m³ Beckenvolumen ergibt sich somit eine Kostenersparnis von mehr als 42 Millionen Euro!

Demgegenüber besteht aber immer der gravierende Nachteil der bei diesem geringen Volumen sehr komplexen Betriebsweise zur Erlangung einer ausreichend hohen Stickstoffentfernung. Es müssen interne Kreisläufe implementiert werden, um die gesetzlichen Anforderungen für die Stickstoffelimination gewährleisten zu können. Mit dem Bypass- bzw. dem Hybridverfahren, sowie der Rezirkulation von gereinigtem Ablauf in die 1. Stufe und der Überleitung des nitrifizierenden Überschussschlammes der 2. Stufe in die 1. Stufe stehen vielfältige Möglichkeiten der Prozesssteuerung zur Verfügung. Dies stellt wegen der extremen gegenseitigen Beeinflussungen und Rückkopplungen im Vergleich mit schwachbelasteten einstufigen Belebungs-, aber auch zweistufigen AB-Anlagen mit deutlich größerem spezifischen Volumen hohe Anforderungen an die Betriebsführung solcher Anlagen.

Mittels der Variation der Belastung der beiden Stufen kann das sehr kleine Beckenvolumen optimal ausgenutzt werden. Einerseits ist es damit möglich, das für vollständige Nitrifikation erforderliche Schlammalter der 2. Stufe sehr genau einzustellen und andererseits wird eine Maximierung der Stickstoffentfernung auch bei niedriger Abwassertemperatur oder hohem Schlammindex erreicht. Eine Stickstoffentfernung von 70 % kann ohne gezielte Maßnahmen zur Denitrifikation in der 2. Stufe mit einer Ablaufrezirkulation von 100 % bezogen auf den Anlagenzulauf bereits bei einer Temperatur von 8 °C erzielt werden. Da in diesem Fall nahezu das gesamte Volumen der 2. Stufe für die Nitrifikation zur Verfügung steht, ist auch ein Betrieb der Anlage mit gesichert niedrigen Ammonium- und Nitritkonzentrationen im Ablauf möglich.

Bei höheren Abwassertemperaturen kann das für die Nitrifikation nicht benötigte Belebungsbeckenvolumen der 2. Stufe zur Denitrifikation genutzt werden. Wie die Ergebnisse

der Pilotversuche gezeigt haben, ist in diesem Fall eine Stickstoffentfernung von ca. 85 % zu erwarten.

Damit ist ein derartiges Ausbaukonzept bei den in Österreich geltenden Anforderungen an die Ablaufqualität (70 % Stickstoffentfernung im Jahresmittel bei Temperaturen > 12 °C) eine wirtschaftliche Alternative für die Erweiterung von großen Kläranlagen.

Muss aber eine bestimmte Gesamtstickstoffkonzentration im Ablauf zu jeder Zeit eingehalten werden, so stößt ein Konzept mit derart geringen spezifischen Beckenvolumina wegen der unter Regenwetterbedingungen im Vergleich mit einstufigen Systemen hohen Nitratkonzentrationen im Ablauf an seine Grenzen.

Bei der Reinigung von nitrifikationshemmendem Abwasser bietet das zweistufige Belebungsverfahren die Möglichkeit, toxische Stöße in der 1. Stufe zu eliminieren bzw. abzupuffern, womit eine höhere Nitrifikationskapazität in der 2. Stufe gewährleistet werden kann. Diese Eigenschaft wurde für die Entwicklung eines Verfahrenskonzepts zur Reinigung der Abwässer der OÖ. Tierkörperverwertung genutzt. Zur Überprüfung dieses Ausbaukonzepts wurden unter Betriebsbedingungen Pilotversuche durchgeführt.

Die Ergebnisse dieser Versuche haben gezeigt, dass ein zweistufiges Anlagenkonzept ein sehr brauchbares Werkzeug für die Behandlung von nitrifikationshemmenden Abwässern darstellt. Für die Wirksamkeit dieses Konzepts darf aber ein gewisses Schlammalter in der Hochlaststufe nicht überschritten werden, weil sonst die Hemmstoffelimination nicht mehr ausreichend hoch ist.

8 Literatur

- Abeling U., Härtel L., Hartwig P., Nowak O., Otterpohl R., Schwentner G., Svoldal K., Wolfson C., 1991. Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffelimination. *Korrespondenz Abwasser* **38** (2),
- Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G., 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal WPCF* **48** (5), 835-852
- ATV Arbeitsblatt A 131, 1991. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 EW. Abwassertechnische Vereinigung e.V., GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, Postfach 1160, Markt 71, St. Augustin, Dtlid.
- ATV, 1994. Umgestaltung zweistufig biologischer Kläranlagen zur Stickstoffelimination. Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.6 „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“. *Korrespondenz Abwasser* **41** (1), 95-100
- ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131, 2000. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Abwassertechnische Vereinigung e.V., GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, ISBN 3-933707-41-2
- BGBI. 179/1991. Verordnung des Bundesministers für Land und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV).
Bundesgesetzblatt 179/1991 für die Republik Österreich, (*außer Kraft!*)
- BGBI. 186/1996. Verordnung des Bundesministers für Land und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV).
Bundesgesetzblatt 186/1996 für die Republik Österreich, ausgegeben am 7. Mai 1996
- BGBI. 180/1991. Verordnung des Bundesministers für Land und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser).
Bundesgesetzblatt 180/1991 für die Republik Österreich, (*außer Kraft!*)
- BGBI. 210/1996. Verordnung des Bundesministers für Land und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser).
Bundesgesetzblatt 210/1996 für die Republik Österreich, ausgegeben am 7. Mai 1996
- Böhnke B., 1977. Das Adsorptions-Belebungsverfahren. *Korrespondenz Abwasser* **24**, 33-42

- Brandt B., 2001. Untersuchungen zur Ertüchtigung der Nitrifikation bei der Betriebskläranlage eines Entsorgungsbetriebes (TKV). Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. TU Wien.
- Brouwer H., Bloemen M., Klapwijk B., Spanjers H., 1998. Feedforward control of nitrification manipulating the aerobic volume in activated sludge plants. *Wat. Sci. Tech.* **38** (3), 245–254.
- Clara M., 1998. Untersuchungen zu Nitrifikation und Denitrifikation in zweistufigen Belebtschlammanlagen am Beispiel der Hauptkläranlage Wien Simmering. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. TU Wien.
- Dornhofer K., 1998. Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen. Dissertationsschrift. *Wiener Mitteilungen* **152**, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-043-8
- ENVIROQUIP (2005). http://www.enviroquip.com/symbio/eis_shw1_10.htm
- EU-Richtlinie 91/271/EWG, 1991. Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser.
- Fuchs A., 1999. Untersuchung der zeitlichen Veränderung der Feststoffkonzentration im Überstand sich absetzender, biologischer Schlämme. Dissertation, AMFT der Technischen Universität Graz.
- Fuchs A., Staudinger G., 1999. Characterising the clarification of the supernatant of activated sludge. *Wat. Res.* **33** (11), 2527-2534.
- Gujer W., 1976. Verfahrenstechnische Grundlagen der Nitrifikation in Belebtschlammanlagen. *GWA* **56** (11), 609-614.
- Gujer W., Henze M., Mino T., van Loosdrecht M.C.M., 1999. Activated sludge model No. 3.. *Wat. Sci. Tech.* **39** (1), 183–193.
- Haider S., 2004. CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung. Dissertationsschrift. *Wiener Mitteilungen* **188**, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-079-9
- Henze M., Grady C.P.L. Jr., Gujer W., Marais G.v.R., Matsuo T., 1987. Activated sludge model No. 1. IAWPRC Scientific and technical report No. 1, IAWQ, London.
- Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C., Marais G.v.R., 1995. Activated sludge model No. 2. IAWQ Scientific and technical report No. 3, IAWQ, London.
- Henze M., Harremoes P., Jansen J., Arvin E., 1995. Wastewater Treatment. Biological and chemical processes. Springer-Verlag (1995)

- Imhoff K., 1955. Das zweistufige Belebungsverfahren für Abwasser.
gwf-Wasser/Abwasser 96 (2), 43-45
- IWAG, 1999. Plausibilitätsprüfung in der Eigenüberwachung. 2. *Workshop Biologische Abwasserreinigung, Betrieb von Belebungsanlagen –Themenbereich A*.
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- Kayser R., 1983. Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation und Denitrifikation. *gwf* 9 (124),
- Kayser R., 1995. Möglichkeiten zur Stickstoffelimination in zweistufigen Abwasserbehandlungsanlagen durch Prozessmodifikation und betriebliche Maßnahmen. *Schriftenreihe WAR* 85, 27-38. Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung, Technische Hochschule Darmstadt.
- Klager F., 2001. Anpassung der HKA Wien-Ausbaukonzept und bauliche Umsetzung.
In: Anpassung von Kläranlagen - Planung und Betrieb, *Wiener Mitteilungen* 166,
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien,
ISBN 3-85234-057-8, 229-252
- Knowles G., Downing A.L., Barrett M.J., 1965. Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture with the aid of an electronic computer.
J. Gen. Microbiol. 38, 263-278
- Kreihansel A., 1999. Untersuchungen zur Absterberate der heterotrophen und autotrophen Biomasse als Grundlage für die Modellierung von Belebungsanlagen.
Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. TU Wien.
- Kreuzinger N., Farnleitner A., Wandl G., Hornek R., Mach R., 2003. Molecular biological methods (DGGE) as a tool to investigate nitrification inhibition in wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.* 47 (11), 165-173
- Kroiß H., 1992. Erweiterungskonzepte für kommunale Anlagen nach dem Stand der Technik.
In: Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik, *Wiener Mitteilungen* 100,
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, B1-B23
- Kroiß H., Nowak O., Frey W. Thonhauser C., 1994. Beurteilung der Reinigungsleistung der betrieblichen Vorreinigungsanlage der OÖ. Tierkörperverwertungs – Ges.m.b.H. aus abwassertechnischer Sicht – Erstellung von Strategien zur Betriebsoptimierung.
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien. (unveröffentlicht)
- Kroiß H., Clara M., Kreuzinger N., Nowak O., Wandl G., Winkler S., 2001. Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit der Nitrifikation bei der Betriebskläranlage der OÖ. TKV in Regau - Endbericht.
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien. (unveröffentlicht)

- Kroiß H., Wandl G., Nowak O., 2002. Untersuchung zu den Auswirkungen der relevanten Abwasserteilströme auf die Nitrifikationsleistung der biologischen Abwasserreinigungsanlage der OÖ.TKV Ges.m.b.H.
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien. (unveröffentlicht)
- Li Z., 1993. Ein Beitrag zur Vermeidung von Blähschlamm in ein und zweistufigen Belebungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung der Reinigungsvorgänge in hoch- oder höchstbelasteten Stufen bei zweistufigen biologischen Anlagen.
Gewässerschutz – Wasser – Abwasser **137**, Aachen. ISSN 0342-6068.
- Matsché N., 1980. Nitrifikation und Denitrifikation mit dem Belebungsverfahren.
Fortbildungskurs „Biologische Abwasserreinigung“, Wien
- Matsché N., 1988. Grundlagen der Nitrifikation und Denitrifikation.
ATV-Fortbildungskurs F/2, Fulda
- Matsché N., Prendl L., Guan L., 1992. Erweiterung der Kläranlage Admont/Hall.
In: Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik, *Wiener Mitteilungen* **100**, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, F1-F26
- Matsché N., Moser D., 1993. Operation of a two-stage activated Sludge Package Plant for High Efficiency Treatment. *Wat Sci. Tech.* **28** (10), 299-307
- Meisl Ch., 2004. Vorhersage von Separationseigenschaften aus konventionell gemessenen Anlagenparametern in kommunalen Kläranlagen mit Hilfe von neuronalen Netzen
Dissertation, AMFT der Technischen Universität Graz.
- Metzner G., Temper U., 1989. N-Elimination in hochbelasteten TBA-Abwässern.
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.) Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes: Nährstoffbelastung und -elimination. **43**, 432-458
- Metzner G., 1992. Voraussetzung und Abwasserbehandlungsverfahren zur Erfüllung der Mindestanforderungen nach § 7a WHG in der Tierkörperbeseitigung.
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.) Weitgehende Abwasserreinigung – Zielsetzungen und Ergebnisse. **46**, 337-362
- Michael H., 1998. Ermittlung der Absterberaten für die heterotrophe und autotrophe Biomasse unter anoxischen und unter aeroben Milieubedingungen zur Kalibrierung eines mathematischen Simulationsmodells für eine zweistufige Belebungsanlage.
Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. TU Wien.
- Monod, 1950. zit. in: Downing A.L., Painter H.A., Knowles G., 1964. Nitrification in the activated sludge process. *J. Inst. Sew. Purif.*, 130-151
- Mühleder W., 1999. Untersuchung der Schlammproduktion der ersten Stufe einer zweistufigen Belebungsanlage und deren Vergleich mit gängigen

Bemessungsansätzen.

Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. TU Wien.

Nikolavcic B., 2004. mündliche Mitteilung

Nowak O., Svardal K., 1989. Nitrifikation und Denitrifikation. In: Biologische Abwasserreinigung, *Wiener Mitteilungen* **81**, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, G1-G49

Nowak O., Svardal K., 1993. Observations on the kinetics of nitrification under inhibiting conditions caused by industrial waste water compounds.

Wat. Sci. Tech. **28** (2), 115-123

Nowak O., Schweighofer P. Svardal K., 1994. Nitrification inhibition – A method for the estimation of actual maximum autotrophic growth rates in activated sludge systems.

Wat. Sci. Tech. **30** (6), 9-19

Nowak O., 1996. Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwasser-einfluss. *Wiener Mitteilungen* **135**, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-026-8

Nowak O., Wandl G., Svardal K., 1999. Long Term Experience with Biological Pretreatment of Rendering Plant Effluent. *Wat. Sci. Tech.* **40** (1), 37-44

Nowak, O., 2000. Bilanzierung in der Abwasserreinigung.

Habilitationsschrift, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. TU Wien.

Obenaus F., 2001. Onlineanwendungen von deterministischen Prozessmodellen zur Unterstützung des Betriebs biologischer Kläranlagen. (Dissertationsschrift). *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover* **111**

Pastore A., 2001. Untersuchungen zur Optimierung der Stickstoffentfernung bei einer industriellen Abwasserreinigungsanlage.

Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. TU Wien.

Pasveer A., 1954. III. Distribution of Oxygen in Activated Sludge Floc. IV. Purification with Intense Aeration. *Sew. Ind. Wastes* **26**, 28-33 und 149-159

Ramadori, R., Rozzi A., Tandoi V., 1980. An automated system for monitoring the kinetics of biological oxidation of ammonia. *Wat. Res.* **14**, 1555-1557

Richardson M. 1985. Nitrification inhibition in the treatment of sewage. *The Royal Society of Chemistry*, Burlington House, London, W1V 0BN. Thames Water, U.K.

Rosenwinkel K.H., Wichern M., Lippert C., Arnold B., Sengler T., 1999.

DENIKApus – Programm zur Bemessung und Optimierung von Abwasserreinigungs

anlagen. *Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover.*

- Salzer R., 1992. Ein Beitrag zur Bestimmung kinetischer Parameter für die Nitrifikation in Belebungsanlagen zur Industrieabwasserreinigung.
Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien
- Schlegel H.G., 1992. Allgemeine Mikrobiologie. 7. Auflage,
Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York
- Schweighofer P., 1994. Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Messdaten.
Wiener Mitteilungen **116**, G1-G42.
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-002-0
- Schweighofer P., 1997. Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung.
(Dissertationsschrift) *Wiener Mitteilungen* **138**, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-029-2
- Sickert E., 1992. Nutrient removal in a 2-stage biological sewage treatment plant.
Wat. Sci. Tech. **25** (4/5), 135-142
- Siegrist H., Brunner I., Koch G., Phan L.C., Le van Ch., 1999. Reduction of biomass decay rate under anoxic and anaerobic conditions. *Wat. Sci. Tech* **39** (1), 129-137
- Stewart M.J., 1964. Activated sludge process variations - the complete spectrum - part III.
Water & sewage works. No. **6**, 295 – 297. USA
- Svardal K., 1997. Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen für den Betrieb von Belebungsanlagen“ *Wiener Mitteilungen* **141**, 247-273.
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-032-2
- Svardal K., Nowak O., Schweighofer P., 1998. Dokumentation und Auswertung - Plausibilitätsanalyse von Messwerten. *Wiener Mitteilungen* **147**, 439-475.
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft - TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-038-1
- Svardal K., Lindtner S., Winkler S., 2003. Optimum aerobic volume control based on continuous in-line oxygen uptake monitoring. *Wat. Sci. Tech* **47** (11), 305-312
- Usrael G., 1977. Control of aeration at the treatment plant Vienna Blumental.
Pro. Wat Tech. **8** (6), 245-249
- Von der Emde W., 1984. Studie über die Erweiterung der Hauptkläranlage Wien - 2. Ausbaustufe. Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau – TU-Wien
(unveröffentlicht)

- Von der Emde W., 1988. Hauptkläranlage Wien 2. Ausbaustufe – Vorprojekt
(Technischer Bericht). Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau – TU-Wien
(unveröffentlicht)
- Von der Emde W., 1999. Geschichte des Belebungsverfahrens. In: Geschichte der
Abwasserentsorgung. 50 Jahre ATV 1948-1998;
Abwassertechnische Vereinigung, ed., Hennef; *GFA Verlag*, 83-96
- Wagner A., 1994. Ein Beitrag zur Bestimmung der Absterberate autotropher und
heterotropher Biomasse in Belebungsanlagen.
Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien
- Wandl G., 1998. Untersuchungen zur Kinetik der Nitrifikation bei der Vorreinigungsanlage
einer Tierkörperverwertung“
Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien
- Wandl G., Müller H., Svardal K., Winkler S., 2001a. Anpassung der HKA Wien –
Betriebserfahrungen mit der Pilotanlage. In: Anpassung von Kläranlagen - Planung
und Betrieb, *Wiener Mitteilungen* **166**, 297-329
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft – TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-057-8
- Wandl G., Clara M., Kreuzinger N., Nowak O., 2001b. Untersuchungen zur Ertüchtigung der
Nitrifikation bei der Betriebsabwasserreinigungsanlage einer Tierkörperverwertung.
In: *Berichtsband zum 1. Hydrochemischen und Hydrobiologischen Kolloquium „Der
Stickstoff im Wasser/Abwasser“*, Universität Stuttgart
- Wett B., Rostek R., Rauch W., Ingerle K., 1998. pH-controlled reject-water-treatment.
Wat. Sci. Tech. **37** (12), 165-172
- Wibmer S., 1999. Untersuchungen zur Denitrifikation an einer Versuchsanlage zur
Erweiterung der Hauptkläranlage Wien.
Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. TU Wien.
- Wichern M., 1999. Bemessung und Nachrechnung von Belebungsanlagen verschiedener
Verfahrenstechnik. (Dissertationsschrift) *Veröffentlichungen des Instituts für
Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover* **112**
- Winkler S., Müller-Rechberger H., Nowak O., Svardal K., Wandl G., 2001a. A new approach
towards modelling of the carbon degradation cycle at two-stage activated sludge
plants. *Wat. Sci. Tech.* **43** (7), 19-27
- Winkler S., Wandl G., Müller H., Svardal K., 2001b. Anpassung der HKA Wien –
Regelungskonzept und Simulation. In: Anpassung von Kläranlagen - Planung und
Betrieb, *Wiener Mitteilungen* **166**, 253-296
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft – TU Wien, Wien, ISBN 3-85234-057-8

WPCF - Water Pollution Control Federation, (1983). 'Nutrient Control' -
Manual of Practice No. FC-7, Washington D.C.

Wuhrmann K., 1953. Ergebnisse von Großversuchen an hochbelasteten Belebtschlamm
anlagen und Tropfkörpern. *Schweiz. Z. Hydrol.* **15** (1), 1-93

Zillvertant A., 1999. Dutch upgrade with submerged membranes. *Water* **21** **6**, 29-31

9 Anhang

Tabelle: Vergleich der Anforderungen an die Nitrifikation und Stickstoffentfernungen in den österreichischen Abwasseremissionsverordnungen für kommunales Abwasser aus den Jahren 1991 (außer Kraft) und 1996

	1. AEV - 1991	1. AEV - 1996
NH ₄ -N	5 mg/l	5 mg/l
- Temperatur	> 12 °C	> 8 °C
- max. Überschreitung	100 %	100 %
N-Entfernung	60 % 70 %	70 %
- Temperatur	8 - 12 °C >12 °C	> 12 °C
Überwachungsmodus	Tageswerte, "4 von 5 Regel"	Tageswerte, Überschreitungshäufigkeit Jahresmittelwert
- für N-Entfernungsgrad		
Bedingungen für Einhaltung	Trockenwetter- bemessungswert	max.-Wassermenge, Bemessungswert

*Verordnung des Bundesministers für Land und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete.
(1. AEV für kommunales Abwasser)*

Bundesgesetzblatt 180/1991 für die Republik Österreich (außer Kraft!)

Auf Grund der §§ 33b Abs. 3, 4, 5 und 7 sowie 33c Abs. 1 WRG 1959, BGBl. Nr. 215, in der Fassung der WRG-Novelle 1990, BGBl. Nr. 252, wird im Einvernehmen mit dem Bundesminister für wirtschaftliche Angelegenheiten und dem Bundesminister für Umwelt, Jugend und Familie verordnet:

§ 1. (1) Bei der wasserrechtlichen Bewilligung einer Einleitung von Abwasser oder Mischwasser aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete in ein Fließgewässer sind, soweit nicht die Bestimmungen des § 33b Abs. 6 oder 10 WRG 1959 Anwendung finden, die in Anlage A festgelegten Emissionswerte vorzuschreiben. Die Emissionswerte gelten für Abwasserreinigungsanlagen von

- a) Einzelobjekten mit einem Schmutzfrachtanfall von mehr als 50 EGW60 ausgenommen solchen in Extremlage,
- b) Siedlungen mit einem Schmutzfrachtanfall von mehr als 50 EGW60,
- c) Gemeinden, Wassergenossenschaften und Wasserverbänden mit einem Schmutzfrachtanfall von mehr als 50 EGW60 einschließlich der durch die Kanalisation miterfaßten gewerblich-industriellen und

sonstigen Abwässer, sofern die Schädlichkeit dieser Abwässer mittels biologischer Verfahren mit gleichem Erfolg wie bei kommunalem Abwasser verringert werden kann und trotz dieser Einleitungen der vorwiegend kommunale Charakter des Gesamtabwassers gegeben ist.

Der Ausdruck „EGW60“ bezeichnet eine Schmutzfracht von 60 g BSB5 pro Einwohnergleichwert und Tag.

(2) Soweit diese Verordnung keine andere Regelung enthält, gilt die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung.

(3) Zur Einhaltung der Emissionswerte der Anlage A sind grundsätzlich folgende Abwasserbehandlungsmaßnahmen (Stand der Reinigungs- und Behandlungstechnik) vorzusehen:

1. biologische Abwasserreinigung mit Kohlenstoffentfernung und Nitrifikation sowie größenabhängig mit Stickstoffentfernung und Phosphorentfernung,
2. Speicherung von Mischwässern und Ableitung zur Abwasserreinigungsanlage gemäß § 3 Abs. 3 der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung,
3. Einbringung von Senkgrubenräumgut in öffentliche Abwasseranlagen ausschließlich über Fäkalienübernahmestationen (nicht jedoch unkontrolliert über Kanalschächte); die Belastung der Reinigungsanlagen durch Senkgrubenräumgut ist bei der Bemessung gesondert zu berücksichtigen.

§ 2. Bei der wasserrechtlichen Bewilligung einer Abwassereinleitung gemäß § 1 Abs. 1 ist die Bewilligungsfrist für den Parameter Ammonium gesondert zu begrenzen; die Frist darf 10 Jahre nicht überschreiten.

§ 3. Eine Abwassereinleitung gemäß § 1 Abs. 1 in ein Fließgewässer ist unter Beachtung von § 3 Abs. 10 der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung grundsätzlich an Hand der eingeleiteten Tagesfrachten der Abwasserinhaltsstoffe zu beurteilen (§ 6 der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung).

§ 4. (1) Ein Emissionswert für einen Abwasserparameter gemäß Anlage A ist im Rahmen der Eigenüberwachung und im Rahmen der Fremdüberwachung einzuhalten.

(2) Ein Emissionswert für einen Abwasserparameter gemäß Anlage A gilt im Rahmen der Eigenüberwachung als eingehalten, wenn bei fünf aufeinanderfolgenden Messungen vier Meßwerte unter dem Emissionswert bzw. über dem Wirkungsgrad liegen und lediglich ein Meßwert den Emissionswert um nicht mehr als 50% (bei Ammonium um nicht mehr als 100 %) überschreitet bzw. unter dem Wirkungsgrad liegt („4 von 5“-Regel).

(3) Wird bei bis zu viermal im Jahr durchgeführter Fremdüberwachung einer Einleitung ein Meßwert eines Abwasserparameters gemäß Anlage A ermittelt, der zwischen dem Emissionswert und dessen 1,5fachem (bei Ammonium dem 2fachen) bzw. unter dem Wirkungsgrad liegt, ist die Messung zu wiederholen. Liegt bei der Wiederholungsmessung der Meßwert unter dem Emissionswert bzw. über dem Wirkungsgrad, gilt der Emissionswert als eingehalten. Bei häufigerer Fremdüberwachung im Jahr gilt die „4 von 5“-Regel gemäß Abs. 2.

(4) Ein Meßwert für einen Abwasserparameter gemäß Anlage A bei einer Abwasserreinigungsanlage nach dem Mischsystem bleibt in der Bewertung gemäß Abs. 2 und 3 außer Betracht, wenn der Abwasserreinigungsanlage eine Abwassermenge zufließt, die über dem Trockenwetterzufluß liegt. Ein Zufluß aus einer Mischkanalisation zu einer Abwasserreinigungsanlage gilt als Trockenwetterzufluß, wenn die

Tagesabwassermenge nicht größer ist als die der Bemessung der biologischen Stufe zugrundeliegende Tagesabwassermenge.

(5) Probenahme und Analyse für einen Abwasserparameter gemäß Anlage A sind bei der Eigenüberwachung und bei der Fremdüberwachung nach den in Anlage B enthaltenen Methodenvorschriften durchzuführen.

§ 5. Eine zum Zeitpunkt des Inkrafttretens dieser Verordnung rechtmäßig bestehende Anlage (§ 1 Abs. 1) hat gemäß § 33c Abs. 1 WRG innerhalb von 10 Jahren den in Anlage A enthaltenen Emissionsbegrenzungen zu entsprechen. Hinsichtlich der Parameter Gesamt-Phosphor und Phosphat-Phosphor ist eine Anpassungsfrist von längstens 4 Jahren, für eine Reinigungsanlage gemäß Anlage A, Punkt 2.2, Fußnote e) von längstens 6 Jahren einzuhalten.

Fischler

Anlage A

1. Die verwendeten Kurzbezeichnungen beziehen sich auf folgende Abwasserparameter:

BSB5	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen, berechnet als O ₂
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf berechnet als O ₂
TOC	Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff berechnet als C
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff, berechnet als N
Gesamt-N	Gesamtstickstoff, berechnet als N
Gesamt-P	Gesamtphosphor, berechnet als P
PO ₄ -P	Phosphatphosphor, berechnet als P

2. Emissionsbegrenzungen gemäß § 1

2.1 Die den Abwasserreinigungsanlagen zugeleiteten Schmutzfrachten sind um

mindestens 95% beim BSB5
mindestens 85% beim CSB und TOC
mindestens 85% bei Gesamt-P und PO₄-P
(ausgenommen Anlagen gem. Fußnoten c und e)

zu vermindern (Mindestwirkungsgrade).

2.2 Ablaufkonzentrationen bzw. Mindestwirkungsgrade der Stickstoffentfernung:

MAX. ROHZULAUFRACHTEN ENTSPRECHEND

Parameter mg/l bzw. %	>50-500 EGW60	>500-5 000 EGW60	>5 000-50 000 EGW60	>50 000 EGW60
BSB5 f)	25	20	20	15
CSB f)	90	75	75	75
TOC	30	25	25	25
NH4-N a)	10	5	5	5
Gesamt-N- a) Entfernung	c)	c)	mind. 70 %	mind. 70 %
Gesamt-N- b) Entfernung	c)	c)	mind. 60 %	mind. 60 %
Gesamt-P	c)	1,5 d)	1,0 e)	1,0 e)
PO4-P	c)	1,0 d)	0,8 e)	0,8 e)

- a) Gilt bei einer Abwassertemperatur größer 12 Grad C im Ablauf der biologischen Stufe. Die Abwassertemperatur von 12 Grad C gilt als unterschritten, wenn bei 5 Temperaturmessungen im Laufe eines Tages mehr als ein Meßwert unter dem Wert von 12 Grad C liegt.
- b) Gilt bei einer Abwassertemperatur größer 8 Grad C und kleiner/gleich 12 Grad C im Ablauf der biologischen Stufe. Die Abwassertemperatur von 8 Grad C gilt als unterschritten, wenn bei 5 Temperaturmessungen im Laufe eines Tages mehr als ein Meßwert unter dem Wert von 8 Grad C liegt.
- c) Keine Festlegung erforderlich,
- d) Ab einer maximalen Rohzulaufkraft entsprechend 1 000 EGW60; für max. Rohzulaufkräften bis 1 000 EGW60 gilt Fußnote c),
- e) In Einzugsgebieten von nationalen oder internationalen Seen gilt für Abwasserreinigungsanlagen mit Rohzulaufkräften größer 30 000 EGW60 (gemessen als arithmetisches Mittel der Tagesfrachten eines Jahres) folgende Vorschriftung
Gesamtphosphor 0,3 mg P/l
Phosphatphosphor 0,2 mg P/l
Wirkungsgrad der P-Elimination > 95%,
- f) Die Festlegungen für die Parameter BSB5 und CSB erübrigen Festlegungen für die Parameter „Abfiltrierbare Stoffe“ und „Absetzbare Stoffe“.

ANLAGE B

- Konzentrationen und Frachten von Abwasserinhaltsstoffen (Eigenschaften) gemäß Anlage A sind an Hand mengenproportionaler nicht abgesetzter homogener Tagesmischproben zu bestimmen. Bei Anlagen mit einer Zulaufkraft bis 500 EGW60 sind auch Zweistunden-Mischproben zulässig. Die Wirkungsgrade beziehen sich auf die gesamte Tagesrohzaufkraft des Abwassers.
- Der BSB5 ist mit Nitrifikationshemmung zu bestimmen.
- Den Emissionswerten der Anlage A liegen folgende oder gleichwertige Analysemethoden zugrunde. Für einen Parameter

gemäß Anlage A gilt eine Analysenmethode als gleichwertig, wenn ihre Nachweisgrenze unter dem Emissionswert liegt.

Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB5	DIN 38409-H51, Mai 1987 ÖNORM ISO 5815, Sept. 1985 mit Nitrifikationshemmung
Chemischer Sauerstoffbedarf CSB	DIN 38409-H41, Dez. 1980 ÖNORM M 6265, Juni 1983
Gesamter org. geb. Kohlenstoff TOC	DIN 38498-H3, Juni 1983 ÖNORM M 6284, Jänner 1988
Ammonium-Stickstoff NH ₄ -N	DIN 38406-E5, Okt. 1983 ÖNORM M 6242, Sept. 1989
Nitrat-Stickstoff NO ₃ -N	DIN 38405-D9, Mai 1979
Organisch geb. Stickstoff	DIN 38409-H11, Juli 1980
Gesamt-Stickstoff	DIN 38409-H12, Juli 1980
Gesamt-Phosphor	DIN 38405-D11, Okt. 1983 ÖNORM M 6237, Nov. 1986
Phosphat-Phosphor	DIN 38405-D11, Okt. 1983 ÖNORM M 6237, Nov. 1986

Die genormten Analysenmethoden können bezogen werden bei:

ÖNORMEN: Österreichisches Normungsinstitut
Heinestraße 38, A-1021 Wien 2

DIN NORMEN: Deutsches Institut für Normung e.V.,
Burggrafenstraße 6, D-1000 Berlin 30

Verordnung des Bundesministers für Land und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwassermissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete.

(1. AEV für kommunales Abwasser)

Bundesgesetzblatt 210/1996 für die Republik Österreich, ausgegeben am 7. Mai 1996

Auf Grund der §§ 33b Abs. 3, 4, 5 und 7 sowie 33c Abs. 1 WRG 1959, BGBl. Nr. 215, idF des BGBl. Nr. 185/1993 wird im Einvernehmen mit dem Bundesminister für wirtschaftliche Angelegenheiten und dem Bundesminister für Umwelt verordnet:

§ 1. (1) Bei der wasserrechtlichen Bewilligung einer Einleitung von Abwasser oder Mischwasser aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete in ein Fließgewässer sind die in Anlage A festgelegten Emissionsbegrenzungen vorzuschreiben. Diese Emissionsbegrenzungen gelten für Reinigungsanlagen von kommunalem Abwasser aus

- a) Einzelobjekten mit einem täglichen Schmutzfrachtenfall des ungereinigten Abwassers von größer als 50 EW tief 60, ausgenommen solchen in Extremlage,
- b) Siedlungen, Gemeinden, Wassergenossenschaften oder Wasserverbänden mit einem täglichen Schmutzfrachtenfall des ungereinigten Abwassers von größer als 50 EW tief 60 einschließlich der durch die Kanalisation miterfaßten gewerblich-industriellen und sonstigen Abwässer, sofern die Schädlichkeit dieser Abwässer mittels biologischer Verfahren mit dem gleichen Erfolg wie bei kommunalem Abwasser verringert werden kann und trotz dieser Einleitungen der vorwiegend kommunale Charakter des Gesamtabwassers gegeben ist.

Der Ausdruck „EW tief 60“ bezeichnet eine Schmutzfracht des ungereinigten Abwassers von 60 g BSB tief 5 pro Einwohnerwert und Tag. Die Zuordnung einer Abwassereinleitung zum Geltungsbereich dieser Verordnung gemäß lit. a oder b, zu einer Größenklasse gemäß Abs. 4, §§ 3 und 5 sowie zu den Anlagen A und C bis E richtet sich nach dem der wasserrechtlichen Bewilligung zugrundeliegenden Bemessungswert für die Abwasserreinigungsanlage. Als Bemessungswert ist das arithmetische Mittel der Tageszulaufschmutzfrachten des ungereinigten Abwassers in der Woche mit der höchsten Anlagenbelastung eines Jahres anzusetzen.

(2) Abs. 1 gilt nicht für die Einleitung von

1. Mischwasser aus Entlastungsanlagen oder Überlaufbecken in Mischkanalisationen (§ 4 Abs. 2 Z 13.1 AAEV);
2. Niederschlagswasser aus Regenwasserkanälen von Trennkanalisationen (§ 4 Abs. 2 Z 13.2 AAEV).

(3) Soweit diese Verordnung keine von der AAEV abweichende Regelung enthält, gilt die AAEV. Der erste Satz des § 4 Abs. 1 AAEV ist mit der Maßgabe anzuwenden, daß in Abhängigkeit von der Größenklasse einer Abwasserreinigungsanlage die Emissionsbegrenzungen der Anlage A für die Parameter BSB tief 5, CSB, NH tief 4-N, Ges. geb. Stickstoff und Gesamt - Phosphor jedenfalls vorzuschreiben sind.

(4) Sofern es bei einer rechtmäßig bestehenden Abwassereinleitung gemäß Abs. 1 für die Einhaltung der Emissionsbegrenzungen der Anlage A erforderlich ist bzw. sofern bei einer beantragten Abwassereinleitung gemäß Abs. 1 die Einhaltung der Emissionsbegrenzungen der Anlage A nicht durch andere Maßnahmen gewährleistet ist, können ua. folgende die wasserwirtschaftlichen

Verhältnisse von Abwasserreinigungsanlagen für Einzelobjekte, Siedlungen, Gemeinden oder Verbände betreffende Maßnahmen entweder bei alleinigem oder bei kombiniertem Einsatz (Stand der Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungstechnik) in Betracht gezogen werden:

1. bevorzugter Einsatz biologischer Abwasserreinigungsverfahren zur Entfernung von Kohlenstoffverbindungen und zur Nitrifikation sowie größenabhängig zur Stickstoff- und Phosphorentfernung;
2. Anpassung oder Erweiterung einer bestehenden Abwasserreinigungsanlage gemäß Abs. 1 auf der Basis einer Bemessung, die von tatsächlich gemessenen Tages- bzw. Stundenabwassermengen und von tatsächlich gemessenen Tageszulaufschmutzfrachten des ungereinigten Abwassers ausgeht; Festlegung des Bemessungswertes für die Tageszulaufschmutzfracht des ungereinigten Abwassers als arithmetisches Mittel der Tageszulaufschmutzfrachten der Woche mit der höchsten Anlagenbelastung eines Jahres; Bemessung einer neu zu errichtenden oder einer anzupassenden bzw. zu erweiternden bestehenden Abwasserreinigungsanlage unter Zugrundelegung einer Bemessungstemperatur von
 - 10 Grad C bei einer Anlage von nicht größer als 5 000 EW tief 60,
 - 8 Grad C für die Nitrifikation und 12 Grad C für die Denitrifikation bei einer Anlage von größer als 5 000 EW tief 60;Berücksichtigung von Belastungen der Abwasserreinigungsanlage durch interne Rückläufe (zB aus der Schlammbehandlung) bei der Anlagenbemessung;
3. Speicherung und Reinigung von Mischwasser in der Abwasserreinigungsanlage entsprechend § 3 Abs. 3 AAEV;
4. Einbringung von Senkgrubentrümmern und/oder Fäkalschlamm aus Kleinkläranlagen in eine öffentliche Abwasseranlage ausschließlich im Wege von Übernahmestationen; Berücksichtigung der zusätzlichen Belastung einer Abwasserreinigungsanlage durch Räumgut und Fäkalschlamm bei der Bemessung;
5. innerbetriebliche Sicherstellung von Vorkehrungen zur Aufrechterhaltung der Nitrifikationsvorgänge auch in jenen Jahreszeiten, in denen zufolge niedriger Abwassertemperaturen die Einhaltung der Emissionsbegrenzung für Ammonium - Stickstoff nicht erforderlich ist.

§ 2. (1) Bei der wasserrechtlichen Bewilligung einer Abwassereinleitung gemäß § 1 Abs. 1 ist die Bewilligungsfrist für den Parameter Ammonium oder für einen sonstigen gemäß § 4 Abs. 3 AAEV vorgeschriebenen gefährlichen Abwasserinhaltsstoff der Anlage B der AAEV gesondert zu begrenzen; die Frist darf zehn Jahre nicht überschreiten.

(2) Wird in einer Mischung von Abwasser gemäß § 1 Abs. 1 mit sonstigem Abwasser, welche dem Geltungsbereich dieser Verordnung zugeordnet werden kann, die Emissionsbegrenzung für einen gefährlichen Abwasserinhaltsstoff gesondert befristet, so darf die Frist gleichfalls zehn Jahre nicht überschreiten.

§ 3. (1) Eine Abwassereinleitung gemäß § 1 Abs. 1 mit einem Bemessungswert von größer als 1 000 EW tief 60 in ein Fließgewässer ist unter Beachtung von § 3 Abs. 10 AAEV anhand der eingeleiteten Tagesfrachten der Abwasserinhaltsstoffe zu beurteilen (§ 6 AAEV).

(2) Eine Abwassereinleitung gemäß § 1 Abs. 1 mit einem Bemessungswert von nicht größer als 1 000 EW tief 60 in ein Fließgewässer ist unter Beachtung von § 3 Abs. 10 AAEV anhand der eingeleiteten Stundenfrachten der Abwasserinhaltsstoffe zu beurteilen. Die höchstzulässige Stundenfracht eines Abwasserinhaltsstoffes ergibt sich durch Multiplikation des Emissionswertes mit der bei der wasserrechtlichen Bewilligung

festzulegenden maximalen Stundenabwassermenge.

(3) Als maximale Tagesabwassermenge nach Abs. 1 oder maximale Stundenabwassermenge nach Abs. 2 gilt jene Wassermenge, die bei der wasserrechtlichen Bewilligung als Bemessungswassermenge für die Abwasserreinigungsanlage ausgewiesen wird.

§ 4. (1) Die Emissionsbegrenzung für einen Abwasserparameter der Anlage A ist im Rahmen der Eigenüberwachung und im Rahmen der Fremdüberwachung einzuhalten.

(2) Für die Eigenüberwachung gilt:

1. Die Emissionsbegrenzung gemäß Anlage A Z 2.1 für einen der Parameter BSB tief 5, CSB oder TOC gilt als eingehalten, wenn das arithmetische Mittel aller im Laufe eines Untersuchungsjahres gemessenen Wirkungsgrade größer ist als der Mindestwirkungsgrad. Die Emissionsbegrenzung gemäß Anlage A Z 2.1 für den Parameter Ges. geb. Stickstoff gilt als eingehalten, wenn das arithmetische Mittel aller im Laufe eines Untersuchungsjahres bei Abwassertemperaturen größer als 12 Grad C gemessenen Wirkungsgrade (Anlage A, Fußnote a) größer ist als der Mindestwirkungsgrad.
2. Der Emissionswert für die Ablaufkonzentration eines der Parameter BSB tief 5, CSB, TOC oder NH tief 4-N gemäß Anlage A Z 2.2 gilt als eingehalten, wenn in Abhängigkeit von der Gesamtanzahl der gezogenen Proben eines Untersuchungsjahres gemäß Anlage B Spalte 1 die Zahl jener Proben, bei denen der Meßwert größer ist als der Emissionswert, nicht größer ist als die entsprechende in Spalte 2 der Anlage B genannte Zahl und kein Meßwert eines Untersuchungsjahres den Emissionswert um mehr als 100% überschreitet.
3. Der Emissionswert für die Ablaufkonzentration des Parameters Gesamt - Phosphor gemäß Anlage A Z 2.2 gilt als eingehalten, wenn das arithmetische Mittel aller Meßwerte eines Untersuchungsjahres nicht größer ist als der Emissionswert und kein Meßwert den Emissionswert um mehr als 100% überschreitet.

(3) Für die Fremdüberwachung gilt:

1. Für die Überwachung des Wirkungsgrades eines der Parameter BSB tief 5, CSB, TOC oder Ges. geb. Stickstoff gilt Abs. 2 Z 1.
2. Wird bei bis zu dreimal im Untersuchungsjahr durchgeführter Überwachung ein Konzentrationsmeßwert eines Parameters BSB tief 5, CSB, TOC oder NH tief 4-N ermittelt, der größer ist als der Emissionswert nach Anlage A Z 2.2, jedoch nicht größer als dessen 2faches, so ist die Messung zu wiederholen. Ist bei der Wiederholungsmessung der Meßwert nicht größer als der Emissionswert, gilt der Emissionswert als eingehalten. Bei häufigerer Überwachung im Untersuchungsjahr gilt Abs. 2 Z 2.
3. Für die Überwachung des Emissionswertes des Parameters Gesamt - Phosphor gilt Abs. 2 Z 3.

(4) Für einen gemäß § 4 Abs. 3 AAEV zusätzlich vorgeschriebenen Abwasserparameter oder einen im Abwasser gemäß § 1 Abs. 1 auf Grund nichtkommunaler Einleitungen enthaltenen Inhaltsstoff (Abwassermischung entsprechend § 4 Abs. 5 AAEV) sind gleichfalls bei der Eigenüberwachung Abs. 2 Z 2 und bei der Fremdüberwachung Abs. 3 Z 2 anzuwenden.

(5) Bei der wasserrechtlichen Bewilligung einer Abwassereinleitung gemäß § 1 Abs. 1 ist zur Überwachung der Einhaltung der Festlegungen der Anlage A die Mindestanzahl der Abwasserprobenahmen pro Untersuchungsjahr für die Eigenüberwachung gemäß Anlage C vorzuschreiben. Für die Fremdüberwachung ist eine Mindestanzahl der Abwasserprobenahmen pro Untersuchungsjahr gemäß Anlage D vorzuschreiben. Die Probenahmen sind in regelmäßigen Zeitintervallen

verteilt über das gesamte Untersuchungsjahr vorzunehmen und müssen auch die Zeitpunkte mit hoher Belastung der Abwasserreinigungsanlage erfassen. Die Probenahme für die Fremdüberwachung ist jeweils zu einem Zeitpunkt vorzunehmen, an dem auch eine Probenahme für die Eigenüberwachung erfolgt. Die gemeinsame Probenahme und -konservierung für Eigenüberwachung und Fremdüberwachung ist zulässig.

(6) Probenahme und Analyse für einen Abwasserparameter der Anlage A sind bei der Eigenüberwachung und bei der Fremdüberwachung gemäß § 7 Abs. 4 AAEV sowie gemäß den in Anlage E enthaltenen Methodenvorschriften durchzuführen.

§ 5. (1) Abwassereinleitungen gemäß § 1 Abs. 1 mit einem Bemessungswert von größer als 2 000 EW tief 60, die an dem in BGBI. Nr. 554/1992 festgelegten Zeitpunkt des Inkrafttretens der jeweils maßgeblichen Emissionsregelung, das sind die in Abs. 2 genannten Stichtage, rechtmäßig bestanden, haben beim Parameter Gesamt - Phosphor innerhalb von sechs Jahren, bei den sonstigen Parametern innerhalb von zehn Jahren - berechnet von dem in Abs. 2 genannten Zeitpunkt - den Emissionsbegrenzungen der Anlage A (bei einem gemäß § 4 Abs. 3 AAEV zusätzlich vorgeschriebenen Parameter der entsprechenden Emissionsbegrenzung der Anlage A Spalte I der AAEV) zu entsprechen.

(2) Die Anpassungsfristen gemäß Abs. 1 beginnen an folgenden Stichtagen:

1. für Abwassereinleitungen größer als 50 000 EW tief 60 am 13. April 1991;
2. für Abwassereinleitungen größer als 15 000 EW tief 60, aber nicht größer als 50 000 EW tief 60, am 1. Jänner 1993;
3. für Abwassereinleitungen größer als 2 000 EW tief 60, aber nicht größer als 15 000 EW tief 60, am 1. Jänner 1995.

(3) Für Abwassereinleitungen gemäß § 1 Abs. 1 mit einem Bemessungswert von größer als 50 EW tief 60, aber nicht größer als 2 000 EW tief 60, tritt diese Verordnung am 1. Jänner 1997 in Kraft. Für derartige dann rechtmäßig bestehende Abwassereinleitungen gelten die Anpassungsfristen des Abs. 1 (Anpassung für den Parameter Gesamt - Phosphor bis längstens 31. Dezember 2002, für die sonstigen Parameter bis längstens 31. Dezember 2006).

(4) Die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AAEV für kommunales Abwasser, BGBI. Nr. 180/1991) sowie BGBI. Nr. 554/1992 und Abschnitt II des BGBI. Nr. 537/1993 treten mit Inkrafttreten dieser Verordnung außer Kraft.

Molterer

Anlage A

1. Allgemeine Festlegungen

1.1 Kurzbezeichnungen

Die verwendeten Kurzbezeichnungen beziehen sich auf folgende Abwasserparameter:

1. BSB tief 5 Biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen, berechnet als O₂

- 2. CSB Chemischer Sauerstoffbedarf, berechnet als O₂
- 3. TOC Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff, berechnet als C
- 4. NH tief 4-N Ammonium - Stickstoff, berechnet als N
- 5. Ges. geb. N Gesamter gebundener Stickstoff als Summe von Organisch geb. Stickstoff, Ammonium - Stickstoff, Nitrit - Stickstoff und Nitrat - Stickstoff, berechnet als N
- 6. Gesamt - P Gesamtphosphor, berechnet als P.

1.2 Größenklassen von Abwasserreinigungsanlagen

Für die Emissionsbegrenzungen der Z 2 werden in Abhängigkeit vom Bemessungswert einer Abwasserreinigungsanlage gemäß § 1 Abs. 1 folgende Größenklassen festgelegt:

- I größer als 50 EW tief 60, aber nicht größer als 500 EW tief 60
- II größer als 500 EW tief 60, aber nicht größer als 5 000 EW tief 60
- III größer als 5 000 EW tief 60, aber nicht größer als 50 000 EW tief 60
- IV größer als 50 000 EW tief 60.

2. Emissionsbegrenzungen gemäß § 1 Abs. 1

2.1 Mindestwirkungsgrade in Prozent der Zulauffracht

Die einer Abwasserreinigungsanlage der Größenklasse II größer als 1 000 EW tief 60 oder III oder IV zufließende Fracht an Abwasserinhaltsstoffen ist bezogen auf

- 1. BSB tief 5 um mindestens 95%
- 2. CSB um mindestens 85%
- 3. TOC um mindestens 85%

zu vermindern.

Die einer Abwasserreinigungsanlage der Größenklasse III oder IV zufließende Fracht an Abwasserinhaltsstoffen ist bezogen auf

- 5. Ges. geb. N um mindestens 70% a)

zu vermindern.

2.2 Maximale Ablaufkonzentrationen in mg/l in Abhängigkeit von den Größenklassen gemäß Z 1.2

		I	II	III	IV
1. BSB tief 5	b)	25	20	20	15
2. CSB	b)	90	75	75	75
3. TOC	b)	30	25	25	25
4. NH tief 4 - N	c)	10	5	5	5
6. Gesamt - P		-	2	1	1
	d)		e)	f)	f)

- a) Die Emissionsbegrenzung gilt bei einer Abwassertemperatur größer als 12 Grad C im Ablauf der biologischen Stufe der Abwasserreinigungsanlage. Bei diskontinuierlicher Temperaturmessung gilt die Abwassertemperatur von 12 Grad C als unterschritten, wenn bei fünf gleichmäßig über einen Tag verteilten Temperaturmessungen mehr als ein Meßwert nicht größer ist als 12 Grad C. Bei kontinuierlicher Temperaturmessung gilt die Abwassertemperatur von 12 Grad C als unterschritten, wenn der arithmetische Mittelwert der Abwassertemperatur eines Tages nicht größer ist als 12 Grad C.

- b) Die Festlegungen für die Parameter BSB tief 5, CSB oder TOC

erübrigen Festlegungen für die Parameter „Abfiltrierbare Stoffe“ und „Absetzbare Stoffe“.

- c) Der Emissionswert gilt für Abwasserreinigungsanlagen der Größenklasse I oder II bei einer Abwassertemperatur größer als 12 Grad C im Ablauf der biologischen Stufe. Bei diskontinuierlicher Temperaturmessung gilt die Abwassertemperatur von 12 Grad C als unterschritten, wenn bei fünf gleichmäßig über einen Tag verteilten Temperaturmessungen mehr als ein Meßwert nicht größer ist als 12 Grad C. Bei kontinuierlicher Temperaturmessung gilt die Abwassertemperatur von 12 Grad C als unterschritten, wenn der arithmetische Mittelwert der Abwassertemperatur eines Tages nicht größer ist als 12 Grad C. Für Abwasserreinigungsanlagen der Größenklasse III oder IV ist eine Temperaturregelung mit 8 Grad C sinngemäß anzuwenden.
- d) Die Festlegung eines Emissionswertes ist nicht erforderlich; § 4 Abs. 3 zweiter Satz AAEV ist nicht anzuwenden.
- e) Die Festlegung gilt für eine Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert von größer als 1 000 EW tief 60. Für eine Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert von nicht größer als 1 000 EW tief 60 gilt Fußnote d).
- f) Für eine Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert von größer als 10 000 EW tief 60 im Einzugsgebiet eines nationalen oder internationalen Sees gilt eine Emissionsbegrenzung von 0,5 mg/l.

Anlage B

Zulässige Häufigkeiten pro Untersuchungsjahr der Überschreitung von Emissionsbegrenzungen der Anlage A Z 2.2 gemäß § 4 Abs. 2 und 3

Spalte 1 a)	Spalte 2 b)
4- 7	1
8- 16	2
17- 28	3
29- 40	4
41- 53	5
54- 67	6
68- 81	7
82- 95	8
96-110	9
111-125	10
126-140	11
141-155	12
156-171	13
172-187	14
188-203	15
204-219	16
220-235	17
236-251	18
252-268	19
269-284	20
285-300	21
301-317	22
318-334	23
335-350	24
351-365 (366)	25

- a) Gesamtanzahl der gezogenen Proben pro Untersuchungsjahr.
- b) Anzahl der Proben pro Untersuchungsjahr, bei denen Überschreitungen zulässig sind.

Anlage C

Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr gemäß § 4 Abs. 5 für die Abwasserparameter der Anlage A im Rahmen der Eigenüberwachung

Größenklassen der Abwasserreinigungsanlagen gemäß Anlage A Z 1.2

Parameter	I	II	III	IV
1. BSB tief 5	6	12	52	104
2. CSB	12	26	104	260
3. TOC	-	-	26	52
4. NH tief 4-N	52	104	156	365
5. Ges. geb. N	-	-	26	52
6. Gesamt - P	-	52	104	260

a)

- a) Bei Abwasserreinigungsanlagen mit einem Bemessungswert von größer als 1 000 EW tief 60.

Anlage D

Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr gemäß § 4 Abs. 5 für die Abwasserparameter der Anlage A im Rahmen der Fremdüberwachung

Größenklasse der Abwasserreinigungsanlage gemäß Anlage A Z 1.2	Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr
1. Größenklasse I	1
2. Größenklasse II	6
3. Größenklasse III	12
4. Größenklasse IV	12

1. Bei einer Abwasserreinigungsanlage der Größenklasse I der Anlage A hat die jährliche Probenahme durch die Fremdüberwachung selbst zu erfolgen.
2. Bei einer Abwasserreinigungsanlage der Größenklassen II bis IV der Anlage A hat die Probenahme zumindest einmal pro Untersuchungsjahr durch die Fremdüberwachung selbst zu erfolgen. Dabei ist zu überprüfen, ob die Einrichtungen zur Abwasserprobenahme und -konservierung ordnungsgemäß installiert, gewartet und betrieben sind; bei einer Abwasserreinigungsanlage der Größenklasse II größer als 1 000 EW tief 60, III oder IV der Anlage A ist auch die Einrichtung zur Abwassermengenmessung diesbezüglich zu überprüfen.
3. Die jährlich einmalige Probenahme gemäß Z 1 und 2 im Rahmen der Fremdüberwachung hat zu einem Zeitpunkt zu erfolgen, an dem die Abwasserreinigungsanlage mit hohen Zulaufschmutzfrachten des ungereinigten Abwassers (§ 1 Abs. 4 Z 2) belastet ist.

Anlage E

Methodenvorschriften gem. § 4

- 1.1 Bei einer Abwasserreinigungsanlage der Größenklasse I oder der Größenklasse II nicht größer als 1 000 EW tief 60 gemäß Anlage A sind die Abwasserparameter anhand einer nicht abgesetzten homogenisierten Zweistundenmischprobe oder qualifizierten Stichprobe zu bestimmen.
- 1.2 Bei einer Abwasserreinigungsanlage der Größenklasse II größer als 1 000 EW tief 60, III oder IV der Anlage A sind die Abwasserparameter der Anlage A anhand einer mengenproportionalen, nicht abgesetzten homogenisierten Tagesmischprobe zu bestimmen.
- 1.3 Der Mindestwirkungsgrad eines Abwasserparameters der Anlage A Z 2.1 bezieht sich auf die gesamte der Abwasserreinigungsanlage im Probenahmezeitraum zufließende sowie auf die gesamte im Probenahmezeitraum aus der Abwasserreinigungsanlage abfließende Fracht an Abwasserinhaltsstoffen. Interne Rückläufe (zB aus der Schlammbehandlung) dürfen bei der Bestimmung der Zulaufschmutzfracht des ungereinigten Abwassers nicht miterfaßt werden.
- 1.4 Die Abwasserprobe für die Bestimmung der Zulauffracht ist grundsätzlich nach der Rechen- oder Siebanlage zu entnehmen. Kann in einer Abwasserreinigungsanlage die Bestimmung der Zulauffracht nach der Rechen- oder Siebanlage nicht erfolgen, weil auf Grund der baulichen Anordnung interne Rückläufe miterfaßt werden, so ist die Bestimmung der Zulauffracht an einer anderen geeigneten Stelle (Z 1.3, zweiter Satz) zulässig.
- 1.5 Die Abwasserprobe für die Bestimmung der Ablauffracht ist vom Ablauf der letzten Reinigungsstufe der Abwasserreinigungsanlage vor der Einleitung in das Fließgewässer zu entnehmen.
2. Der Emissionsbegrenzung des Parameters Ges. geb. Stickstoff liegt folgende oder gleichwertige Analysenmethode zugrunde. Für den Parameter Ges. geb. Stickstoff gilt eine Analysenmethode als gleichwertig, wenn ihre Bestimmungsgrenze nicht größer ist als 5,0 mg/l (ber. als N).

Gesamter gebundener Stickstoff

DIN 38409-H27, Juli 1992