

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung

Stefan Haider

Band 188 - Wien 2004

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 188

**CSB-Elimination in höchstbelasteten
Belebungsstufen und ihre Auswirkung
auf die Stickstoffelimination von
zweistufigen Anlagen unter dem
Gesichtspunkt der mathematischen
Modellierung**

Stefan Haider

Herausgeber
Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft

Dissertationsschrift zur Erlangung des akademischen Grades
eines Doktors der technischen Wissenschaften
an der Technischen Universität Wien, Fakultät für Bauingenieurwesen



Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel: + 43 1 58801 - 22611
Fax: + 43 1 58801 - 22699
Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.
Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen
© Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2004

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 3 - 85234 - 079 - 9

TU

TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN

DISSERTATION

CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen
und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen
unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung

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

o.Prof. Dr. Helmut Kroiß

E 226

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

und

Prof. Dr. ir. Peter A. Vanrolleghem

Ghent University, BIOMATH

eingereicht an der Technischen Universität Wien

Fakultät für Bauingenieurwesen

von

Dipl.Ing. Stefan Haider

Mat. Nr. 8121408

Margaretenstrasse 27/2/14, A-1040 Wien

Wien, im Mai 2002

Dank

Die vorliegende Dissertation entstand im Zeitraum 1994 – 2002. Ihren Ausgangspunkt fand sie 1994 in Aachen (D) im Zuge von Untersuchungen zur betrieblichen Optimierung der zweistufigen Kläranlage Beningsfeld. Nach einem Studienjahr an der Universität Kapstadt, wo mich **Prof. Dr. George Ekama** und **Dr. Mark Wentzel** auf kompetenteste Weise mit den Grundlagen der Modellierung von Abwasserreinigungsanlagen vertraut machten, konnten 1997 in Ghent (B), Eschweiler (D) und Baesweiler (D) im Rahmen eines von der **Oswald-Schulze-Stiftung** geförderten Forschungsprojektes zur Simulation von Höchstlaststufen wesentliche Untersuchungen zum Thema durchgeführt werden. Den Abschluß des experimentellen Teiles der Dissertation bildeten die Untersuchungen in Wien im Jahr 2000.

Am Gelingen dieser Dissertation haben einige Personen beigetragen. Besonders bedanken möchte ich mich in diesem Zusammenhang bei

meinem „Doktorvater“ **Prof. Dr. Helmut Kroiß**, der mit vielen inhaltlichen Anregungen wesentlich zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen hat,

meinem Zweitbetreuer **Prof. Dr. Peter A. Vanrolleghem** für die Betreuung der Durchführung der Laborversuche in Ghent und für viele wertvolle Anregungen bei der Versuchsvorbereitung und –auswertung,

Dr. Karl Svardal, TU Wien, der mir in all den Jahren ein wertvoller Ratgeber insbesondere im Bereich der Versuchsdurchführung sowie Modellierung war,

Emer.Prof. Dr.-Ing. Botho Böhnke sowie **Prof. Dr.-Ing. Max Dohmann**, die sich persönlich für das Zustandekommen des Forschungsprojektes 1997 einsetzten,

Dr. Asha Paireddy (M.Sc.), die mir als Doktoratsstudentin bei der Durchführung der Batch-Versuche an der Universität Ghent wertvolle Hilfe leistete,

Dr. Danielle Baetens (M.Sc.), Universität Ghent, sowie **Dipl. Ing. Ernis Saracevic**, TU Wien, für ihre Unterstützung bei der chemischen Analytik.

Last but not least danke ich meinen "Ex-Chefs" **Dr.-Ing. Bernd Diering** (Dr.-Ing. B. Diering GmbH, Aachen, 1993 - 1994) und **Prof. Dr. Harald Kainz** (Umwelttechnik Wien, 1996 - 2000), die meine wissenschaftliche Arbeit neben der täglichen Projektarbeit in vielerlei Hinsicht unterstützten und so das Zustandekommen als auch den Abschluß dieser Dissertation überhaupt ermöglichten.

Doch all diese Unterstützung wäre wohl vergebens gewesen, wenn die moralische und sonstige organisatorische Unterstützung gefehlt hätte. Hier bedanke ich mich ganz besonders bei meiner geliebten Frau **Katarzyna** sowie bei meiner Mutter **Rosemarie**, die die mich während der „Dissertationsphasen“ motivierten und in vielen Dingen entlasteten.

Vorwort

Das Rückgrat des Gewässerschutzes durch biologische Abwasserreinigung stellt das Belebungsverfahren dar. Seit seiner Entdeckung im Jahre 1914 wurde es in einer großen Vielfalt verschiedener Verfahrenskonzepte und für verschiedene Reinigungsanforderungen weiterentwickelt.

Das zweistufige Belebungsverfahren hat eine lange Geschichte. Die Idee wurde in Deutschland besonders durch Prof. B. Böhnke an der RWTH Aachen in den 1980er Jahren wieder aufgegriffen und zum AB-Verfahren, das sich durch extrem hohe Raumbelastung (sehr kurze Schlammalter) in der 1. Stufe auszeichnet. Ziel dieser Stufe war es einerseits ca. 50 bis 60% der organischen Verunreinigung (und damit einen großen Teil der Schlammproduktion) aus dem Abwasser zu entfernen, andererseits aber genügend Substrat für die Denitrifikation in der 2. Stufe zur Verfügung zu haben. Die Steuerung des Abbaues in der 1. Stufe hat in der Praxis Schwierigkeiten bereitet, weil bei stark schwankender Belastung (Normalfall bei häuslichem Abwasser) der Abbau ebenfalls stark schwankt, wenn nicht gezielt eingegriffen wird.

Der Ausgangspunkt für die vorliegende Dissertation von Herrn Dr. Haider war es, den Einfluss des Schlammalters auf den Abbau der „leicht abbaubaren“ Stoffe des Rohabwassers in den hochbelasteten 1. Belebungsstufen zu untersuchen. Dies ist von praktischer und wissenschaftlicher Bedeutung, weil in den gängigen mathematischen Modellen des Belebungsverfahrens der Anteil der leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen eine Abwassereigenschaft ist, die nicht vom Schlammalter abhängig ist. Wie die Untersuchungen gezeigt haben, ist im Bereich des Schlammalters von etwa 0,5 bis 2 Tagen die kinetische Selektion der heterotrophen Bakterien des Belebtschlammes für das Verständnis der Vorgänge relevant.

Auf Grund von theoretischen Überlegungen ist anzunehmen, dass wegen der Vielzahl der verschiedenen organischen Abwasserinhaltsstoffe bei sehr kleinem Schlammalter die maximale Wachstumsgeschwindigkeit von einigen Bakterien, die „leicht abbaubare“ Stoffe abbauen, kleiner ist als das reziproke Schlammalter. Solche Bakterien werden aus dem System ausgeschwemmt. Diese kinetische Selektion ist für die Nitrifikation seit langem bekannt und ist eine der Grundlagen für die Bemessung nitrifizierender Belebungsanlagen.

Bei sehr kleinem Schlammalter kann der „leicht abbaubare“ Anteil der organischen Verschmutzung nicht mehr als unabhängige Eigenschaft des Abwassers definiert werden, sondern als vom Schlammalter abhängige Größe. Man kann daher in begrenzter Weise über die Einstellung eines sehr kurzen Schlammalters in einer hoch belasteten 1. Belebungsstufe den Abbau von „leicht abbaubarem“ Substrat durch kinetische Selektion steuern.

Zusammenfassung

Die Arbeit versucht einen Beitrag zum besseren Verständnis von höchstbelasteten Belebungsstufen (Schlammalter kleiner 1 Tag) insbesondere in bezug auf den für die Stickstoffelimination so wichtigen leicht abbaubaren CSB und damit auch einen Beitrag zur Bemessung, zum Betrieb und zur Modellierung von zweistufigen Belebungsanlagen zu leisten.

Die Untersuchungen in Wien, Ghent (B) und Eschweiler (D) zeigen, dass Belebtschlamm mit einem Schlammalter kleiner 1 Tag selbst bei längerer Belüftung nur etwa die Hälfte des gesamten leicht abbaubaren CSB im Rohabwasser abzubauen vermag. Der Rest durchläuft als gleichsam inerte gelöster CSB die Höchstlaststufe und steht als leicht abbaubarer CSB in der nachfolgenden Schwachlaststufe für die Denitrifikation zur Verfügung.

Es wird vermutet, daß es bei sehr niedrigem Schlammalter zu einer Selektion von schnell wachsenden Bakterien kommt, welche für ihr Wachstum nur bestimmte leicht abbaubare Substrate verwerten können. Die weit verbreitete Annahme, daß eine einzige Monod-Funktion zur Beschreibung der Beziehung zwischen heterotrophen Wachstum und Substratkonzentration ausreicht, ist somit bei niedrigem Schlammalter nicht mehr zulässig. Die zum Zwecke der dynamischen Simulation oder der statischen Bemessung vorgenommene CSB-Fraktionierung ist nicht länger rein „abwasserspezifisch“, sondern auch „schlammspezifisch“ vorzunehmen.

Die Untersuchungen ergaben weiters, dass im höchstbelasteten Belebtschlamm weder eine physikalisch bedingte Adsorption noch die intrazelluläre Speicherung von gelöstem CSB eine nennenswerte Rolle spielt. In der Arbeit werden mehrere Modifikationen betreffend des „Activated Sludge Model No.1“ (ASM1) sowie des ASM3 vorgeschlagen, um diese Modelle auch bei niedrigem Schlammalter anwenden zu können. Weiters wird ein neuer Modellansatz (Enmeshment) zur Beschreibung des Rückhaltes von partikulären Stoffen in einer Höchstlaststufe vorgestellt.

Massenbilanzen für CSB und Stickstoff von 2 unterschiedlichen Anlagen dienen dazu, die Messdaten abzusichern und zusätzliche Informationen über Wirkungsgrad, Sauerstoffverbrauch und Überschussschlammfall in der höchstbelasteten ersten sowie schwach belasteten zweiten Stufe zu erhalten.

Abstract

This PhD Thesis is a contribution to the knowledge of high loaded activated sludge systems (sludge age below 1 day), especially that knowledge concerning the readily biodegradable COD, which is a key factor in nitrogen removal and therefore in the design, operation and modelling of two stage activated sludge systems.

Experiments performed in Vienna (A), Ghent (B) and Eschweiler (D) showed that activated sludge taken from systems with a sludge age less than 1 day can only degrade about half of the readily biodegradable COD (S_s) in the wastewater even after a prolonged aeration period. The other part of S_s remains in the wastewater and can thus be utilised for enhanced denitrification in the second stage. It is hypothesised that very low sludge ages result in a selection of fast growing bacteria, which can utilise only certain readily biodegradable substrates in the raw wastewater. The assumption of the Activated Sludge Model No.1 that the biodegradable fractions can be modelled as a single substrate and by a single removal kinetic (one Monod term) appears not to be applicable to low sludge age systems. Only at a sludge age above approx. 4 days, can soluble COD fractions be defined as waste water characteristics, independently of the sludge age.

Certain modifications to the "Activated Sludge Model No.1" (ASM1) as well as to ASM3 are suggested, in order to apply these models to low sludge age systems. A new model approach (Enmeshment) to describe the separation of particulate substances is also proposed.

Mass balances for COD and nitrogen for 2 different 2-stage activated sludge systems were used to guarantee the measured data and to gain additional information on treatment efficiencies, oxygen consumption and biomass production of the single stages.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| 1. THEMENSTELLUNG | 1 |
| 2. STAND DES WISSENS | 2 |
| 2.1. DAS BELEBUNGSVERFAHREN ZUR BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNG | 2 |
| 2.1.1. <i>Entwicklung des Belebungsverfahrens</i> | 2 |
| 2.1.2. <i>Grundlagen des mikrobiologischen Stoffwechsels im Belebtschlamm</i> | 4 |
| 2.2. DAS AB-VERFAHREN | 6 |
| 2.2.1. <i>Einleitung</i> | 6 |
| 2.2.2. <i>Verfahrenstechnische Grundlagen</i> | 7 |
| 2.2.3. <i>Bisherige Erkenntnisse und Beobachtungen zu AB-Anlagen</i> | 8 |
| 2.2.3.1. <i>Allgemeine Merkmale</i> | 8 |
| 2.2.3.2. <i>Wirkungsweise der A-Stufe</i> | 9 |
| 2.2.3.3. <i>Reinigungsleistung von AB-Anlagen</i> | 13 |
| 2.3. MATHEMATISCHE MODELLIERUNG..... | 14 |
| 2.3.1. <i>ASM1 - Modellierung der C- und N-Elimination</i> | 14 |
| 2.3.1.1. <i>Entstehungsgeschichte und Ziel des ASM1</i> | 14 |
| 2.3.1.2. <i>Vereinfachungen und Grenzen des Modells</i> | 15 |
| 2.3.1.3. <i>Stoffgruppen im Modell</i> | 17 |
| 2.3.1.4. <i>Prozesse im Modell</i> | 17 |
| 2.3.2. <i>Weiterentwicklung: ASM2 und ASM3</i> | 20 |
| 2.3.2.1. <i>ASM2</i> | 20 |
| 2.3.2.2. <i>ASM3</i> | 21 |
| 2.3.3. <i>Mathematische Modelle für AB-Anlagen</i> | 23 |
| 2.3.3.1. <i>A-Stufen-Modell von OTTERPOHL</i> | 23 |
| 2.3.3.2. <i>A-Stufen-Modell des ISA</i> | 24 |
| 2.3.3.3. <i>Modell für AB-Anlagen von DEMOULIN</i> | 24 |
| 3. HYPOTHESEN | 27 |
| 3.1. <i>EINLEITUNG</i> | 27 |
| 3.2. <i>METABOLISATION VON LEICHT ABBAUBAREM CSB</i> | 27 |
| 3.3. <i>SPEICHERUNG VON LEICHT ABBAUBAREM CSB</i> | 28 |
| 3.4. <i>ADSORPTION VON LEICHT ABBAUBAREM CSB</i> | 29 |
| 3.5. <i>MODELLIERUNG DES SCHLAMMHAUSHALTES DER A-STUFE</i> | 30 |
| 4. STRUKTUR DER VORLIEGENDEN ARBEIT | 31 |
| 5. VERSUCHE IN GHENT/ ESCHWEILER | 32 |
| 5.1. <i>VERSUCHSANORDNUNG UND ZIELSETZUNG</i> | 32 |
| 5.2. <i>METHODIK</i> | 33 |

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|-----------|--|-----|
| 5.2.1. | <i>Versuchsanlage Eschweiler</i> | 33 |
| 5.2.2. | <i>Batch-Versuche im Labor</i> | 34 |
| 5.2.2.1. | Versuchsordnung | 34 |
| 5.2.2.2. | Probentransport und -aufbewahrung..... | 37 |
| 5.2.2.3. | Online-Respirometer RODTOX | 38 |
| 5.2.2.4. | Hand-Respirometer | 42 |
| 5.2.2.5. | Berechnung der O ₂ -Verbrauchsrate des Schlammes..... | 43 |
| 5.2.2.6. | Bestimmung des leicht abbaubaren CSB | 44 |
| 5.2.2.7. | Bestimmung des gelösten inerten CSB | 48 |
| 5.2.2.8. | Bestimmung der Speicherung..... | 48 |
| 5.2.2.9. | Messung der Adsorption von gelöstem CSB | 49 |
| 5.2.2.10. | Paralleltests mit B-Schlamm und Filtrat A-Schlamm | 50 |
| 5.2.3. | <i>Batch-Versuche auf der Kläranlage Baesweiler</i> | 50 |
| 5.2.4. | <i>Dynamische Simulation von Batch-Versuchen</i> | 51 |
| 5.2.4.1. | Zielsetzung | 51 |
| 5.2.4.2. | Methodik..... | 51 |
| 5.3. | ERGEBNISSE | 55 |
| 5.3.1. | <i>Batch-Versuche im Labor</i> | 55 |
| 5.3.1.1. | Überblick über sämtliche Batch-Tests mit A-Schlamm..... | 55 |
| 5.3.1.2. | Metabolisation von gelöstem CSB..... | 56 |
| 5.3.1.3. | Speicherung von gelöstem CSB | 67 |
| 5.3.1.4. | Adsorption von gelöstem CSB | 75 |
| 5.3.1.5. | Einfluß der Lagerung von A-Schlamm..... | 76 |
| 5.3.1.6. | Versuche mit B-Schlamm | 79 |
| 5.3.2. | <i>Batch-Versuche auf der Kläranlage Baesweiler</i> | 84 |
| 5.3.3. | <i>Dynamische Simulation von Batch-Versuchen</i> | 87 |
| 5.3.3.1. | Einleitung | 87 |
| 5.3.3.2. | Batch-Test 1.2 (25-02-97) | 88 |
| 5.3.3.3. | Batch-Test mit diskontinuierlicher Belüftung (25-02-97) | 89 |
| 5.3.3.4. | Batch-Test 1.4 (04-03-97) | 92 |
| 5.3.3.5. | Batch-Test 1.5 (18-03-97) | 93 |
| 5.3.3.6. | Batch-Test 1.6 (22-03-97) | 95 |
| 5.3.3.7. | Batch-Test 3.1 (27-02-97, Adsorption)..... | 97 |
| 5.3.3.8. | Batch-Test 3.2 (05-03-97, Adsorption)..... | 99 |
| 5.3.3.9. | Batch-Tests zur S _S -Bestimmung auf der Kläranlage Baesweiler | 101 |
| 5.3.3.10. | Zusammenstellung der CSB-Fractionen und kinetischen Parameter | 105 |
| 5.4. | DISKUSSION | 106 |
| 5.4.1. | <i>Metabolisation von S_S und X_S</i> | 106 |
| 5.4.2. | <i>Speicherung von S_S</i> | 108 |
| 5.4.3. | <i>Physikalische Adsorption von S_S und S_I</i> | 109 |

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|-----------|---|------------|
| 5.4.4. | <i>Batch-Test-Simulation</i> | 110 |
| 5.4.5. | <i>Adaption des A-Schlammes an Azetat</i> | 113 |
| 5.5. | ZUSAMMENFASSUNG | 114 |
| 6. | VERSUCHE IN WIEN | 116 |
| 6.1. | ZIELSETZUNG | 116 |
| 6.2. | METHODIK | 116 |
| 6.2.1. | <i>Verwendung der Membranfiltration</i> | 116 |
| 6.2.2. | <i>Versuchsordnung</i> | 117 |
| 6.2.3. | <i>Durchführung der Batch-Versuche</i> | 119 |
| 6.2.4. | <i>Filtration, Analytik und Atmungsmessung</i> | 119 |
| 6.2.5. | <i>Bestimmung von SI_A und SI_B</i> | 120 |
| 6.3. | ERGEBNISSE | 123 |
| 6.3.1. | <i>Ermittlung des tatsächlichen Schlammalters</i> | 123 |
| 6.3.2. | <i>Ergebnis der Batch-Versuche</i> | 124 |
| 6.3.3. | <i>Verhältnis SI_B zu SI_A in der Versuchsanlage</i> | 130 |
| 6.3.4. | <i>Mögliche Einflußfaktoren auf die Ermittlung von SI_B zu SI_A</i> | 135 |
| 6.3.4.1. | Anteil von X_μ am membranfiltrierten CSB | 135 |
| 6.3.4.2. | Einfluß von ATH | 136 |
| 6.4. | DISKUSSION | 136 |
| 6.5. | ZUSAMMENFASSUNG | 141 |
| 7. | VERGLEICH DER ERGEBNISSE VON GHENT UND WIEN | 142 |
| 7.1. | EINLEITUNG | 142 |
| 7.2. | VERGLEICH DER METHODIK | 142 |
| 7.3. | VERGLEICH DER ERGEBNISSE | 144 |
| 7.4. | SCHLUßFOLGERUNGEN | 145 |
| 7.5. | ZUSAMMENFASSUNG | 148 |
| 8. | ERSTELLUNG VON MASSEN-BILANZEN | 150 |
| 8.1. | GRUNDLAGEN UND ZIELSETZUNG | 150 |
| 8.2. | KLÄRANLAGE BENINGSFELD | 150 |
| 8.2.1. | <i>Anlagenbeschreibung</i> | 150 |
| 8.2.2. | <i>Methodik</i> | 151 |
| 8.2.3. | <i>Ergebnisse</i> | 153 |
| 8.3. | VERSUCHSANLAGE ESCHWEILER | 159 |
| 8.3.1. | <i>Einleitung</i> | 159 |
| 8.3.2. | <i>Methodik</i> | 160 |
| 8.3.2.1. | Berechnung des O_2 -Verbrauches der A-Stufe | 160 |
| 8.3.2.2. | Ermittlung der Frachten im Abwasser | 166 |
| 8.3.2.3. | Ermittlung der CSB- und N-Frachten im Überschußschlamm | 168 |

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|------------|---|------------|
| 8.3.3. | <i>Ergebnisse</i> | 169 |
| 8.4. | ZUSAMMENFASSUNG | 175 |
| 9. | VORSCHLÄGE FÜR DIE MODELLIERUNG | 177 |
| 9.1. | EINLEITUNG | 177 |
| 9.2. | NEUE MODELLANSÄTZE | 177 |
| 9.2.1. | <i>Unterschiedliche CSB-Fraktionierung für A- und B-Stufe</i> | 177 |
| 9.2.2. | <i>Modellierung des Schlammhaushaltes mittels Enmeshment</i> | 180 |
| 9.3. | VALIDIERUNG UND PRAKTISCHE ANWENDUNG | 184 |
| 9.3.1. | <i>A-Stufe Kläranlage Baesweiler</i> | 184 |
| 9.3.1.1. | Zielsetzung | 184 |
| 9.3.1.2. | Eingangsgrößen und Kalibrierung | 184 |
| 9.3.1.3. | Simulationsergebnisse | 187 |
| 9.3.2. | <i>Kläranlage Beningsfeld</i> | 188 |
| 9.3.2.1. | Zielsetzung | 188 |
| 9.3.2.2. | Modellaufbau, Eingangsgrößen und Kalibrierung | 189 |
| 9.3.2.3. | Simulationsergebnisse | 191 |
| 9.3.3. | <i>Versuchsanlage Eschweiler</i> | 193 |
| 9.3.3.1. | Eingangsgrößen und Kalibrierung | 193 |
| 9.3.3.2. | Simulationsergebnisse | 194 |
| 9.4. | ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION | 196 |
| 10. | ZUSAMMENFASSUNG | 200 |
| 10.1. | ZIELSETZUNG | 200 |
| 10.2. | ERGEBNISSE | 201 |
| 11. | SUMMARY | 203 |
| 11.1. | GOALS | 203 |
| 11.2. | RESULTS | 204 |
| 12. | LITERATURVERZEICHNIS | 206 |
| 13. | ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS | 213 |
| 14. | ANHANG | 217 |
| 14.1. | ANHANG A – VERSUCHE IN WIEN | 217 |
| 14.2. | ANHANG B – MODELLIERUNG | 221 |

1. Themenstellung

Das weltweit verbreitetste und wohl am besten untersuchte Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung ist das Belebungsverfahren. Die verschiedenen Anwendungsmöglichkeiten reichen von der Teilreinigung mit z.B. etwa 50 % Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe bis hin zur Vollreinigung mit Nitrifikation und Denitrifikation und sogar biologischer Phosphorelimination. Die flexible Anwendbarkeit des Belebungsverfahrens, der steigende Kostendruck auf die Kläranlagenbetreiber, immer höhere gesetzliche Anforderungen an die Reinigungsleistung und nicht zuletzt die Kreativität der einem zunehmenden Wettbewerb gegenüberstehenden Abwasseringenieure führte zur Entwicklung verschiedener ein- und zweistufiger Formen des Belebungsverfahrens.

Das heute am meisten verwendete Verfahren ist das einstufige, eher schwach belastete Belebungsverfahren, bei dem sich Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und Stickstoffelimination in einer einzigen biologischen Stufe abspielen. Mit der Veröffentlichung des „Activated Sludge Model No.1“ im Jahr 1987 (HENZE et al.), welches die weltweit gesammelten Erkenntnisse zu diesem Verfahren in einem mathematischen Modell zur Beschreibung der maßgeblichen biologischen Prozesse und der daran beteiligten Stoffgruppen zusammenführt, wurde eine wichtige Grundlage für das tiefere Verständnis und die Optimierung des Belebungsverfahrens allgemein und für nitrifizierende und denitrifizierende Anlagen im besonderen geschaffen.

Für zweistufige Belebungsverfahren, die sich einer hoch belasteten ersten Stufe für die Teilreinigung bedienen, um damit in Summe Beckenvolumen zu sparen, sprechen heute vor allem das kleiner werdende Flächenangebot in Ballungsgebieten, der Druck zur Kosteneinsparung und die sich laufend verbessernde Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik, die einen optimalen und automatisierungsgestützten Betrieb der komplexeren 2-stufigen Anlagen ermöglicht. Eine gute Chance hat das zweistufige Verfahren insbesondere dort, wo die Reinigungsleistung oder die Kapazität vorhandener einstufiger Anlagen erhöht werden soll und eine Integration der bestehenden Anlagen in ein zweistufiges Anlagenkonzept wie im Beispiel Hauptkläranlage Wien aus Gründen der Wirtschaftlichkeit oder aus Platzgründen sinnvoll ist. Die Erkenntnisse aus dem „Activated Sludge Model No.1“ können allerdings nur bedingt auf die hoch belastete 1.Stufe übertragen werden. Die chemisch-physikalisch-biologischen Vorgänge in einer solchen Stufe sind auch heute noch wenig untersucht und die vorhandenen mathematischen Modelle dafür noch unzureichend.

Die vorliegende Arbeit versucht einen Beitrag zum besseren Verständnis von höchstbelasteten Belebungsstufen insbesondere in bezug auf den für die Stickstoffelimination so wichtigen leicht abbaubaren CSB und damit auch einen Beitrag zur Bemessung, zum Betrieb und zur Modellierung von zweistufigen Belebungsanlagen zu leisten.

2. Stand des Wissens

2.1. Das Belebungsverfahren zur biologischen Abwasserreinigung

2.1.1. Entwicklung des Belebungsverfahrens

Das Belebtschlammverfahren (kurz: Belebungsverfahren) ist das weltweit am meisten verwendete Verfahren zur biologischen Reinigung kommunaler Abwässer und im deutschsprachigen Raum das am häufigsten eingesetzte Verfahren zur Abwasserreinigung überhaupt (KROISS, 1994).

Beim Belebungsverfahren werden die in der Natur in einem Fließgewässer ablaufenden Abbauvorgänge und Selektionsprozesse durch Biomassenrückhalt und Schaffung idealer Milieubedingungen intensiviert. Dabei nutzt man die Fähigkeit von Mikroorganismen, Abwasserinhaltsstoffe als Substrat verwerten zu können (metabolisieren).

Die Geschichte des Belebungsverfahrens wird ausführlich von VON DER EMDE (1998) beschrieben.

Entdeckt wurde das Belebungsverfahren 1913 von W.T.Locket bei Laborversuchen im Klärwerk Manchester. Gemeinsam mit E.Ardern erarbeitete Locket wichtige bis heute gültige Grundlagen des Belebungsverfahrens und stellte diese 1914 der Öffentlichkeit vor. Bereits damals hatte man erkannt, daß die Reinigungsleistung von der intensiven Durchmischung von Abwasser und Schlamm und der Menge an belebtem (belüftetem) Schlamm abhängig ist. Hingewiesen wurde damals auf die guten Flockungs- und Absetzeigenschaften des Belebtschlammes, den hohen Stickstoffgehalt von 4,6 % der Trockensubstanz und den Einfluß der Temperatur auf die Nitrifikation.

Kurz nach der Entdeckung des Belebungsverfahrens wurde von Locket auch erstmalig Blähschlamm beobachtet, was 1934 zur Einführung des "Schlammindex" nach Mohlmann führte. Entscheidend für die weitere Entwicklung des Verfahrens war die baldige Entwicklung verschiedener Belüftungstechniken (feinblasige Filterplatten, Kreisel, Bürsten). Bereits 1917 hatte Nordell nachgewiesen, daß der Sauerstoffverbrauch unabhängig vom O₂-Gehalt und eine hohe O₂-Konzentration daher Verschwendung sei. Er hat erstmals auch O₂-Verbrauchsmessungen durchgeführt und den starken Abfall der O₂-Verbrauchsrate nach einer gewissen Belüftungszeit gezeigt. Die O₂-Zufuhr wurde bald als einer der begrenzenden Faktoren des Belebungsverfahrens erkannt.

Als Hauptvorteile des Belebungsverfahrens wurde von Sierp 1934 angesehen: Außergewöhnlich hohe Reinigungswirkung, wie die Entfernung von Kolloiden, Krankheitserregern, gelösten Stoffen (auch Geruchsstoffe) und die Umwandlung von Stickstoffverbindungen (z.B. kann gebildetes Nitrat bei geringer Luftzufuhr als Sauerstoffquelle dienen), der geringe Platzbedarf und geruchlose Betrieb sowie die Möglichkeit, den Ablauf in kleinste Vorfluter zu geben.

Die erste praktikable Lösung in der Schlammfrage kam 1953 mit dem Vorschlag von Imhoff, den Überschussschlamm auszufaulen. Imhoff war es auch, der für konzentriertes Abwasser das zweistufige Belebungsverfahren entwickelte. In der ersten Stufe erfolgte eine Teilreinigung bei kurzer Belüftungszeit (1 - 1,5 h). Die 2.Stufe kam mit etwa 2/3 des üblichen Beckenvolumens aus. Der Überschussschlamm wurde in die erste Stufe zurückgeführt, um hier adsorptiv zu wirken.

Einen Durchbruch im Verständnis der Kinetik der Abbauvorgänge (maximale Wachstumsrate der Mikroorganismen bereits bei sehr geringen Konzentrationen) schafften die Erkenntnisse von Michaelis-Menten (1907) und Monod (1949). Die Bedeutung des Schlammalters in der Belegung für die Nitrifikanten aufgrund ihrer niedrigen Wachstumsrate und die Grundlagen der Nitrifikation wurden von Downing et al. 1964 beschrieben. Bereits 1958 hatte Garrett in den USA für die Steuerung des Überschussschlammes den konstanten Abzug aus dem Belebungsbecken nach einem vorgegebenen Schlammalter vorgeschlagen.

In den 60iger Jahren wurden weltweit verschiedenste Untersuchungen zur Stickstoffentfernung (vor-, nachgeschaltet, simultan, alternierend) durchgeführt.

Nachdem das Belebungsverfahren in den USA zwischen 1934 und 1950 den Siegeszug angetreten hat, wurde es zwischen 1950 und 1970 auch in Deutschland zum dominierenden Verfahren der biologischen Abwasserreinigung.

Nach der Entdeckung des Verfahrens erfolgte die Bemessung der Belebungsbecken anfänglich nach der Belüftungszeit. Ab etwa 1940 fand in den USA und Deutschland auch der BSB₅ Eingang in die Bemessung. Etwa 10 Jahre später wurde die Bedeutung des TS-Gehaltes und somit der Schlammbelastung entdeckt. 1958 wurde in den USA die Schlammbelastung (nach McKinney Verhältnis Nahrung zu Mikroorganismen (F/M) genannt) als Bemessungsparameter eingeführt. Mit der Gründung des ATV-Ausschusses "Belebungsverfahren" 1961 wurde in Deutschland nach Vorschlägen von Imhoff eine Schlammbelastung von 0,5 kg/(kg,d) als Bemessungswert für die Vollreinigung festgelegt. 1972 schlug der Ausschuß aufgrund der inzwischen gestiegenen Anforderungen an die Abwasserreinigung für den weitgehenden BSB₅-Abbau eine max. Schlammbelastung von 0,3 kg/(kg,d) und für die Nitrifikation eine Schlammbelastung von 0,15 kg/(kg,d) vor. Zum Schutze der Nordsee vor Überdüngung wurde 1991 das ATV-Arbeitsblatt A 131 für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen größer 5000 EW neu herausgegeben. Damit war in Deutschland der Grundstein für die weitergehende Abwasserreinigung mit Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorentfernung gelegt.

Als maßgebender Bemessungsparameter wurde das Schlammalter anstelle der Schlammbelastung eingeführt. Zur Quantifizierung der organischen Inhaltsstoffe im Abwasser wurde weiterhin der Summenparameter BSB₅ verwendet. Der BSB₅ dient auch zur Berechnung des Überschussschlammmanfalles.

Nachdem in den 70iger Jahren von Barnard in Südafrika durch das versehentliche Schaffen einer vorgeschalteten anaeroben Zone per Zufall die vermehrte biologische Phosphorentfernung entdeckt wurde, ist es heute möglich, mit einer Belebungsanlage

Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen sowie Krankheitserreger ohne Zugabe von Chemikalien weitgehend zu entfernen.

Die für die Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung maßgeblichen biologischen Prozesse und ihre Auswirkung auf die Stoffkonzentrationen in Abwasser und Belebtschlamm wurden nach umfangreichen Voruntersuchungen an der Universität Kapstadt in einem auf CSB- und N-Bilanzen basierenden mathematischen Modell zusammengefaßt und von einer Arbeitsgruppe der *International Association on Water Quality* (IAWQ) 1986 als "Activated Sludge Model No.1" (ASM1) (HENZE et al., 1987) veröffentlicht. In das 1995 von HENZE et al. veröffentlichten "Activated Sludge Model No.2" (ASM2) wurde schließlich auch die vermehrte biologische Phosphorelimination eingebunden. Das ASM1 wurde 1999 durch das "Activated Sludge Model No.3" (ASM3) modifiziert (GUJER et al.) (Kap.2.3).

2.1.2. Grundlagen des mikrobiologischen Stoffwechsels im Belebtschlamm

Beim mikrobiellen Stoffwechsel (METABOLISMUS) wird zunächst versucht, die als Nährstoffe erkannten Verbindungen, mit denen der Mikroorganismus durch Adsorption der Stoffe an die Belebtschlammflocke in Berührung kommt, in die Zelle einzuschleusen. Handelt es sich um Verbindungen, die aufgrund ihrer Größe (Makromoleküle) nicht durch die Zellwand hindurch transportiert werden können, werden diese bereits außerhalb der Zelle mit Hilfe von sog. Exoenzymen aufgespaltet. Dieser Vorgang wird auch als Hydrolyse bezeichnet und ist häufig der geschwindigkeitslimitierende Schritt im Stoffwechsel.

Innerhalb der Zelle beginnt der eigentliche Abbau der Verbindungen durch Zerlegung in kleinere Bruchstücke. Die Substrate werden dabei von ihrer höchsten Energieform (z.B. Glucose: $C_6H_{12}O_6$) zu sehr energiearmen Endprodukten, wie dem anorganischen Kohlendioxid (CO_2) und Wasser (H_2O), umgewandelt.

Aus einer Vielzahl von auf diese Weise erzeugten niedermolekularen Verbindungen werden die benötigten Zellbausteine (z.B. Proteine) synthetisiert (ANABOLISMUS bzw. BAUSTOFFWECHSEL). Der Baustoffwechsel führt zu einem Größerwerden der Mikroorganismenzelle bis sich die Zelle schließlich teilt und der Baustoffwechsel von Neuem beginnt. Biomassenwachstum rührt aus der Fähigkeit der Organismenzelle sich zu teilen, wodurch neue Biomasse entsteht (MEADOW und PIRT, 1969, in POLLARD und GREENFIELD, 1997).

Die für den Zellaufbau nötige Energie wird über den ENERGIESTOFFWECHSEL (KATABOLISMUS) bereitgestellt. Autotrophe Organismen erhalten die Energie aus der Oxidation von anorganischen Verbindungen (chemo-autotroph) oder aus der Photosynthese (photo-autotroph), heterotrophe Organismen unter Verwendung von Sauerstoff aus dem energiereichen organischen Substrat selbst. Im heterotrophen Stoffwechsel wird zum Zwecke des Zellaufbaus etwa ein Drittel des als Nahrung dienenden Kohlenstoffes im Energiestoffwechsel "veratmet". Die Oxidation der Substrate erfolgt hierbei in einem Stufenprozeß, bei dem nur kleine Energiebeträge frei werden. Mit der freigesetzten Energie wird Adenosin-Triphosphat (ATP) gebildet. ATP ist der chemische Energiespeicher bzw. -überträger der Zelle. Bei der

Spaltung von ATP in ADP (-Diphosphat) wird Energie freigesetzt und einem anderen Prozeß zur Verfügung gestellt. Bei allen Stoffwechselfvorgängen hat die Zelle das Bestreben, aus den verfügbaren Substraten ein Maximum an ATP zu gewinnen. (KUNZ, 1992)

Katabolismus und Anabolismus sind somit über den Energiestoffwechsel gekoppelt. Vernachlässigt man die Energie für die Erhaltung der Zellen sowie die Energieverluste durch eine "verminderte Kopplung" (energy uncoupling), so ergibt sich der Biomassenzuwachs aus der Energie des Substrates (z.B. ausgedrückt als CSB) und dem Wirkungsgrad der Umsetzungen (McCARTY, 1965, in FRANZ, 1998).

Der spezifische Biomassenzuwachs bezogen auf das metabolisierte Substrat wird über den "Ertragskoeffizienten" (engl.: "Yield") Y_H (für die heterotrophen Bakterien) bzw. Y_A (für die autotrophen Bakterien) angegeben und ist ein wesentlicher Parameter der mathematischen Modellierung der biologischen Abwasserreinigungsprozesse. Ist der Ertragskoeffizient bekannt, so kann aus der Messung des Sauerstoffverbrauches der heterotrophen Organismen auf den gesamten Energiegehalt des Substrates zu Beginn der Metabolisation sowie auf die Zunahme der Biomassenkonzentration im Bioreaktor geschlossen werden.

Der beschriebene Zusammenhang von Katabolismus, Anabolismus und Energiestoffwechsel und der sich daraus ergebende Biomassenzuwachs auf der einen und Sauerstoffverbrauch auf der anderen Seite ist entscheidend für das grundlegende Verständnis sowie die mathematische Modellierung des Belebtschlammverfahrens.

Ebenso bedeutend ist in diesem Zusammenhang das Stoffwechselfhänomen, wonach Mikroorganismen verschiedene Substrate nacheinander verwerten. So werden bei vielen Abbauprozessen schwerer verwertbare Verbindungen erst metabolisiert, wenn keine leichter abbaubaren Komponenten mehr vorhanden sind (Diauxie) (KUNZ, 1992).

Von entscheidender Bedeutung für den mikrobiellen Stoffwechsel und den Abbau eines Abwasserinhaltsstoffes sind die Enzyme, die sog. Biokatalysatoren. Je nach Bedarf werden Enzyme auf- und abgebaut. Jedes Enzym ist durch eine bestimmte Substratspezifität und eine bestimmte Wirkungsspezifität ausgezeichnet. Ein Substrat kann nur dann abgebaut werden, wenn alle erforderlichen Enzyme zur Verfügung stehen.

Nach KUNZ (1992) differenziert sich "schwerer" und "leichter" abbaubar danach, in welcher Zeit ein Mikroorganismus Energie aus dem Abbau gewinnen kann und ob er über die dazu notwendigen Katabolismen verfügt. Voraussetzung für die Metabolisation eines bestimmten organischen Substrates ist dabei, daß die für das mikrobielle Wachstum benötigten sonstigen Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) und Spurenelemente vorhanden sind.

2.2. Das AB-Verfahren

2.2.1. Einleitung

Das in Nordrhein-Westfalen (D) von Prof. Böhnke entwickelte Adsorptions-Belebungsverfahren (AB-Verfahren) (BÖHNKE, 1977) ist das im deutschsprachigen Raum und vermutlich auch weltweit am meisten verbreitete zweistufige Belebungsverfahren. Das AB-Verfahren arbeitet mit einer sehr hoch belasteten 1. Belebungsstufe („Adsorptionsstufe“) für die Teil-Elimination von Kohlenstoff und einer nachfolgenden schwach belasteten Belebungsstufe, die bei der Entwicklung des Verfahrens als idealer Raum für die Nitrifikation gedacht war. Die Nitrifikation, also die mikrobielle Oxidation von Ammonium (NH_4) zu Nitrat (NO_3), wurde in Europa zum 1. Mal etwa Mitte der 80iger Jahre gesetzlich vorgeschrieben. Dies bedeutete aufgrund der viel geringeren Wachstumsraten der nitrifizierenden autotrophen Mikroorganismen („Nitrifikanten“) im Vergleich zu den kohlenstoffabbauenden heterotrophen Mikroorganismen eine deutliche Vergrößerung des erforderlichen Schlammalters und folglich des Belebungsbeckenvolumens. Zweistufige Belebungsanlagen hatten hier den Vorteil, den Kohlenstoffabbau teilweise in die 1. Stufe vorzuziehen und damit einen Großteil der Schlammproduktion in die erste Stufe zu verlegen, wodurch die Nitrifikationsstufe mit kleineren Belebungsbeckenvolumina zur Erreichung des erforderlichen Schlammalters auskam.

Als zu Beginn der 90iger Jahre in Teilen Mitteleuropas die "Weitergehende Abwasserreinigung" um die gesetzlich festgelegte Forderung nach einer Stickstoffelimination ergänzt wurde, bestand nun wieder Bedarf an energiereichen organischen Verbindungen zum Zwecke der biologischen Denitrifikation, sprich Reduktion von zuvor oxidiertem Stickstoff (Nitrat) zu molekularem und damit ausblasbarem Stickstoff ($\text{NO}_3 \Rightarrow \text{N}_2$). Der bisherige Vorteil zweistufiger Verfahren kehrte sich damit in einen Nachteil um. Während mit der Einführung der Nitrifikation vermehrt zweistufige biologische Verfahren, u.a. das AB-Verfahren, zur Ertüchtigung von bestehenden einstufigen Anlagen eingesetzt und weiterentwickelt wurden, bedeutete die Einführung der Denitrifikation eine allgemeine weitgehende Abkehr von der zweistufigen und neuerliche Hinwendung zur einstufigen Behandlungsweise. Es wurden planerische und betriebliche Maßnahmen untersucht, um die Vielzahl von bereits bestehenden und in Bau befindlichen zweistufigen Reinigungsanlagen den geänderten Anforderungen anzupassen.

Für das AB-Verfahren bedeutete die Forderung nach Stickstoffelimination, daß die 1. Stufe (A-Stufe) so betrieben werden mußte, daß eine ausreichende Substratversorgung der nachfolgenden Schwachlastbelebungsstufe (B-Stufe) in Hinblick auf die erforderliche Denitrifikation gewährleistet ist, ohne daß jedoch die bewährten Vorteile in bezug auf die Nitrifikation verloren gingen.

Praktische Erfahrungen und theoretische Überlegungen führten jedoch schon früh zur Auffassung, daß das AB-Verfahren so wie alle zweistufigen Belebungsverfahren aufgrund der Anlagenkonzeption nicht in der Lage sein werde, die Anforderungen an die Stickstoffelimination im selben Maß (wenn überhaupt) zu erfüllen wie einstufige Anlagen (ATV-Arbeitsbericht, 1994).

Für die Untersuchung der Wirkungsweise von höchstbelasteten Belebungsstufen wurde das AB-Verfahren ausgewählt, da eine Reihe von Untersuchungsmöglichkeiten sowie Literatur zur Verfügung standen und kein anderes zweistufige Belebungsverfahren eine derart hoch belastete 1.Stufe aufweist.

2.2.2. Verfahrenstechnische Grundlagen

Das AB-Verfahren nach BÖHNKE (1977) ist ein zweistufiges Belebungsverfahren mit einer sehr hoch belasteten 1.Stufe (Adsorptions- oder A-Stufe) bestehend aus einer Höchstlastbelebungs + Zwischenklärung und einer schwach belasteten 2.Stufe (B-Stufe) bestehend aus einer Schwachlastbelebungs + Nachklärung.

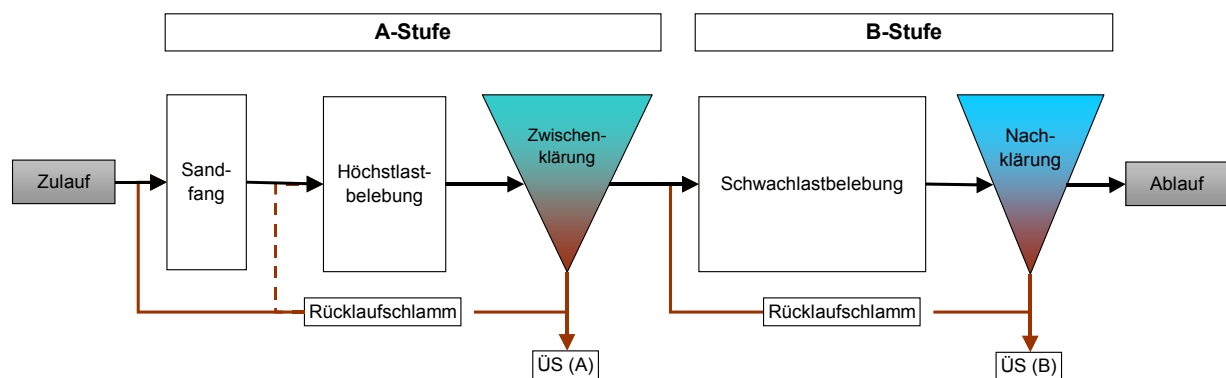


Abbildung 1: Verfahrensschema einer AB-Anlage [VA-Schema]

Getrennte Schlammkreisläufe sorgen für unterschiedliche Biozönosen in A- und B-Stufe. Das AB-Verfahren verzichtet auf eine Vorklärung. Die Höchstlastbelebungs wird häufig mit einem belüfteten Sandfang kombiniert. .

Der Unterschied zur konventionellen zweistufigen Belebungsanlage besteht in der hohen Schlammbelastung der 1.Stufe.

Schlammbelastung in der 1.Stufe (BILI, 1996)

- von konventionellen 2-stufigen Belebungsanlagen..... $\leq 1,0 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg TS}, \text{d})$
- von AB-Anlagen 2 bis $5 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg TS}, \text{d})$

Daraus ergibt sich ein Schlammalter in A-Stufen, das bei ca. 0,5 d liegt.

Für die hydraulische Aufenthaltszeit in der Höchstlastbelebungs gibt GETHKE (1983) als Bemessungswert 0,5 h bei einem TS-Gehalt von 1,5-3,5 kg TS/m³ an. Die hydraulische Aufenthaltszeit der Zwischenklärung liegt bei etwa 1 - 2 h.

Der TS-Gehalt in der A-Stufe richtet sich nach der zu erreichenden Schlammbelastung. Diese sollte nach BÖHNKE (1994) bei 4-6 kg BSB₅/ kg TS.d liegen. Der TS-Gehalt liegt im

allgemeinen zwischen 1 und 3 kg TS/m³. Die B-Stufe wird im allgemeinen mit einem TS-Gehalt zwischen 3,0 und 4,0 kg TS/m³ betrieben.

Die B-Stufe wird nach den für einstufige Belebungsanlagen mit Nitrifikation/Denitrifikation üblichen Regeln (Hochschulansatz nach BÖHNKE, 1989, oder ATV-Arbeitsblatt A 131, 1991) bemessen und unterscheidet sich in ihrer Funktions- und Betriebsweise grundsätzlich nicht von Belebungsstufen mit mechanischer Vorreinigung.

Da AB-Anlagen ursprünglich zur Elimination der organischen Inhaltsstoffe und zur Nitrifikation gedacht waren, wurde die Höchstlastbelegung in der Regel als kontinuierlich belüfteter Reaktor ausgeführt, in welchem sich aufgrund der hohen Schlammbelastung auch fakultative Verhältnisse einstellen können. Im Zuge der Optimierung von AB-Anlagen hinsichtlich Stickstoffelimination wurde auch die intermittierende (KA Baesweiler, D) oder diskontinuierliche (SCHRÖDER, 1995, in BÖHNKE und BILI, 1995) Belüftung von A-Stufen erprobt, wodurch sich das aerobe Schlammalter in weiten Grenzen steuern läßt, ohne das Gesamtschlammalter zu verändern.

2.2.3. Bisherige Erkenntnisse und Beobachtungen zu AB-Anlagen

2.2.3.1. Allgemeine Merkmale

Zusammensetzung der Biozöosen

Langjährige Untersuchungen zeigen, daß in den beiden Belebungsstufen einer AB-Anlage unterschiedliche Populationen vertreten sind (BÖHNKE et al., 1998). Bedingt durch das niedrige Schlammalter sind in der A-Stufe nur Mikroorganismen mit hoher Wachstumsrate überlebensfähig. Dies sind im wesentlichen Bakterien, die teilweise aus dem Kanalnetz eingetragen werden. Eukaryonten, Protozoen und langsam wachsende Prokaryonten mit einer Generationszeit von mehreren Stunden können in der A-Stufe nicht überleben (BÖHNKE, 1983).

Unbestritten ist, daß bedingt durch das geringe Schlammalter und den ständigen Biomassenzufluß aus dem Kanal - entspricht nach Erfahrungswerten (BORNEMANN et al., 1998) etwa 20 % vom CSB_{ges} - die A-Stufen-Biozönose eine hohe Erneuerungskraft und damit Stabilität kennzeichnet. Die A-Stufe ist damit äußerst resistent gegenüber toxischen Belastungsstößen, wie BÖHNKE (1986) berichtet.

In der B-Stufe findet sich die für schwach belastete Belebtschlammstufen übliche artenreiche Biozönose.

Schlammeigenschaften in A- und B-Stufen

A-Stufen-Schlamm, der den gesamten Primärschlamm einer Kläranlage enthält, weist einen sehr niedrigen Schlammindex von ca. 40-70 ml/g auf BÖHNKE (1994). Auch eigene Beobachtungen zeigen, daß sich keine typischen kompakten Belebtschlammflocken finden, sondern kleine, aufgelöste Flocken (pin-flocs) durchsetzt von Faserstoffen, die insgesamt dem

Schlamm eine grobe Struktur geben. Bei der Filtration von A-Stufen-Schlamm zum Zwecke der TS-Bestimmung läßt sich in der Regel feststellen, daß sich der Schlamm (im Gegensatz zum B-Stufen-Schlamm) schlecht filtrieren läßt und sich das Filterpapier aufgrund der vielen Feinteile (z.T. frei schwebende Biomasse) rasch zusetzt. Getrockneter A-Stufen-Schlamm ist im allgemeinen dunkel bis schwarz (da z.T. anaerob), während B-Stufen-Schlamm die für schwach belastete Belebtschlämme übliche Braunfarbe aufweist.

Die B-Stufe weist lt. BÖHNKE (1994) in der Regel niedrigere Schlammindeces (überwiegend ≤ 130 ml/g) auf als die Belegung einstufiger Anlagen. Der A-Stufen-Schlamm zeigt erwartungsgemäß deutlich bessere Eindickeigenschaften als der B-Stufen-Schlamm.

2.2.3.2. Wirkungsweise der A-Stufe

In BÖHNKE et al. (1998) heißt es: "In der Hochlaststufe erfolgt in den ersten Minuten eine sehr effektive Verringerung der organischen Grundbelastung. Etwa 80 % der ungelösten und schwer abbaubaren organischen Verbindungen werden dabei über Adsorption, Akkumulation und Flockulation eliminiert. Der biologische Abbau in der A-Stufe beträgt nur 15 %."

Bereits 1957 (!) beschreibt VON DER EMDE das Belevungsverfahren zur Teilreinigung als eine Art Adsorptionsverfahren: „Das Teilreinigungsverfahren strebt nur eine mittlere Abbauleistung an (η z.B. etwa 50 %). Die Reinigungswirkung ist optisch nur gering zu erkennen. Die Abwasser- und BSB₅-Raumbelastung ist groß, der Raumbedarf gering. Es wird mit einer möglichst geringen Schlammmenge gefahren, um möglichst viel der organischen Verunreinigungen in Form von Überschußschlamm zu beseitigen. Der zugeführte Sauerstoff dient jetzt vor allem dem Aufbau neuer Zellsubstanz. Der Sauerstoffgehalt im Belüftungsbecken wird so gering wie möglich gehalten. Es wird dabei in Kauf genommen, daß vorwiegend Bakterien den belebten Schlamm bilden und Protozoen praktisch fehlen. Die zugeführte Sauerstoffmenge für den BSB₅-Abbau und der Energieaufwand sind gering. Der Überschußschlamm fault gut, da nicht oxydiert ist und liefert relativ viel Gas. Bei dieser Modifikation des Belevungsverfahrens dient die Oxydation nur zur Aufrechterhaltung der Adsorption und dem Aufbau neuer Zellsubstanz.“ (Zitat Ende)

Eine häufig zitierte Grundlage bei der Beschreibung der physikal.-chemischen Vorgänge in einer A-Stufe bildet MALZ (1986). Ausgehend von der Beobachtung, daß die CSB-Eliminationsrate in den ersten 15-20 Min. in keiner Relation zur O₂-Zehrung steht, schlägt der Autor ein mehrstufiges Reaktionsmodell zur Erklärung der spezifischen Eliminationsleistung der A-Stufe vor, welches von der exoenzymatischen Hydrolyse, der Hydrophobierung von Metalloxidhydraten, Destabilisierung von negativ geladenen Kolloiden, Sorption echter gelöster organ.Komponenten bis zur Ausbildung von sedimentierfähigen Makroflocken und der Pufferwirkung von Huminstoffen reicht. Für MALZ haben "Sorptionen" einen gewichtigen Anteil an der Gesamtelimination der A-Stufe, wobei diese durch die "Bildung der systemeigenen Flockungsmittel" als Zwischenprodukte der Hydrolyse unterstützt werden.

In diesem Zusammenhang weist MALZ auf Untersuchungen von Jendreyko und Bortlitz hin, wonach an sich biologisch leicht abbaubare Tenside in der A-Stufe nur zu 14 % umgesetzt wurden. Der eigentliche biologische Abbau erfolgte in der B-Stufe, wo ca. 95 % der verbleibenden Tenside entfernt wurden.

Voraussetzung für die Auslösung der Reaktionskette ist nach MALZ die Anwesenheit fakultativer oder anaerober Bakterien, deren bevorzugter Betriebsstoffwechsel die Hydrolyse polymerer Substrate ist und die damit die Formierung der "natürlichen" Agentien ermöglichen. Die Reaktionskette setzt bereits in der Kanalisation ein. Anders als in der A-Stufe wird sie in einer Vorklärung vorzeitig unterbrochen.

MALZ und BILLI (1992) weisen darauf hin, daß die Eliminationsleistung der A-Stufe nicht mit einer Sedimentation vergleichbar ist. Die Gegenüberstellung einer 2 h sedimentierten Probe des Anlagenzulaufes mit dem Ablauf der Zwischenklärung zeigt für den CSB_{ges} eine 24 %ige Abnahme durch Sedimentation und eine 50 %ige Abnahme durch die A-Stufe.

Weitere Hinweise auf die biolog.-chem.-physikal. Vorgänge in der A-Stufe liefern u.a. folgende Angaben/ Beobachtungen:

- **Sauerstoffverbrauch in der A-Stufe**

Über den O_2 -Verbrauch der A-Stufe finden sich in der Literatur folgende Angaben:

BÖHNKE (1994): $0,35 - 0,50 \text{ kg } O_2 / \text{ kg } BSB_5$

Untersuchungen von DEMOULIN (1997):

Als Betriebswert der A-Stufe Salzburg Siggerwiesen wurde für den Monat Feb.1992 ein O_2 -Verbrauch von $0,17 \text{ kg } O_2 / \text{ kg } CSB_{elim}$ ermittelt. Als Auslegungswert für die Belüftung von A-Stufen schlägt Demoulin folglich einen max. O_2 -Verbrauch von $0,4 \text{ kg } O_2 / \text{ kg } CSB_{elim}$ vor.

Diese Angaben weisen darauf hin, daß die organischen Inhaltsstoffe in der A-Stufe größtenteils über Sedimentation und Adsorption und weniger über echten biologischen Abbau eliminiert werden.

- **TS_0/BSB_5 -Verhältnis Ablauf A-Stufe bzw. Vorklärung**

Das TS_0/BSB_5 -Verhältnis dient der Berechnung der Überschussschlammproduktion nach empirischen Formeln, wie sie auch vom ATV-Bemessungsblatt A 131 angewendet werden. Je kleiner der Anteil von Abfiltrierbaren Stoffen (TS_0) im Vergleich zum BSB_5 im Zulauf eines Belebungsbeckens ist, desto geringer ist der spezif.ÜS-Anfall bezogen auf die zugeführte BSB_5 -Fracht.

BÖHNKE und PINNEKAMP (1989) haben aufgrund einer Umfrage unter neun 1- und 2-stufigen Klärwerken in der Praxis auftretende TS_0/BSB_5 -Quotienten ausgewertet und dabei einen hohen Streubereich festgestellt.

| TS ₀ /BSB ₅ -Bereich | für Bemessung empfohlen | |
|--|-------------------------|-----------|
| Einstufige Belebung (Abl.VK) | 0,4 - 1,2 | 0,8 - 1,0 |
| AB-Anlagen (Ablauf A-Stufe)..... | 0,15 - 0,6 | 0,35 |

Daß jedoch auch deutlich höhere TS₀/BSB₅-Werte im Ablauf einer A-Stufe auftreten können, davon berichtet KRAUTH (1991) mit Hinweis auf Versuche von Decker (1987). KRAUTH führt den krassen Unterschied zwischen AB-Anlagen (TS₀ = 107 mg/l im Mittel) und einstufigen Anlagen (TS₀ = 402 mg/l im Mittel) zum Teil darauf zurück, daß bei einstufigen Anlagen nur an Tagen "optisch" höher geschätzter Abwasserverschmutzung gemessen wurde.

Weitere Angaben zum TS₀/BSB₅-Verhältnis:

BILI (1996) ca. 0,3 g TS/ g BSB₅ im Ablauf der A-Stufe (B_{TS}=3,5, O₂=1 mg/l)
bei i.M. 1,5 g TS/ g BSB₅ im Zulauf A-Stufe

PÖPEL (1993, in BÖHNKE et al. 1998) 0,78 g TS/ g BSB₅ im Ablauf einer
Vorklärung bei 1 Stunde Aufenthaltszeit

Obwohl das TS₀/BSB₅-Verhältnis im Ablauf einer A-Stufe doch deutlich niedriger sein dürfte als im Ablauf einer Vorklärung und damit ein höherer Anteil an gelösten bzw. "nicht abfiltrierbaren" Stoffen im Ablauf A-Stufe wahrscheinlich ist, scheint es insgesamt problematisch, den TS₀/BSB₅-Quotienten für die Beurteilung der Abwasserzusammensetzung und der "Qualität" des Abwassers als Substratquelle für die Denitrifikation zu verwenden.

- **Verhältnis CSB/BSB₅ und gelöste/partikuläre Anteile im Ablauf A-Stufe**

Als Maß für die biologische Abbaubarkeit der organischen Abwasserinhaltsstoffe wird häufig das CSB/BSB₅-Verhältnis verwendet (MALZ und BILI, 1992, BÖHNKE, 1994, BILI, 1996). Aus einer (geringfügigen) Verschiebung dieses Verhältnisses durch die A-Stufe zugunsten des BSB₅ wird der Schluß gezogen, daß der B-Stufe leichter verfügbares organ. Material zufließt.

MALZ und BILI (1992) zeigen mit einem "Multiparameter-Check" an Abwasser einer AB-Anlage mit hohem industriellem Abwasseranteil, daß in der A-Stufe vor allem ungelöste Materie mit einem hohen CSB/BSB₅-Verhältnis eliminiert wird. Die in der A-Stufe entfernte Materie wird von den Autoren als "deutlich biologisch härter" (CSB/BSB₅ = 3,6/1) als das der B-Stufe zufließende Substrat (2,1/1) bezeichnet. Für häusliches Abwasser stellt sich der Unterschied nicht mehr so krass dar ("etwas biologisch härter").

DEMOULIN (1997) berichtet von Messungen (5.-21.02.1992) auf der AB-Anlage in Salzburg, wonach bei einer CSB-Eliminationsleistung der A-Stufe von 57 % etwa 43 % gelöster und 62 % partikulärer CSB entfernt wurden.

BILI (1996) berichtet von Messungen in einer halbtechnischen AB-Anlage, wonach sich der Anteil des gelösten CSB am CSB_{ges} von 50 % vor der A-Stufe auf 90 % nach der A-Stufe ($B_{TS}=3,5$, $O_2=0,7-1,0$) erhöht. Beim BSB_5 wurden die gleichen Werte gemessen.

Wobei wie auch bei MALZ und BILI (1992) aus den Angaben nicht hervor geht, wie der gelöste CSB bzw. BSB_5 bestimmt wurde (Membranfiltration?).

Untersuchungen von VONCKEN (1985, in BÖHNKE, 1994) über das Verhalten der freien Carbonsäuren in einer fakultativ anaerob (anoxisch) betriebenen A-Stufe zeigen, daß längerkettige, in der Regel schwerer abbaubare Verbindungen (z.B. Chlorkresol und Phenylpropionsäure) zu kurzkettigen Verbindungen (Kresol und Propionsäure) aufgeschlossen werden. Im Ablauf der Nachklärung waren kaum noch Carbonsäuren nachweisbar.

- **Spezif. Schlammanfall B-Stufe**

75-80 % des gesamten anfallenden Schlammes einer AB-Anlage fallen nach BÖHNKE (1994) in der A-Stufe an.

Der spezif. Schlammanfall in der B-Stufe ist erfahrungsgemäß relativ gering. Die von BÖHNKE et al. (1998) aus TS_0/BSB_5 -Verhältnissen errechneten Werte von rd. 14 g TR/ EW.d (bei $t_{TS}=23$ d) im Vergleich zu 34 g TR/ EW.d bei einer Belegung einer einstufigen Anlage ($t_{TS}=17$ d) spiegeln in etwa die tatsächlichen Verhältnisse wider, wie auch Messungen auf der AB-Anlage Salzburg und eigene Ermittlungen bestätigen. Rechnet man diese Werte anhand der in Böhnskes Berechnung angesetzten Wirkungsgrade für A-Stufe (55 %) und Vorklärung (30 %) auf den spezif. Schlammanfall pro BSB_5 zugeführt (=ca. BSB_5 abgebaut) um, so erhält man folgende Werte:

$$\text{B-Stufe:} \quad 14 / (60 \cdot 0,45) = 0,52 \text{ g } TS_{\text{ÜS}} / \text{g } BSB_5 \text{ zugef.}$$

$$\text{Belegung mit VK:} \quad 34 / (60 \cdot 0,70) = 0,81 \text{ g } TS_{\text{ÜS}} / \text{g } BSB_5 \text{ zugef.}$$

Auf den in der Praxis auftretenden geringen spezif. Schlammanfall in der B-Stufe wird im Rahmen dieser Arbeit noch näher eingegangen.

- **Hohe P-Elimination in der A-Stufe**

Die mittlere Phosphor-Elimination in der A-Stufe liegt bei rd. 40 % (s.nachfolgendes Kap.). Im Vergleich dazu wird im ATV-Bemessungsblatt A 131 (1991) bei einer Vorklärung mit rd. 10 % P-Elimination gerechnet. Dies deutet auf Fällungsvorgänge und/oder Biomassenproduktion in der A-Stufe hin.

2.2.3.3. Reinigungsleistung von AB-Anlagen

CSB-, BSB₅-Elimination:

Die Reinigungsleistung hinsichtlich der organischen Abwasserinhaltsstoffe ist bei AB-Anlagen erfahrungsgemäß höher als bei einstufigen Belebungsanlagen (BÖHNKE, 1994). Dies ist aufgrund des zweistufigen Behandlungskonzeptes und des in der B-Stufe häufig höheren Schlammalters nicht verwunderlich. (Wobei ein Vergleich von Reinigungsleistungen auf Basis des aeroben Schlammalters bezogen auf eine Standardtemperatur von z.B. 15°C erfolgen sollte.)

Phosphor-Entfernung:

Auch hinsichtlich des Phosphors werden höhere Reinigungsleistungen berichtet, was auf die adsorptive und fällende Wirkung der A-Stufe zurückgeführt wird. So ergab die Auswertung von Meßergebnissen verschiedener AB-Anlagen in den Jahren 1989/1990 eine mittlere P-Elimination in der A-Stufe von 38 % und in der AB-Anlage (ohne chem. Fällung) von 53 %. Im Vergleich dazu wurden im Mittel 19 % P-Elimination für eine Vorklärung und 40 % für eine einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung ermittelt (DIMOWSKI, 1991, in BÖHNKE, 1994).

Eigene Ermittlungen für die KA Pulheim (D) ergaben eine P-Elimination in der A-Stufe von rd. 40 %. Beide Stufen gemeinsam zeigten ohne chemische Phosphat-Fällung in der B-Stufe eine P-Elimination von rd. 60 % (HAIDER, 1994).

Nitrifikation:

In der Nitrifikation liegen unbestritten die großen Stärken des AB-Verfahrens. Nach BÖHNKE (1994) wird mehrfach von 50 % höheren Nitrifikationsleistungen als in einstufigen Anlagen mit gleich hoher (BSB₅-) Belastung berichtet. Von DECKER (1992) wurde an einer Versuchsanlage die Nitrifikationsrate mit 0,08 kg N/kg oTS.d bestimmt.

Grundsätzlich ist hier anzumerken, daß die Nitrifikationsleistung weniger von der Schlammbelastung als vom (aeroben) Schlammalter und der nitrifizierten Stickstoffmenge abhängt. Aufgrund des, wie oben gezeigt, deutlich niedrigeren spezifischen ÜS-Anfalles in der B-Stufe ist davon auszugehen, daß die höheren Nitrifikationsleistungen in erster Linie auf das größere N/CSB-Verhältnis zurückzuführen sind. Dadurch steigt der Anteil der Nitrifikanten im Vergleich zur heterotrophen Biomasse.

Stickstoff-Elimination

Über die Stickstoff-Eliminationsleistung von AB-Anlagen herrschen unterschiedliche Ansichten. Die Auswertung von Betriebsdaten von bestehenden AB-Anlagen durch BÖHNKE und BILI (1995) zeigt, daß die gemessenen mittleren N-Eliminationsleistungen zwischen 70 % und 90 % und damit zumindest ebenso hoch liegen wie in einstufigen Belebungsanlagen. Wobei bei der Bewertung häufig der Auslastungsgrad der Anlagen nicht genügend berücksichtigt wird. In der Praxis werden zumindest in Deutschland spätestens seit Veröffentlichung des ATV-Arbeitsberichtes "Umgestaltung zweistufiger biologischer Kläranlagen zur Stickstoff-Elimination" (1994) kaum mehr neue AB-Anlagen gebaut und bestehende A-Stufen immer öfter zumindest

vorübergehend außer Betrieb genommen oder wie das Beispiel KA Beningsfeld (CRONE, 1998) zeigt, anderwärtig, z.B. für die Prozeßwasserbehandlung, genutzt.

Allerdings liegt auch der Schluß nahe, daß mit AB-Anlagen sehr wohl weitgehende Stickstoffelimination erzielt werden kann, wenn die Kohlenstoff-Elimination in der A-Stufe wie in KAYSER (1995) vorgeschlagen, entsprechend begrenzt und kontrolliert wird.

2.3. Mathematische Modellierung

2.3.1. ASM1 - Modellierung der C- und N-Elimination

2.3.1.1. Entstehungsgeschichte und Ziel des ASM1

Als Mitte der 70iger Jahre an der Universität Kapstadt versucht wurde, das dort entwickelte statische Berechnungsmodell (auf CSB-Basis) für aerobe Belebtschlammanlagen (MARAIS und EKAMA, 1976) auf eine zyklisch beschickte Laboranlage mit Nitrifikation und Denitrifikation anzuwenden, stellte man fest, daß die Modellvorhersagen signifikant von den Meßwerten abwichen. Die Abweichungen waren noch größer, wenn anaerobe Reaktoren inkludiert wurden (DOLD et al., 1991).

Diese Probleme führten schließlich nach umfangreichen experimentellen Untersuchungen zur Entwicklung eines allgemein anwendbaren dynamischen Modelles (DOLD et al., 1980), welches zugleich Grundlage des heute weltweit angewandten Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) der IAWQ-Task-Group (HENZE et al., 1987) ist.

Im Gegensatz zum statischen („steady state“) Modell ist beim dynamischen Modell der zeitliche Verlauf der Umsetzungsvorgänge berücksichtigt. Während im statischen Modell stöchiometrische Beziehungen zwischen den agierenden Stoffgruppen ausreichen, um den Gleichgewichtszustand zu beschreiben, berücksichtigt das dynamische Modell auch die Kinetik, also die Geschwindigkeiten, mit denen die einzelnen biologischen Prozesse ablaufen.

Eine wesentliche Voraussetzung, daß das kinetische Verhalten der Organismen in einem System mit aeroben, anoxischen und eventuell auch anaeroben Zonen hinreichend genau beschrieben werden kann, war die Erkenntnis, daß die Simulation wesentlich verbessert wird, wenn der abbaubare CSB des Rohabwassers in einen leicht und einen schwer abbaubaren Anteil unterteilt wird (Bi-Substrat Hypothese von DOLD et al., 1980).

Im ASM1 sind die für Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und Denitrifikation relevanten Prozeßraten und ihre stöchiometrischen Auswirkungen auf die einzelnen Stoffgruppen mathematisch formuliert und der Übersicht halber in Matrix-Format dargestellt. Auf Grundlage des Modells können für jeden Zeitpunkt annähernd genaue Vorhersagen betreffend Biomasse- und Sauerstoffkonzentrationen in den biologischen Reaktoren sowie den Ablaufkonzentrationen bei unterschiedlichsten Zulauf- und Betriebsbedingungen gemacht werden.

Die Entwicklung des ASM1 hat einen entscheidenden Beitrag zum Verständnis der relevanten biologischen Vorgänge bei der Abwasserreinigung nach dem Belebtschlammverfahren geliefert und bildet heute vielfach den Ausgangspunkt der mathematischen Modellierung von Abwasserreinigungsverfahren und Anwendungsfällen, die außerhalb der Gültigkeitsgrenzen des ASM1 liegen und daher Modellanpassungen erfordern.

2.3.1.2. Vereinfachungen und Grenzen des Modells

Das ASM1 ist grundsätzlich auf alle herkömmlichen Nitrifikations-Denitrifikationsanlagen nach dem Belebtschlammverfahren anwendbar. Dennoch enthält das Modell eine Reihe von Vereinfachungen und Begrenzungen, die bei der Anwendung auf solche Verfahren oder bei der Modifikation des Modells für andere als dafür vorgesehene Verfahren beachtet werden müssen. Die wichtigsten davon sind:

- **Schlammalter zwischen 3 und 30 Tagen**

Das Modell berücksichtigt nicht das Absetzverhalten des Schlammes. Es wird angenommen, daß sämtliche organischen partikulären Stoffe Teil des Belebtschlammes werden und dieser vollständig in der Nachklärung zurückgehalten wird. Das Schlammalter muß folglich so groß sein, daß sich eine flockenbildende und somit adsorptiv wirkende sowie gut absetzbare Biomasse entwickeln kann.

Als Richtwerte für das Schlammalter gibt die IAWQ Task Group 3 bis 30 Tage an.

- **Keine Berücksichtigung von Speicher- und Sorptionsvorgängen**

Im ASM1 wird angenommen, daß alle abbaubaren organischen, partikulären wie gelösten, Inhaltsstoffe des Abwassers sofort nach Einleitung in das Belebungsbecken für den mikrobiellen Abbau zur Verfügung stehen und unverzüglich Hydrolyse- und Wachstumsprozesse einsetzen.

Hinsichtlich der partikulären Stoffe wurde im ASM1 damit eine Vereinfachung gegenüber der Modellvorlage aus Südafrika (University of Cape Town, UCT-Modell) vorgenommen. Das UCT-Modell enthielt aufgrund der Untersuchungen von EKAMA und MARAIS (1979) einen Adsorptionsprozess, der jedoch rascher abläuft als die nachfolgende Hydrolyse der adsorbierten Stoffe und somit für die Geschwindigkeit des Abbauprozesses bei den Anlagen mit einigen Tagen Schlammalter nicht bestimmend ist und daher im ASM1 unberücksichtigt blieb.

Untersuchungen zur Blähschlamm-Bildung und -Bekämpfung zeigten, daß die Sorption oder Speicherung von gelöstem Substrat eine entscheidende Rolle spielt und folglich bei bestimmten Anwendungsfällen im Modell zu berücksichtigen ist (z.B. in GUJER und KAPPELER, 1992, PRENDL, 1997).

- **Nährstoffe**

Im 1986 veröffentlichten Modell wird davon ausgegangen, daß die für den Wachstumsprozeß der kohlenstoffabbauenden heterotrophen Biomasse erforderlichen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor jederzeit und überall vorhanden sind. Ammonium wird von den heterotrophen Organismen als Stickstoffquelle verwendet und entsprechend der Inkorporation stöchiometrisch

reduziert. Bei Ammoniumkonzentrationen $<0,2$ mg/l, wie sie am Ende der Nitrifikationszone vor allem bei zweistufigen Belebtschlammanlagen auftreten können, müßte das heterotrophe Wachstum theoretisch gehemmt sein. Dies läßt sich im Modell durch Einführung einer sog. „Switch“-Funktion realisieren. Beim UCT-Modell ist als N-Quelle sinnvollerweise auch Nitrat vorgesehen.

Wird vom Anwender des ASM1 keine entsprechende Modellmodifikation vorgenommen, so ist sicherzustellen, daß nirgends Nährstoffmangel auftritt.

- **Nitrifikationshemmung**

Die kinetischen Parameter für die Nitrifikation werden als konstant angenommen und berücksichtigen lediglich die Hemmwirkungen infolge herkömmlicher Abwasserinhaltsstoffe.

Um verschiedenste Formen von Nitrifikationshemmung durch Industrieabwassereinfluß zu berücksichtigen, wurden von NOWAK (1997) mehrere Modellelemente, im wesentlichen Hemmterme, entwickelt, die bei Bedarf in das ASM1 eingefügt werden können.

- **Konstante Abwasserzusammensetzung**

Im ASM1 wird davon ausgegangen, daß sich die Zusammensetzung des Rohabwassers, d.h. die Größe der einzelnen CSB- und N-Fraktionen darin, über den Simulationszeitraum nicht ändern.

Mit den heute vorhandenen Software-Tools zur Anwendung des ASM1 kann eine Änderung der Abwassercharakteristik, sofern sie bekannt ist, berücksichtigt werden.

- **Konstante kinetische Parameter**

Es wird angenommen, daß sich die Zusammensetzung der Biomasse und ihr Enzymsystem nicht mit der Zeit ändern. Daraus folgt, daß die kinetischen Parameter konstant bleiben. Dies impliziert auch, daß aufgrund der kontinuierlichen Beschickung der Belebungsbecken mit Abwasser relativ gleichbleibender Zusammensetzung keine Adaptionsphasen für den Enzym-Aufbau erforderlich sind.

- **pH-Wert konstant und im neutralen Bereich**

Obwohl man weiß, daß der pH-Wert die kinetischen Parameter beeinflusst, wird mangels genauer Kenntnisse über die Wirkungen von einem konstanten pH-Wert ausgegangen. Die Einführung der Alkalinität hilft dem Anwender jedoch, Probleme mit dem pH-Wert zu erkennen.

- **Stöchiometrische Verknüpfung von Kohlenstoff und Stickstoff**

Da viele natürlichen organischen Verbindungen neben CSB auch Stickstoff beinhalten, ist die Stickstoff-Einbindung bzw. -Freisetzung zum Teil an die Umwandlung von CSB geknüpft. Bei dem von HENZE et al. 1995 herausgegebenen *Activated Sludge Model No. 2*, welches auch die Bio-P-Elimination beschreibt, wird diese Anbindung des Stickstoffs an den CSB noch konsequenter durchgeführt. Damit erspart man sich die Umwandlungsprozesse betreffend den organischen Stickstoffkomponenten (Hydrolyse von partikulärem und Ammonifikation von

gelöstem organischem Stickstoff). Diese Vereinfachung ist sinnvoll und wird daher heute häufig auch bei der Anwendung des ASM1 nachträglich eingebaut.

2.3.1.3. Stoffgruppen im Modell

Im ASM1 wurden 13 Stoffgruppen definiert, die im System eine Rolle spielen. Manche dieser Komponenten sind direkt meßbar, wie z.B. Ammonium und Sauerstoff. Bei anderen wiederum gibt es keine oder zu ungenaue Meßmethoden. Die Konzentrationen solcher Komponenten, wie z.B. die Anteile der aktiven und inerten Biomasse, ergeben sich aus den Modellvorstellungen und aus dem Kontinuitätsprinzip.

Dabei ist entscheidend, daß sämtliche verwendete Komponenten bilanzierbar sind. Aus diesem Grund wurde der CSB als Einheit für sämtliche organischen Stoffe eingeführt. Der CSB stellt die Verbindung zwischen organischem Substrat, Biomasse und Sauerstoff (Elektronenakzeptor) her. Dies wäre mit dem BSB₅, der nur einen Teil der organischen Verbindungen erfaßt, nicht möglich.

Gelöste Komponenten werden in ASM1 generell mit **S**, partikuläre Stoffe mit **X** bezeichnet. Die Indizes dienen zur weiteren Kennzeichnung: Z.B. steht **H** für heterotrophe und **A** für autotrophe Biomasse, **S** für Substrat, **I** für inert und **O** für Sauerstoff.

2.3.1.4. Prozesse im Modell

Im ASM1 sind 8 Prozesse definiert.

PROZESS 1: Aerobes Wachstum der Heterotrophen

Dieser Prozeß ist verantwortlich für den Abbau von leicht abbaubarem CSB (**S_S**), der einerseits aus dem zufließenden Abwasser und andererseits aus der Hydrolyse von schwer abbaubarem CSB (**X_S**) stammt.

Ein Teil des **S_S** wird für den Aufbau von aktiver Biomasse verwendet, der Rest wird mit Hilfe des eingetragenen Sauerstoffs oxidiert, um aus der Reaktion die für den Betriebsstoffwechsel notwendige Energie zu gewinnen.

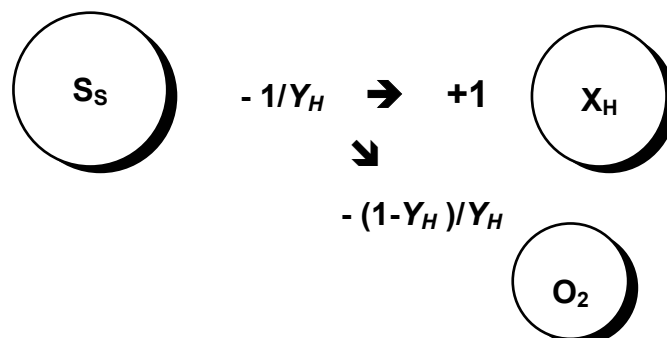


Abbildung 2: Stöchiometrische Beziehung zwischen Substrat, Biomasse und Sauerstoff über den heterotrophen Ertragskoeffizienten (Yield) Y_H

Einhergehend mit dem heterotropen Wachstum wird Ammonium als Stickstoff-Quelle verwendet und somit Alkalinität verbraucht. Die Alkalinität wird im ASM1 jedoch nicht berechnet.

Die Wachstumsrate wird als Monod-Kinetik modelliert. Diese dient u.a. als Switch-Funktion, damit die Reaktionsgeschwindigkeit bei S_S - oder O_2 -Konzentrationen gleich Null gegen Null geht und mathematisch keine negativen Zahlen auftreten. Der Switch-Term für S_S lautet $S_O / (K_S + S_O)$. Im ASM1 ist jedoch keine Switch-Funktion für Ammonium-Stickstoff enthalten, was theoretisch zu negativen NH_4 -N-Konzentrationen führen kann.

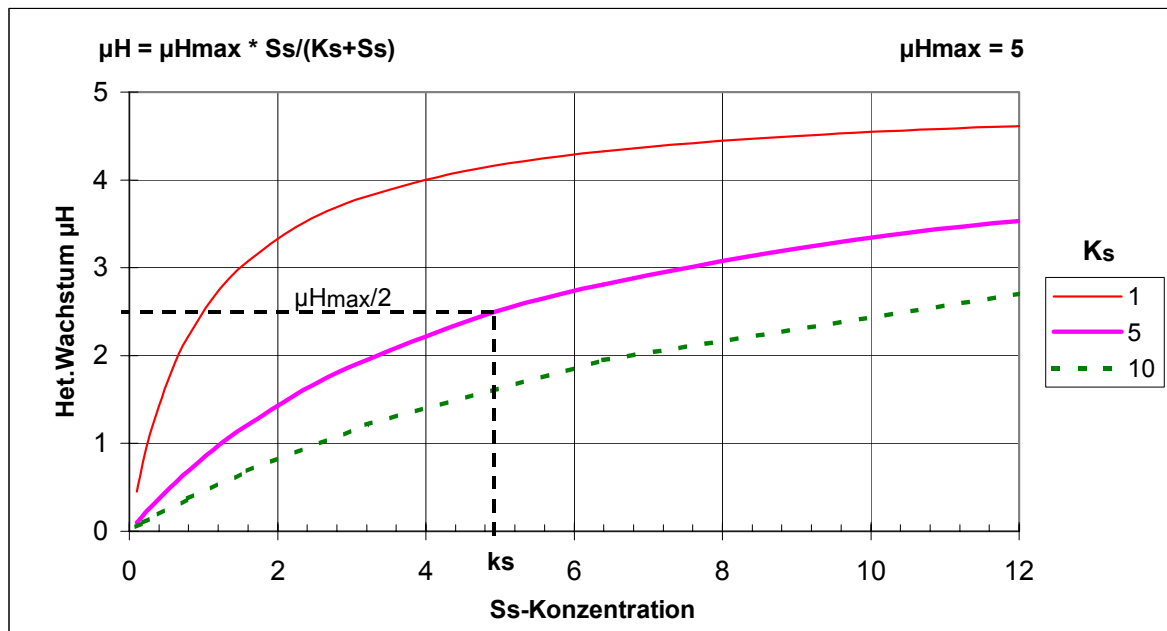


Abbildung 3: Heterotropes Wachstum als Monod-Funktion in Abhängigkeit von S_S und dem Sättigungsbeiwert K_S

Der Switch-Term zur Berücksichtigung der O_2 -Konzentration lautet analog zu oben $S_O / (K_{OH} + S_O)$. Bei einer O_2 -Konzentration (S_O) von 2 mg/l und einer O_2 -Sättigungskonstante $K_{OH} = 0,2$ mg/l nimmt der Funktionsterm den Wert 0,9 an. Die Wachstumsrate wird folglich um 10 % abgemindert. Bei $O_2 = 0,2$ mg/l geht die Wachstumsrate bereits auf 50 % des maximalen Wertes zurück.

PROZESS 2: Anoxisches Wachstum der Heterotrophen

Bei Nichtvorhandensein von gelöstem Sauerstoff sind die heterotropen Organismen in der Lage, Nitrat (NO_3) als Elektronenakzeptor für den CSB-Abbau zu verwenden. Analog zum aeroben Wachstum geht ein Teil des leicht abbaubaren CSB in den Biomassenaufbau während der Rest unter Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff oxidiert wird.

Die anoxische Wachstumsrate ist so wie die aerobe durch Monod-Kinetik modelliert. Zur Umschaltung zwischen aerobem und anoxischem Wachstum wird die Switch-Funktion

$$S_{NO} / (K_{NOH} + S_{NO})$$

verwendet (S_{NO} Nitratkonzentration, K_{NOH} Sättigungskonstante).

PROZESS 3: Aerobes Wachstum der Autotrophen

Bei diesem als Nitrifikation bekannten Prozeß wird Ammonium zu Nitrat oxidiert. Dies geht mit dem Wachstum der autotrophen Organismen (Nitrifikanten) und einem Verbrauch von O_2 einher. Durch eine Switch-Funktion wird sichergestellt, daß dieser Prozeß nur unter aeroben Bedingungen ablaufen kann.

Der Prozeß hat wesentlichen Einfluß auf die Alkalinität und den gesamten Sauerstoffbedarf im System. Der Zuwachs an Biomasse hingegen ist aufgrund des niedrigen Ertragskoeffizienten (Y_A) gering.

PROZESS 4: Absterben (Zerfall) der Heterotrophen

Die heterotrophen Organismen sterben mit einer bestimmten Zerfallsrate (1.Ordnung in bezug auf die aktive Biomassenkonzentration) ab. Etwa 10 % des abgestorbenen organischen Materials ist inert und verbleibt im Schlamm (inertes Zerfallsprodukt X_P). Der Rest steht als langsam abbaubarer CSB (X_S) wieder als potentielles Substrat zur Verfügung. Nach der Hydrolyse zu leicht abbaubarem CSB wird daraus neuerlich aktive Biomasse entstehen („Death-Regeneration“ Modell von DOLD et al., 1980)

Mit dem Freiwerden von X_S wird auch ein äquivalenter Anteil von in der Biomasse inkorporiertem, partikulärem organischem Stickstoff frei.

Es wird angenommen, daß der Absterbeprozeß unter aeroben, anoxischen und anaeroben Bedingungen mit der gleichen Rate auftritt.

PROZESS 5: Absterben (Zerfall) der Autotrophen

Das Absterben der Nitrifikanten erfolgt im Prinzip wie das der heterotrophen Organismen, wenngleich mit einer deutlich niedrigeren Rate.

PROZESS 6: Ammonifikation von gelöstem organischen Stickstoff

Dieser Prozeß beschreibt die Umwandlung von gelöstem N_{org} in NH_4 . Heute wird bei der Anwendung des ASM1 auf diesen Prozeß meist verzichtet und der gelöste N_{org} stattdessen durch die stöchiometrische Bindung an die gelösten CSB-Fractionen S_S und S_I erfaßt.

PROZESS 7: Hydrolyse von langsam abbaubarem CSB

Der als partikulär definierte langsam abbaubare CSB (X_S) im zufließenden Abwasser wird von den Schlammflocken aufgenommen („enmeshed“) und von Enzymen außerhalb der Organismenzellen zu kurzkettigen organischen Verbindungen aufgebrochen. Das Hydrolyseprodukt ist ein CSB der als leicht abbaubarer CSB (S_S) den Zellen für Baustoff- und Energiestoffwechsel wieder zur Verfügung steht.

Die Hydrolyserate wird im ASM1 über eine Oberflächenreaktionskinetik beschrieben. Untersuchungen von SOLLFRANK und GUJER (1991) zeigen, daß die Hydrolyse auch als Funktion 1.Ordnung in bezug auf X_S dargestellt werden kann. Ebenso wie HENZE (1992)

berichten sie im übrigen von Beobachtungen, die es nahe legen, zwischen schnell (X_R) und langsam (X_S) hydrolysierbaren organischen Verbindungen zu unterscheiden.

Die Hydrolyse tritt unter anoxischen Bedingungen mit geringerer Rate auf und wird daher durch den Multiplikationsfaktor η_h gegenüber der aeroben Hydrolyse abgemindert. Über das Auftreten von Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen gibt es unterschiedlichste Meinungen. DOLD et al. (1991) gehen davon aus, daß sie gleich Null ist. HENZE und MLADENOVSKI (1991) fanden höhere Hydrolyseraten im anaeroben als im aeroben/ anoxischen Milieu. Versuche mit Stärke von MINO et al. (1995) ergaben eine Unabhängigkeit der Hydrolyserate von Art und Konzentration des Elektronen-Akzeptors. Die kinetischen Parameter zur Beschreibung der Hydrolyse bei unterschiedlichen Elektronen-Akzeptor-Bedingungen sind immer noch ungenügend erforscht.

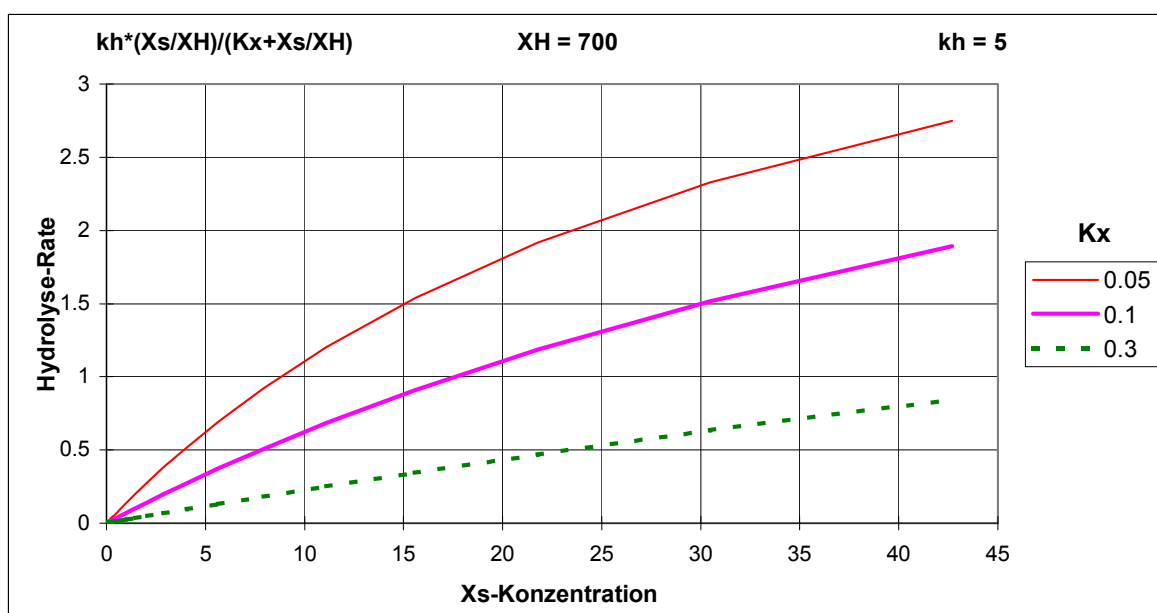


Abbildung 4: Hydrolyse in Abhängigkeit von X_S und dem Sättigungsbeiwert K_X

PROZESS 8: Hydrolyse von partikulärem organischen Stickstoff

Ähnlich wie bei Prozess 6 wird dieser Prozeß heute meist durch die stöchiometrische Bindung des part. N_{org} an die partikulären CSB-Fractionen X_S und X_I ersetzt.

2.3.2. Weiterentwicklung: ASM2 und ASM3

2.3.2.1. ASM2

Das „Activated Sludge Model No.2“ (ASM2) (HENZE et al., 1995) ist eine Erweiterung des ASM1 mit dem Ziel, neben der Stickstoffelimination auch die Phosphorelimination mathematisch zu beschreiben. Das ASM2 ist deutlich komplexer als das ASM1. Um die

biologische Phosphorelimination beschreiben zu können, mußten einige neue Komponenten (Stoffgruppen, Prozesse, Parameter) hinzugefügt werden. Der wohl größte Unterschied ist, daß die Biomasse im ASM2 eine zellintere Struktur erhält und nicht mehr einfach über den Summenparameter X_H beschrieben wird. So wurden die zellinternen Speicherprodukte X_{PHA} (umfaßt Speicherpolymer wie PHA und Glykogen) und X_{PP} (Poly-Phosphate) in das Modell eingeführt.

Zusätzlich zu den biologischen Prozessen enthält das ASM2 zwei chemische Prozesse, um die chemische Fällung von Phosphor modellieren zu können.

In der Praxis wird das ASM2 weit weniger angewendet als das ASM1, da die Phosphorelimination bei der Mehrheit der Belebungsanlagen gänzlich über die Simultanfällung abläuft und selbst bei Vorhandensein einer Bio-P-Elimination aufgrund der hohen Komplexität des ASM2 häufig auf eine Modellierung der Phosphorelimination verzichtet wird. Für die Modellierung von hoch belasteten Belebungsstufen wird das ASM2 auch deshalb nicht eingesetzt, da man davon ausgeht, daß das geringe Schlammalter keine Lebensgrundlage für phosphor-akkumulierende Organismen bietet und es folglich zu keiner wirksamen biologischen Phosphorelimination kommen kann.

2.3.2.2. ASM3

Das „Activated Sludge Model No.3“ (ASM3) (GUJER et al., 1999) baut auf dem ASM1 auf und versucht, die z.T. bereits in Kap. 2.3.1.2 angesprochenen Fehler bzw. Schwächen des ASM1 zu korrigieren. Gegenüber dem ASM1 wurden folgende Änderungen vorgeschlagen:

a) Einführung der Speicherung

Anders als im ASM1 wird der leicht abbaubare CSB (S_S) nicht direkt von den heterotrophen Organismen zum Biomassenaufbau verwendet, sondern zuerst in Form von zellinternen Speicherprodukten (im Modell mit der neuen Stoffgruppe X_{STO} bezeichnet) gespeichert. Die Speicherung erfordert Energie, was einem O_2 -Verbrauch gleichkommt. Das heterotrophe Wachstum erfolgt gänzlich über X_{STO} und nicht mehr über S_S . HENZE et al. (2000) weisen darauf hin, daß es sich bei dieser Modellvorstellung um eine Annahme handelt und derart nicht in der Realität beobachtet werden kann.

Es wird zwischen aerober und anoxischer Speicherung unterschieden (geringere Prozeßrate bei anoxischen Bedingungen).

Durch die Einführung der Speicherung verringert sich die Bedeutung der Hydrolyse für den O_2 -Verbrauch und die Denitrifikation.

b) Einführung der „endogenen Atmung“

Anstelle des komplexen „Death-Regeneration“ Modells, welches den Zerfall und Wiederaufbau von Biomasse beschreibt, tritt das Modell der „endogenen Atmung“, welches alle Formen von Biomassenverlust (Zerfall, Verzehr durch andere Organismen, Absterben, etc.) zusammenfassen soll. Bei der endogenen Atmung wird ein Teil der Biomasse lediglich zu

inertem, partikulärem CSB (X_I) transformiert. Anders als im ASM1 entsteht dabei kein langsam abbaubarer CSB (X_S).

Die endogene Atmung der heterotrophen und autotrophen Organismen läuft völlig getrennt voneinander ab. Es wird außerdem zwischen aerober und anoxischer endogener Atmung unterschieden (geringere Prozeßrate bei anoxischen Bedingungen).

Gleichzeitig mit der Biomasse kommt es zum Zerfall der Speicherprodukte X_{STO} . (Veratmung der Speicherprodukte unter aeroben und anoxischen Bedingungen).

c) Stöchiometrische Verknüpfung von Kohlenstoff und Stickstoff

Die organischen Stickstofffraktionen leiten sich wie schon beim ASM2 von den CSB-Fractionen über konstante N/CSB-Verhältnisse ab. Dadurch erübrigen sich der Prozess der Ammonifikation und die Definition des gelösten und partikulären organischen Stickstoffes als eigene Stoffgruppen.

d) Keine Unterscheidung zwischen X_I und X_E

Während im ASM1 die Stoffgruppe X_I nur aus dem Abwasserzulauf zur Belebungsanlage herrührte und beim Biomassenzerfall das inerte partikuläre Endprodukt X_E entstand, werden im ASM3 die beiden Stoffgruppen zur Stoffgruppe X_I zusammengefaßt.

e) Limitierung des Biomassenwachstums bei zu geringer Alkalinität

Sowohl heterotrophes als auch autotrophes Wachstum wird bei niedriger Alkalinität (neue Stoffgruppe S_{HCO}) gehemmt.

f) Limitierung des Biomassenwachstums bei Stickstoffmangel

Beim ASM1 konnten theoretisch negative N-Konzentrationen auftreten. Dies wird in ASM3 durch einen entsprechenden Monod-Term und die Verbindung des heterotrophen Wachstums mit einer Reduktion von Ammonium-Stickstoff verhindert.

Bei der Definition der gelösten Stoffgruppen wird im ASM3 angenommen, daß $S_I + S_S$ etwa dem membranfiltrierten CSB ($CSB_{0,45\mu}$) entspricht, während das ASM1 davon ausging, daß im membranfiltrierten CSB auch ein bedeutender Anteil an X_S enthalten ist.

Die Entwicklung des ASM3 verfolgte lt. HENZE et al. (2000) primär das Ziel, die Anforderungen an die Modellanwendung in der Ingenieurspraxis zu erfüllen. Dies bedeutet, daß mit einem handhabbaren Modell und einer gemäßigten Anzahl an Parametern das Systemverhalten zufriedenstellend vorhergesagt werden kann.

In der vorliegenden Arbeit wird auf das ASM3 kaum bezug genommen, da der überwiegende Teil der Untersuchungen vor der Veröffentlichung des ASM3 durchgeführt wurde. Sehr wohl sind jedoch einzelne Neuerungen des ASM3 auch in den verwendeten bzw. entwickelten Modellansätzen enthalten.

2.3.3. Mathematische Modelle für AB-Anlagen

2.3.3.1. A-Stufen-Modell von OTTERPOHL

OTTERPOHL (1995) beschreibt ein Modell für A-Stufen, welches auf Basis des ASM1 aufgebaut ist und am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA) entwickelt wurde. Entscheidender Unterschied ist die Einführung eines Adsorptionsprozesses und einer Statusvariablen für das adsorbierte Substrat, welches der gelösten, leicht abbaubaren CSB-Fraktion zugerechnet wird.

Die wesentlichen Unterschiede des Modelles gegenüber dem ASM1 sind:

a) **Prozeß Nitrifikation entfällt**

Da die Nitrifikation in der A-Stufe keine Rolle spielt, wird sie nicht modelliert.

b) **Hydrolyse auch unter anaeroben Verhältnissen**

Die Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen wird durch Einfügen einer Schaltfunktion (Monod-Term) im Modell berücksichtigt.

c) **Adsorption**

Adsorbiert wird nur die gelöste abbaubare CSB-Fraktion S_s . Partikuläre Stoffe werden im Modell nicht adsorbiert, da diese nach OTTERPOHL (1995) ohnehin im Mittel für ein Schlammalter im System verbleiben. Die gelöste inerte Fraktion S_i bleibt unberücksichtigt, da sie definitionsgemäß beim biologischen Abbau in der Kläranlage keine Rolle spielt.

Bei hydraul. Aufenthaltszeiten in der A-Stufe über einer Stunde findet keine Adsorption von gelöstem CSB statt. Diese Annahme geht auf Messungen von THEOPHILON (1978) und BRANDS (1994) (beide in OTTERPOHL, 1995) zurück, wonach sich bei Durchflußzeiten > 1 h der membranfiltrierte CSB_{elim} vollständig über den O_2 -Verbrauch ermitteln läßt, d.h. das gesamte adsorbierte Material veratmet wird und die Adsorption keine Rolle spielt.

Die maximal adsorbierbare CSB-Konzentration ist proportional zur Biomasse. Die Adsorption verlangsamt sich linear bis zum Erreichen der "Sättigung" der Biomasse.

d) **Entleerung des Adsorptionsspeichers**

Ein eigener Prozeß beschreibt die Umwandlung des adsorbierten CSB in S_s in Abhängigkeit von der Biomassenkonzentration und der O_2 - bzw. Nitrat-Konzentration.

e) **Adsorption und Desorption von organischen Stickstoffverbindungen**

Die Adsorption und Rückwandlung von organ. Stickstoff wird analog zum CSB modelliert.

f) **Detaillierte Modellierung der Zwischenklärung**

Die Zwischenklärung wird wie die Nachklärung als 2-Komponenten-Modell (Mikro- und Makroflocken) mit 10 horizontalen Schichten abgebildet.

2.3.3.2. A-Stufen-Modell des ISA

Da das von OTTERPOHL (1995) beschriebene Modell bei der praktischen Anwendung einige Probleme bereitete und die tatsächlichen Vorgänge in A-Stufen nur näherungsweise abbildet, wurde der Ansatz Adsorption von leicht abbaubarem Substrat fallen gelassen und am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA) ein neuer Modellansatz, ebenfalls basierend auf dem ASM1, entwickelt (FREUND et al., 1996).

Der Ansatz geht von der Bisubstrathypothese (zwei abbaubare CSB-Fractionen: S_S und X_S) ab und unterteilt das Substrat für die A-Stufe in drei Fractionen:

- S_S leicht abbaubares Substrat (gelöst)
- X_S schwer abbaubares partikuläres Substrat
- S_{xs} schwer abbaubares gelöstes Substrat

Die neu eingeführte Stoffgruppe S_{xs} wird bezüglich Hydrolyse wie die Stoffgruppe X_S behandelt. In der Zwischenklärung, die wie bei OTTERPOHL (1995) nach dem 2-Komponenten- und 10-Schichten-Modell abgebildet wird, unterliegt S_{xs} jedoch nicht dem Absetzvorgang, sondern wird hier wie S_S behandelt.

Ein Modellabgleich mit gemessenen CSB- und N_{ges} -Werten zeigte z.T. sehr gute, phasenweise aber auch eine weniger gute Übereinstimmung, was von den Autoren auf die schwierige Simulation der Absetzvorgänge in der Zwischenklärung zurückgeführt wird.

2.3.3.3. Modell für AB-Anlagen von DEMOULIN

In seiner Dissertation entwickelt DEMOULIN (1997 und 1998a, 1998b) ein CSB-gestütztes Bemessungs- und Simulationsmodell für AB-Anlagen. Für die A-Stufe wird ein relativ einfaches Adsorptionsmodell verwendet, das in erster Linie für die Bemessung gedacht und nicht mit dem ASM1 und den oben beschriebenen A-Stufen-Modellen vergleichbar ist. Das Modell wurde anhand einer Vielzahl von Einzelmessungen (größtenteils Tagesmittelwerte) an einer Reihe von Groß- und Versuchsanlagen überprüft. Die wichtigsten Merkmale des AB-Modelles sind:

a) CSB-Fraktionierung nur für die B-Stufe

Als Abwasserkenwert für die organische Verunreinigung bei der Modellierung der A-Stufe dient allein der CSB_{ges} , die Adsorptions- und Abbaumechanismen erfolgen unabhängig von seinen gelösten und partikulären oder schnell und langsam abbaubaren Anteilen.

Um die B-Stufe in Anlehnung an das ASM1 modellieren zu können, wird der CSB im Ablauf der A-Stufe in seine einzelnen Fractionen unterteilt. Die in Tabelle 1 gezeigte CSB-Fraktionierung für die exemplarische Bemessung der B-Stufe der KA Salzburg erfolgt aufgrund des gemessenen Verhältnisses membranfiltrierter CSB zu Gesamt-CSB. Der membranfiltrierte CSB wird als $CSB_{gelöst}$ definiert und besteht nur aus den beiden Fractionen S_S und S_I . Daraus erklärt sich der hohe S_S -Anteil von 40 %.

| Fraktionen | % von CSB _{Abl.ZK} (9°C) | % von CSB _{Abl.ZK} (12°C) |
|-----------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| CSB _{ges} | 100 | 100 |
| CSB _{gelöst} | 50 | 50 |
| CSB _{part.} | 50 | 50 |
| X _H | 3 | 4 |
| X _I | 12 | 10 |
| X _S | 35 | 35 |
| S _S | 42 | 40 |
| S _I | 8 | 10 |

Tabelle 1: Fraktionierung des CSB zur exemplarischen Bemessung der B-Stufe nach DEMOULIN (1997, S.140)

Den Einfluß der A-Stufe auf die einzelnen CSB-Fraktionen im Zulauf der B-Stufe hat Demoulin nicht untersucht, da er davon ausgeht, daß die genaue Aufteilung des CSB für die Bemessung nach dem CSB-Modell im Vergleich zu anderen Parametern wie dem Yield eine untergeordnete Rolle spielt (DEMOULIN, 1998b).

b) Adsorption mit Kinetik 1.Ordnung als maßgeblicher Prozeß in der A-Stufe

Die CSB-Elimination in der A-Stufe geschieht im Modell im wesentlichen über eine Adsorptionskinetik 1.Ordnung. Diesem Ansatz liegen zugrunde:

- Lit.Berichte, wonach die CSB-Elimination in A-Stufe überwiegend aufgrund von Adsorption und weniger durch echten biolog. Abbau erfolgt
- Ermittlung eines geringen spezif.O₂-Verbrauches von 0,17 kg O₂/ kg CSB_{elim} in der A-Stufe der KA Salzburg-Siggerwiesen
- Gute Übereinstimmung von Simulation und Messung

Keine Übereinstimmung brachte der Ansatz CSB-Elimination allein über Metabolisation. Eine andere Adsorptionskinetik als die der 1.Ordnung brachte keine besseren Ergebnisse.

Im Adsorptionsprozeß sind berücksichtigt:

- Die Regeneration der besetzten Adsorptionsplätze in Anlehnung an SONTHEIMER (1985, in DEMOULIN, 1997) durch die Hydrolyse und Metabolisation von adsorbiertem CSB.

Die Regeneration entspricht dem Verhältnis $\text{part.CSB}_{\text{metabol}} / \text{part.CSB}_{\text{elim}}$ und wurde für die A-Stufe Salzburg mit 28 % ermittelt. Obwohl die Regeneration genaugenommen vom aeroben Schlammalter abhängig ist, wird sie als konstant angenommen.

- Unterschiedliche Sauerstoffverhältnisse (aerob bis anaerob)

Durch die Einführung eines anaeroben Reaktionsterms (Monod-Funktion) wird verhindert, daß der biologische Abbau gegen Null geht, wenn O₂ = 0 mg/l. Demoulin spricht in diesem

Fall von fakultativ anaeroben Bedingungen, durch die lt. GETHKE (1984, in DEMOULIN 1997) das Verhältnis $CSB_{\text{gelöst}}/CSB_{\text{ges}}$ ansteigt.

Die anoxisch/anaerobe "Reaktionskonstante" (in [l/g.h]) beträgt aufgrund von Simulationsrechnungen etwa 1/3 bis 1/6 der aeroben Reaktionskonstante. Die gesamte Reaktionskonstante für O_2 liegt im Minimum bei ca. 0,2.

Der maßgebliche Einflußparameter für die Berechnung der A-Stufe ist die hydraulische Aufenthaltszeit.

c) Keine Modellierung der Zwischenklärung

Demoulin kommt zum Schluß, daß die Zwischenklärung die in der A-Stufe maßgeblichen biokinetischen und chemisch/physikalischen Vorgänge nur mäßig beeinflusst. Die Zwischenklärung wird folglich in erster Näherung nicht modelliert.

d) Unterteilung der A-Stufe in Rührkesseln

Die CSB-Restverschmutzung einer typischen A-Stufe liegt bei Annahme eines volldurchmischten Reaktors (1 Rührkessel) bei 50 % der Zulaufkonzentration und nimmt mit steigender Anzahl an hydraulisch äquivalenten Rührkesseln bis etwa 40 % ab, wobei die Änderungen ab einer Anzahl von 4 Rührkesseln gering sind. Die Anzahl an Rührkesseln zur Abbildung der Strömungsverhältnisse ist für die Bemessung mit $\gg 4$ Rührkesseln festzulegen, für die Simulation bestehender Anlagen ist (z.B. über Tracer-Versuch) zu ermitteln, ob mit kleiner oder größer 4 Rührkesseln zu rechnen ist.

e) Berechnung der Schlammproduktion

In der A-Stufe über eine CSB/O_2 -Bilanz nach folgender Formel (DEMOULIN, 1998a) :

$$\dot{U}_A [\text{kg TS/ d}] = CSB_{\text{elim}} * [OVC * Y_H / (1 - Y_H) + (1 - OVC / (1 - Y_H)) * i] \quad \text{mit } i = 0,8 \text{ g CSB/ g TS}$$

Der O_2 -Verbrauch OVC wird mit 20 % bzgl. CSB_{elim} angenommen. Der \dot{U}_A -Anfall setzt sich aus dem abgebauten und dem adsorbierten CSB zusammen.

Die Schlammproduktion der B-Stufe wird über statische Berechnungsformeln auf Grundlage von ASM1 mit den darin verwendeten Parametern berechnet. Nach DEMOULIN (1998b) ergeben sich damit für die B-Stufe Salzburg etwas höhere Schlammengen als gemessen.

f) Modellierung der B-Stufe

Erfolgt in Anlehnung an ASM1, wobei die Hydrolyse mit einer Kinetik 1. Ordnung berechnet wird.

3. Hypothesen

3.1. Einleitung

Da gemäß den Modellvorstellungen des ASM1 jeglicher heterotropher Stoffwechsel, ob unter aeroben oder anoxischen Bedingungen, leicht abbaubaren CSB (S_S) benötigt und hoch belastete Belebungsanlagen einen hohen Wirkungsgrad bezüglich des Gesamt-CSB aufweisen, wurde in den Mittelpunkt der Untersuchungen die Frage gestellt, welchen Abbau- und Eliminationsprozessen der leicht abbaubare CSB in derartigen Anlagen unterliegt und welche Bedeutung dies für die Stickstoffelimination in einer nachfolgenden 2.Stufe hat.

In Hinblick auf die vorhandenen teils unterschiedlichen Modellannahmen (beschrieben in Kap.2.3) konzentrierten sich die Untersuchungen auf folgende Fragen:

- Zu welchem Ausmaß wird S_S metabolisiert?
- Findet eine physikalische Adsorption von S_S statt?
- Welche Rolle spielt die intrazelluläre Speicherung von S_S ?
- Wie läßt sich der Schlammhaushalt einfach modellieren?

Die Beantwortung dieser Fragen sollte auch dazu führen, generell die maßgeblichen Mechanismen zur CSB-Entfernung in sehr hoch belasteten Belebungsstufen besser zu verstehen und Strategien zu entwickeln, um die S_S -Reduktion in einer ersten hoch belasteten Belebungsstufe in Hinblick auf die N-Elimination der Gesamtanlage besser kontrollieren zu können.

3.2. Metabolisation von leicht abbaubarem CSB

Der leicht abbaubare CSB (S_S) beträgt im kommunalen Abwasser etwa zwischen 10 bis 20 % des gesamten CSB und spielt für die Stickstoffelimination eine entscheidende Rolle, da er deutlich höhere Prozeßraten erlaubt, als der restliche, langsam abbaubare CSB (X_S) im Abwasser (DOLD et al., 1980). Der leicht abbaubare CSB führt unmittelbar zu einem hohen O_2 -Verbrauch und stellt daher unter anoxischen Bedingungen optimale Voraussetzungen für die Denitrifikation dar.

Obwohl der leicht abbaubare CSB im Sprachgebrauch auch als der „gelöste abbaubare“ CSB bezeichnet wird, ist er durch die Reaktion der Mikroorganismen auf ihn als rasch verfügbares Substrat definiert. Sein Anteil am Gesamt-CSB des Abwassers wird deshalb in der Regel über den O_2 -Verbrauch im aeroben Batch-Test bestimmt (siehe auch Kap. 5.2.2.6).

Die Geschwindigkeit, mit welcher die heterotrophen Organismen den leicht abbaubaren CSB verwerten können, ergibt sich im ASM1 durch Verwendung der Monod-Kinetik bei gleichzeitiger Festlegung der maximalen Wachstumsrate $\mu_{H,max}$ und des Sättigungsbeiwertes K_S sowie der örtlich vorhandenen Konzentration von S_S . Die max. Wachstumsrate und der Sättigungsbeiwert

Hypothesen

werden in der Regel nicht individuell für jedes Abwasser bestimmt, sondern aufgrund von Literaturwerten (z.B. BORNEMANN et al., 1998) angenommen. Da in nitrifizierenden Belebungsanlagen die mittlere Wachstumsrate der heterotrophen Organismen viel kleiner ist als ihre max. Wachstumsrate, wird der abbaubare CSB fast vollständig entfernt (> 98 %) und die Annahmen betreffend $\mu_{H,max}$ und K_S haben kaum Einfluß auf die Ergebnisse der Modellierung. Da sich der inerte partikuläre CSB (X_I) an den Belebtschlammflocken anlagert und im System akkumuliert, bzw. mit dem Überschußschlamm entfernt wird, besteht der CSB des Kläranlagenablaufs fast zur Gänze aus der inerten gelösten CSB-Fraktion (S_I).

In sehr hoch belasteten Belebungsstufen, wo das Schlammalter kleiner 1 Tag ist und die mittlere Wachstumsrate der Heterotrophen aufgrund der hohen S_S -Konzentrationen in der Nähe der maximalen Wachstumsrate liegt, könnten die Modellvorstellungen des ASM1 hinsichtlich des CSB-Abbaus nicht der Realität entsprechen und zu falschen Ergebnissen führen.

Wie aus der Literatur hervorgeht (Kap.2.2.3), wird der CSB in sehr hoch belasteten Belebungsanlagen in erster Linie über Sedimentations- und Adsorptionsvorgänge und weniger über Oxidation entfernt. Obwohl gemäß ASM1 zu erwarten wäre, daß im Ablauf einer aeroben Höchstlaststufe bei einer Aufenthaltszeit von ca. 1 Stunde kein leicht abbaubarer CSB mehr vorhanden sein dürfte, deuten Untersuchungsergebnisse darauf hin, daß der nachfolgenden schwach belasteten Belebungsstufe noch genügend Substrat zur Verfügung steht, um die vorgeschriebene Stickstoffeliminationsleistung einzuhalten. Hierbei dürfte es sich nicht nur um partikulären CSB handeln, wie die gemessenen relativ niedrigen Konzentrationen an Abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf der 1.Stufe zeigen.

Es wird daher vermutet, daß es in einer Höchstlaststufe zu einer Selektion von schnell wachsenden Bakterien kommt, die nicht in der Lage sind, den leicht abbaubaren CSB so zu verwerten, wie es der von weit größerer Artenvielfalt geprägte Schlamm einer schwach belasteten Belebungsanlage oder –stufe vermag. Dabei darf nicht vergessen werden, daß auch der leicht abbaubare CSB letztlich ein Summenparameter ist, welcher eine Reihe unterschiedlicher leicht abbaubarer Substrate umfaßt. Ebenso verbergen sich hinter dem Parameter X_H (heterotrophe Biomasse) eine Vielzahl unterschiedlicher Organismenarten. Diese Vereinfachungen des ASM1 führen bei schwach belasteten Anlagen, für welche das ASM1 entwickelt wurde, zu guten Resultaten. Daß diese Vereinfachungen jedoch bei sehr hoch belasteten Belebungsanlagen nicht länger zulässig sind, sollen die nachfolgend dargestellten Untersuchungen zeigen.

In den in Kap. 2.3.3 beschreibenden Modellen für Höchstlaststufen sind lediglich im Modell des ISA obige Überlegungen durch die Unterscheidung zweier gelöster CSB-Fraktionen ansatzweise enthalten.

3.3. Speicherung von leicht abbaubarem CSB

Im ASM1 geht man von der Modellvorstellung aus, daß jedes organische Substrat sofort für das Zellwachstum verwendet wird, sobald es in das Zellinnere gelangt ist. Die Geschwindigkeit, mit

der leicht abbaubarer CSB veratmet wird, hängt dabei in erster Linie von der Konzentration und max.Wachstumsrate der Organismen (temperaturabhängig) sowie der Substratkonzentration ab.

Im ASM2 wurden zellinterne Speicherpolymere eingeführt, um die biologische Phosphorelimination modellieren zu können. Nachdem in der Literatur immer häufiger von der Bedeutung intrazellulärer Speichervorgänge unabhängig von der Bio-P-Elimination berichtet wurde (jüngere Beispiele: VAN LOOSDRECHT et al., 1996, PRENDL, 1997, GOEL et al., 1998), wurde das ASM1 schließlich im ASM3 u.a. um den Prozeß der Speicherung ergänzt. Bereits viel früher wurde die Fähigkeit von Mikroorganismen erkannt, zellinterne Speicherpolymere wie Polyhydroxybuttersäure (PHB), Fette und Glykogen aufzubauen. Für VAN LOOSDRECHT et al. (1996) ist PHB unter den organischen Speicherpolymeren wahrscheinlich das am stärksten dominierende. Für die Autoren scheint es, als würden Mikroorganismen, die stark unterschiedlichen Belastungsphasen ausgesetzt sind, das Ungleichgewicht zwischen Substratangebot und Substratbedarf durch den Aufbau von PHB ausgleichen. Organismen, die zur intrazellulären Substratspeicherung in der Lage sind, können damit eine relativ gleichmäßige und niedrige Wachstumsrate beibehalten und sich durch diesen effizienten Einsatz von Energie entscheidende Selektionsvorteile holen. Auch bei der Bio-P-Elimination spielt PHB eine wesentliche Rolle.

In bezug auf Höchstlaststufen vermuten VAN LOOSDRECHT et al. (1996), daß aufgrund des kurzen Schlammalters (kleiner 1 Tag) der überwiegende Teil an gespeichertem CSB nicht abgebaut, sondern mit dem Überschußschlamm entfernt wird. Andererseits zeigen Beobachtungen von PRENDL (1997) und den darin zitierten Erfahrungen von DOHANYOS et al.(1971) und EIKELBOOM (1982), daß bei einem Schlammalter kleiner 5 Tagen bzw. einer Schlammbelastung größer 0,5 kg BSB₅ / (kg,d) die Speicherung deutlich abnimmt, da der Speicher nicht entleert werden kann.

In den in Kap. 2.3.3 beschreibenden Modellen für Höchstlaststufen ist der Prozeß der Speicherung nicht enthalten.

Für die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen wurde davon ausgegangen, daß auch sehr hoch belasteter Belebtschlamm grundsätzlich zum Aufbau von Speicherprodukten wie PHB fähig ist, daß diese Vorgänge für die Modellierung einer Höchstlaststufe jedoch eine untergeordnete Rolle spielen.

3.4. Adsorption von leicht abbaubarem CSB

Da der leicht abbaubare CSB überwiegend in gelöster Form vorliegt, wird entgegen den Modellvorstellung von Otterpohl (Kap. 2.3.3.1) davon ausgegangen, daß die chemisch-physikalische Adsorption von leicht abbaubarem CSB selbst in hoch belasteten Belebungsanlagen und „Adsorptionsstufen“ (VON DER EMDE, 1957, BÖHNKE, 1977) keine Rolle spielt.

3.5. Modellierung des Schlammhaushaltes der A-Stufe

Bei der Modellierung einer schwach belasteten Belebungsanlage geht das ASM1 davon aus, daß sämtliche partikuläre Stoffe mit dem Belebtschlamm in der Nachklärung zurückgehalten werden. Um den realen Verhältnissen gerechter zu werden, wird bei der Modellierung ein i.d.R. geringfügiger "Schlammabtrieb" simuliert.

In einer A-Stufe kann man nicht mehr von diesen Vorstellungen ausgehen. Die partikulären Stoffe im Ablauf der A-Stufe spielen eine bedeutende Rolle für die Substratversorgung der B-Stufe. Aus diesem Grund wird von OTTERPOHL (1995) und FREUND et al. (1996) die Zwischenklärung nach dem 2-Komponenten- und 10-Schichten-Modell so simuliert, daß ein Teil der partikulären Stoffe mit dem Abwasser ausgetragen wird. DEMOULIN (1997) verzichtet auf die Simulation der Zwischenklärung und verwendet für die CSB-Elimination eine Adsorptionskinetik 1.Ordnung in bezug auf den CSB_{ges} , unabhängig also von den gelösten und partikulären Anteilen des CSB (Kap.2.3.3).

Um einerseits die relativ aufwendige Simulation der Absetzvorgänge im Zwischenklärbecken zu vermeiden und andererseits klar zwischen gelöstem und partikulärem CSB unterscheiden zu können, wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit ein Ansatz untersucht, mit dem sich auf relativ einfache Weise der Schlammhaushalt der A-Stufe modellieren lassen sollte. Als Grundlage diente der an der Universität Kapstadt ursprünglich für Schwachlaststufen angedachte Prozess „Enmeshment“.

4. Struktur der vorliegenden Arbeit

Die durchgeführten Untersuchungen und Ergebnisse werden in insgesamt 5 Hauptkapitel beschrieben:

Versuche in Ghent/ Eschweiler (Kap. 5)

In einer intensiven 3-monatigen Untersuchungsreihe am Institut für Applied Mathematics, Biometrics and Process Control (BIOMATH) der Universität Ghent wurden umfangreiche Batch-Versuche zu den Fragen Metabolisation, Adsorption und Speicherung von leicht abbaubarem CSB im Schlamm der A-Stufe einer Pilotanlage durchgeführt. An einigen Batch-Versuche wurde eine dynamische Simulation durchgeführt.

Begleitend dazu erfolgten auch einige Batch-Versuche mit B-Stufen-Schlamm. Die im Labor durchgeführten Versuche wurden zur Absicherung zum Teil auf der AB-Anlage Baesweiler (D) wiederholt.

Versuche in Wien (Kap. 6)

Der Zweck der Untersuchungen in Wien bestand darin, die Ergebnisse von Ghent betreffend die Metabolisation von S_s an einer weiteren Anlage zu überprüfen. Im Gegensatz zu Ghent sollten die Batch-Versuche an frischem Schlamm, unmittelbar nach der Entnahme aus der Versuchsanlage der Hauptkläranlage Wien, durchgeführt werden.

Vergleich der Ergebnisse von Ghent und Wien (Kap. 7)

In diesem Kapitel werden die wesentlichsten Ergebnisse von Ghent und Wien miteinander verglichen und interpretiert.

Erstellung von Massenbilanzen (Kap. 8)

Ziel war es, durch die Erstellung von Massenbilanzen für die Pilotanlage Eschweiler (D) und die Großanlage Beningsfeld (D) die CSB- und N-Stoffströme dieser beiden AB-Anlagen sowohl in der ersten hoch belasteten als auch in der nachfolgenden schwach belasteten Stufe zu ermitteln und die Ergebnisse den bisherigen Untersuchungsergebnissen gegenüberzustellen. Weiters sollten zusätzliche Informationen über die Wirkmechanismen der CSB- und N-Entfernung in AB-Anlagen gewonnen werden.

Vorschläge für die Modellierung (Kap. 9)

Mit den Erkenntnissen aus den Versuchen in Ghent und Wien sowie der Bilanzierung sollten Anregungen für die Modellierung von hoch belasteten Belebungsstufen gegeben werden. Im Mittelpunkt stand dabei die Modellierung des leicht abbaubaren CSB. Darüber hinaus wurde versucht, ein einfaches dynamisches Modell für den Rückhalt von partikulären Stoffen darzustellen.

5. Versuche in Ghent/ Eschweiler

5.1. Versuchsanordnung und Zielsetzung

In einer intensiven 3-monatigen Untersuchungsreihe am Institut für Applied Mathematics, Biometrics and Process Control (BIOMATH) der Universität Ghent wurden umfangreiche Batch-Tests mit höchstbelastetem Belebtschlamm durchgeführt. Begleitend dazu erfolgten auch einige Batch-Versuche mit schwachbelastetem Belebtschlamm.

Im Mittelpunkt der Laborversuche stand die Frage nach der Veränderung des leicht abbaubaren CSB (S_S) durch eine an unterschiedliche O_2 -Bedingungen adaptierte höchstbelastete Biozönose mit einem Schlammalter kleiner 1 Tag. Der Schlamm hierfür stammte aus einer Pilotanlage, die nach dem AB-Verfahren konzipiert und auf der Kläranlage Eschweiler (D), ebenfalls eine AB-Anlage, betrieben wurde. Die A-Stufe der Pilotanlage wurde zwei Monate lang mit ausreichender O_2 -Versorgung und danach jeweils 2 Wochen lang intermittierend aerob und fakultativ anaerob (O_2 -Konz. < 0,5 mg/l) betrieben. Dadurch ergab sich jeweils ein anderes aerobes Schlammalter in der A-Stufe.

Ziel der Batch-Versuche war es, die folgenden Fragen in Abhängigkeit von den Betriebsbedingungen (O_2 -Verhältnissen) zu untersuchen:

- Zu welchem Ausmaß wird S_S metabolisiert?
- Findet eine physikalische Adsorption von S_S statt?
- Welche Rolle spielt die intrazelluläre Speicherung von S_S ?

Die Versuchsanordnung zeigt Abbildung 5.

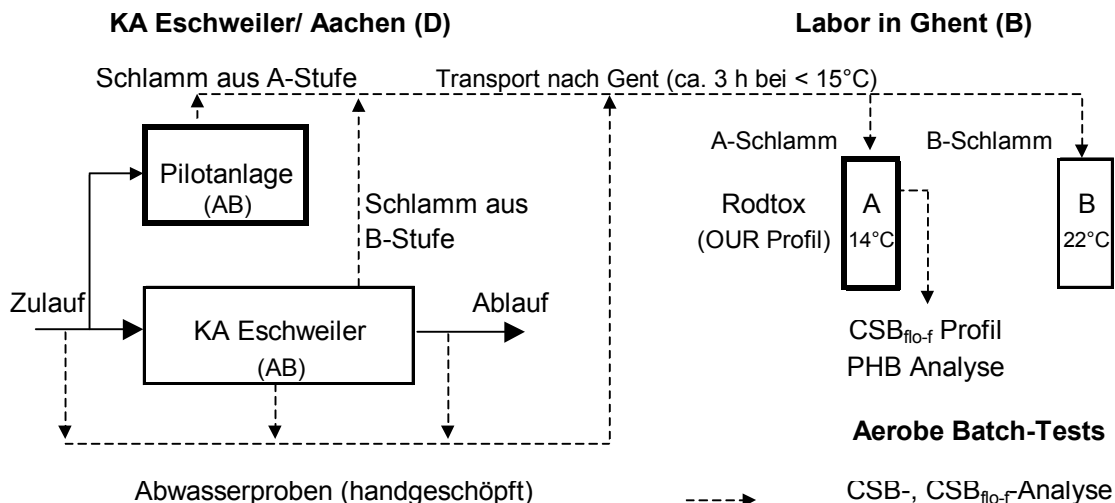
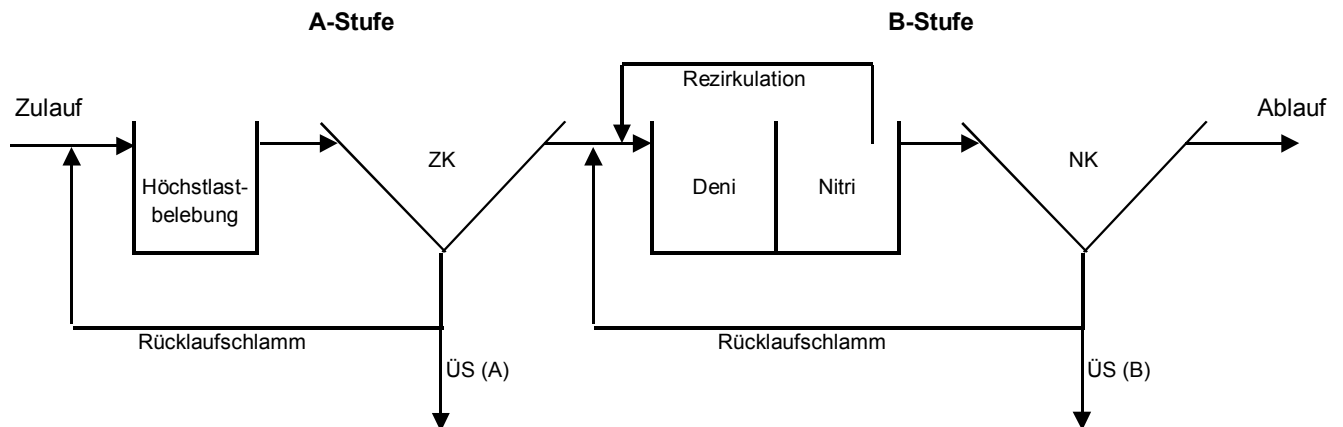


Abbildung 5: Versuchsanordnung mit Pilotanlage in Eschweiler und Laboruntersuchungen in Ghent

5.2. Methodik

5.2.1. Versuchsanlage Eschweiler

Die Pilotanlage auf der KA Eschweiler wurde vom Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) konzipiert und betrieben und lieferte den, in Ghent im Labor untersuchten, A-Stufen-Schlamm.



| | A-Stufe | | B-Stufe | | |
|---------------|------------------------------|-----------|--|---------------|-----------|
| | HB | ZK | Deni | Nitri | NK |
| Volumen (l) | 72 | 93 | 545 | 545 | 543 |
| t_{hyd} (h) | 0,5 - 1,0 | 0,7 - 1,2 | 4 - 7,2 | 4 - 7,2 | 4,0 - 7,2 |
| t_{TS} (d) | ca. 0,5 | - | ca. 8 (anox.) | ca. 8 (aerob) | - |
| Q_{Rezi} | - | | konst. ca. 220 l/h (ca. 200 - 300 % Q_{zu}) | | |
| Q_{RS} | konst. ca. 50 l/h | | konst. ca. 80 l/h (ca. 50 - 100 % Q_{zu}) | | |
| TS, Temp. | im Mittel 3,2 g TS/l, 11,9°C | | im Mittel 3,9 g TS/l, 11,4°C | | |

Abbildung 6: Verfahrensbeschreibung Pilotanlage Eschweiler 1.Feb.- 27.März 1997

Betriebsweise A-Stufe:

Zwischen Februar und März 1997 wurde die O_2 -Zufuhr in der Höchstdlastbelebung so variiert, daß ein

- aerob gehaltener
- intermittierend belüfteter und
- fakultativ anaerob (O_2 ca. 0,2 mg/l) gehaltener

Belebtschlamm mit einem Gesamtschlammalter von ca 0,5 Tagen für die Versuche in Ghent verwendet werden konnte. Der Zweck der schrittweisen Minimierung der O_2 -Zufuhr war die

Versuche in Ghent/ Eschweiler

- a) Minimierung der CSB-Elimination in der A-Stufe zur Verbesserung der Denitrifikation in der B-Stufe (Teil der Untersuchungen zur Kläranlagenerweiterung)
- b) Bereitstellung eines an unterschiedlichen O₂-Bedingungen gewöhnten A-Stufen-Schlammes für die Untersuchungen an der Universität Ghent

| Beginn | Ende | Betriebsweise | O ₂ -Gehalt |
|--------------|--------------|---|------------------------|
| 1.1. | 28.2 | normal belüftet | ca. 2 mg/l |
| 1.3. | 3.3/11:00 | intermittierend, jedoch O ₂ ≥ 1 mg/l | ca. 1 ... 7 mg/l |
| 2.3. | 9.3. | intermittierend, unregelmäßig | |
| 10.3. | 14.3. | intermittierend: 10' EIN - 50' AUS | 0 ... ca. 5 mg/l |
| 14.3./ 18:00 | 16.3./ 16:00 | intermittierend, jedoch O ₂ < 0,5 mg/l | ca. 0 mg/l |
| 16.3./17:00 | 19.3./ 12:00 | intermittierend: 10' EIN - 50' AUS | 0 ... ca. 5 mg/l |
| 19.3./ 12:00 | 24.3./ 10:00 | fakultativ anaerob | ca. 0,1 mg/l |
| 24.3./ 10:00 | 25.3./ 14:00 | fakultativ anaerob mit Auflüftung | ca. 0,2 ... 1 mg/l |
| 25.3./ 14:00 | ≥ 27.3. | fakultativ mit Auflüftung, unregelmäßig | ≥ 0,2 mg/l |

Tabelle 2: O₂ -Verhältnisse in der Höchstlastbelegung der Pilotanlage Eschweiler

In dieser Zeit wurde die A-Stufe insgesamt sechsmal beprobt, wobei der Schlamm anfänglich der Zwischenklärung und später direkt der Höchstlastbelegung entnommen wurde.

| Datum/ Uhrzeit | Entnahmeort | O ₂ -Versorgung |
|----------------|--------------------|--|
| 4.2./ 15:00 | Zwischenklärung | aerob (ca. 2 mg/l) (seit 1.1.97) |
| 18.2./ 17:00 | Zwischenklärung | aerob |
| 24.2./ 14:00 | Zwischenklärung | aerob |
| 3.3./ 12:30 | Zwischenklärung | aerob |
| 18.3./ 9:30 | Höchstlastbelegung | intermittierend (10' EIN - 50' AUS) (seit 2.3.97) |
| 21.3./ 19:30 | Höchstlastbelegung | fakultativ (ca. 0,1 mg/l) (seit 19.3.97) |
| 25.3./ 14:00 | Höchstlastbelegung | fakultativ anaerob (ca. 0,2 mg/l) mit Auflüftung (einmal pro Stunde) |

Tabelle 3: Schlammentnahme aus Pilotanlage für Versuche in Ghent 1997 und O₂-Verhältnisse

5.2.2. Batch-Versuche im Labor

5.2.2.1. Versuchsanordnung

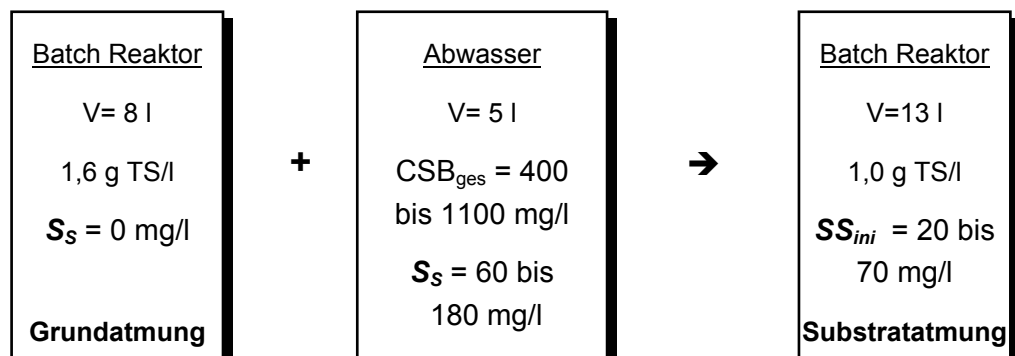
Durchgeführt bzw. geplant wurden folgende aerobe Batch-Tests:

Batch-Test I - Metabolisation und Hydrolyse

Bei diesem Batch-Versuch laufen sämtliche biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse frei und ungehemmt ab. Die Elimination von CSB im aeroben Batch-Test erfolgt in erster Linie über Metabolisation von leicht abbaubarem (überwiegend gelöstem) CSB. Dieser stammt zum Großteil aus dem zugegebenem Abwasser und zum Teil aus der parallel zur Metabolisation ablaufenden Hydrolyse von schwer abbaubarem (überwiegend partikulärem) CSB.

Dieser Batch-Test sollte in erster Linie die Verwertbarkeit des im Rohabwasser enthaltenen leicht abbaubaren CSB für höchst belasteten Belebtschlamm (A-Stufe) zeigen. Zusätzlich erwartete man sich Aufschlüsse betreffend der Hydrolyse von partikulärem CSB.

Im Mittel verwendete Mischungsverhältnisse und auftretende Konzentrationen :



Die kontinuierliche O_2 -Messung im Batch-Reaktor zur späteren Ermittlung der Schlammatmung (bei konstantem gemessenen k_{La} -Wert der Belüftung) wurde von regelmäßigen Probenahmen zur Bestimmung des flockungsfiltrierten CSB sowie der PHB-Konzentration im Schlamm begleitet.

Batch-Test II - Adsorption

Um den Einfluß von Adsorptionsvorgängen auf den gelösten CSB in der A-Stufe zu untersuchen, wurden Batch-Tests durchgeführt, in denen das Biomassenwachstum sowie eine etwaige Speicherefähigkeit durch Zugabe von Natrium-Zyanid (NaCN) fast vollständig gehemmt und somit die Schlammatmung und eine biologisch bedingte Veränderung des gelösten CSB weitgehend unterdrückt wurde. Durch Bestimmung des flockungsfiltrierten CSB (CSB_{f10-f}) im Batch-Reaktor vor und nach Substratzugabe konnte daher der Einfluß einer etwaigen chemisch-physikalisch verursachten Adsorption von gelöstem CSB untersucht werden.

Die Hydrolyse wird durch Zyanid nicht gestoppt. Es kommt lediglich zu einer natürlichen Desintegration der Enzyme bzw. zu einem langsamen Abbau des Enzymsystems. Bei vollständiger Hemmung des Wachstums kommt es somit infolge der weiterlaufenden Hydrolyse zu einem leichten Anstieg des gelösten abbaubaren CSB. Dies wird auch durch die dynamische Simulation einzelner Batch-Tests gezeigt.

Batch-Test III - Speicherung

Um zwischen heterotrophem Wachstum und Speicherung unterscheiden zu können, war beabsichtigt, durch den Einsatz von Nalidixic Acid (NA) das Wachstum zu unterbinden. Nalidixic Acid hemmt die Replikation der DNA, was dazu führt, daß die Zellen größer werden ohne sich jedoch zu teilen. Eine vom ISA durchgeführte Testserie im Sapromaten zur Ermittlung der erforderlichen NA-Konzentration ergab jedoch, daß die Schlammatmung selbst bei maximal möglicher Dosierung nicht so wirkungsvoll wie erwartet gehemmt werden kann.

Es wurde folglich lediglich ein derartiger Batch-Test in Ghent durchgeführt. Als Ersatz für Batch-Test III wurde Batch-Test I um die Bestimmung des Speicherpolymers PHB (Polyhydroxybuttersäure) erweitert und damit ein Weg zur Untersuchung von intrazellulären Speichervorgängen gefunden.

Einen Überblick über die Versuchsanordnung für Batch-Test I gibt nachfolgende Abbildung.

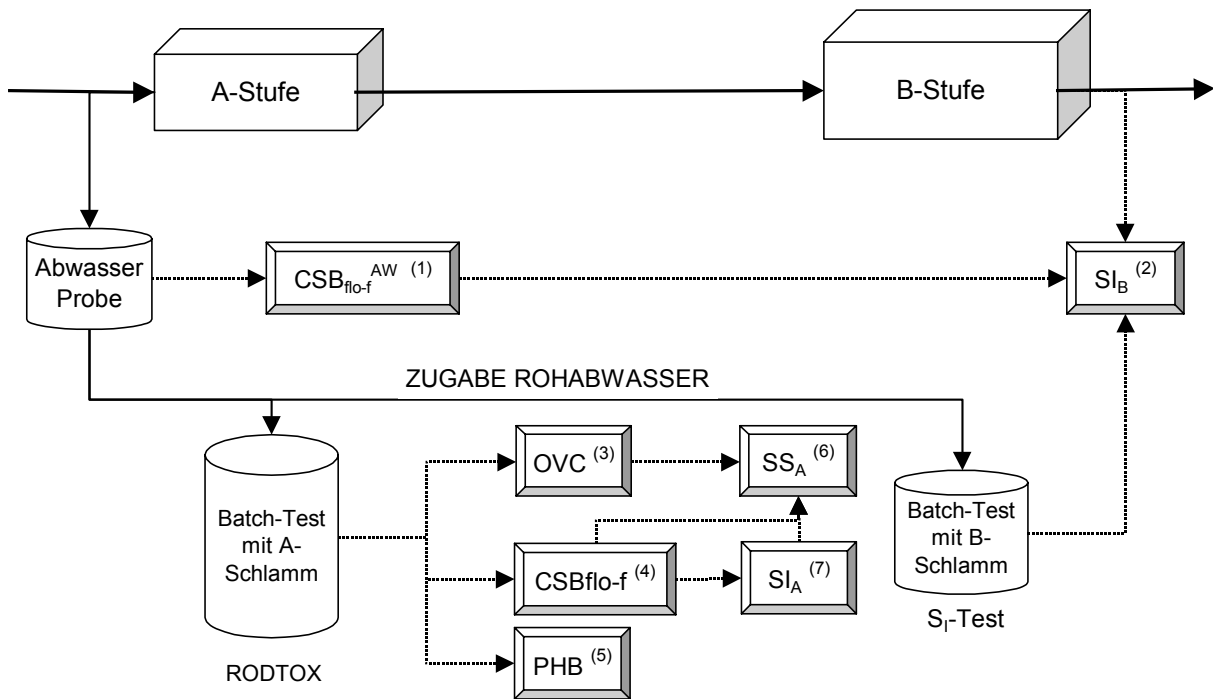


Abbildung 7: Versuchsanordnung und Messwerte Batch-Test I

Legende:

- (1) Messwert: Gesamter gelöster CSB des Rohabwassers
- (2) Messwert: Inerter gelöster CSB lt. B-Schlamm (Ablauf B-Stufe bzw. S_I-Test)
- (3) Messwert: O₂-Verbrauchsrate A-Schlamm bei Rohabwasserzugabe
- (4) Messwert: Flockungsfiltrierter CSB vor und während der Rohabwasserzugabe
- (5) Messwert: PHB-Konzentration im A-Schlamm vor und während der Abwasserzugabe
- (6) Messwert (über OVC): Leicht abbaubarer CSB des Rohabwassers lt. A-Schlamm
- (7) Messwert (Mischrechnung): Inerter gelöster CSB des Rohabwassers lt. A-Schlamm (Formel gemäß Kap. 5.2.2.7)

Auswertung der Messergebnisse:

- a) Berechnung gesamter gelöster CSB des Rohabwassers:
theor. $CSB_{\text{flo-f}}$ Rohabwasser (8) = (6) + (7)
- b) Berechnung gesamter abbaubarer gelöster CSB des Rohabwassers:
 SS_B (9) = (1) minus (2)
- c) Vergleich (6) und (9) => zeigt, ob S_S lt. A-Schlamm = S_S lt. B-Schlamm
- d) Vergleich (7) und (2) => zeigt, ob S_I lt. A-Schlamm = S_I lt. B-Schlamm
- e) Vergleich (1) und (8) => zeigt, ob die Flockungsfiltrationsmethode reproduzierbare Werte liefert und der Ansatz $CSB_{\text{flo-f}} = S_S + S_I$ richtig ist
- f) Kurvenverlauf PHB => zeigt, ob eine Speicherung auftritt

Der Vergleich von SS_A und SS_B bzw. SI_A und SI_B soll zeigen, ob die gelösten CSB-Fractionen im Rohabwasser tatsächlich, wie bisher angenommen, eine abwasserspezifische Eigenschaft darstellen oder auch von der Art des Belebtschlammes (Schlammalter) abhängig sind.

5.2.2.2. Probentransport und -aufbewahrung

Die auf der Kläranlage Eschweiler entnommenen Schlamm- und Abwasserproben wurden in Kanistern von bis zu 20 l Inhalt mit dem Auto innerhalb weniger Stunden nach Ghent gebracht. Während die Temperatur zum Zeitpunkt der Probenahme zwischen 10°C und 13°C lag, betrug die Probentemperatur bei der Ankunft in Ghent ca. 15°C.

Das in Eschweiler entnommene Abwasser (ca. 20 l Rohabwasser, ca. 15 l Ablauf A-Stufe und ca. 5 l Ablauf B-Stufe) wurde in Ghent bei ca. 6,5°C im Kühlraum gelagert.

Die in Eschweiler entnommenen Belebtschlämme (in der Regel ca. 20 l A-Schlamm von der Pilotanlage und ca. 20 l B-Schlamm aus der Großanlage) wurden unmittelbar nach der Ankunft in Ghent mit Abwasser versorgt. Ein Teil des Schlammes diente zur Vorbereitung der nächsten Batch-Tests in zumeist zwei parallel laufenden Rodtox-Geräten, von denen eines mit A-Schlamm und eines mit B-Schlamm gefüllt wurde. Der nicht sofort benötigte Schlamm wurde mit dem ebenfalls aus Eschweiler stammenden Abwasser im Verhältnis von ca. 1 Teil Rohabwasser zu 5 Teilen A-Schlamm und 1 Teil Rohabwasser oder Ablauf A-Stufe zu 10 Teilen B-Schlamm gefüttert und in den Kühlraum gestellt. Hier wurden beiden Schlämme mittels elektrischer Druckluffterzeuger belüftet. Der O_2 -Eintrag über Belüfterkerzen war in der Regel ausreichend um ein Absetzen des Schlammes zu verhindern.

Das Füttern des im Kühlraum belüfteten Schlammes erfolgte täglich etwa einmal.

A-Stufen-Schlamm, der vorher in der Pilotanlage intermittierend belüftet worden war, wurde durch eine Zeitschaltung auch im Kühlraum intermittierend belüftet, allerdings mit längeren belüfteten und nicht belüfteten Phasen. Der Schlamm wurde so maximal 1 Tag aufbewahrt.

5.2.2.3. Online-Respirometer RODTOX

5.2.2.3.1. Funktionsweise

Wie eingangs ausgeführt standen aerobe Batch-Tests im Mittelpunkt der Versuche in Ghent. Hierfür wurden zwei an der Universität Ghent entwickelte und von der Firma KELMA (Belgien) vertriebene Online-Respirometer namens RODTOX (**R**apid **O**xxygen **D**emand and **T**OXicity tester) (VANROLLEGHEM, 1994, VANROLLEGHEM et al., 1994) verwendet. Das für die Versuche mit A-Stufen-Schlamm eingesetzte Gerät wird "RODTOX A", das für B-Schlamm verwendete mit "RODTOX B" bezeichnet.

Das Kernstück des Gerätes besteht aus einem Reaktorgefäß, dessen Volumen den Belebtschlamm sowie das zudosierte Substrat enthält und zwischen 8 l und 13 l variiert werden kann. Der Reaktor ist isoliert und kann beheizt werden, um die Reaktortemperatur konstant zu halten. Für die Versuche mit A-Stufen-Schlamm wurde eine Kühlung eingebaut.

Der Reaktorinhalt wird kontinuierlich gerührt und belüftet. Die Lufteinblasöffnung ist neben dem Rührer so angeordnet, daß eine vollständige und gleichmäßige Belüftung des gesamten Reaktorinhalts gewährleistet ist. Die O₂-Zufuhr wird dabei über zwei Druckventile konstant gehalten. Im pneumatisch abhebbaren Deckel des Reaktors sind die O₂-Elektrode und die pH-Elektrode verankert.

Für den Online-Betrieb besitzt das Gerät jeweils eine Pumpe für die Zudosierung von Abwasser und Kalibriersubstanz sowie die Möglichkeit der pH-Kontrolle.

Für die im folgenden beschriebenen Versuche im Labor der Universität Ghent erfolgte die (punktuelle) Substratzugabe nicht über diese Pumpen sondern manuell über die Öffnung im Deckel des Reaktors. Die Entnahme von Proben aus dem Batch-Reaktor erfolgte meist durch Ansaugen mittels 50 ml Spritze und zwischendurch (für die TS-Bestimmung) durch Handschöpfung bei geöffnetem Deckel (kurze Unterbrechung von Rühren und Belüften).

Die von der O₂-Elektrode gemessenen Werte werden ebenso wie die Uhrzeit automatisch gespeichert. Aus dem gemessenen O₂-Verlauf und dem ermittelten k_La-Wert der Belüftung (s.nachfolgendes Kapitel) läßt sich der O₂-Verbrauch während des Batch-Tests bestimmen.

5.2.2.3.2. Bestimmung des k_La-Wertes der Rodtox-Belüftung

Zur Bestimmung des k_La-Wertes wurde die O₂-Konzentration im Batch-Reaktor durch Azetat-Zugabe oder Ausschalten der Belüftung um >1-2 mg/l abgesenkt und anhand der Wiederbelüftungskurve der k_La-Wert mit Hilfe einer Excel-Datei berechnet. Dabei wird mit Hilfe des Solvers eine Kurvenanpassung an die gemessenen O₂-Werte nach folgender Funktion durchgeführt:

$$O_2 = C_e - c_o * \exp^{(-k_{La} * 24 * (t-t_0))}$$

- Mit C_e O_2 -Konzentration im stationären Zustand ($mg\ O_2/l$)
 c_o C_e minus C_o (= minimale O_2 -Konzentration für Kurvenanpassung)
 k_La Belüftungskoeffizient ($1/h$)
 t_0 Anfangszeit (d)
 t aktuelle Zeit (d)

Die für die Kurvenanpassung herangezogene Wiederbelüftungskurve z.B. nach Azetat-Zugabe oder nach Abschalten der Belüftung zeigt die folgende Abbildung.

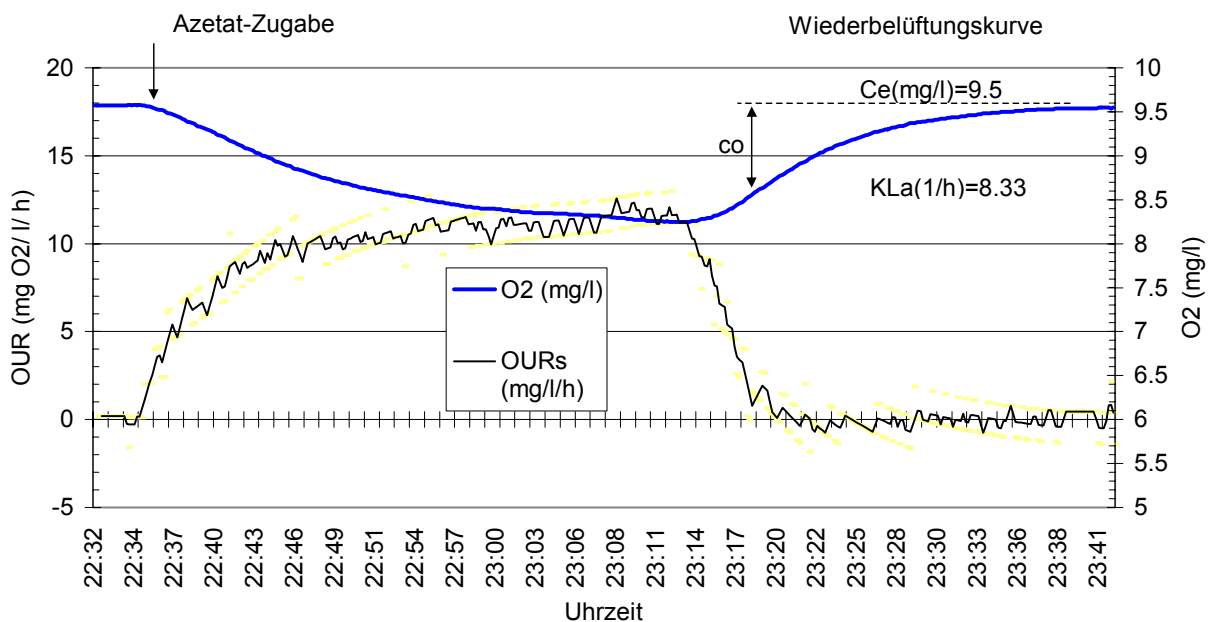


Abbildung 8: Bestimmung des k_La -Wertes mit Hilfe von Azetat

5.2.2.3.3. Einfluß des Reaktorvolumens auf den k_La -Wert

Bei den Batch-Versuchen mit kontinuierlicher Belüftung wird der k_La -Wert üblicherweise zu Beginn oder im Anschluß an den Versuch bestimmt. Dabei wird vorausgesetzt, daß der k_La -Wert während des eigentlichen Versuches konstant bleibt.

Damit der **k_La -Wert konstant** bleibt, müssen folgende Bedingungen erfüllt sein:

a) **Konstante Temperatur** im Batch-Reaktor

War bei den Rodtox-Versuchen durch Regelung der Temperatur auf 14°C (Rodtox A) bzw. Raumtemperatur (Rodtox B) gewährleistet.

b) **Konstantes Reaktorvolumen**

Bei den Versuchen mit CSB- und PHB-Messung wurden fortlaufend Proben entnommen und dadurch das Reaktorvolumen zwischen Versuchsbeginn und -ende um 10-20 % reduziert.

c) **Konstanter Druck** im Belüftungssystem

Eine doppelte Druckregelung in Rodtox sorgt dafür, daß ein sehr konstanter Luftdruck am Belüfter ansteht.

d) **Konstante Luftmenge**

Der Luftstrom, in den Abbildungen mit „Aer“ bezeichnet, läßt sich manuell verändern. Er blieb die meiste Zeit über recht konstant (innerhalb ca. ± 5 %).

e) **Gleichbleibende physikal. Bedingungen** für den Sauerstofftransport im Reaktor

Die Auswirkung der Abwasserzugabe auf den $k_L a$ -Wert infolge der Änderung des TS-Gehaltes sowie der Konzentration von oberflächenaktiven Abwasserinhaltsstoffen wurde nicht bestimmt. Es ist grundsätzlich ein derartiger Einfluß auf die Luftblasenform und -größe und folglich auf den $k_L a$ -Wert möglich.

Bei den Rodtox-Experimenten waren in der Regel bis auf b) (Reaktorvolumen) und e) (physikalische Bedingungen) sämtliche Bedingungen für ein Konstantbleiben des $k_L a$ -Wertes erfüllt. Der Einfluß von e) wird im Vergleich zum Einfluß von b) als gering erachtet. Letzterer wurde daher für die nachträgliche Anpassung des $k_L a$ -Wertes näher betrachtet.

Die $k_L a$ -Werte sind stark vom Reaktorvolumen abhängig. An den 4 Meßtagen 25-02, 26-02, 04-03 und 05-03-97 bewirkte die 30-50 %ige Erhöhung des Reaktorvolumens durch die Abwasserzugabe eine Verringerung der $k_L a$ -Werte um 27 % bis 37 %. Da die laufenden Probenahmen (jeweils bis zu 200 ml) während der Batch-Tests das Reaktorvolumen um 10-20 % verringerten, kann nicht wie ursprünglich gedacht jedem Batch-Test ein konstanter $k_L a$ -Wert (der danach gemessene) zugeordnet werden.

Richtiger wäre es, die $k_L a$ -Werte in den Batch-Tests I in Abhängigkeit vom Volumen stufenweise (mit jeder Probenahme) anzupassen.

Die vor und nach den Batch-Tests gemessenen $k_L a$ -Werte und die durch Interpolation abgeschätzten $k_L a$ -Werte unmittelbar nach der Abwasserzugabe zeigt Abbildung 9.

Durch die Korrektur ergeben sich unmittelbar nach der Abwasserzugabe $k_L a$ -Werte, die um 1/h bis 2/h niedriger liegen als nach den Probenahmen am Ende des Batch-Tests. Würde man mit einem konstanten $k_L a$ -Wert rechnen, wie er am Ende auftritt, so ergäbe sich ein zu hoher O_2 -Verbrauch zu Beginn des Batch-Versuchs. Die aus der Berechnung erhaltene Konzentration an leicht abbaubarem CSB wäre folglich um etwa 20 % zu hoch.

Die Abweichung zwischen $k_L a$ -Werten, die bei gleichen Volumina vor oder nach einem Versuch gemessen wurden, betrug in der Regel weniger als 10 %. Eine Anpassung des $k_L a$ -Wertes nach dem Volumen ist für die Versuche am 04-03-97 und 26-03-97 geschehen.

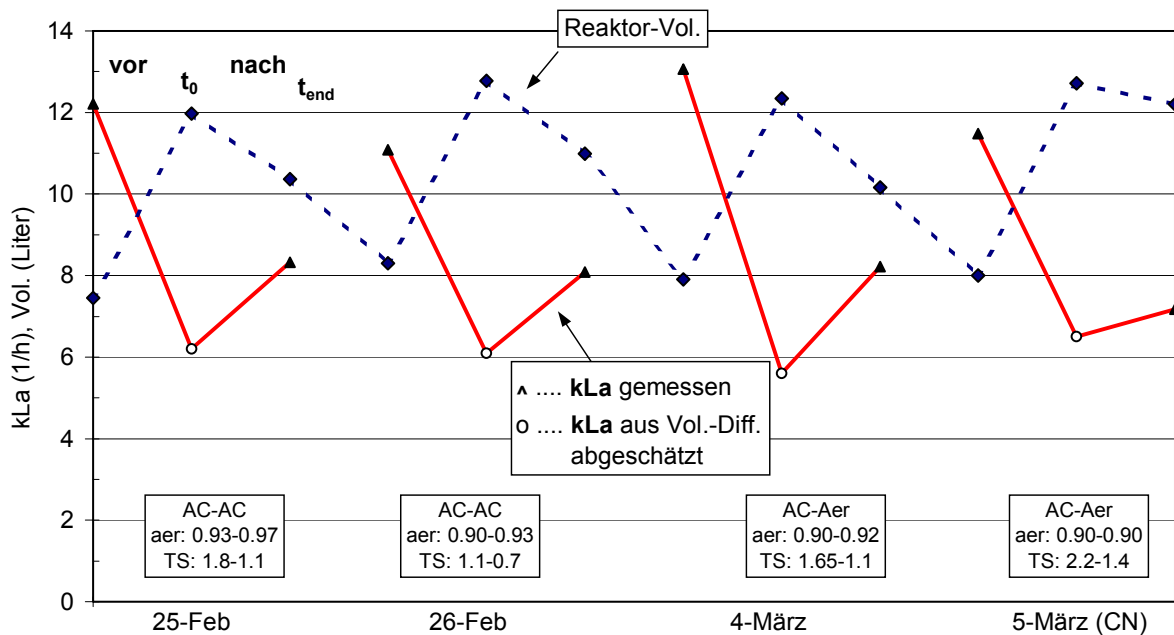


Abbildung 9: Gemessene und "interpolierte" k_La -Werte in Rodtox A vor und nach (t_0 und t_{end}) Abwasserzugabe an 4 Meßtagen
(Klein gedruckt: Bestimmungsmethode (AC = Azetat, Aer = Belüftung aus/ein), Luftmenge, TS-Gehalt vor - nachher)

5.2.2.3.4. Kalibrierung der O_2 -Sonde in Rodtox

Die O_2 -Sonden in den Rodtox-Geräten wurden regelmäßig überprüft und im Fall von Abweichungen gegenüber dem Sollwert lt. Tabelle kalibriert. Die Überprüfung der O_2 -Sonde erfolgte dabei an der Luft und bei Raumtemperatur. Diese lag bei ca. 24°C. Die Temperatur im Batch-Reaktor betrug bei den Messungen mit A-Schlamm (Rodtox A) 14°C und bei den Messungen mit B-Schlamm (Rodtox B) ca. 22°C.

Eine Vergleichsmessung mit Hilfe eines O_2 -Handmeßgerätes (Marke WTW) vor dem Versuch mit A-Schlamm am 7.2.97 brachte eine Abweichung der Rodtox-Messung von +4,0 %. Am 22.3.97 ergab die Vergleichsmessung mit einem anderen O_2 -Handmeßgerät (Marke WTW) eine Abweichung der Rodtox-Messung von +3,3 %.

Geringfügige Fehler bei der Kalibrierung traten dann auf, wenn so wie am 25.3.97 vor Beginn des Batch-Tests die nötige Zeit (ca. 1 Stunde) für das Einstellen einer stabilen O_2 -Konzentration an der Luft aus Zeitgründen nicht vollständig abgewartet werden konnte. Bei der Kontrolle der O_2 -Sonde im Anschluß an die Messungen am 27.3.97 wurde eine Abweichung des Ist-Wertes gegenüber dem Soll-Wert von - 3 % festgestellt.

Es kann davon ausgegangen werden, daß die Ungenauigkeit der O_2 -Messung in den Rodtox-Geräten während sämtlicher Batch-Versuche maximal ± 5 % betrug und damit im Bereich der Ungenauigkeiten bei der Bestimmung des Reaktorvolumens in Rodtox sowie der CSB-Konzentrationen und der Bestimmung des k_La -Wertes lag.

5.2.2.3.5. O₂ - Defizit nach Abwasserzugabe zu Rodtox

Bei der Zugabe einer größeren Menge Abwasser zum belüfteten Belebtschlamm im Rodtox-Reaktor kommt es infolge der unterschiedlichen O₂-Konzentrationen im Abwasser (ca. 3 mg/l nach dem Sieben und Abfüllen) und Schlamm (ca. 8 mg/l) zur momentanen Verringerung der O₂-Konzentration in Rodtox.

So wurde bei den ersten Batch-Tests, in welchen der Belebtschlamm mittels Zyanid vollständig gehemmt und jegliche Atmungsaktivität auszuschließen war, ein Abfall der O₂-Konzentration nach Abwasserzugabe beobachtet.

In den nachfolgenden Batch-Tests (ab dem 5.3.97) wurde deshalb das Abwasser vor der Zugabe durch starkes Schütteln aufbelüftet, so daß der Unterschied in den O₂-Konzentrationen von Abwasser und Schlamm gering war.

5.2.2.3.6. Versuchstemperatur 14°C

Am 16.02.97 wurde bei einem Rodtox-Gerät (Rodtox A) ein Kühlsystem eingebaut, um eine konstante Reaktor-Temperatur von 14,0°C einstellen zu können. Ab diesem Zeitpunkt erfolgten sämtliche Versuche mit A-Schlamm bei dieser Temperatur und nicht mehr bei Raumtemperatur.

Die Versuchstemperatur von 14°C wurde gewählt, weil sie mit der mittleren Jahrestemperatur vergleichbar ist und mögliche Adsorptionsvorgänge bei niedrigen Temperaturen begünstigt sind und somit stärker zu Tage treten als z.B. bei 20°C.

Die Versuche mit B-Stufen-Schlamm mit dem zweiten Rodtox-Gerät (Rodtox B) erfolgten zur Gänze bei Raumtemperatur.

5.2.2.4. Hand-Respirometer

Ergänzend zu den Batch-Versuchen mit dem RODTOX-Respirometer wurde fallweise ein Hand-Respirometer für die Bestimmung der Schlammatmung verwendet.

Das Hand-Respirometer bestand aus einem luftdicht abgeschlossenem Atmungsgefäß (rd. 300 ml Inhalt) mit eingesetzter O₂-Elektrode und dem O₂-Meßgerät (Marke WTW), welches über eine serielle Schnittstelle mit einem PC zur Datenprotokollierung und kontinuierlichen Anzeige des O₂-Verlaufs verbunden war. Der Inhalt des Atmungsgefäßes wurde mittels Magnetrührer gleichmäßig gerührt und die Temperatur mittels Wasserbad konstant gehalten.

Der Vorteil der Atmungsmessungen mit intermittierender Belüftung besteht darin, daß die Atmung direkt aus dem Verlauf der O₂-Konzentration errechnet werden kann und die Belüftung selbst keinen Einfluß auf das Ergebnis hat. Der Nachteil des Handmeßgerätes ist die erforderliche regelmäßige manuelle Belüftung.

5.2.2.5. Berechnung der O₂-Verbrauchsrate des Schlammes

Bei einem aeroben Batch-Test kann die O₂-Verbrauchsrate OVC bzw. **OUR** (Oxygen Uptake Rate) des Belebtschlammes über die Abnahme der O₂-Konzentration nach Substratzugabe berechnet werden. Anders als im aeroben Batch-Test nach EKAMA et al. (1986) erfolgte die Substratzugabe im Rahmen dieser Arbeit stets punktuell zum Zeitpunkt t₀ und nicht kontinuierlich über einen bestimmten Zeitraum. Für die Auswertung der O₂-Kurven ist zu unterscheiden, ob während des Versuches der Batch-Reaktor konstant, wie beim RODTOX-Respirometer, oder intermittierend belüftet wurde.

a) Konstante Belüftung

Eine konstante Belüftung des Reaktor-Inhalts sorgt dafür, daß sich bei fehlender Substratzugabe ein stationäres Gleichgewicht zwischen der endogenen Atmung des Belebtschlammes und dem Sauerstoffeintrag durch das Belüftungssystem einstellt. Eine konstante O₂-Konzentration in Abhängigkeit vom k_La-Wert und der Größe der endogenen Atmung ist die Folge. Es gilt:

$$\mathbf{OUR_e} = k_{L}a \cdot (C_s - C_e)$$

Mit **OUR_e** Atmungsaktivität im stationären Zustand (endogene Atmung)
(mg O₂/l/h)

k_La Belüftungskoeffizient (1/h)

C_e O₂-Konzentration im stationären Zustand (mg O₂/l)

C_s O₂-Konzentration bei Sättigung (mg O₂/l)

Befindet sich die O₂-Konzentration im Batch-Reaktor im Gleichgewichtszustand und wird nun Substrat zugeführt, so nimmt die O₂-Konzentration infolge der gestiegenen Atmungsrate ab und es gilt:

$$dC/dt = k_{L}a \cdot (C_s - C) - \mathbf{OUR_e} - \mathbf{OUR_s}$$

Mit dC/dt..... Änderung der O₂-Konzentration mit der Zeit (mg O₂/l/h)

OUR_s Substratatumung (mg O₂/l/h)

Da die Menge an zugegebenem Substrat gering ist, ist der Zuwachs an Biomasse während des Batch-Versuchs vernachlässigbar. **OUR_e** kann folglich als konstant angesetzt werden und bei Verwendung obiger Gleichungen gilt somit:

$$dC/dt = k_{L}a \cdot (C_e - C) - \mathbf{OUR_s}$$

Da der Verlauf der O₂-Konzentration (dC/dt) gemessen und k_La und C_e im Anschluß an den Versuch bestimmt wird, kann **OUR_s** aus obiger Formel berechnet werden.

b) Intermittierende Belüftung

Bei dieser Art der Belüftung wird die O₂-Konzentration zwischen dem O₂-Sättigungswert und einem festgelegten unteren Grenzwert (ca. 1 mg/l) gehalten, da man davon ausgeht, daß in diesem Bereich die O₂-Konzentration keinen Einfluß auf die Atmung hat. Sobald der untere O₂-Grenzwert erreicht ist, wird der Reaktorinhalt aufbelüftet.

Das Aufbelüften kann automatisch durch ein entsprechend gesteuertes Belüftungssystem oder manuell z.B. durch starkes Schütteln des Reaktorinhaltes geschehen.

Die Schlamm-atmung läßt sich direkt aus dem Abfall der O₂-Konzentration zwischen dem Aufbelüften berechnen:

$$dC/dt = \mathbf{OUR}_e + \mathbf{OUR}_s = \mathbf{OUR}_{ges}$$

Im Rahmen der vorgestellten Untersuchungen wurde diese Art der Schlamm-atmungsmessung in dreifacher Weise angewendet:

- Bestimmung der endogenen Atmung und des k_la-Wertes in **Rodtox** durch Aus- und Einschalten der Belüftung
- Atmungsmessungen mit dem **Hand-Respirometer** parallel zu den Rodtox-Versuchen
- Atmungsmessungen mit dem **Hand-Respirometer** auf den Kläranlagen Eschweiler und Baesweiler (Januar - März 97, Juli und September 97)

5.2.2.6. Bestimmung des leicht abbaubaren CSB

5.2.2.6.1. O₂-Verbrauch im aeroben Batch-Test

Die Auswertung der aeroben Batch-Tests zur S_s-Bestimmung erfolgte in Anlehnung an EKAMA et al. (1986) nach der Formel:

$$S_s = 1 / (1 - Y_H) * \Delta O_2 * (V_{Schl.} + V_{AW}) / V_{AW}$$

Diese Formel basiert auf einer einfachen CSB-Bilanz des Batch-Reaktors, wonach der abgebaute CSB die Summe aus O₂-Verbrauch und Biomassenzuwachs ist:

$$\eta \text{CSB} = \Delta O_2 + Y_H * \eta \text{CSB}$$

Die CSB-Bilanz stimmt nur dann, wenn keine Substratspeicherung auftritt. Eine solche hätte einen scheinbar höheren und veränderlichen Yield Y_H zur Folge (PRENDL, 1997).

Da der leicht abbaubare CSB des Abwassers zu einer höheren O₂-Verbrauchsrate des Schlammes führt als der langsam abbaubare CSB (Abbau durch die Hydrolyse limitiert) und Mikroorganismen leichter verwertbare Verbindungen zuerst metabolisieren, ist eine typische Atmungskurve von Belebtschlamm und häuslichem Abwasser, wie in Abbildung 10 dargestellt, durch zwei unterschiedliche Plateaus gekennzeichnet. Der plötzliche Abfall der O₂-

Verbrauchsrate auf das niedrigere Plateau bedeutet, daß das leicht abbaubare Substrat des Abwassers aufgebraucht ist.

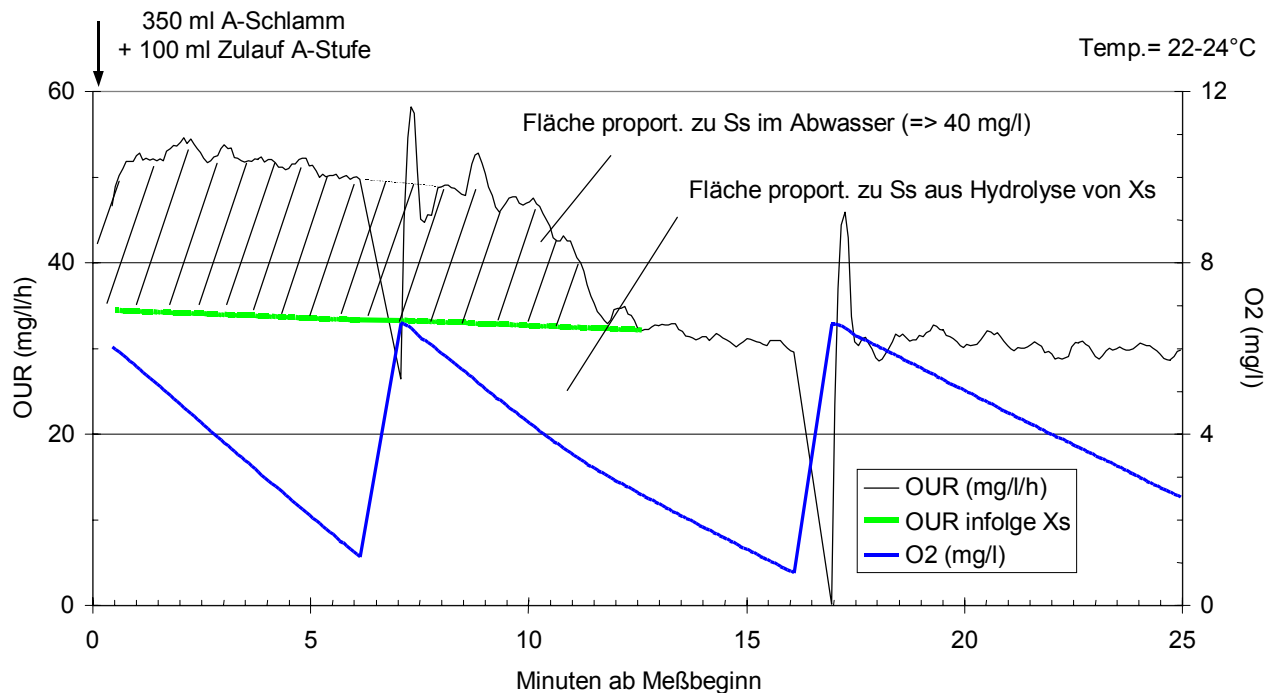


Abbildung 10: O_2 -Verbrauchsrate im aeroben Batch-Test (mit intermittierender Belüftung) zur Bestimmung des leicht abbaubaren CSB (S_S) (KA Baesweiler, 03.09.97)

Der anfänglich hohe O_2 -Verbrauch (1. Plateau) ist nach EKAMA et al. (1986) die Folge des Abbaus von S_S welches im Abwasser vorhanden ist sowie von jenem S_S das durch die Hydrolyse von partikulärem, langsam abbaubarem CSB (X_S) im Verlauf des Batch-Tests produziert wird. (X_S wiederum kommt nicht nur aus dem Abwasser, sondern auch aus dem Biomassenerfall)

Die beiden Plateaus sind annähernd horizontal, wenn sowohl die S_S - als auch die X_S - Konzentration im Batch-Reaktor so hoch ist, daß die heterotrophe Wachstumsrate als auch die Hydrolyserate entsprechend der Monod-Kinetik maximal und unabhängig von der Substratkonzentration sind. Dies wiederum erfordert ein ausreichend großes $V_{AW}/V_{Schl.}$ -Verhältnis (analog dem F (food) /M (microorganismen) -Verhältnis). Dieses Verhältnis entscheidet auch über Dauer und Höhe des 1. Plateaus. Je kleiner das Verhältnis ist, desto höher und kürzer fällt das 1. Plateau aus. Um eindeutige Ergebnisse zu erhalten, ist die richtige Wahl des $V_{AW}/V_{Schl.}$ -Verhältnisses ausschlaggebend. Bei einem für die S_S -Bestimmung optimalen $V_{AW}/V_{Schl.}$ -Verhältnis ist zwar die heterotr. Wachstumsrate in der Regel nicht aber die Hydrolyserate maximal.

Das bedeutet, daß jener O_2 -Verbrauch, welcher aus dem durch Hydrolyse gebildeten S_S resultiert (OUR2), im Verlauf des Batch-Tests (entsprechend der Monod-Kinetik in Abhängigkeit vom X_S/X_H -Verhältnis) abnimmt und daher anzunehmen ist, daß dieser OUR2 zu Beginn des

Batch-Tests höher liegt als am Ende. Die dem S_s -Abbau proportionale Fläche zwischen erstem und zweitem Plateau kann daher nach unten nicht mehr durch eine horizontale Linie, wie beim klassischen aeroben Batch-Test von EKAMA et al. (1986) mit kontinuierlicher Abwasserzugabe über einen bestimmten Zeitraum, begrenzt werden.

Für die Auswertung der in dieser Arbeit beschriebenen Batch-Tests wurde folglich die Neigung der unteren Begrenzungslinie in etwa der Neigung der Atmungskurve nach dem Übergang vom ersten zum zweiten Plateau angepaßt. Diese Methode wird der Modellvorstellung des ASM1 am meisten gerecht, wie sich über die dynamische Simulation der Batch-Tests zeigen läßt (Kap.5.2.4).

Während jedoch bei der graphischen Auswertung in Excel wie bei EKAMA et al. (1986) der Einfachheit halber davon ausgegangen wird, daß die Hydrolyse unverzüglich einsetzt, beginnt sie bei der Batch-Test-Simulation durch Einführen eines Start-up-Terms etwas verzögert (s.Kap.5.2.4). Nicht nur aus diesem Grund stimmen die Ergebnisse der graphischen Auswertung und die der Auswertung mit Hilfe der dynamischen Simulation nicht immer überein. Insbesondere die graphische Auswertung des aeroben Batch-Tests mit punktueller (einmaliger) Substratzugabe kann infolge der zumeist relativ kurzen Versuchsdauer von kleiner 2 Stunden nie mehr als eine Abschätzung des leicht abbaubaren CSB im Abwasser sein. Bei EKAMA et al., wo der aerobe Batch-Test zur S_s -Bestimmung ca. 24 Stunden dauert, spielt eine etwaige Start-up-Verzögerung der Hydrolyse oder des heterotrophen Wachstums (beide im Bereich von wenigen Minuten) keine Rolle.

Daß die Festlegung der unteren Begrenzungslinie unterschiedlich erfolgen und den ermittelten S_s -Wert entscheidend beeinflussen kann, geht aus der Arbeit von ERNST (1998) hervor.

5.2.2.6.2. Abbaubarer Anteil des flockungsfiltrierte CSB

Obwohl der leicht abbaubare CSB durch die Reaktion der Mikroorganismen auf ihn als rasch verfügbares Substrat definiert ist, wurden auch physikalisch-chemische Methoden entwickelt, um diese CSB-Fraktion vielleicht auf einfachere Art zu bestimmen als über Batch-Tests. Bei diesen Methoden geht man davon aus, daß der S_s als gelöster CSB vorliegt. Da jedoch gemäß ASM1 die übliche Membranfiltration ($0,45 \mu$) auch einen nicht unbedeutenden Anteil des partikulären CSB enthält, werden in den von MAMAIS et al. (1993) und (WENTZEL und EKAMA, 1995) beschriebenen Methoden Flockungsmittel zur besseren Abtrennung des leicht abbaubaren CSB zu Hilfe genommen.

MAMAIS et al. führten zahlreiche S_s -Bestimmungen an unterschiedlichen kommunalen Abwässern (S_s zwischen 0 und 200 mg/l) mit Hilfe der Flockungsfiltrationsmethode als auch dem aeroben Batch-Test nach EKAMA durch und erzielten eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den beiden Methoden.

MAMAIS et al. führten außerdem Untersuchungen an zwei unterschiedlich betriebenen Laboranlagen zur Bio-P-Elimination durch, wobei sie die Flockungsfiltrationsmethode dazu verwendeten, den im Anaerobreaktor entfernten gelösten CSB und somit das Verhältnis

$CSB_{\text{gel.,entfernt}} / PO_4\text{-P}_{\text{freigesetzt}}$ zu bestimmen. Die Ergebnisse stimmten sehr gut mit Literaturwerten überein. Die konventionelle Membranfiltration hingegen ergab eine viel zu hohe CSB-Entfernung, was die Autoren darauf zurückführten, daß ein beträchtlicher Anteil an kolloidal gelöstem, membranfiltrierten CSB durch Adsorption an den Belebtschlammflocken aus der Flüssigphase entfernt wurde.

Als Flockungsmittel verwendeten MAMAIS et al. Zink-Sulfat. Nach der schnellen Durchmischungsphase von ca. 1 Minute wurde der pH-Wert durch NaOH-Zugabe auf ca. 10,5 eingestellt. Im Anschluß an den einige Minuten dauernden Flockulations- und Absetzvorgang wurde aus dem klaren Überstand eine Probe abpipettiert, membranfiltriert und daraus der CSB bestimmt.

Für die Durchführung der Batch-Versuche in Ghent war der flockungsfiltrierte CSB (im folgenden $CSB_{\text{flo-f}}$ genannt) ein notwendiges Mittel, um die Speicherung und Adsorption von leicht abbaubarem, definitionsgemäß gelöstem CSB im Schlamm zu untersuchen. Dazu diente die Aufnahme eines $CSB_{\text{flo-f}}$ -Konzentrationsprofils entlang des aeroben Batch-Tests mit dem RODTOX-Respirometer.

Die Bestimmung des $CSB_{\text{flo-f}}$ erfolgte in Anlehnung an MAMAIS et al. (1993) sowie WENTZEL und EKAMA (1995), wobei als Flockungsmittel, so wie an der Universität Kapstadt, Aluminium-Sulfat verwendet wurde.

Flockung

Nach der Zugabe von Al-Sulfat zur Abwasser- bzw. Schlammprobe folgte mittels Magnetrührer eine zweiminütige schnelle Durchmischungsphase. Anschließend wurde die Probe im Shaker 20 Minuten lang leicht bewegt, um das Ausflocken und Absetzen der Trübstoffe zu ermöglichen.

Aufgrund einer pH-Wert-Messung unmittelbar nach der Durchmischungsphase wurde gezielt NaOH so zugegeben, daß der pH-Wert während der Flockungs- und Absetzphase im optimalen Bereich von ca. 6,2 lag.

Um reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen, waren umfangreiche Vorversuche zum Flocken und Absetzen notwendig. Um eine möglichst effiziente Durchmischungsphase zu erhalten, wurden z.B. schlanke 50-ml-Glasbecher verwendet. Die Al-Sulfat-Dosierung wurde gegenüber WENTZEL und EKAMA (1995) etwa verdoppelt, was jedoch in erster Linie eine zusätzliche Sicherheit darstellte und kaum Einfluß auf die Ergebnisse hatte (s. Tabelle 5, Seite 57).

Filtration

Aus dem Überstand nach dem Absetzen wurden mittels Spritze 5-10 ml Probe entnommen und membranfiltriert ($0,45\mu$). An dieser Probe erfolgte die CSB-Bestimmung mittels Küvettentest.

Über den $CSB_{\text{flo-f}}$ läßt sich der leicht abbaubare CSB durch Abzug des inerten gelösten CSB (S_I) abschätzen:

$$S_S = CSB_{\text{flo-f}} - S_I$$

S_I wurde über den $CSB_{f_{lo-f}}$ des Kläranlagenablaufes und/oder des Rohabwassers nach längerer Belüftung mit Belebtschlamm bestimmt (S_I -Abbautest, siehe nachfolgendes Kapitel).

5.2.2.7. Bestimmung des gelösten inerten CSB

Der gelöste inerte CSB (S_I) des Abwassers wurde sowohl im Batch-Reaktor mit A-Schlamm als auch im S_I -Abbautest mit B-Schlamm bestimmt.

a) S_I im Batch-Reaktor mit A-Schlamm

Unter der Annahme, daß $CSB_{f_{lo-f}} = S_I + S_S$ ergibt sich der gelöste inerte CSB des Abwassers aus den $CSB_{f_{lo-f}}$ -Konzentrationen vor und am Ende der Batch-Versuche sowie dem Mischungsverhältnis Abwasser zu Schlamm wie folgt:

$$SI_{AW} = ((CSB_{f_{lo-f}}^{Schl.}(t_{end}) * (V_{Schl.} + V_{AW})) - (CSB_{f_{lo-f}}^{Schl.}(t_0) * V_{Schl.})) / V_{AW}$$

$$SI_{AW} = ((S_I(t_{end}) * (V_{Schl.} + V_{AW})) - (S_I(t_0) * V_{Schl.})) / V_{AW}$$

SI_{AW} gelöster inerte CSB des Abwassers

$S_I(t_0)$ gelöster inerte CSB im Batch-Reaktor vor Abwasserzugabe

$S_I(t_{end})$ gelöster inerte CSB im Batch-Reaktor nach Abwasserzugabe (= $CSB_{f_{lo-f}}$ am Ende des Batch-Versuches

$V_{Schl.}$ Inhalt des Batch-Reaktors vor Abwasserzugabe

V_{AW} Menge an zugegebenem Abwasser

b) S_I mit B-Schlamm

Der für B-Schlamm gelöste inerte CSB wurde aufgrund der $CSB_{f_{lo-f}}$ -Konzentrationen im Ablauf der B-Stufe KA Eschweiler, den Ergebnissen der SI -Tests an Rohabwasser in Anlehnung an HENZE (1992) sowie dem Verhältnis $SI_B / CSB_{f_{lo-f}}$ abgeschätzt.

Für die S_I -Tests wurde vorbelüfteter Belebtschlamm der B-Stufe KA Eschweiler mit dem für die Batch-Versuche mit A-Schlamm verwendeten Rohabwasser gemischt und über mehrere Tage bei ca. 20°C belüftet. Regelmäßig wurden Proben gezogen und die $CSB_{f_{lo-f}}$ -Konzentration gemessen. Die Auswertung erfolgte ähnlich wie bei der S_I -Bestimmung im Batch-Reaktor mit A-Schlamm.

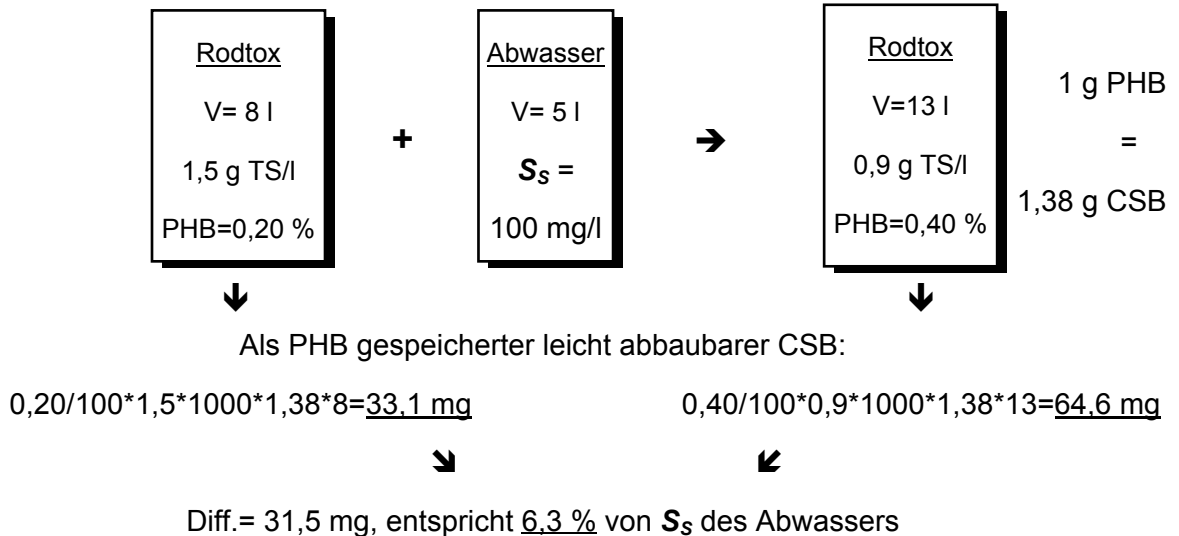
5.2.2.8. Bestimmung der Speicherung

5.2.2.8.1. Messung von PHB

Um die Bedeutung von Speichervorgängen untersuchen, wurde während der aeroben Batch-Versuche parallel zu den $CSB_{f_{lo-f}}$ -Konzentrationen auch die PHB-Konzentration im Schlamm

gemessen. Eine Zunahme von PHB durch die Substratzugabe kann auf die intrazelluläre Speicherung von Substrat zurückgeführt werden.

Die Berechnung der gespeicherten Substratmenge wird an einem Beispiel gezeigt.



Um die für die PHB-Bestimmung erforderliche Schlammmenge von ≥ 200 mg TS zu erhalten, wurden jeweils ca. 200 ml Probe aus dem Batch-Reaktor entnommen und sofort filtriert. Der Rückstand wurde vorsichtig vom Papierfilter abgeschabt und tiefgefroren. In gefrorenem Zustand wurden die Proben später ins Labor des Instituts für Technische Chemie gebracht, wo sie weiter bearbeitet und analysiert wurden. Die dafür verwendete Methode ist in BAETENS et al. (1999) beschrieben.

5.2.2.8.2. Verwendung von Nalidixic Acid

Um zwischen heterotrophem Wachstum und Speicherung unterscheiden zu können, war beabsichtigt, durch den Einsatz von Nalidixic Acid (NA) das Wachstum zu unterbinden. Nalidixic Acid hemmt die Replikation der DNA, was dazu führt, daß die Zellen größer werden ohne sich jedoch zu teilen (GERHARDT et al., 1994).

Über eine Testserie im Sapromaten, durchgeführt durch das ISA, sollte die erforderliche NA-Konzentration ermittelt werden. Dabei stellte sich heraus, daß selbst bei maximal möglicher Dosierung die Schlammatmung nur teilweise gehemmt war.

Es wurde daher nur 1 Batch-Versuch mit Nalidixic Acid durchgeführt. Dabei stellte sich heraus, daß durch die NA-Konzentration im Batch-Reaktor die CSB-Konzentration ein Vielfaches der CSB-Konzentration des Abwassers war. Der Versuch brachte folglich kein auswertbares Ergebnis und wird daher nachfolgend nicht dargestellt.

5.2.2.9. Messung der Adsorption von gelöstem CSB

Um die Rolle von Adsorptionsvorgängen bei der Veränderung des gelösten CSB zu untersuchen, wurden Batch-Tests durchgeführt, in denen der Schlamm durch Zugabe von Natrium-Zyanid (NaCN) weitgehend abgetötet und somit die Schlammatmung verhindert wurde.

Durch Bestimmung der $CSB_{\text{flo-f}}$ -Konzentration im Batch-Reaktor vor und nach Substratzugabe konnte der Einfluß einer etwaigen chemisch-physikalisch verursachten Adsorption von gelöstem Substrat untersucht werden.

Die erforderliche CN-Konzentration im Batch-Reaktor wurde zuvor experimentell durch schrittweises Steigern der Zugabemenge ermittelt und lag mit ca. 125 mg CN/l Reaktorinhalt um ein mehrfaches über der an der Universität Ghent gemachten Erfahrungen mit normalem Belebtschlamm (KONG et al., 1996).

5.2.2.10. Paralleltests mit B-Schlamm und Filtrat A-Schlamm

Um den CSB-Abbau von A-Schlamm und B-Schlamm direkt miteinander vergleichen zu können, wurden bei mehreren Batch-Versuchen mit RODTOX aus dem Batch-Reaktor entnommene Proben papierfiltriert (Porenweite ca. 1-2 μ) und mit dem Filtrat des A-Schlammes und B-Schlamm parallele Atmungsmessungen (Hand-Respirometer) durchgeführt. Ziel war es, den für B-Schlamm leicht abbaubaren CSB (SS_B) im Filtrat (= in Rodtox) zum Zeitpunkt der Probenahme zu bestimmen.

Durch Subtraktion des mit der Zeit abgebauten SS_B von der $CSB_{\text{flo-f}}$ -Ausgangskonzentration im Batch-Reaktor wurde der theoretische $CSB_{\text{flo-f}}$ -Verlauf gemäß O_2 -Verbrauch B-Schlamm ermittelt und jenem mit A-Schlamm sowie dem tatsächlich gemessenen $CSB_{\text{flo-f}}$ -Verlauf im Batch-Reaktor gegenübergestellt. Dadurch erhielt man z.B. auch Hinweise über eine eventuell verstärkte Speicherung von gelöstem CSB durch B-Schlamm.

Das getestete Filtrat wurde aus den für die $CSB_{\text{flo-f}}$ - und PHB-Bestimmung aus Rodtox entnommenen Proben gewonnen. Danach wurden jeweils etwa 50-70 ml Filtrat des A-Schlammes mit ca. 240-350 ml vorbelüftetem und mit ATH (zur Unterdrückung der Nitrifikation) versetztem B-Schlamm der KA Eschweiler vermischt und die Atmung im Hand-Respirometer bestimmt. Für jeden Meßwert wurde eine neue B-Schlamm-Probe aus der selben Schlammvorlage verwendet.

5.2.3. Batch-Versuche auf der Kläranlage Baesweiler

Im Anschluß an die Laborversuche in Ghent und die Pilotversuche in Eschweiler wurden vom ISA, RWTH Aachen, Messungen mit zwei RODTOX-Respirometern im Zu- und Ablauf der A-Stufe der Kläranlage Baesweiler (Nähe Aachen, D) durchgeführt. Im Rahmen dieser Messungen wurden an zwei Tagen vom Autor die in Ghent erfolgten Batch-Tests I und II (ohne und mit Hemmung) wiederholt. Zweck dieser Versuche war es, zu prüfen, ob die im Labor mit stark ausgezeirtem Schlamm erzielten Ergebnisse auf der Großanlage reproduziert werden können.

Zusätzlich dazu wurden im Juli und September 1997 mehrere Atmungsmessungen mit dem Handrespirometer durchgeführt, um den für A-Schlamm und den für B-Schlamm leicht abbaubaren CSB im Zu- und Ablauf der A-Stufe zu bestimmen.

Die A-Stufe der KA Baesweiler wird intermittierend belüftet (15 Min. belüftet - 45 Min. unbelüftet).

5.2.4. Dynamische Simulation von Batch-Versuchen

5.2.4.1. Zielsetzung

An mehreren Batch-Tests wurde versucht, die gemessenen O₂-Verbrauchskurven bzw. O₂-Konzentrationsverläufe dynamisch zu simulieren.

Ziele der Batch-Test-Simulation war einerseits die Absicherung von Versuchsergebnissen und andererseits die Gewinnung zusätzlicher Informationen:

- Abschätzung der CSB-Fraktionen im Abwasser, insbesondere der **S₅**-Fraktion zur Absicherung der graphischen Auswertung in Excel
- Abschätzung der aktiven Biomasse im A-Stufen-Schlamm (Verhältnis X_H/ oTS)
- Abschätzung der stöchiometrischen und kinetischen Parameter für den A-Stufen-Schlamm
- Überprüfung der Eignung des ASM1 als Modellgrundlage für die Batch-Test-Simulation mit A-Stufen-Schlamm
- Absicherung der gemessenen k_La-Werte (und damit des ermittelten O₂-Verbrauches in Rodtox)

5.2.4.2. Methodik

Als Modellgrundlage wurde das ASM1 und als Programm AQUASIM von REICHERT (1994) verwendet.

Das ASM1 wurde wie folgt modifiziert:

a) Einführung eines Start-up-Terms

In die Prozesse heterotr. Wachstum und Hydrolyse wurde jeweils ein Start-up-Term eingeführt, der den verzögerten Beginn des O₂-Verbrauchs unmittelbar nach Substratzugabe abbildet. Das Start-up-Phänomen bei dem in Ghent verwendeten batchweise betriebenen Respirometer wurde von COEN und VANROLLEGHEM (1997) untersucht. Die Autoren gelangen zum Schluß, daß die Gründe für eine Zeitverzögerung bis zu wenigen Minuten nur zum Teil in der Trägheit der O₂-Sonde, sondern überwiegend in intrazellulären Transport- und Umwandlungsvorgängen und in der Enzymaktivität bzw. -synthese zu suchen sind.

Die Start-up-Verzögerung wurde mit folgender Funktion 1.Ordnung modelliert:

$$1 - e^{(-(t-t_1)/\tau)} \quad \text{mit} \quad \begin{array}{l} t \dots\dots\dots \text{aktuelle Zeit} \\ t_1 \dots\dots\dots \text{Zeitpunkt der Substratzugabe} \\ \tau \dots\dots\dots \text{gewählte Zeitkonstante} \end{array}$$

Die für Wachstum und Hydrolyse gewählten Zeitkonstanten waren unterschiedlich.

b) Biomassenerfall

Sofern nur die Änderung des O₂-Verbrauches (**OUR**) durch die Substratzugabe simuliert wurde, erfolgte die Simulation mit einer heterotrophen Zerfallsrate $b_H = 0$, davon ausgehend, daß die endogene Atmung über die Dauer der Substratatzugabe annähernd konstant bleibt.

Wurde über Einfügen eines Belüftungsprozesses im Modell direkt der Verlauf der O₂-Konzentration während des Batch-Tests simuliert, erfolgte die Modellierung des Biomassenerfalls wie im ASM1. Die Zerfallsrate wurde in der Regel mit $b_{H(20^\circ\text{C})} = 0,5$ /d angenommen.

c) Hemmung von Wachstum und Hydrolyse bei Zyanid-Zugabe

Die Hemmung wurde allgemein über eine umgekehrte Monod-Funktion in Abhängigkeit von der Zeit modelliert:

$$\frac{K_{cn}}{t + K_{cn} - 1} \quad \text{für } t > 1 \text{ min.}$$

Nach Untersuchungen von KONG et al. (1996) ist anzunehmen, daß Zyanid für die Kohlenstoff-Oxidation als "nicht-kompetitiver" Hemmstoff wirkt und somit die max. Wachstumsrate μ_H verringert wird, K_S jedoch gleich bleibt. Im Gegensatz zu kompetitiv wirkenden Hemmstoffen, die zu einer Erhöhung von K_S bei konstant bleibendem μ_H führen, tritt die Hemmung somit bereits bei hohen Substratkonzentrationen ein.

Da weiters davon auszugehen ist, daß das Zyanid rascher und wirksamer die Organismenzellen selbst als die für die Hydrolyse notwendigen Enzyme schädigt, wurde für die Simulation des het. Wachstums ein größerer Koeffizient K_{cn} ($K_{cn} \cdot \mu_H$) verwendet als zur Simulation der Hydrolyse ($K_{cn} \cdot kh$). Damit konnte die in der Realität zu erwartende geringfügige Zunahme an leicht abbaubarem CSB und somit CSB_{fio-f} im Reaktor in der Simulation abgebildet werden.

d) Temperaturkonstanten

Die Temperatur-Korrektur (14°C gegenüber 20°C) erfolgte für die max. heterotrophe Wachstum- und Zerfallsrate sowie für die Hydrolyse in Anlehnung an ASM1 nach folgenden Funktionen:

$$\mu_{H(T^\circ\text{C})} = \mu_{H(20^\circ\text{C})} \cdot \exp((0,07 \cdot (T-20)))$$

$$b_{H(T^\circ\text{C})} = b_{H(20^\circ\text{C})} \cdot \exp((0,07 \cdot (T-20)))$$

$$k_{h(T^\circ\text{C})} = k_{h(20^\circ\text{C})} \cdot \exp((0,11 \cdot (T-20)))$$

$$K_{X(T^\circ\text{C})} = K_{X(20^\circ\text{C})} \cdot \exp((0,11 \cdot (T-20)))$$

e) Ertragskoeffizient Y_H

Während die kinetischen Parameter μ_H , kh , K_S und K_X in einem gewissen, plausiblen Bereich variiert wurden, um eine optimale Anpassung der Simulation an die gemessenen Kurven zu

erhalten, wurde der Yield für die Batch-Test-Simulation zumeist mit $Y_H = 0,6$ angenommen. Diese Abminderung gegenüber ASM1 erfolgte aufgrund von Meßwerten des ISA, wonach in A-Stufen der mit Azetat gemessene Yield stets z.T. deutlich niedriger als der Standardwert von 0,67 liegt.

Die erst später ausgewerteten in Ghent durchgeführten 13 Batch-Tests mit A-Schlamm aus der aeroben Phase und Azetat ergaben einen mittleren Yield $Y_H = 0,71 \pm 0,05$. Die Werte schwankten zwischen 0,76 und 0,64, wobei bei Azetatzugabe zu ausgezehrtem A-Schlamm in der Regel höhere Yields ermittelt wurden. Eine Speicherung von Azetat dürfte hier zu diesem (scheinbar) höherem Yield geführt haben.

Eine Erklärung für die vom ISA gemessenen niedrigeren Yield-Koeffizienten könnte in den Mileaubedingungen des Belebtschlammes in bezug auf Sauerstoff zu finden sein. Die meisten Meßwerte des ISA stammen aus der Kläranlage Köln-Stammheim, wo die A-Stufe mit hohem TS-Gehalt und niedrigem O_2 -Gehalt betrieben wird. Dies könnte den Aufbau von Speicherprodukten gänzlich verhindert haben, während der in Ghent untersuchte Schlamm ausgezehrt und gut mit Sauerstoff versorgt war.

Für die gewöhnliche Auswertung der Batch-Tests mit MS Excel, dem Tabellenkalkulationsprogramm, wurde folglich der in der Literatur als Standard geltende Wert $Y_H = 0,67$ verwendet, was dem in Ghent gemessenen Mittelwert von 0,71 nahe kommt. Um die Vergleichbarkeit der mit Excel und mit Hilfe der dynamischen Simulation ermittelten S_S -Konzentrationen zu gewährleisten, wurde in Excel zumeist auch S_S gemäß $Y_H = 0,60$ errechnet und angeführt.

Für die Simulation verwendete Meßdaten :

- **OUR** -Kurven, die aus der O_2 -Ganglinie nach den Gleichungen in Kap. 5.2.2.4 mit Hilfe von Excel ermittelt wurden
- Gemessener O_2 -Verlauf
- Gemessene $CSB_{f_{0-f}}$ -Konzentrationen im Batch-Reaktor
- Temperatur im Batch-Reaktor

Für den Modellabgleich zusätzlich berücksichtigte Meßdaten:

- CSB_{ges} - und $CSB_{f_{0-f}}$ -Konzentrationen des zugegebenen Abwasser bzw. die CSB -Konzentration des Azetats
- Geschätzte O_2 -Konzentration des zudosierten Substrates oder Hemmstoffes
- TS- und oTS-Konzentration des verwendeten Schlammes
- Reaktorvolumen und zudosierte Substratmenge

Vorgangsweise beim Modellabgleich:

Der Modellabgleich erfolgte entweder anhand der **OUR**-Kurven (Anpassung der simulierten an die gemessenen Kurven) oder direkt über die Simulation des O_2 -Verlaufes. In diesem Fall

wurde die Belüftung (über die Formel $dO_2/dt = k_{La}(O_{2,stationär}-O_{2,aktuell})$) ebenfalls im Modell abgebildet. Die Werte für k_{La} und $O_{2,stationär} (=C_e)$ waren vorher wie in Kap.5.2.2.3.2 beschrieben ermittelt worden.

Der Vergleich der simulierten ($S_s + S_f$)-Abnahme mit der Abnahme der gemessenen CSB_{flo-f} -Werte diente in erster Linie der Kontrolle und z.T. auch dem Modellabgleich.

1) Wahl der Ausgangskonzentrationen im Reaktor XH_{ini} , SS_{ini} , XS_{ini} und SI_{ini}

Die Konzentrationen der einzelnen CSB-Fractionen im Batch-Reaktor zu Beginn der Simulation (Zeitpunkt t_0) werden mit dem Index "*ini*" (initial conc.) gekennzeichnet. Der Zeitpunkt t_0 war in der Regel der Zeitpunkt unmittelbar nach Substratzugabe bei Annahme einer vollständigen Durchmischung von Schlamm und Substrat. Wurde wie beim Versuch mit Zyanid am 05-03-97 (Kap.5.3.3.7) der komplette Verlauf von der Azetat- bis zur Abwasserzugabe simuliert, so führte jeder Input in den Reaktor nach dem Zeitpunkt t_0 zu einer plötzlichen Änderung (innerhalb einer Minute) der CSB- und O_2 -Konzentrationen.

XH_{ini} wurde entsprechend Messungen des ISA gewählt. X_H -Bestimmungen, durchgeführt am A-Stufen-Schlamm der Versuchs- und Großanlage Eschweiler im März 1997, ergaben, daß der Anteil von X_H am oTS bei ca. 30 % bis 40 % liegt. Da z.T. geringere Werte eine bessere Anpassung erlaubten, wurden Werte zwischen 20 % und 40 % gewählt.

SS_{ini} wurde so gewählt, daß der S_s -Anteil am CSB des Abwassers zwischen 5% und 15 %, in jedem Fall aber unter dem über die CSB_{flo-f} -Methode bestimmten Wert lag.

XS_{ini} wurde ebenfalls in Hinblick auf den lt.Standardwerten etwa zu erwartenden Anteil von X_s am CSB des zugegebenen Abwassers gewählt, wobei die Simulationen zeigten, daß dieser Anteil bei Versuchen mit A-Stufen-Schlamm recht niedrig anzunehmen war.

SI_{ini} (für die Modellierung der CSB_{flo-f} -Konzentrationen) wurde entsprechend den über die CSB_{flo-f} -Methode bestimmten Werten gewählt

2) Wahl der kinetischen Parameter μ_H , K_S , k_h , K_X

Für die maximale Wachstumsrate μ_H , die Hydrolyserate k_h sowie die dazugehörigen Sättigungskonstanten K_S und K_X wurden Startwerte in Anlehnung an ASM1 eingesetzt.

3) Wahl der Zeitkonstanten τ für die Start-up-Terme

$$\tau_{(\text{het.Wachstum})} = 0 \text{ bis } 2,5 \text{ min. (bei Azetat bis } 4,0 \text{ min.)}$$

$$\tau_{(\text{Hydrolyse})} = 1,0 \text{ min.}$$

4) Wahl des Ertragskoeffizienten Y_H

Der Yield Y_H für den A-Stufen-Schlamm wurde aus den oben genannten Gründen (Meßwerte des ISA) zumeist mit 0,60 festgelegt und nur in Ausnahmefällen verändert.

5) Parameter Abschätzung

Der Modellabgleich erfolgte durch Änderung der unter 1) bis 3) aufgeführten Parameter in den angegebenen Bereichen unter Zuhilfenahme des Parameter-Estimation-Tool von AQUASIM.

Aus den durch den Modellabgleich gewonnenen SS_{ini} - und XS_{ini} -Konzentrationen können bei Annahme von S_s - und X_s -Konzentrationen im Schlamm vor der Substratzugabe und über das Mischungsverhältnis die CSB-Fractionen im Abwasser SS_{AW} und XS_{AW} bestimmt werden. Die Berechnungsformel für SS_{AW} lautet:

$$SS_{AW} = (SS_{ini} * (V_{Schl.} + V_{AW}) - SS_{Schl.} * V_{Schl.}) / V_{AW}$$

Bei ausgezehrtem Schlamm können $SS_{Schl.}$ und $XS_{Schl.}$ gleich Null gesetzt werden.

5.3. Ergebnisse

5.3.1. Batch-Versuche im Labor

5.3.1.1. Überblick über sämtliche Batch-Tests mit A-Schlamm

In einem Zeitraum von 2 Monaten wurden insgesamt 11 Batch-Versuche mit A-Schlamm durchgeführt.

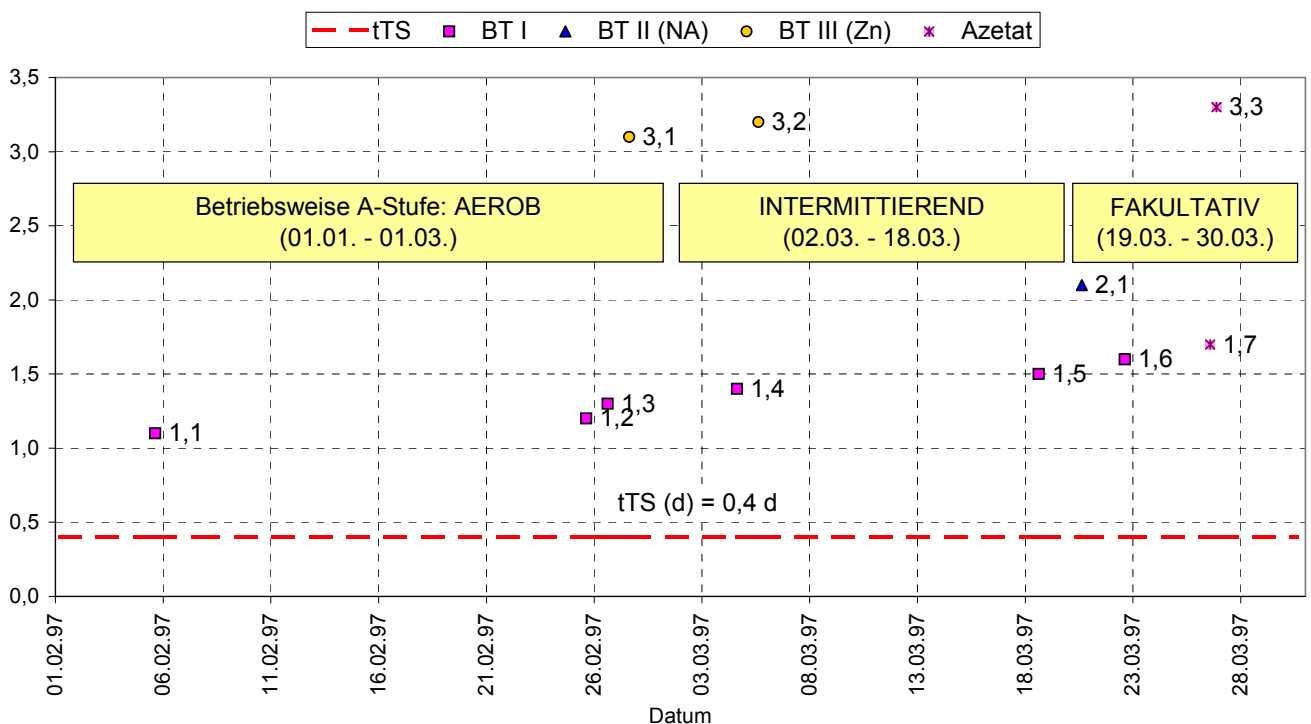


Abbildung 11: Schlammalter und Betriebsweise A-Stufe sowie Batch-Versuche (1.1 bis 3.3)

Legende:

- tTS..... Schlammalter
- BT I Batch-Versuch 1, mit A-Schlamm ohne Hemmung
- BT II (NA) Batch-Versuch 2, mit A-Schlamm und Nalidixic Acid
- BT III (Zn) Batch-Versuch 3, mit A-Schlamm und Hemmung durch Zyanid
- Azetat Batch-Versuch 1, mit A-Schlamm und Azetat anstelle Abwasser

Das angegebene (Gesamt-)Schlammalter von ca. 0,4 Tagen ergibt sich aus der Bilanzierung der Versuchsanlage (s.Kap. 8.3.3).

5.3.1.2. Metabolisation von gelöstem CSB

5.3.1.2.1. Versuche mit Rohabwasser

Es wurden insgesamt 7 Batch-Versuche durchgeführt, bei denen, wie in Kap..5.2.2.1 beschrieben, Rohabwasser zu (ungehemmten) A-Schlamm zugegeben und parallel zur O₂-Verbrauchsrate die Abnahme des flockungsfiltrierte CSB gemessen wurde.

Von diesen Versuchen werden die Ergebnisse von 6 Versuchen gewertet und nachfolgend dargestellt. Ein Versuch (07-02-97) ist nicht verwertbar, da die CSB_{flo-f}-Konzentrationen aus nicht geklärten Gründen deutlich erhöht waren.

Die chronologische Abfolge von Probenahme in Eschweiler und Batch-Test in Ghent sowie die für die CSB_{flo-f} –Bestimmung verwendete Flockungsmitteldosis (Al-Konzentration in der Probe) zeigt Tabelle 4.

| Vers.Nr. | Betrieb A-Stufe | Probenahme Schlamm Datum, Uhrzeit | PN Abwasser Uhrzeit | Batch-Test Datum, Uhrzeit | Al f.Flock. (mg/l) |
|----------|-----------------|-----------------------------------|---------------------|---------------------------|--------------------|
| 1.1 | aerob | 04-02-97, 15:00, ZK | 14:30 | 05-02-97, 15:00 | 46 |
| 1.2 | aerob | 24-02-97, 14:00, ZK | 14:00 | 25-02-97, 17:00 | 75 |
| 1.3 | aerob | 24-02-97, 14:00, ZK | 10:00 | 26-02-97, 17:00 | 75 |
| 1.4 | interm. | 03-03-97, 12:30, ZK | 15:30 | 04-03-97, 17:00 | 75 |
| 1.5 | interm. | 18-03-97, 9:30, HB | 12:30 | 18-03-97, 21:30 | 115 |
| 1.6 | fakultativ | 21-03-97, 19:30, HB | 15:00 | 22-03-97, 15:00 | 115 |

Tabelle 4: Übersicht Batch-Versuche 1.1 bis 1.6, Aluminium-Konzentration bei CSB_{flo-f} – Bestimmung (ZK=Zwischenklärung, HB=Höchstlastbelebung, PN=Probenahme)

Die Ergebnisse der Batch-Tests 1.1 bis 1.6 (gemäß Abbildung 11) sind in nachstehenden Tabellen zusammengefasst. Die Auswertung erfolgte gemäß Kap. 5.2.2.1.

| Vers.Nr. | CSB _{ges} ^{AW} (mg/l) | CSB _{flo-f} (t0) (mg/l) | CSB _{flo-f} (tE) (mg/l) | Vs (Liter) | Vrod (t0) (Liter) |
|----------|--|-------------------------------------|-------------------------------------|---------------|----------------------|
| 1.1 | 1083 | 65 | 75 | 2.0 | 9.60 |
| 1.2 | 900 | 62 | 70 | 5.0 | 7.00 |
| 1.3 | 612 | 52 | 51 | 5.0 | 7.78 |
| 1.4 | 530 | 50 | 51 | 5.0 | 7.34 |
| 1.5 | 631 | 50 | 50 | 4.0 | 7.46 |
| 1.6 | 760 | 75 | 72 | 5.0 | 7.50 |

Tabelle 5: Gemessene CSB_{flo-f} -Konzentrationen im Abwasser und Batch-Reaktor (zu Beginn und am Ende), Abwassermenge (Vs), Inhalt Batch-Reaktor vor Abwasserzugabe (Vrod (t0))

Die CSB_{flo-f} -Konzentrationen zu Beginn (t0) und am Ende (tE) der Batch-Versuche sind ausgenommen V1.1 und V1.2, wo Abwasser mit hoher CSB-Konzentration zudosiert wurde, ähnlich bis ident. Der CSB_{flo-f} des Rohabwassers (Tabelle 6) zeigt tendenziell den gleichen Verlauf wie der CSB_{ges} und liegt ausgenommen V1.1 zwischen 102 mg/l und 137 mg/l. Der Anteil des CSB_{flo-f} am CSB_{ges} beträgt im Mittel 18 % (Schwankungsbreite: 15 – 23 %). Die deutliche Erhöhung der für die Flockungsfiltration verwendeten Dosis an Al-Sulfat von anfänglich 40 mg/l auf 115 mg/l (im Flockungsgefäß) hatte offensichtlich keinen Einfluß auf die Ergebnisse, was darauf hindeutet, daß die Resttrübung bereits bei der geringeren Al-Konzentration minimal war.

Aus den gemessenen Werten CSB_{flo-f} (t0), CSB_{flo-f} (tE), Vs und Vrod (t0) wurde über eine einfache Mischrechnung der gelöste für A-Schlamm inerte CSB (**SI_A**) des Rohabwassers ermittelt (siehe Tabelle 6). **SI_A** kann nun dem für B-Schlamm inerten, gelösten CSB (**SI_B**) gegenübergestellt werden. Die **SI_B**-Konzentrationen betragen nach einer Abschätzung zwischen 25 mg/l und 50 mg/l.

| Vers.Nr. | Betrieb A-Stufe | geschätzt | GEMESSEN | | |
|----------|--------------------|------------------------|---|------------------------|------------------------|
| | | (2) SI _B | (1) CSB _{flo-f} ^{AW} | (7) SI _A | (6) SS _A |
| 1.1 | aerob | 50 | 233 | 123 | 95 |
| 1.2 | aerob | 35 | 137 | 81 | 58 |
| 1.3 | aerob | 30 | 102 | 49 | 51 |
| 1.4 | interm. | 25 | 121 | 52 | 62 |
| 1.5 | interm. | 30 | 112 | 50 | 61 |
| 1.6 | fakultativ | 35 | 128 | 68 | 47 |
| | | Mittelwert: | 139 | | |

Tabelle 6: Gemessene CSB-Fractionen des Abwassers

Legende: s. Abbildung 7, Seite 36 (SS_A wurde mit einer anderen Methode als CSB_{flo-f} und SI_A ermittelt, die Summe aus SI_A und SS_A ergibt daher nur im Idealfall CSB_{flo-f})

| Vers.Nr. | BERECHNET | | | | |
|-------------|--|---------------------------------|--|--|--|
| | (8)=(7)+(6)* CSB _{flo-f} ^{AW} | (9)=(1)-(2)* SS _B | (2)/(7)* SI _B /SI _A | (6)/(9)* SS _A /SS _B | Diff.(8)-(1)* dCSB _{flo-f} ^{AW} |
| 1.1 | 218 | 183 | 0,41 | 0,52 | -6,4% |
| 1.2 | 139 | 102 | 0,43 | 0,57 | 1,5% |
| 1.3 | 100 | 72 | 0,61 | 0,71 | -2,0% |
| 1.4 | 114 | 96 | 0,48 | 0,65 | -5,8% |
| 1.5 | 111 | 82 | 0,60 | 0,74 | -0,9% |
| 1.6 | 115 | 93 | 0,51 | 0,51 | -10,2% |
| Mittelwert: | 132 | | 0,51 | 0,62 | -0,04 |

Tabelle 7: Berechnete CSB-Fractionen des Abwassers und Verhältniszerte [Result_Ghent/ Tabelle1]
(* siehe Spaltennummern in Tabelle 6)

Aus obigen Tabellen gehen folgende wesentliche Ergebnisse hervor:

- **SI_A** ist teilweise höher als **SS_A**, nur in 2 Fällen ist, wie in der Abwasserfraktionierung üblich, **SI_A** kleiner **SS_A**
- Das Verhältnis **SI_B/ SI_A** liegt zwischen 0,4 und 0,6, im Mittel bei 0,5
- Das Verhältnis **SS_A/ SS_B** liegt zwischen 0,5 und 0,7, im Mittel bei 0,6. **SS_B** beträgt im Mittel 14 % von CSB_{ges}, **SS_A** hingegen nur 8 % von CSB_{ges}.
- Die Abweichung der aus den ermittelten Fraktionen **SS_A** und **SI_A** berechneten CSB_{flo-f} Konzentration des Rohabwassers von der gemessenen CSB_{flo-f} Konzentration des Rohabwassers ist kleiner 10 %, im Mittel 0 % (die Plausibilität der Einzelwerte ist somit gegeben)

Den Vergleich von **SI_A** und **SI_B** zeigt auch Abbildung 12.

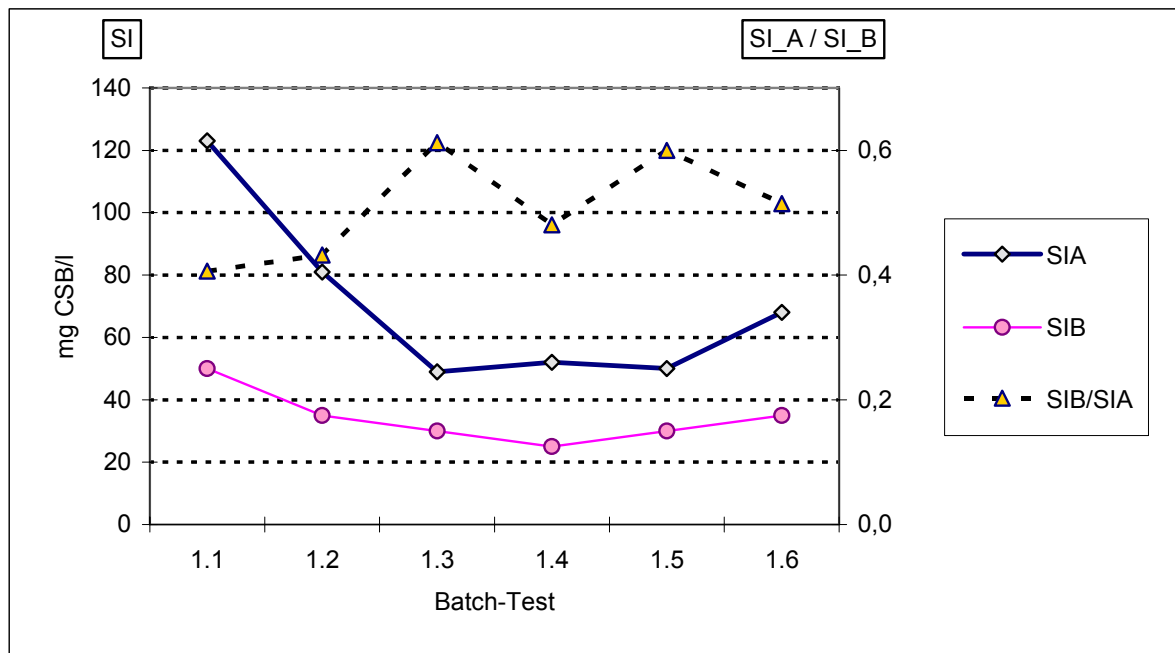


Abbildung 12: Inerte, gelöste CSB-Konzentrationen des Abwassers für A-Schlamm (S/A) und B-Schlamm (S/B)

Weitere Ergebnisse:

Der CSB_{flo-f} -Verlauf entsprach dem SS_A -Abbau lt. Atmungskurve, bis auf 2 Ausnahmen: Beim Batch-Test 1.4 (04-03-97) deutet der Fehlbetrag zu Beginn der CSB_{flo-f} -Kurve auf Adsorption und/oder Speicherung hin, was teilweise durch die PHB-Messung bestätigt wird. Beim Versuch 1.3 (26-02-97) zeigen OUR_s und CSB_{flo-f} -Verlauf das Vorhandensein eines gelösten Substrats an, welches erst hydrolysiert werden muß. Diese CSB-Fraktion wird nach FREUND et.al (1996) S_{xs} genannt.

Der gesamte abgebaute CSB lt. OUR lag zwischen rd. 15 % und 30 %. Dies entspricht keineswegs dem gesamten abbaubaren CSB im Abwasser (ca. 70 %). Ein Teil dieser Differenz dürfte sich in einer Art Grundatmung "verbergen". So sind die OUR_s -Kurven gegen Ende der Batch-Tests aufgrund der bereits sehr geringen X_S -Konzentrationen und somit niedrigen Hydrolyseraten kaum noch von der Grundatmung des Schlammes zu unterscheiden.

Der andere Teil dieses von der B-Stufe abbaubaren partikulären CSB könnte ähnlich wie beim gelösten CSB für den A-Schlamm quasi inert bzw. innerhalb der Versuchsdauer nicht abbaubar sein. Demnach wäre auch beim partikulären CSB zwischen XS_A und XS_B zu unterscheiden.

Anschließend werden Ablauf und Ergebnisse der Batch-Versuche 1.1 und 1.2 im Detail beschrieben.

a) Batch-Test 1.1 (05-02-97)

Batch-Test 1.1 stand zu Beginn von mehreren Batch-Versuchen mit A-Schlamm während der aeroben Betriebsweise der Versuchsanlage.

| | | |
|----------|--------------|---|
| 04-02-97 | ca. 15:00 | Entnahme von Schlamm aus ZK der Pilotanlage Eschw. (aerob) (kein ÜS -Abzug seit Vorabend) sowie Abwasser der Kläranlage |
| | 19:00 | Nach Ankunft in Ghent 6,0 l Schlamm + 4,0 l Ablauf A-Stufe KA Eschw. auf 20°C erwärmt und zu Rodtox ⇒ gerührt und belüftet (bei ca. 20°C) |
| | 20:30 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |
| | 21:30 | Zugabe von ca.2,5 ml Azetat (40 g/l) |
| | 22:15 | + 2,0 l Rohabwasser (nicht aufbelüftet) zu 10 l Rodtox |
| 05-02-97 | ca.10:00 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |
| | 11:35 | Dekantieren von Rodtox ⇒ 10,0 l, TS=1,4 g/l |
| | 11:40 | + 0,5 l Rohabwasser (nicht aufbelüftet) |
| | 13:20 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |
| | 14:46 | + 2,0 l Rohabwasser (nicht aufbelüftet) |
| | 14:48 -15:29 | 7 Probenahmen (jeweils ca. 100 ml) für CSB _{fl0-f} -Profil |
| | 16:34 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |

Tabelle 8: Vorgeschichte und Versuchsablauf Batch-Test 1.1 (05-02-97)

Tabelle 8 beschreibt den zeitlichen Ablauf von der Schlammentnahme Versuchsanlage bis zur Durchführung des Batch-Versuches. Der A-Schlamm wurde nach Ankunft in Ghent mehrmals mit Rohabwasser versetzt, um ein völliges Auszehren des Schlammes zu verhindern. Mit Hilfe der Azetat-Dosierungen wurde der k_La -Wert der Rodtox-Belüftung bestimmt.

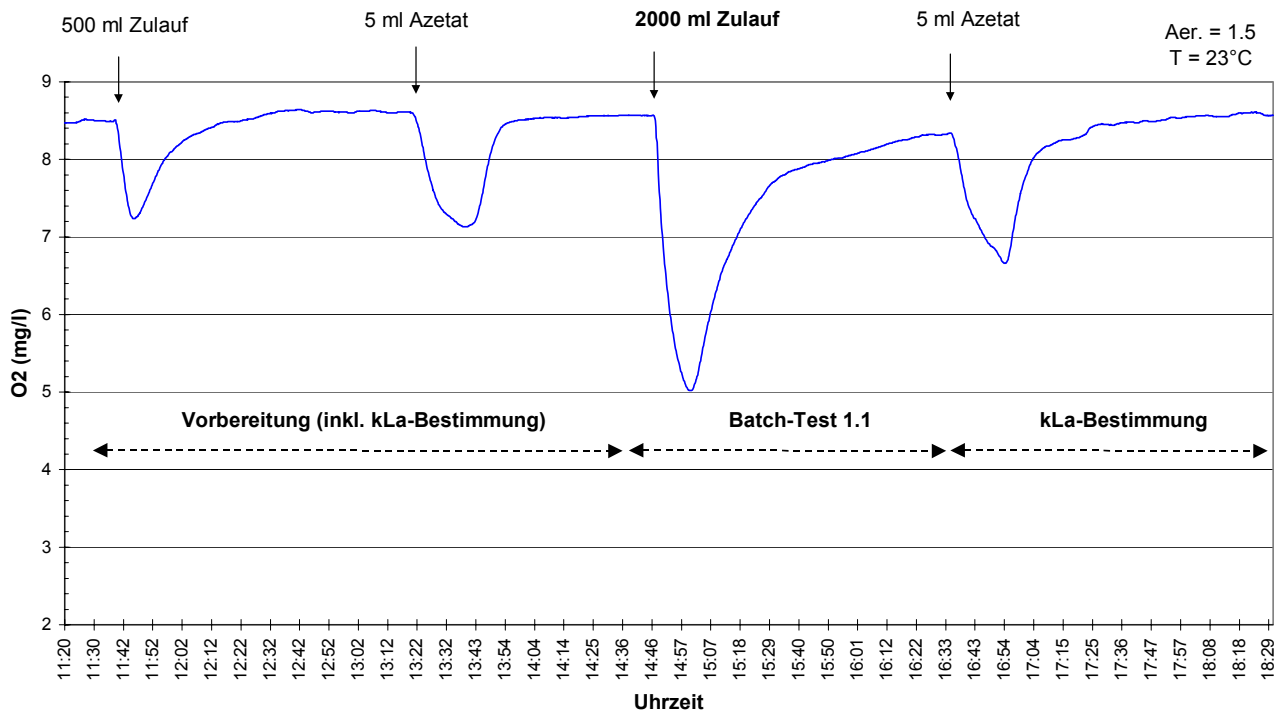


Abbildung 13: Batch-Test 1.1 mit A-Schlamm am 05-02-97 einschließlich Vor- und Nachbereitung, gemessener O₂-Verlauf in Rodtox

Abbildung 13 zeigt die gemessene O_2 -Konzentration im Batch-Reaktor ab ca. 16 Stunden nach Befüllung des Batch-Reaktors mit A-Schlamm. Die Temperatur beträgt rd. 23°C , der TS-Gehalt vor Abwasserzugabe $1,4 \text{ g/l}$. Durch die konstante Belüftung stellt sich eine O_2 -Gleichgewichtskonzentration von ca. $8,5 \text{ mg/l}$ ein. Bei Zugabe von Rohabwasser (Zulauf KA Eschweiler) bzw. Azetat fällt die O_2 -Konzentration infolge der sprunghaft erhöhten Atmungsaktivität des Schlammes bis auf 5 mg/l . Aus dem Gradienten der O_2 -Kurve und dem ermittelten k_{La} -Wert läßt sich gemäß Kap. 5.2.2.5 die O_2 -Verbrauchsrate OUR_s berechnen. Ein negativer Gradient (fallende O_2 -Konzentration) bedeutet, daß O_2 -Zufuhr kleiner ist als der O_2 -Verbrauch. Bei einem positiven Gradienten (steigende O_2 -Konzentration) ist es umgekehrt. Der Kurvenverlauf nach dem Minimum entspricht einer „Wiederbelüftung“, wobei diese im Fall von Azetat sehr rasch vor sich geht. Bei Rohabwasser kommt es nach vollständiger Veratmung der leicht abbaubaren CSB-Fraktion (S_s) anfänglich zu einem raschen Anstieg. Infolge der im Abwasser vorhandenen langsam abbaubaren CSB-Fraktion (X_s) läuft die O_2 -Kurve jedoch flach aus („tailing“).

Das Ausmaß der O_2 -Abnahme nach Substratzugabe bei gleichbleibendem k_{La} -Wert hängt von der O_2 -Verbrauchsrate des Schlammes und somit in erster Linie von der Substratmenge und –konzentration sowie dem TS-Gehalt und der Temperatur im Batch-Reaktor ab. Daß bei gleichem TS-Gehalt die Aktivität der Biomasse unterschiedlich sein kann und folglich ebenfalls die O_2 -Verbrauchsrate beeinflusst, zeigt Kap. 5.3.1.5 „Einfluß der Lagerung von A-Schlamm“.

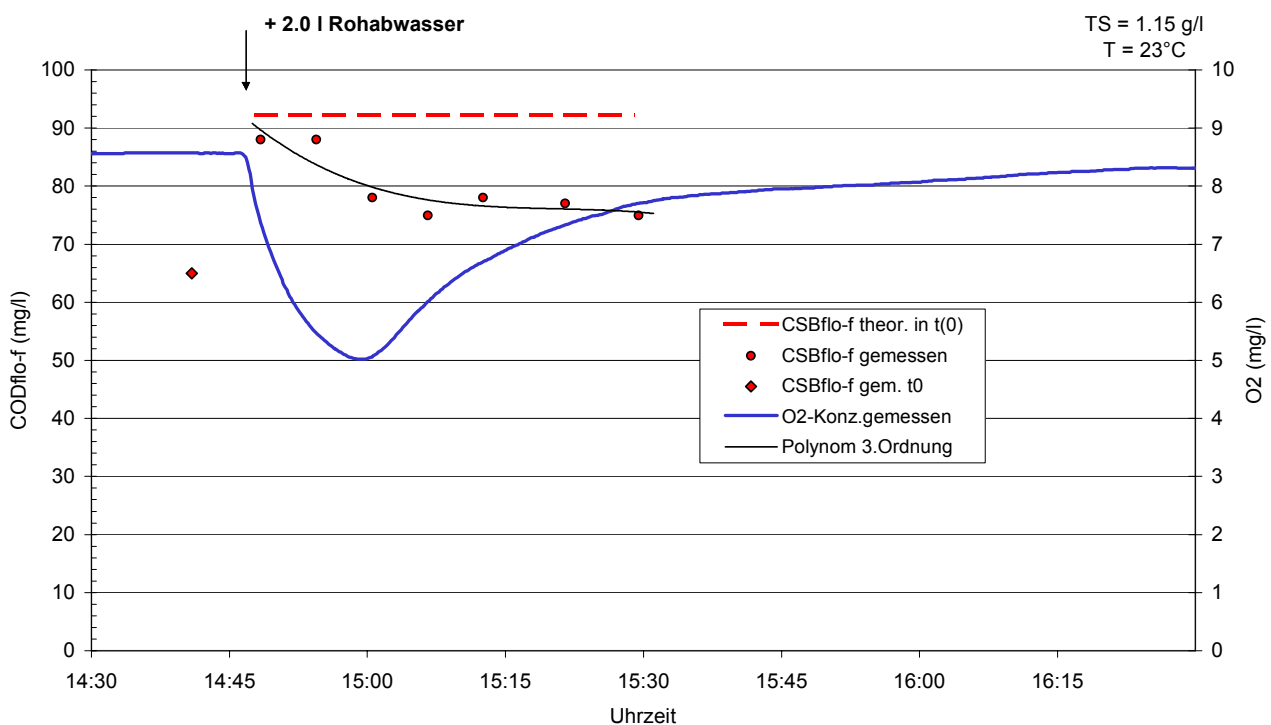


Abbildung 14: Batch-Test 1.1 (05-02-97) – Messwerte O_2 -Verlauf und CSB_{flo-f} -Konzentrationen im Batch-Reaktor

Abbildung 14 zeigt die Messergebnisse des eigentlichen Batch-Tests. Durch die Abwasserzugabe erhöht sich die CSB_{flo-f} -Konzentration im Batch-Reaktor von 65 mg/l (CSB_{flo-f} gemessen

zum Zeitpunkt $t(0)$ auf ca. 90 mg/l. Die theoretische Anfangskonzentration gemäß Mischrechnung beträgt 92 mg/l. Innerhalb von etwa 0,5 Stunden stellt sich ein unteres CSB_{flo-f} Plateau von rd. 75 mg/l ein.

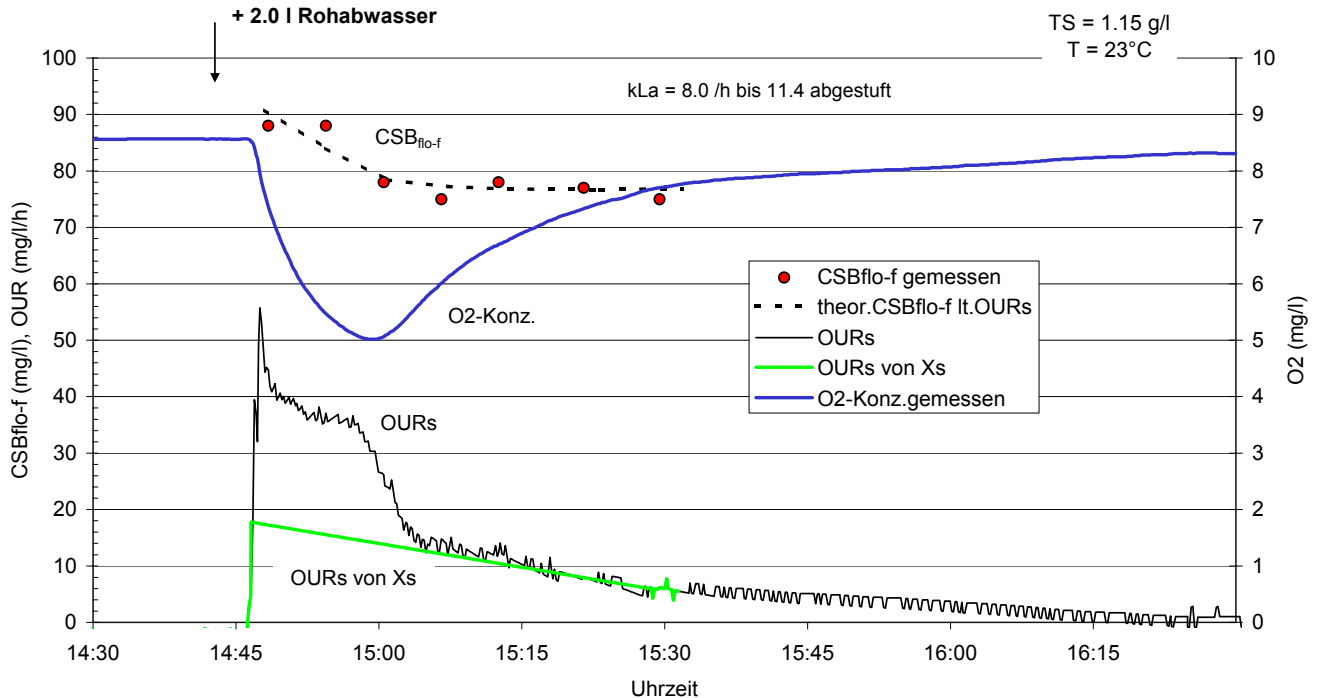


Abbildung 15: Batch-Test 1.1 – Verlauf von O_2 , OUR_s und CSB_{flo-f}

Abbildung 15 zeigt neben den Messergebnissen auch die daraus abgeleiteten Ergebnisse:

a) O_2 -Verbrauchskurve OUR_s

Der anfängliche Peak von ca. 55 mg O_2 /l/h ist Folge der Vermischung von unbelüftetem Abwasser und belüftetem Belebtschlamm (Kap. 5.2.2.3.5) und wird in der S_s -Ermittlung folglich nicht gewertet. Die maximale O_2 -Verbrauchsrate des Schlammes beträgt ca. 40 mg O_2 /l/h.

b) O_2 -Verbrauchskurve OUR_s von X_s

Zur Ermittlung von S_s muß von OUR_s jener O_2 -Verbrauch abgezogen werden, der sich aus der Hydrolyse von X_s ergibt. Dieses OUR_s von X_s wurde gemäß Kap.5.2.2.6.1 über die lineare Extrapolation der Atmungskurve nach vollständiger Veratmung von S_s abgeschätzt. Sobald S_s des Abwassers zur Gänze aufgebraucht ist (und keine Speicherung vorliegt), ist die heterotrophe Wachstumsrate durch die Hydrolyse von X_s begrenzt. Der lineare Verlauf deutet darauf hin, daß die Hydrolyserate direkt proportional zur X_s -Konzentration ist. Dies ist dann der Fall, wenn:

- die Hydrolyse generell eine Funktion 1.Ordnung in bezug auf X_s ist, wie in der Lit. bereits öfter berichtet (s.auch Kap.2.3.1.4)
- die Hydrolyse wie im ASM1 einer Oberflächenreaktionskinetik folgt und $X_s / X_H \ll K_X$. Dies wäre z.B. bei $X_s = 100$ mg/l, $X_H = 400$ mg/l und $K_X = 1,0$ mg/l der Fall ($0,25 \ll 1,0$)

In diesem Fall beträgt die Hydrolyserate nur ca. 20 bis 30 % der maximalen Hydrolyserate (keine X_S -Limitierung) bei dieser Temperatur.

c) Theoretischer Verlauf der $CSB_{f_{lo-f}}$ -Konzentration infolge OUR_s

Unter der Annahme, daß die Abnahme von $CSB_{f_{lo-f}}$ gleich der Abnahme von S_S entspricht, wurde aus dem (OUR_s minus OUR_s von X_S)-Verlauf die theor. $CSB_{f_{lo-f}}$ -Konzentration berechnet. Der theor. $CSB_{f_{lo-f}}$ -Verlauf stimmt gut mit dem gemessenen $CSB_{f_{lo-f}}$ -Verlauf überein.

$$CSB_{f_{lo-f}} \text{ lt. } OUR_s \cong CSB_{f_{lo-f}}(t_0) \text{ minus } \Delta S_S \text{ lt. } (OUR_s \text{ minus } OUR_s \text{ von } X_S) (t_0 \text{ bis } t)$$

Dies deutet darauf hin, daß weder Adsorption noch Speicherung von gelöstem CSB in nennenswertem Ausmaß stattgefunden hat und daß die Abnahme der S_S -Konzentration im Batch-Reaktor mit Hilfe der Flockungsfiltrationsmethode gemessen werden kann.

Die leicht abbaubare CSB-Fraktion des zugegebenen Abwassers wurde auf zweierlei Art, nämlich aus dem O_2 -Verbrauch sowie den $CSB_{f_{lo-f}}$ -Konzentrationen bestimmt (Kap.5.2.2.6). Während sich aus dem O_2 -Verbrauch ein $S_S = SS_A = 95 \text{ mg/l}$ ergibt, beträgt S_S lt. $CSB_{f_{lo-f}} = SS_B = 183 \text{ mg/l}$. SS_A ist somit nur halb so groß wie SS_B .

Die gelöste inerte CSB-Fraktion des Abwassers wurde gemäß Kap.5.2.2.7 ermittelt. Die mit A-Schlamm ermittelte Konzentration S/A ist mehr als doppelt so groß wie die mit B-Schlamm ermittelte Konzentration S/B .

b) **Batch-Test 1.2 am 25-02-97**

Der 2. Batch-Test während der aeroben Betriebsphase der Versuchsanlage unterscheidet sich durch die geringere Temperatur im Batch-Reaktor sowie das größere Verhältnis Rohabwasser/Schlamm. Während Batch-Test 1.1 bei Zimmertemperatur (23°C) erfolgte, wurde bei Batch-Test 1.2 wie bei allen folgenden Batch-Tests der Batch-Reaktor konstant auf 14°C gekühlt. Während bei Batch-Test 1.2 lediglich 2,0 Liter Rohabwasser auf 10,5 Liter A-Schlamm kamen, wurden ab Batch-Test 1.2 i.d.R. 5,0 Liter Abwasser 7,0 Liter Schlamm zugegeben.

| | | |
|----------|---------------|--|
| 24-02-97 | ca. 14:00 | Entnahme von Schlamm aus ZK der Pilotanl. Eschw. |
| | 18:00 | 8,0 l Schlamm zu Rodtox \Rightarrow gerührt und belüftet (14,0°C) |
| | 21:01 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |
| | 22:25 | Zugabe von 2,0 l Rohabwasser (15:00-Charge) |
| 25-02-97 | 00:16 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |
| | ca.12:00 | 2,0 l dekantiert |
| | 12:45 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) für $k_L a$ -Bestimmung |
| | 16:52 | Versuchsbeginn: + 5,0 l gesiebtes Rohabwasser (15:00-Charge) zu 7,0 l Rodtox |
| | 16:54 - 20:17 | 8 Probenahmen (je ca. 200 ml) für $CSB_{f_{lo-f}}$ - und PHB-Profil |
| | 22:35 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) für $k_L a$ -Bestimmung |

Tabelle 9: Vorgeschichte und Ablauf Batch-Test 1.2 am 25-02-97 (A-Stufe aerob)

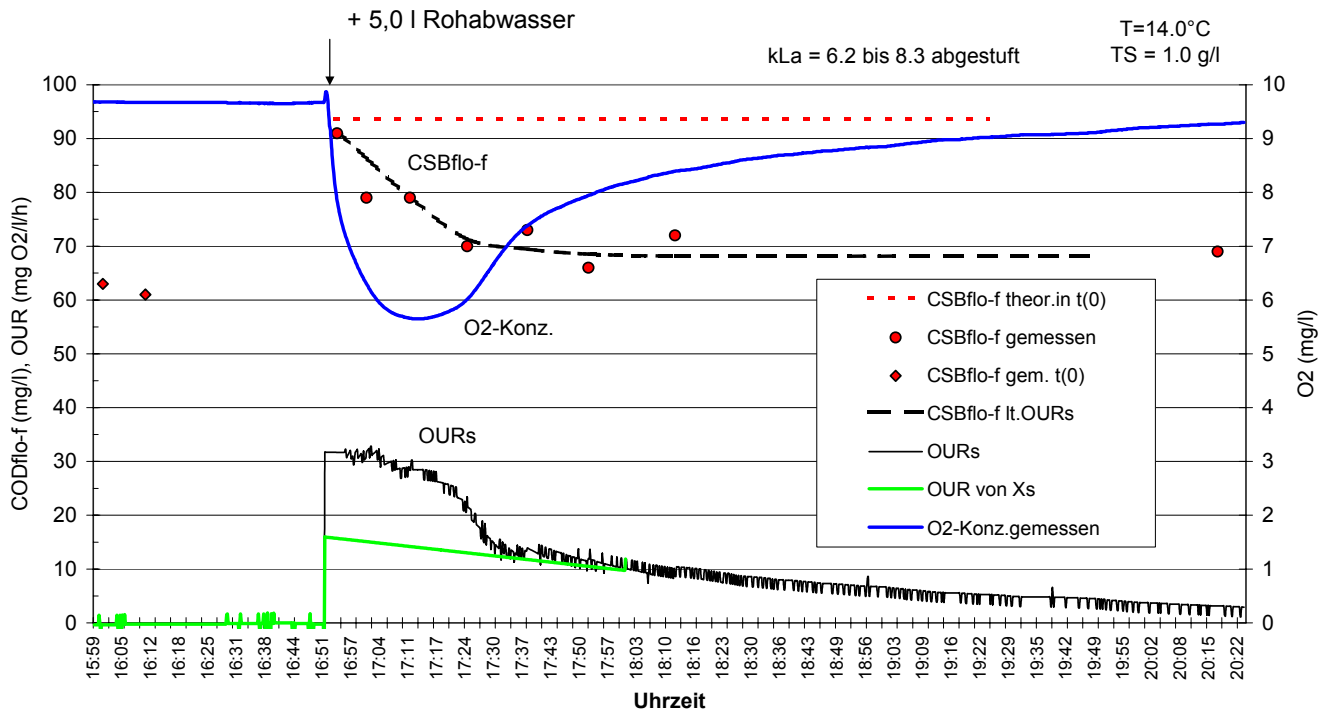


Abbildung 16: Batch-Test 1.2 – Verlauf von O_2 , OUR_s und CSB_{flo-f}

Abbildung 16 zeigt neben den Messergebnissen auch die daraus abgeleiteten Ergebnisse:

a) O_2 -Verbrauchskurve OUR_s

Die maximale O_2 -Verbrauchsrate des Schlammes beträgt knapp über 30 mg O_2 /l/h. Der anfängliche Peak in Folge der Vermischung von unbelüftetem Abwasser und belüftetem Belebtschlamm wurde aus der Darstellung entfernt, da er in der S_5 -Ermittlung nicht berücksichtigt werden darf.

b) O_2 -Verbrauchskurve OUR_s von X_s

Der lineare Verlauf deutet abermals darauf hin, daß die Hydrolyserate direkt proportional zur X_s -Konzentration ist und nur 1 hydrolysierbare CSB-Fraktion im Rohabwasser vorliegt.

c) Theoretischer Verlauf der CSB_{flo-f} -Konzentration infolge OUR_s

Der theoretische CSB_{flo-f} -Verlauf stimmt gut mit dem gemessenen CSB_{flo-f} -Verlauf überein, was darauf hinweist, daß weder Adsorption noch Speicherung von gelöstem CSB in nennenswertem Ausmaß stattgefunden hat und daß die CSB_{flo-f} -Kurve den Verlauf von S_5 im Batch-Reaktor repräsentiert.

Die leicht abbaubare CSB-Fraktion des zugegebenen Abwassers wurde aus dem O_2 -Verbrauch mit $S_5 = SS_A = 58$ mg/l bestimmt und stellt nur 57 % von S_5 lt. $CSB_{flo-f} = SS_B = 102$ mg/l dar.

Die mit A-Schlamm ermittelte Konzentration SI_A beträgt rd. 80 mg/l und ist mehr als doppelt so groß wie die mit B-Schlamm abgeschätzte Konzentration $SI_B = 35$ mg/l.

5.3.1.2.2. Versuch mit Azetat

Den Abschluß der Batch-Versuche mit A-Schlamm bildete ein Versuch, bei dem Azetat anstelle von Rohabwasser dem Batch-Reaktor zudosiert wurde. Mit Hilfe der CSB_{flo-f} -Analytik sollte untersucht werden, ob der A-Schlamm das an sich leicht abbaubare Azetat zur Gänze abbauen kann.

Der für diesen Versuch verwendete Schlamm stammte aus der fakultativen Betriebsweise der A-Stufe der Versuchsanlage. Neben dem organischen Substrat Azetat wurde dem Batch-Reaktor auch die für den Abbau erforderlichen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in gelöster Form zugegeben. Das Verhältnis C : N : P der Nährstofflösung betrug etwa 100 : 5 : 1.

Da das Volumen im Batch-Reaktors vor und nach Substratzugabe wenig unterschiedlich war (9,6 Liter – 8,3 Liter), wurde die $k_L a$ -Bestimmung nur am Ende des Batch-Tests durchgeführt.

| | | |
|----------|---------------|--|
| 25-03-97 | ca. 15:00 | Entnahme von Schlamm aus HB der Pilotanl. Eschw. (fakult.) |
| | 21:00 | ca. 40 % dekantiert und restl. ca. 9 l mit 6 l Rohabw. versetzt |
| | 21:30 | 10,0 l von obiger Mischung zu Rodtox \Rightarrow gerührt und belüftet (14,0°C) |
| 26-03-97 | 14:04 | Versuchsbeginn: + 320 ml Azetat+N+P zu 9,62 l Rodtox |
| | 14:07 - 17:10 | 13 Probenahmen (je ca. 120 ml) für CSB_{flo-f} - und PHB-Profil |
| | 17:23/ 17:37 | Belüftung AUS/EIN für $k_L a$ -Bestimmung |
| | 18:25/ 18:40 | Belüftung AUS/EIN für $k_L a$ -Bestimmung |

Tabelle 10: Vorgeschichte und Ablauf Batch-Test 1.7 (26-03-97) (A-Stufe fakultativ anaerob)

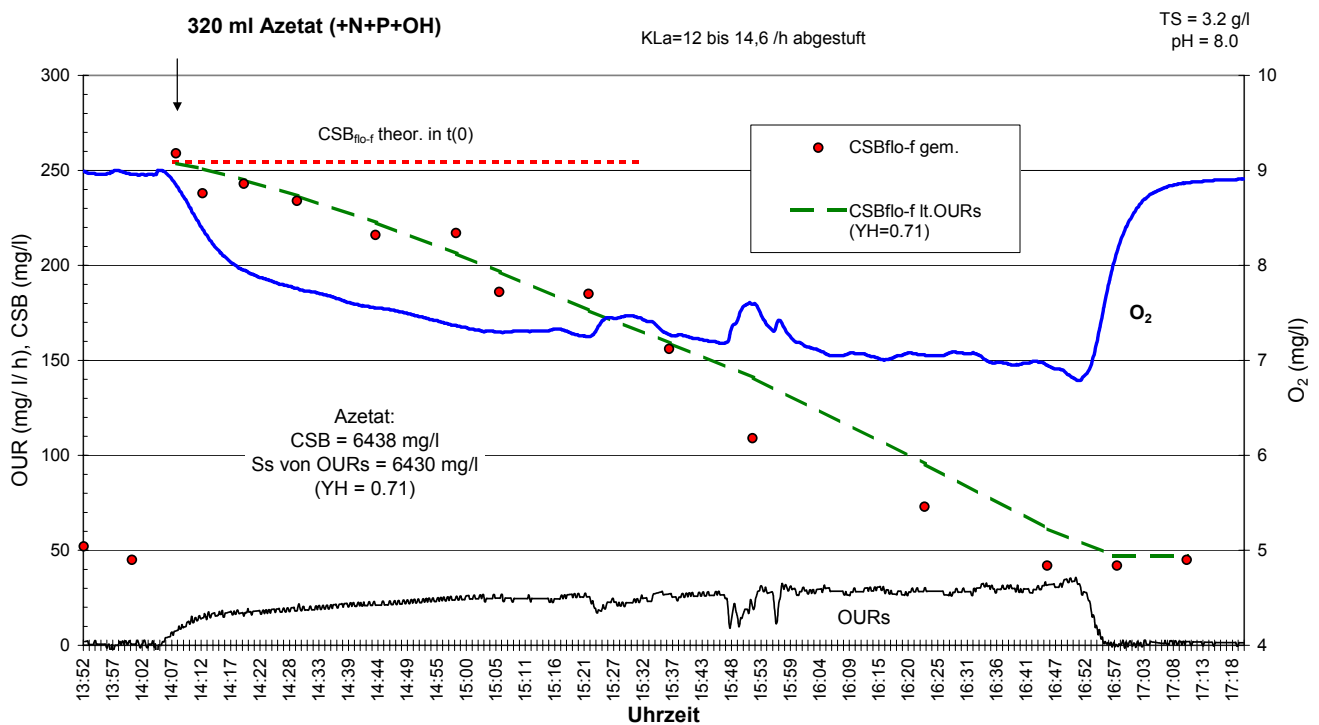


Abbildung 17: Batch-Test 1.7 - Verlauf von O_2 , OUR_s und $CSB_{f_{10-f}}$

Abbildung 17 zeigt die gemessenen sowie abgeleiteten Ergebnisse:

a) O_2 -Verbrauchskurve OUR_s

Die maximale O_2 -Verbrauchsrate des Schlammes beträgt etwa 30 mg O_2 /l/h. Dabei fällt auf, daß die Atmungsaktivität nach einem ersten schnellen Anstieg kontinuierlich weiter ansteigt.

b) O_2 -Verbrauchskurve OUR_s von X_s

Die O_2 -Verbrauchskurve zeigt erwartungsgemäß kein „tailing“ am Ende des Batch-Versuches, was darauf schließen läßt, daß ausschließlich leicht abbaubarer CSB abgebaut wurde und keine nennenswerte Hydrolyse (von X_s) auftrat.

c) Theoretischer Verlauf der $CSB_{f_{10-f}}$ -Konzentration infolge OUR_s

Der theoretische $CSB_{f_{10-f}}$ -Verlauf unter Annahme eines Yields $Y_H = 0,71$ stimmt gut mit dem gemessenen $CSB_{f_{10-f}}$ -Verlauf überein, was darauf hinweist, daß die $CSB_{f_{10-f}}$ -Kurve den Verlauf von S_s im Batch-Reaktor repräsentiert und weder Adsorption noch Speicherung in nennenswertem Ausmaß stattgefunden hat. Dies wird durch den Adsorptionsversuch mit Zyanid und den PHB-Messungen bestätigt. Letztere zeigen eine im Versuchsverlauf kontinuierlich ansteigende Speicherung von gelöstem CSB bis max. 8 % des Azetats an (Abbildung 21, Seite 69).

Der erste gemessene $CSB_{f_{10-f}}$ -Wert entspricht dem theoretischen Anfangswert zum Zeitpunkt t_0 . Die $CSB_{f_{10-f}}$ -Konzentration am Ende ist gleich der Konzentration vor der Azetatzugabe, was darauf hindeutet, daß Azetat von A-Schlamm zu 100 % abgebaut wird.

Nachdem die zugegebene vollständig abgebaute Azetatmenge genau bekannt ist, läßt sich über die in Kap.5.2.2.6.1 dargestellte CSB-Bilanz der Yield zu $Y_H = 0,71$ ermitteln. Dieser Wert entspricht genau dem Mittelwert aus sämtlichen mit A-Stufen-Schlamm und Azetat ermittelten Ertragskoeffizienten. Da jedoch nicht von vornherein die Verstoffwechslung von Azetat mit jener von Rohabwasser verglichen werden kann, wie auch Kap. 5.4.2 zeigt, wurde für die Auswertung der Batch-Versuche mit Rohabwasser der in der Literatur übliche Yield = 0,67 verwendet.

5.3.1.3. Speicherung von gelöstem CSB

5.3.1.3.1. Auswertung des Kurvenverlaufes des gelösten CSB

Im folgenden wird ein Batch-Versuch gezeigt, bei welchem aufgrund des gemessenen CSB_{flo-f} Verlaufes auf eine Speicherung von gelöstem CSB zu schließen ist.

Batch-Test 1.4 (04-03-97)

Batch-Test 1.4 wurde 2 Tage nach Umstellung von der aeroben auf die intermittierende Betriebsweise der A-Stufe der Versuchsanlage durchgeführt.

| | | |
|----------|---------------|---|
| 03-03-97 | ca. 14:00 | Entnahme von Schlamm aus der Zwischenklärung der Pilotanl. Eschweiler (kein $\dot{U}S$ -Abzug seit Vorabend) |
| | 20:00 | 6,0 l Schlamm + 2,0 l gesiebtes Rohabwasser (von 15:30) zu Rodtox \Rightarrow gerührt und belüftet (14,0°C) |
| 04-03-97 | 14:30 | Zugabe von 10 ml Azetat (20 g/l) |
| | 16:55 | Versuchsbeginn: + 5,0 l Rohabwasser zu 7,3 l Rodtox |
| | 16:58 - 21:41 | 9 Probenahmen (je ca. 200 ml) für CSB_{flo-f} - und PHB-Profil |
| | 22:20 | Zugabe von 10 ml Azetat (20 g/l) für $k_L a$ -Bestimmung |

Tabelle 11: Batch-Test 1.4 am 04-03-97 (A-Stufe intermittierend)

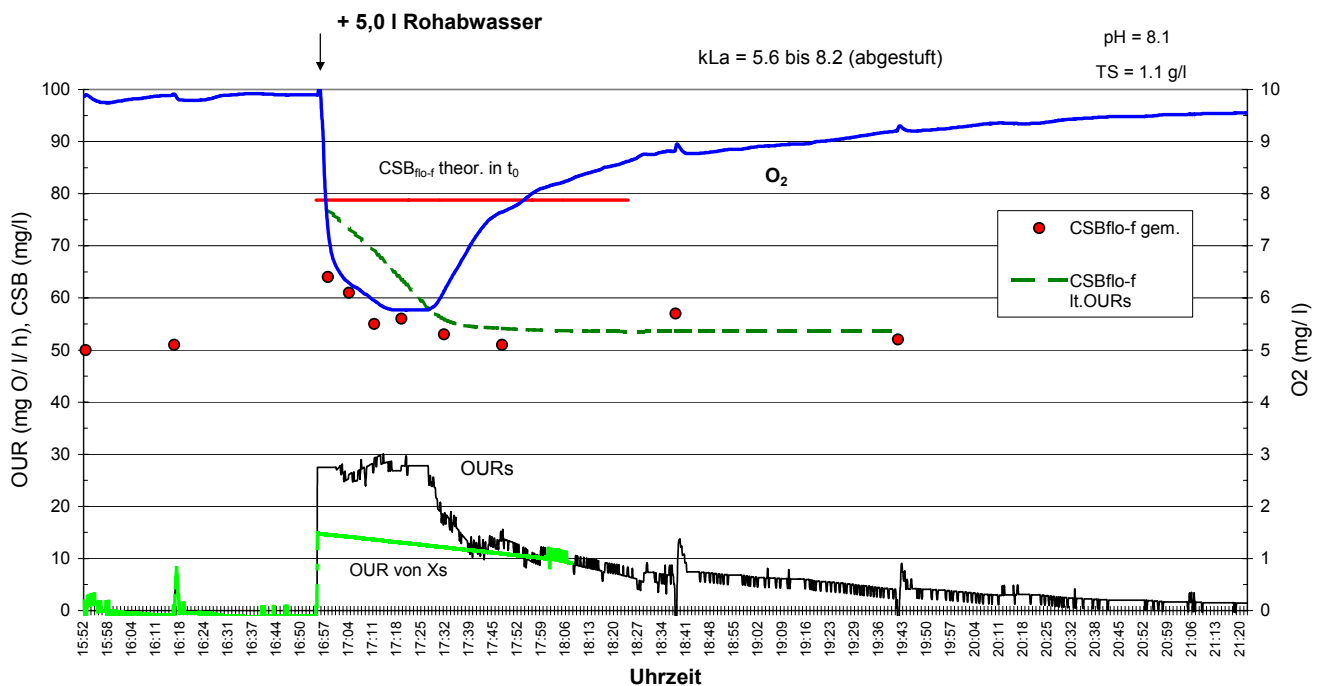


Abbildung 18: Batch-Test 1.4 mit A-Stufen-Schlamm (04-03-97)

Abbildung 18 zeigt, daß der gemessene CSB_{flo-f} -Verlauf nicht mit dem CSB_{flo-f} -Verlauf lt. OUR_s übereinstimmt. Der gemessene Verlauf ist flacher und weist einen Fehlbetrag zu Beginn auf. Die PHB-Bestimmung zeigt bei diesem Batch-Test zu Beginn eine Speicherung von rd. 6 % bzgl CSB_{flo-f} (=121 mg/l) an, ist jedoch allein als Erklärung nicht ausreichend. Nach Abzug des in Form von PHB gespeicherten CSB_{flo-f} bleibt ein Fehlbetrag zu Beginn von ca. 10 % übrig.

Der Adsorptionsversuch mit Zyanid erbrachte keinerlei Adsorption von CSB_{flo-f} .

Die mit A-Schlamm ermittelte Konzentration S/A beträgt 52 mg/l und ist doppelt so groß wie die mit B-Schlamm abgeschätzte Konzentration $S/B = 25$ mg/l. Die über den O_2 -Verbrauch ermittelte Konzentration SS_A ist mit 62 mg/l deutlich kleiner als $SS_B = 96$ mg/l.

5.3.1.3.2. Auswertung der PHB-Konzentrationen

Die Ergebnisse der PHB-Bestimmung zeigen Abbildung 19 bis Abbildung 21.

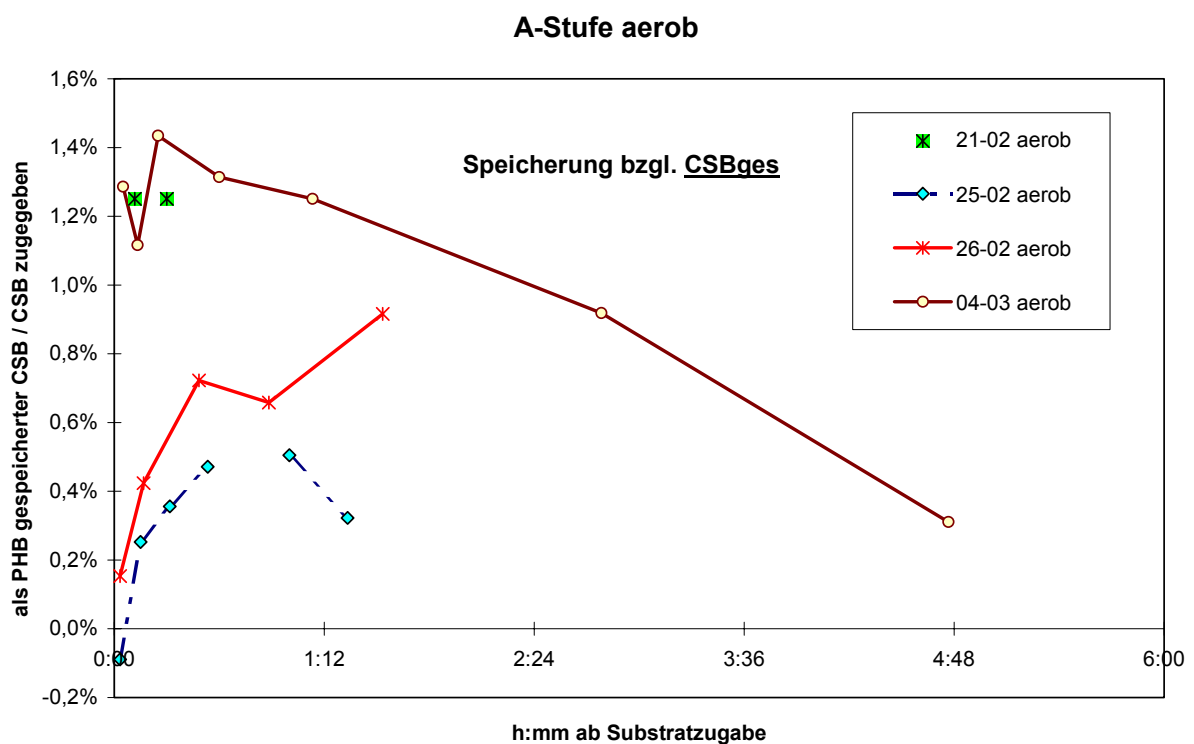


Abbildung 19: Als PHB gespeichertes Substrat im Verhältnis zu CSB_{ges}

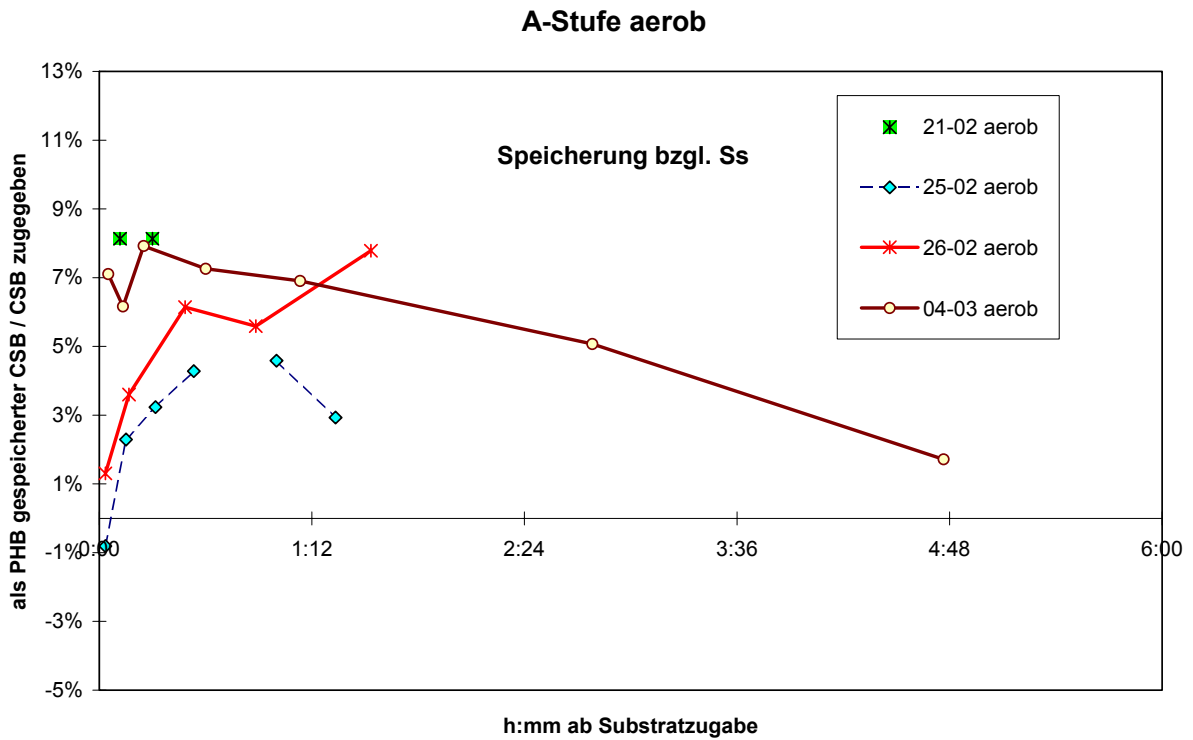


Abbildung 20: Als PHB gespeichertes Substrat im Verhältnis zu S_s

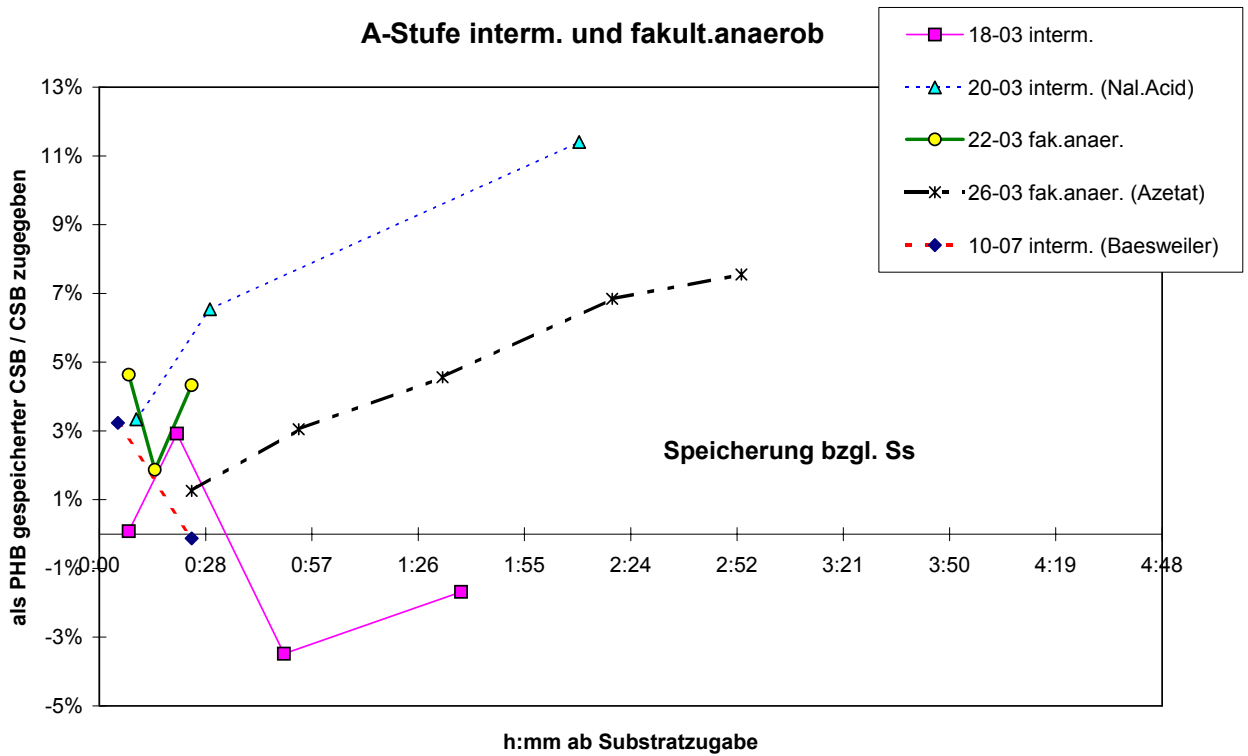


Abbildung 21: Als PHB gespeichertes Substrat im Verhältnis zu S_s

Beim Verlauf der PHB-Konzentrationen während der aeroben Batch-Tests lassen sich drei große Gruppen erkennen:

- rascher Anstieg innerhalb 1 Stunde (21-02 aerob, 25-02 aerob, 26-02 aerob, 04-03 aerob)
- kontinuierlicher langsamer Anstieg über 3 Stunden (20-03 interm.(Nalidixic Acid), 26-03 fak.anaer. (Azetat))
- kein eindeutiger Kurvenverlauf, Speicherung im Bereich der Meßgenauigkeit (18-03 interm., 22-03 fak.anaer., 10-07 interm.(Baesweiler))

Die Ergebnisse der einzelnen Versuche werden nachfolgend näher betrachtet.

Vorversuch am 21-02-97

Wie Tabelle 12 zeigt, war der Schlamm zu Versuchsbeginn ausgezehrt.

| | | |
|----------|-----------|--|
| 18-02-97 | ca. 17:00 | Entnahme von Schlamm aus ZK der Pilotanlage Eschw. (aerob) |
| | ca. 20:30 | ca. 15 l Schlamm + 2 l Rohabwasser in den Kühlraum, Belüftung |
| 19-02-97 | 22:40 | Gekühlten Schlamm dekantiert und mit 2 l Rohabwasser versetzt |
| 20-02-97 | ca.19:30 | Schlamm dekantiert und davon 6,0 l + 2,0 l Rohabwasser zu Rodtox \Rightarrow gerührt und belüftet (14,0°C) |
| 21-02-97 | 16:45 | Versuchsbeginn: + 3,0 l Rohabwasser zu 8,0 l Rodtox |

Tabelle 12: Vorgeschichte A-Schlamm für Vorversuch am 21-02-97

Methodik Vorversuch:

Am 21-02-97, 16:45 Uhr, wurden 3 Liter Rohabwasser dem Batch-Reaktor (8,0 l) zugegeben und danach 2 Proben, eine Probe nach 7 Min. und eine nach 18 Min., gezogen. Die nach 7 Min. gezogene Probe wurde geteilt und in einen Teil 2,5 ml Azetat (40 g/l) zugespritzt. Die 3 Proben wurden anschließend sofort ins Labor des Instituts für Technische Chemie gebracht, dort filtriert und die Schlammproben danach (ca. 1 h nach Abwasserzugabe) für die spätere PHB-Bestimmung eingefroren. Aus dem Filtrat wurde jeweils der CSB_{flo-f} bestimmt. Die mit Azetat aufgestockte Probe wurde bis zum Filtrieren mehrmals geschüttelt

Ergebnisse Vorversuch:

Die beiden Proben mit Abwasser zeigten mit 0,250 % PHB (bzgl.TS) das gleiche Ergebnis. Der Wert liegt etwas höher als der Blindwert im Schlamm (PHB vor Abwasserzugabe). Dieser wurde nicht gemessen, sondern anhand der nachfolgenden Versuche mit 0,20 % abgeschätzt. Der gespeicherte CSB errechnet sich somit zu ca. 8 % bzgl. SS_B und 1 % bzgl. CSB_{ges} .

Die CSB_{ges} -Konzentration im Batch-Reaktor unmittelbar nach der Abwasserzugabe lag bei rd. 100 mg/l. Die ca. 1 Stunde nach Abwasserzugabe gemessenen CSB_{flo-f} -Konzentrationen in den beiden Proben ohne Azetat lagen bei 31 mg/l und 27 mg/l, was etwa dem gelösten inerten CSB entspricht.

Die Probe mit Abwasser und Azetat zeigte 0,380 % PHB. Dieselbe Probe ohne CSB-Aufstockung durch Azetat (siehe oben) ergab nur 0,250 % PHB bzgl. TS. Diese deutliche

Zunahme an PHB entspricht einer Erhöhung der gespeicherten CSB-Konzentration von 68 mg/l auf 104 mg/l. Die prozentuelle Speicherung bzgl. der zugegebenen Azetatmenge ist mit 0,4 % jedoch sehr gering.

Die rechnerische CSB-Konzentration nach Azetatzugabe lag bei ca. 800 mg/l, der Meßwert nach 1 Stunde bei 600 mg/l.

Batch-Test 1.2 am 25-02-97 (A-Stufe aerob betrieben)

Zwischen der Schlammentnahme aus der Versuchsanlage und dem Batch-Test liegen ca. 27 Stunden. Der Grundgehalt an PHB vor Abwasserzugabe liegt bei 0,24 % von TS (TS=1,8 g/l => 5,9 mg CSB/l Schlamm).

Innerhalb der ersten halben Stunde nach Abwasserzugabe kommt es zu einem Anstieg von PHB, wobei maximal ca. 4,5 % des leicht abbaubaren CSB gespeichert werden. Die Messung nach 1,5 Stunden zeigt bereits einen Rückgang der PHB-Konzentration.

Dieser Verlauf paßt gut mit der gemessenen **OUR**-Kurve überein, die ein Ende des **S_s**-Abbaus nach ca. 40 Min. anzeigt.

Batch-Test 1.3 am 26-02-97 (A-Stufe aerob betrieben)

Zwischen der Schlammentnahme aus der Versuchsanlage und dem Batch-Test liegen ca. 51 Stunden. Der Grundgehalt an PHB vor Abwasserzugabe liegt bei 0,22 % von TS (TS=1,1 g/l => 3,3 mg CSB/l Schlamm).

Es wurde der Schlamm vom Versuch am Vortag weiterverwendet. Allerdings wurde ein etwas dünneres Rohabwasser (von 10:00 vormittags) als Substrat zugegeben.

Die ausgewerteten PHB-Proben zeigen einen ähnlichen Kurvenverlauf wie am Vortag (25-02 aerob) mit dem Unterschied, daß die PHB-Konzentration auch noch 1,5 Stunden nach Azetatzugabe ansteigt. Der als PHB gespeicherte Substratanteil beträgt bzgl. CSB_{ges} maximal ca. 1 %. Bezogen auf den gesamten leicht abbaubaren CSB (**SS_B**) liegt er bei 8 % nach 1,5 Stunden. Dies ist fast doppelt so viel wie beim Versuch am Tag davor und läßt sich größtenteils durch den etwas niedrigeren Grundgehalt an PHB (größere Ausgezehrtheit des Schlammes) erklären. Theoretisch könnte es jedoch auch ein Hinweis dafür sein, daß sich die Organismen im A-Schlamm auf einen Metabolismus mit Speicherung umstellen, sobald über längere Zeit die Substratversorgung gering ist. In der Praxis spielt dies natürlich keine Rolle, da in A-Stufen kaum Hungerperioden auftreten.

Das Ergebnis des Vortages wurde somit im wesentlichen bestätigt und im Schlamm keine nennenswerte Speicherkapazität beobachtet.

Batch-Test 1.4 am 04-03-97 (A-Stufe intermittierend betrieben)

Zwischen der Schlammentnahme aus der Versuchsanlage und dem Batch-Test liegen ca. 29 Stunden. Da versehentlich kein Blindwert bestimmt wurde, wird dieser mit 0,25 % bzgl. TS abgeschätzt. Dabei wird angenommen, daß die Azetatzugabe 1,5 h vor Versuchsbeginn eine geringfügige Erhöhung des PHB-Anteiles bewirkt hat.

Der als PHB gespeicherte Substratanteil beträgt ca. 1 % bezogen auf den CSB_{ges} und ca. 6 % bezogen auf den SS_B . Das Maximum wird bereits nach ca. 20 Min. erreicht, danach nimmt die PHB-Konzentration im Schlamm kontinuierlich ab.

Dieser Verlauf paßt gut mit der gemessenen **OUR**-Kurve überein, die ein Ende des S_5 -Abbaus nach ca. 30 Min. anzeigt. Die beobachtete Speicherung von 6 mg CSB/l Abwasser erklärt jedoch nur zum Teil den Fehlbetrag von ca. 15 mg/l CSB_{fio-f} im Batch-Reaktor unmittelbar nach Abwasserzugabe (Kap.0).

Batch-Test 1.5 am 18-03-97 (A-Stufe intermittierend betrieben)

Zwischen der Schlammentnahme aus der Versuchsanlage und dem Batch-Test liegen ca. 12 Stunden. Die PHB-Proben zeigen trotz des hohen TS-Gehalts (4,0 g/l) keinerlei Speicherung an. Der Grundgehalt an PHB vor Abwasserzugabe liegt allerdings mit 0,5 % von TS = 10 mg CSB/l relativ hoch.

Batch-Test 1.6 am 22-03-97 (A-Stufe fakultativ anaerob betrieben)

Zwischen der Schlammentnahme aus der Versuchsanlage und dem Batch-Test liegen ca. 19 Stunden. Allerdings wurde der Schlamm fast 12 Stunden davon bei nur rd. 6°C im Kühlraum belüftet, was einen Abbau der Speicherpolymere zumindest stark verlangsamt haben dürfte. Der Grundgehalt an PHB vor Abwasserzugabe liegt folglich relativ hoch bei 0,47 % von TS = ca. 40 mg CSB/l (aufgrund des hohen TS-Gehaltes von 6,6 g/l).

Die PHB-Proben zeigen eine geringe Speicherung bis zu 5 % bezogen auf den zudosierten leicht abbaubaren CSB.

Batch-Test 1.7 am 26-03-97 (Azetat) (A-Stufe fakultativ anaerob betrieben)

Zwischen der Schlammentnahme aus der Versuchsanlage und dem Batch-Test liegen ca. 24 Stunden. Der Grundgehalt an PHB vor Abwasserzugabe liegt bei 0,25 % von TS = 12 mg CSB/l.

Die ausgewerteten PHB-Proben zeigen analog zur **OUR**-Kurve einen kontinuierlichen Anstieg der PHB-Konzentration über 2,5 Stunden nach Azetatzugabe. Der gemessene Maximalwert ergibt, daß 8 % der zugegebenen Azetatmenge als PHB gespeichert wurden.

Batch-Test 2.1 am 20-03-97 (Nalidixic Acid)

Siehe nachfolgendes Kapitel.

5.3.1.3.3. Untersuchung der Speicherung mit Nalidixic Acid

Mit dem Schlamm von Batch-Versuch 1.5 wurde der einzige Batch-Versuch mit Nalidixic Acid durchgeführt, wobei zwischen der Schlammentnahme aus der Versuchsanlage und dem Batch-Test ca. 30 Stunden liegen. Da Nalidixic Acid lt. Literatur zwar die Zellteilung und damit das Biomassenwachstum nicht jedoch die Speicherung verhindert, sollte mit Hilfe dieses Batch-

Versuches die Fähigkeit des A-Stufen-Schlammes zur Speicherung quasi isoliert untersucht werden.

| | | |
|----------|-----------------|---|
| 18-03-97 | 23:00 | Ende des Rodtox-Versuches 18-03-97 |
| 19-03-97 | 01:05 | Zugabe von 10 ml Azetat (20 g/l) |
| | vormittags | Rodtox-Inhalt dekantiert und Rest (4 l) mit 2 l A-Schlamm aus Großanlage und 4 l Rohabwasser gemischt \Rightarrow Neustart Rodtox \Rightarrow gerührt und belüftet (14,0°C) |
| 20-03-97 | 15:04 | Zugabe von 500 ml Nalidixic Acid (13 g) |
| | 15:25 | Versuchsbeginn: + 5,0 l Rohabwasser zu 7,7 l Rodtox |
| | 15:27 bis 17:35 | 8 Probenahmen (je 100 oder 200 ml) für CSB _{flo-f} - und PHB-Profil |
| | 18:46 | Zugabe von 10 ml Azetat (20 g/l) für $k_L a$ -Bestimmung |

Tabelle 13: Batch-Test 2.1 (20-03-97) – Vorgeschichte und Versuchsablauf

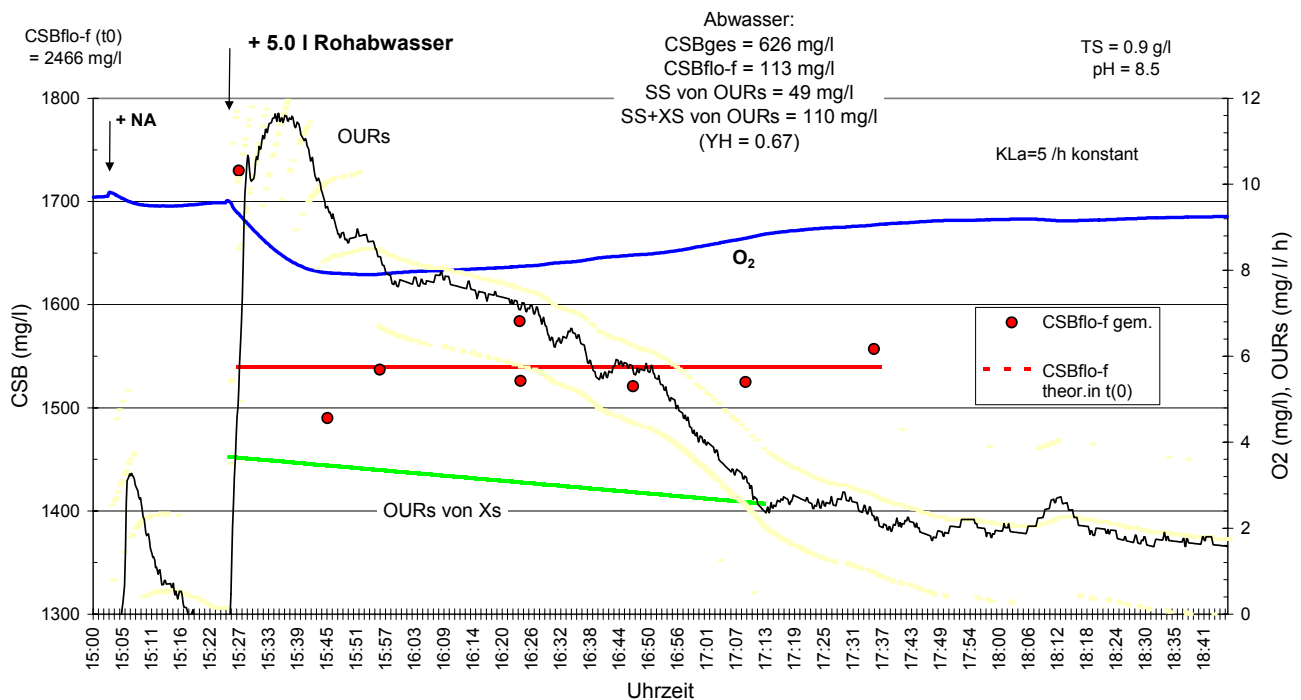


Abbildung 22: Batch-Test 2.1 (Nalidixic Acid) – gemessene und abgeleitete Ergebnisse

Aus Abbildung 22 geht hervor, daß der DNA-Replikationshemmer Nalidixic Acid auch in der vorhandenen hohen Dosis von rd.800 mg NA/ l (vor Abwasserzugabe) die Atmungsrate (max. **OUR_s** = 12 mg/l/h) zwar stark reduziert, jedoch nicht gänzlich unterbinden kann. Lt.O₂-Verbrauchskurve ist dennoch nach etwa 1,5 Stunden der für die A-Stufe leicht abbaubare CSB verbraucht.

Die ausgewerteten PHB-Proben (s. Abbildung 21) zeigen einen Anstieg der PHB-Konzentration auch noch 2 Stunden nach Azetatzugabe. Der gemessene Maximalwert ergibt, daß 12 % CSB bezogen auf den leicht abbaubaren CSB (SS_B) bzw. 1,5 % bzgl. CSB_{ges} gespeichert wurden. Der PHB-Blindwert wurde vor Zugabe des DNA-Replikationshemmer Nalidixic Acid gemessen und lag mit 0,172 % im unteren Bereich der gemessenen Blindwerte. Der Substratspeicher war somit „leer“.

Unvorhergesehener Weise führt Nalidixic Acid zu einem hohen chemischen Sauerstoffbedarf, der hohe CSB_{flo-f} -Konzentrationen im Batch-Reaktor zur Folge hat. Da die CSB_{flo-f} -Konzentrationen des Abwassers im Batch-Reaktor vor Zugabe von Nalidixic Acid (NA) fast hundertfach kleiner liegen, sind die gemessenen CSB_{flo-f} -Werte nicht auswertbar.

Wie bei Versuch 1.5 (18-03-97) zeigt OUR_s -Kurve abermals einen atypischen Verlauf mit zwei Plateaus. Bei beiden Batch-Tests wurde das gleiche Rohabwasser verwendet. Beim Batch-Test mit NA stammten 2 l von 6 l A-Schlamm aus der aerob betriebenen Großanlage. Dieser ungewöhnliche Kurvenverlauf wurde nur bei diesen beiden Versuchen, die beide die intermittierende Phase (Belüftung 15 Min. EIN - 45 Min. AUS) repräsentieren, beobachtet.

Da der $k_L a$ -Wert als konstant angenommen wurde, sind die Werte für S_s und $(S_s + X_s)$ um ca. 20 % abzumindern (s. Kap. 5.2.2.3.3).

5.3.1.3.4. Zusammenfassung der Ergebnisse

Aus den vorliegenden Ergebnissen geht klar hervor, daß der A-Stufen-Schlamm der Pilotanlage Eschweiler die Fähigkeit zur intrazellulären Speicherung von CSB in Form von PHB besitzt, diese jedoch gering ist. So wurde bei keinem der ausgewerteten Versuche mehr als 2 % des CSB_{ges} des zugegebenen Abwassers in Form von PHB gespeichert. Bezogen auf den gesamten leicht abbaubaren CSB (SS_B) wurden in Abhängigkeit vom PHB-Grundgehalt im Schlamm vor Substratzugabe (zwischen 0,2 und 0,5 % bzgl. TS) maximal zwischen 3 % und 12 % gespeichert. Der Grundgehalt an PHB war offensichtlich von der Dauer der Aufbewahrung in Ghent (zwischen rd. 0,5 und 1,5 Tagen) und weniger von der Betriebsweise der A-Stufe in Eschweiler abhängig.

Die geringste Speicherung trat bei den Versuchen am 18-03 und 22-03 auf. Hier wurde Schlamm aus der intermittierenden bzw. fakultativ anaeroben Phase der Versuchsanlage verwendet. Die Meßwerte schwanken um den Nullpunkt bzw. liegen geringfügig darüber. Bei beiden Versuchen lag der PHB-Grundgehalt im Schlamm am höchsten, was auf eine geringere Ausgezehrtheit hinweist und darauf zurückgeführt wird, daß der Schlamm zwischen der Entnahme aus der Pilotanlage und dem Versuchsbeginn weniger Zeit vorfand, um den "Speicher zu entleeren".

Zum Vergleich werden auch die Vor-Ort-Messungen an der intermittierend betriebenen A-Stufe der KA Baesweiler im Juli 1997 gezeigt (s. Kap. 5.3.2). Auch hier wurde ein hoher Grundgehalt und keine zusätzliche Speicherung festgestellt. Die Proben wurden wenige Stunden nach ihrer Entnahme eingefroren.

Allerdings weisen die Ergebnisse mehrerer Versuche darauf hin, daß die Speicherung nicht nur über PHB abläuft, sondern mit hoher Wahrscheinlichkeit auch andere Speicherpolymere eine Rolle spielen können. So wurde beim Batch-Versuch 1.4 eine Speicherung in Form von PHB von nur 7 % bezogen auf SS_B festgestellt, während die gemessenen CSB_{flo-f} -Konzentrationen auf eine Speicherung von rd. 15 % schließen ließen.

Bei der Beurteilung der Versuchsergebnisse ist jedoch zu berücksichtigen, dass eine im Batch-Versuch festgestellte Speicherung im stationären Betrieb einer Kläranlage möglicherweise nicht auftritt, da die Umgebungskonzentrationen bei konstanter Beschickung im allgemeinen geringer ist. So beobachtete KROISS (1981) in halbtechnischen Versuchen mit dem Abwasser einer Zuckerfabrik, dass eine Speicherung nur oberhalb einer Konzentration von 150 bis 200 mg/l CSB in der Mischung auftrat.

5.3.1.4. Adsorption von gelöstem CSB

Bei keinem der durchgeführten 4 Adsorptionsversuche konnte eine Verringerung des echt gelösten CSB (CSB_{flo-f}) festgestellt werden. Es wird folglich davon ausgegangen, daß weder gelöster abbaubarer noch gelöster inerte CSB in einer Höchstlastbelegung adsorbiert wird.

Nachfolgend wird ein Adsorptionsversuch näher beschrieben.

Batch-Test 3.1 (27-02-97)

| | | |
|----------|-----------------|--|
| 26-02-97 | 18:40 | Ende des ungehemmten Batch-Tests 1.3 (s.Kap. 5.3.1.5) |
| | 20:24 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |
| 27-02-97 | 14:30 | Rodtox entleert, 6,3 l dekantiert, übrige 4,0 l mit 4,0 l von Schlamm in Kühlraum (dort seit 24.2. abends belüftet, täglich einmal mit Rohabwasser gefüttert) vermischt und auf 14°C erwärmt ⇒ Neustart Rodtox |
| | 17:15 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |
| | 18:37 | Zugabe von 200 ml Zyanid (CN) (2 g/l) |
| | 18:44 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) (Überprüfung der Hemmung) |
| | 19:17 | Probenahme zur Bestimmung der CSB_{flo-f} -Konzentration |
| | 19:31 | Versuchsbeginn: + 5,0 l gesiebtes Rohabwasser (15:00-Charge), nicht aufbelüftet, zu 7,8 l Rodtox |
| | 19:33 und 19:34 | Nochmalige Zugabe von 200 ml + 130 ml CN (2 g/l), da noch keine vollständige Hemmung vermutet wurde |
| | 19:35 bis 20:58 | 8 Probenahmen (jeweils ca. 80 ml) für CSB_{flo-f} -Profil |
| | 21:14 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) - keinerlei Reaktion |
| | 21:18/ 22:13 | Rodtox-Belüftung AUS / EIN, zur $k_L a$ -Wert-Bestimmung |

Tabelle 14: Vorgeschichte und Ablauf Batch-Test 3.1 (27-02-97)

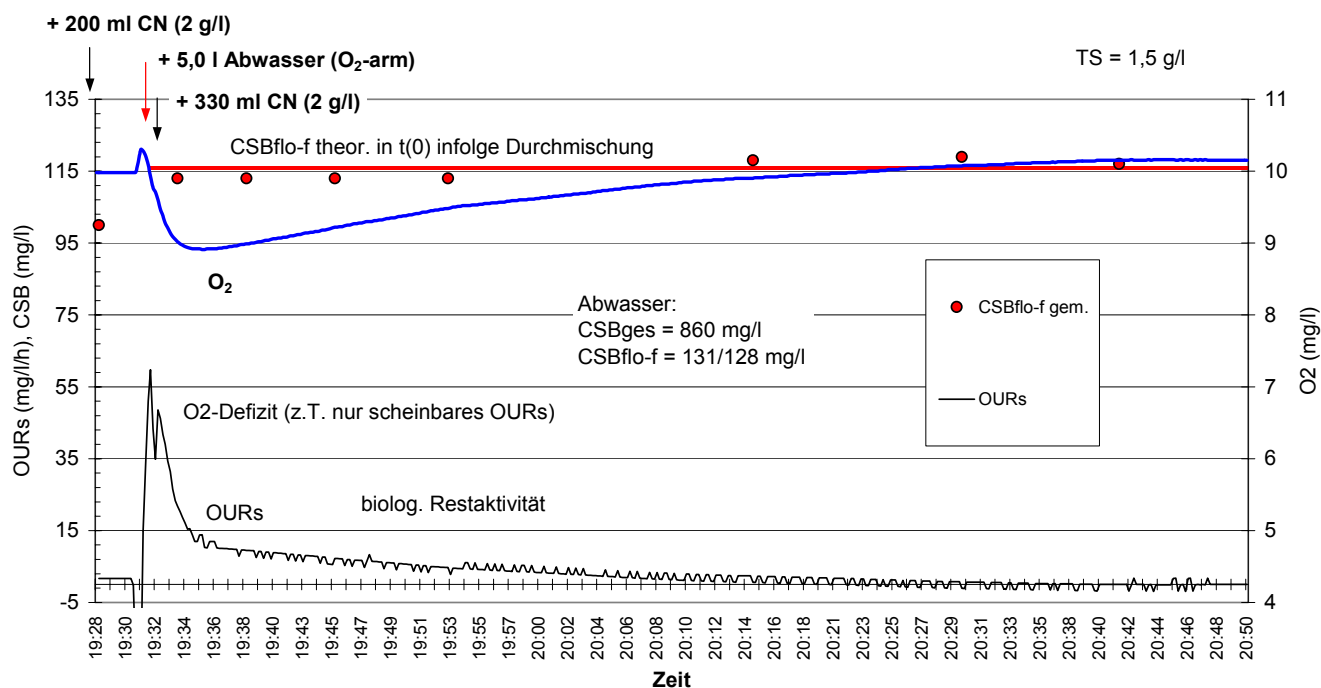


Abbildung 23: Batch-Test 3.1 – Verlauf von O₂, OUR und CSB_{flo-f}

Abbildung 23 zeigt, daß zwar offensichtlich eine geringe Restaktivität vorhanden war, aber in Summe kein gelöster CSB verloren geht. Die gemessenen CSB_{flo-f}-Konzentrationen im Batch-Reaktor bleiben über die gesamte Versuchsdauer konstant und entsprechen genau jener Konzentration, die sich allein aufgrund der Vermischung von Abwasser und Schlamm ergibt.

5.3.1.5. Einfluß der Lagerung von A-Schlamm

Wie aus Tabelle 4, Seite 56, hervor geht, wurde der Schlamm für Batch-Test 1.3 (26-02-97) etwa 2 Tage gelagert, bevor der Versuch durchgeführt wurde. Der Versuch erfolgte auf gleiche Weise wie Versuch 1.2, zwei Tage davor, brachte jedoch ein deutlich anderes Ergebnis, wie die nachfolgenden Abbildungen zeigen.

| | | |
|----------|-----------------|--|
| 25-02-97 | 20:17 | Ende von Batch-Test 1.2 |
| 26-02-97 | ca. 02:30 | Dekantieren von 6 l, verbleibende 4,3 l werden mit 4,0 l Rohabwasser (10:00-Charge) gemischt, Rodtox neu gestartet |
| | 11:30 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) |
| | 17:07 | Versuchsbeginn: + 5,0 l gesiebt Rohabwasser (10:00-Charge) zu 7,8 l Rodtox |
| | 17:09 bis 18:39 | 8 Probenahmen (jeweils ca. 200 ml) für CSB _{flo-f} - und PHB-Profil |
| | 20:24 | Zugabe von 5 ml Azetat (40 g/l) für k _L a-Bestimmung |

Tabelle 15: Vorgeschichte und Ablauf Batch-Test 1.3 (26-02-97)

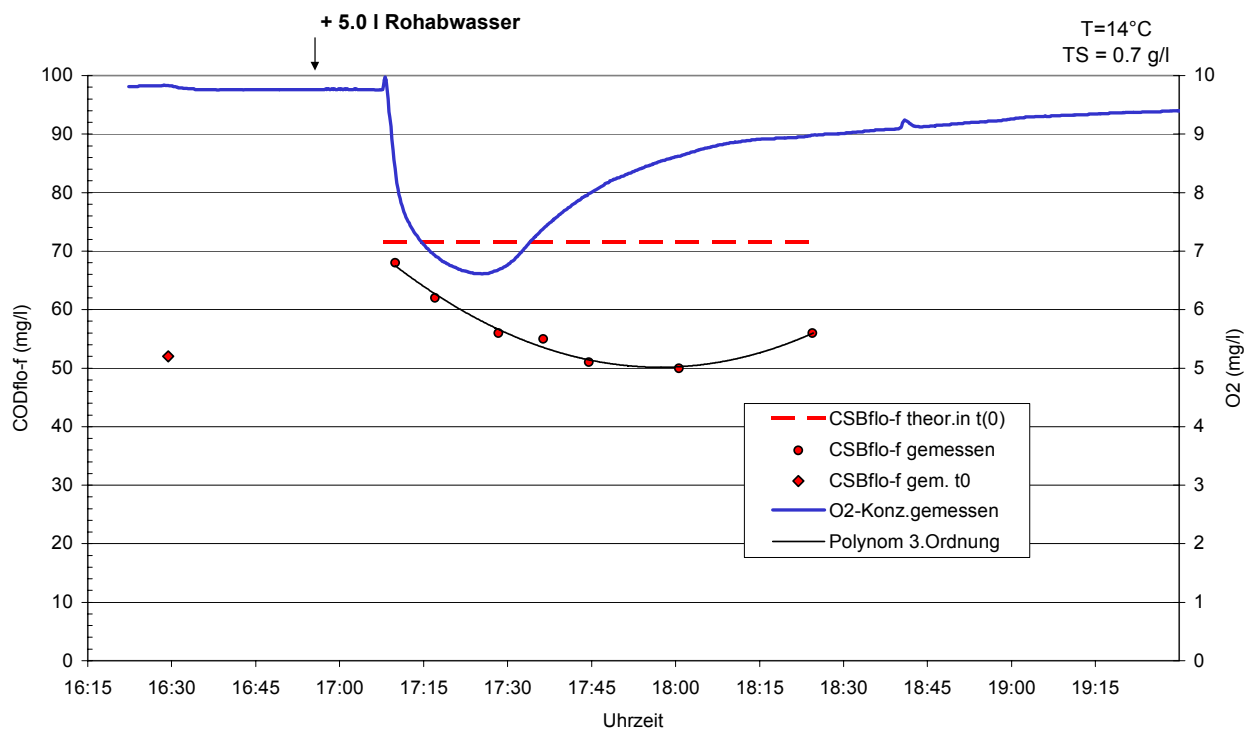


Abbildung 24: Batch-Test 1.3 – gemessener Verlauf von O₂ und CSB_{flo-f}

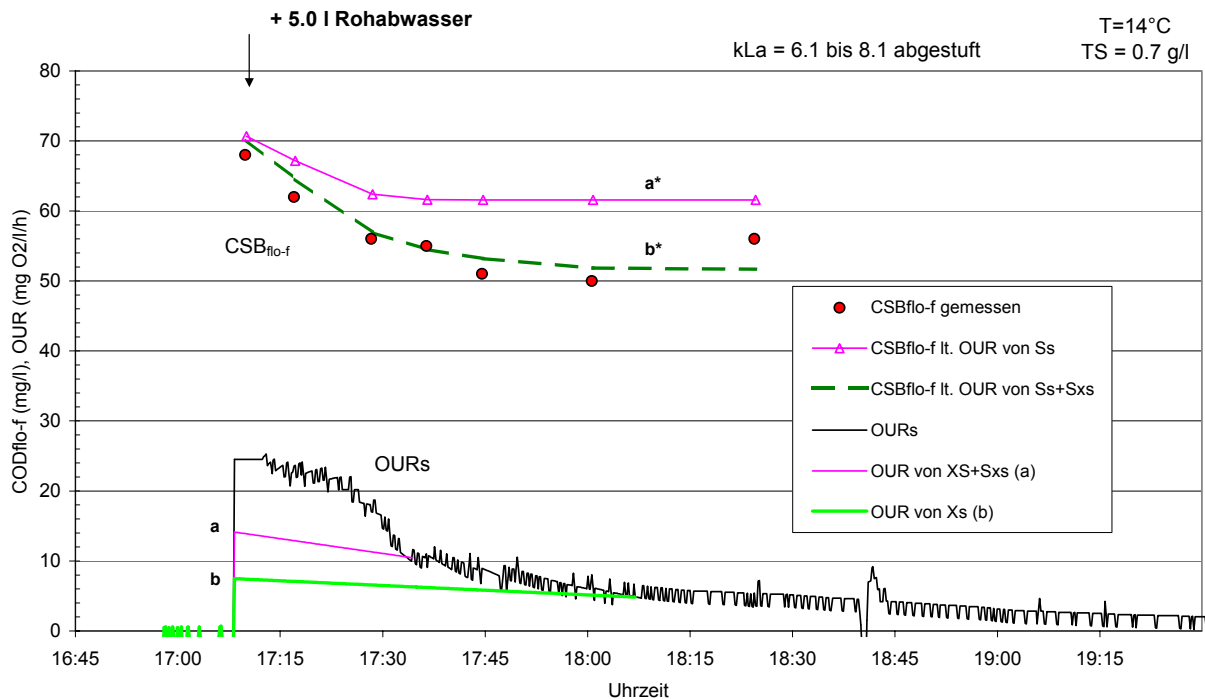


Abbildung 25: Batch-Test 1.3 – Verlauf OUR_s und CSB_{flo-f}

Der OUR_s -Verlauf unterscheidet sich von dem am Vortag durchgeführten Batch-Test 1.2 durch einen nicht linearen Verlauf nach dem Knick. Ähnlich wie beim Batch-Test vom 05-02-97 scheinen zwei unterschiedlich schnell hydrolysierbare X_s -Fraktionen vorhanden zu sein. Dieses Mal ist die schneller hydrolysierbare X_s -Fraktion allerdings eindeutig dem CSB_{flo-f} zuzuordnen, wie sich aus dem Verlauf von OUR_s und CSB_{flo-f} erkennen läßt.

Ermittelt man SS_A aus der Fläche zwischen der OUR_s -Kurve und der unteren Begrenzungslinie „a“, so ergibt sich ein theoretischer CSB_{flo-f} -Verlauf „a*“. Dieser deckt sich nicht mit den gemessenen CSB_{flo-f} -Konzentrationen. Erst bei Annahme der tieferliegenden Begrenzungslinie „b“ gelangt man zu einer Übereinstimmung von gemessener und theoretischer CSB_{flo-f} -Abnahme („b*“).

Die abgebaute CSB_{flo-f} -Konzentration ist folglich größer als die mit max.Rate abgebaute S_s -Konzentration. Zusätzlich zu S_s wird demnach ein gelöstes, erst nach Hydrolyse metabolisierbares Substrat abgebaut. Diese CSB-Fraktion wird von Freund et al. (1996) S_{xs} genannt .

Das Ergebnis läßt darauf schließen, daß der für den Batch-Test verwendete A-Stufen-Schlamm zwei verschiedene Arten von gelöstem Substrat kannte. Da diese Beobachtung jedoch bei keinem anderen Batch-Versuch gemacht wurde, dieser Versuch jedoch erst 2 Tage nach der Schlammennahme aus der Pilotanlage stattfand, ist eine mögliche Erklärung dafür die Lagerung des Schlammes.

5.3.1.6. Versuche mit B-Schlamm

Da das Hauptaugenmerk bei den Versuchen in Ghent dem A-Schlamm gehörte und diese den Großteil der Zeit in Anspruch nahmen, wurden vergleichsweise wenige und nur einfache Versuche mit B-Schlamm durchgeführt. So wurde nicht die Abnahme der $CSB_{f_{lo-f}}$ -Konzentration im Batch-Reaktor nach Abwasserzugabe gemessen.

5.3.1.6.1. Paralleltest mit B-Schlamm und Filtrat A-Schlamm

Das Ergebnis des Paralleltests mit B-Schlamm und Filtrat A-Schlamm aus dem Batch-Versuch 1.7 (26-03-97) (s.Kap. 5.3.1.2.2) zeigt Abbildung 26. Durch die Verwendung von Azetat anstelle von Rohabwasser stellten sich im Batch-Reaktor S_S -Konzentrationen von bis zu 200 mg/l ein, wodurch der Paralleltest mit B-Schlamm gut auswertbare **OUR**-Kurven hervorbrachte. Zwei davon sind in Abbildung 27 und Abbildung 28 dargestellt.

Die in Abbildung 26 dargestellte Kurve "CSB_{f_{lo-f}} lt. OUR B" wurde aus insgesamt elf S_S -Werten wie folgt ermittelt:

$$CSB_{f_{lo-f}} \text{ lt. OUR B} = S_{S, \text{Filtrat}} \text{ lt. OUR B-Schlamm} + S_I \text{ in Rodtox lt. CSB}_{f_{lo-f}} \text{ in } t(E)$$

Wobei $S_{S, \text{Filtrat}}$ lt. OUR B-Schlamm mit Hilfe der einzelnen Atmungskurven pro Meßpunkt ermittelt wurde und S_I in Rodtox lt. CSB_{f_{lo-f}} in t(E) gleich 47 mg/l betrug.

Die in Abbildung 26 dargestellte Kurve "CSB_{f_{lo-f}} lt. OUR A" wurde mit Hilfe der kontinuierlich aufgenommenen **OUR**-Kurve (Abbildung 17) ermittelt:

$$CSB_{f_{lo-f}} \text{ lt. OUR A} = CSB_{f_{lo-f}} \text{ theor. in } t(0) - S_S \text{ lt. OUR A-Schlamm}$$

Die beiden so ermittelten Kurven müßten bei gleichem Yield dann weitgehend identisch sein, wenn das Azetat von beiden Schlämmen auf gleiche Weise verwertet wird. Dabei sind allerdings auch die Absolutkonzentrationen in den Batch-Reaktoren zu berücksichtigen. Durch die Verdünnung des Filtrates mit B-Schlamm lagen diese im Hand-Respirometer nur zwischen ca. 6 und 50 mg/l (Tabelle 16). Bei Konzentrationen kleiner 10 mg/l kann die O₂-Verbrauchsrate bereits vermindert sein (Monod-Kinetik: K_S -Wert). Für den Vergleich werden daher nur die Meßpunkte 1 bis 5 herangezogen. Diese liegen deutlich unter den Messwerten mit A-Schlamm und den gemessenen CSB_{f_{lo-f}}-Konzentrationen. Der Fehlbetrag beträgt etwa 30 %. Als einzige Erklärung wurde das Auftreten von Substratspeicherung bei B-Schlamm gefunden. Das bedeutet, daß der B-Schlamm bei Azetatkonzentrationen zwischen etwa 25 und 50 mg CSB/l mehr als 30 % davon nicht direkt veratmet, sondern zuerst (vermutlich zellintern) speichert. Mehr als 30 % deshalb, weil ja auch für die Speicherung Sauerstoff verbraucht wird.

Die Kurve mit A-Schlamm entspricht bei Annahme eines Yields $Y_H = 0,71$ ziemlich genau den gemessenen CSB_{f_{lo-f}}-Konzentrationen. Bei diesem Yield wird gemäß O₂-Verbrauch genau jene Menge an Azetat abgebaut, die dem A-Schlamm zugegeben wurde. Legt man der Berechnung den Standard Yield von 0,67 zugrunde, so wären es 12 % weniger. Gemäß den Ergebnissen der PHB-Messungen im A-Schlamm wurden 8 % des zugegebenen CSB in Form von PHB gespeichert (Kap. 5.2.2.8.1).

Um auch für den B-Schlamm eine Übereinstimmung mit den gemessenen CSB_{flo-f} – Konzentrationen zu erreichen, müsste man einen Yield $Y_H = 0,80$ annehmen.

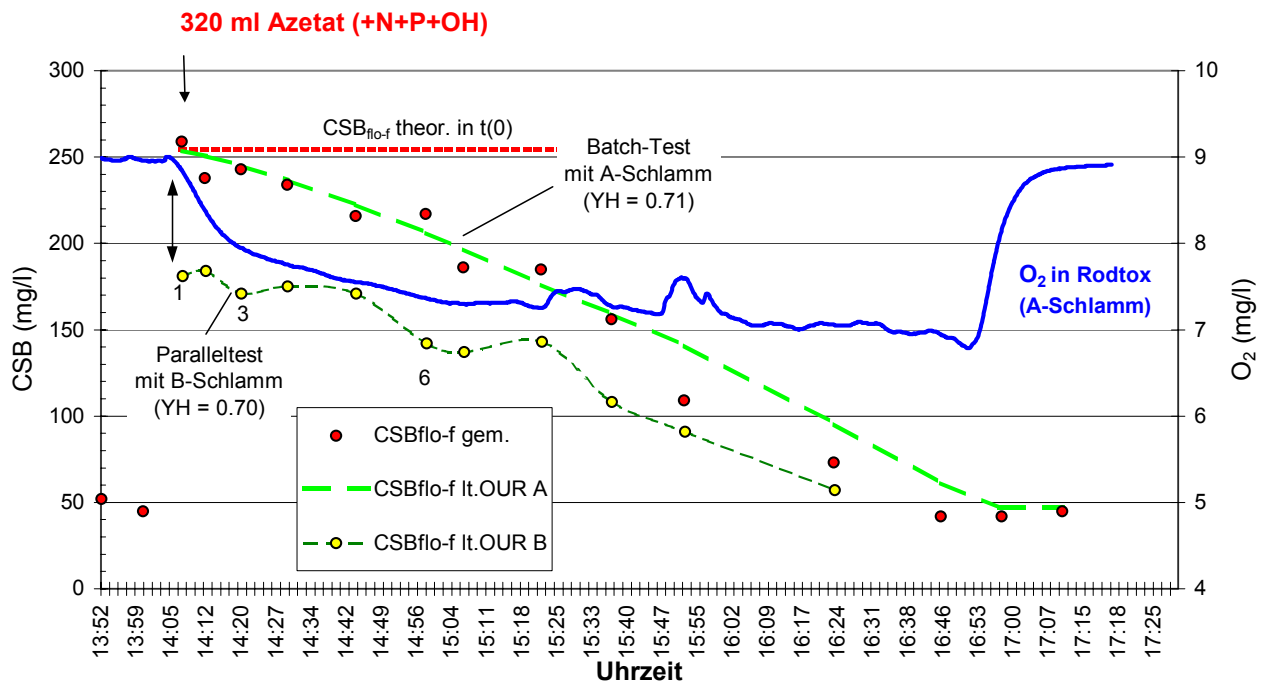


Abbildung 26: Batch-Test 1.7 – Vergleich CSB_{flo-f} lt. OUR A-Schlamm und B-Schlamm

| Messpunkt | Vschl. (ml) | Vaw (ml) | ca. S_s in Filtrat A | S_s (t0) in B+Filtrat | S_s lt.OUR B (Yh=0.7) | Diff. B - A | S_s -Abbau in Probe | Diff.* B - A |
|-----------|-------------|----------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------|-----------------------|--------------|
| 1 | 240 | 70 | 210 | 47 | 134 | 36% | 5 | 34% |
| 2 | 350 | 60 | 205 | 30 | 136 | 34% | 10 | 29% |
| 3 | 350 | 70 | 200 | 33 | 124 | 38% | 15 | 31% |
| 4 | 350 | 60 | 190 | 28 | 128 | 33% | 20 | 22% |
| 5 | 350 | 60 | 175 | 26 | 124 | 29% | 20 | 18% |
| 6 | 300 | 20 | 155 | 10 | 95 | 39% | 20 | 26% |
| 7 | 300 | 20 | 145 | 9 | 90 | 38% | 20 | 24% |
| 8 | 300 | 20 | 130 | 8 | 96 | 26% | 20 | 11% |
| 9 | 300 | 25 | 115 | 9 | 61 | 47% | 20 | 30% |
| 10 | 300 | 20 | 95 | 6 | 44 | 54% | 20 | 33% |
| 11 | 200 | 25 | 50 | 6 | 10 | 80% | 20 | 40% |

Tabelle 16: Mischungsverhältnisse, S_s –Konzentrationen und verbleibende Differenz bzgl. S_s lt. A-Schlamm und S_s lt. B-Schlamm

Legende:

- Vschl..... Volumen Schlammprobe für Atmungsmessung
- Vaw Volumen Filtratprobe für Atmungsmessung
- ca. S_s in Filtrat..... = CSB_{flo-f} lt.OUR A (Abbildung 26) minus 45 mg/l
- S_s (t0) in B+Filtrat..... aufgrund Mischrechnung
- S_s lt.OUR B Ergebnis Atmungsmessung B-Schlamm + Filtrat
- Diff. B – A Differenz S_s lt.OUR B gegenüber ca. S_s in Filtrat

S_5 -Abbau in Probe..... geschätzt, max.20 mg/l

Diff.* B – A..... unter Berücksichtigung des S_5 -Abbaus in der Probe

Hinsichtlich der Genauigkeit der mit B-Schlamm ermittelten Messpunkte ist der mögliche Einfluß des S_5 -Abbaus in der Filtratprobe in der Zeit zwischen Probenahme und Atmungsmessung zu berücksichtigen. Die Zeitspanne zwischen der Gewinnung des Filtrats (unmittelbar nach der Probenahme in Rodtox) und der Durchführung des Paralleltests mit B-Schlamm geht aus Tabelle 17 hervor.

| Acetat-Zugabe | Zeitdiff. | | Zeitdiff. PN - | | |
|---------------|-----------------|-------------|----------------|--------------|-------|
| | Probenahme (PN) | Zugabe - PN | Paralleltest | Paralleltest | |
| 14:04 | 1 | 14:07 | 00:03 | 14:28 | 00:21 |
| | 2 | 14:12 | 00:08 | 17:35 | 03:23 |
| | 3 | 14:20 | 00:16 | 18:45 | 04:25 |
| | 4 | 14:29 | 00:25 | 19:49 | 05:20 |
| | 5 | 14:43 | 00:39 | 20:45 | 06:02 |
| | 6 | 14:58 | 00:54 | 21:37 | 06:39 |
| | 7 | 15:06 | 01:02 | 22:12 | 07:06 |
| | 8 | 15:22 | 01:18 | 22:51 | 07:29 |
| | 9 | 15:37 | 01:33 | 23:10 | 07:33 |
| | 10 | 15:52 | 01:48 | 23:26 | 07:34 |
| | 11 | 16:23 | 02:19 | 23:41 | 07:18 |
| | 12 | 16:45 | 02:41 | - | - |
| | 13 | 16:58 | 02:54 | - | - |
| | 14 | 17:10 | 03:06 | - | - |

Tabelle 17: Zeitablauf Azetat-Versuch in Rodtox und Paralleltest mit B-Schlamm

Wie Tabelle 17 zu entnehmen ist, vergingen zwischen der Probenahme zu Meßpunkt 1 und dem dazugehörigen Paralleltest nur 21 Minuten, der S_5 -Abbau in der Filtratprobe dürfte folglich vernachlässigbar sein. Der Zeitabstand bei Meßpunkt 2 betrug bereits mehr als drei Stunden, ab Meßpunkt 7 waren es mehr als sieben Stunden. Die Proben wurden zwar jeweils bei einer Umgebungstemperatur von ca. 6°C aufbewahrt, dennoch dürfte ein gewisser CSB-Abbau in diesen Proben bis maximal dem O_2 -Gehalt darin (7 mg/l, ermöglicht einen CSB-Abbau von ca. 20 mg/l) erfolgt sein. Die Auswirkung auf den Kurvenverlauf in Abbildung 26 wäre jedoch nur im niedrigeren Konzentrationsbereich, welcher aus den genannten Gründen ohnehin nicht gewertet wird, signifikant.

Ein Paralleltest mit B-Schlamm und Filtrat A-Schlamm wurde auch für den Batch-Versuch 1.5 (18-03-97) durchgeführt. Allerdings ließen die relativ geringen S_5 -Konzentrationen in A- und B-Schlamm und der folglich größere Einfluß des S_5 -Abbaus in der Filtratprobe keine aussagekräftigen Ergebnisse zu. Die Atmungskurven mit B-Schlamm+Filtrat A zeigten einen sehr unruhigen und schlecht auswertbaren Verlauf.

240 ml B-Schlamm + 70 ml gefilterte Probe aus Rodtox, 3 Min. nach Azetatzugabe

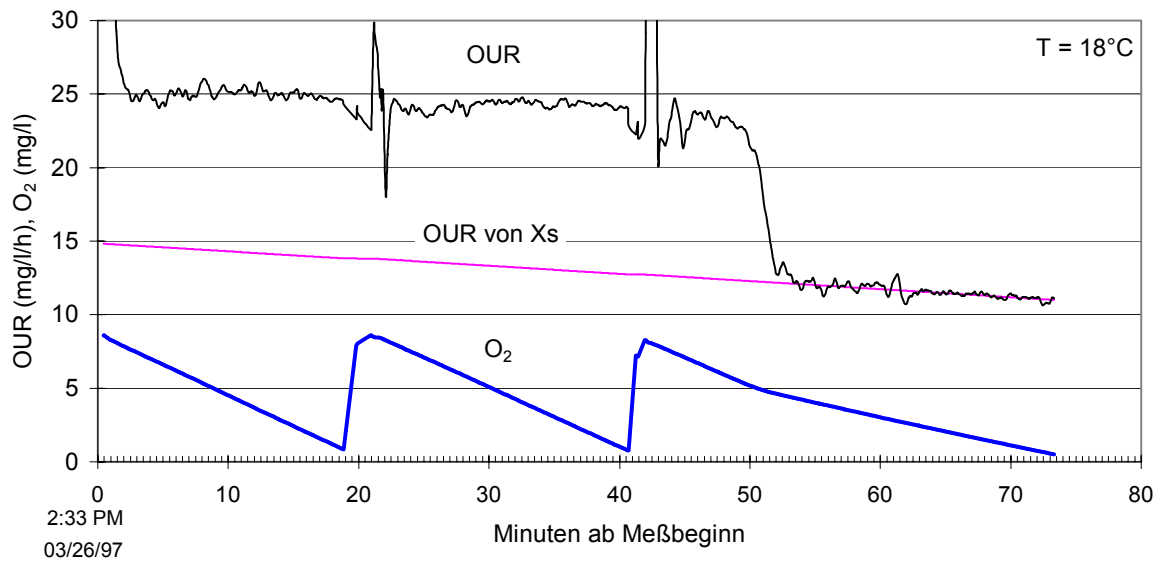


Abbildung 27: Leicht abbaubarer CSB im Filtrat des A-Schlammes lt. B-Schlamm
(Meßpunkt Nr.1 in Abbildung 26)

350 ml B-Schlamm + 70 ml gefilterte Probe aus Rodtox, 16 Min. nach Azetatzugabe

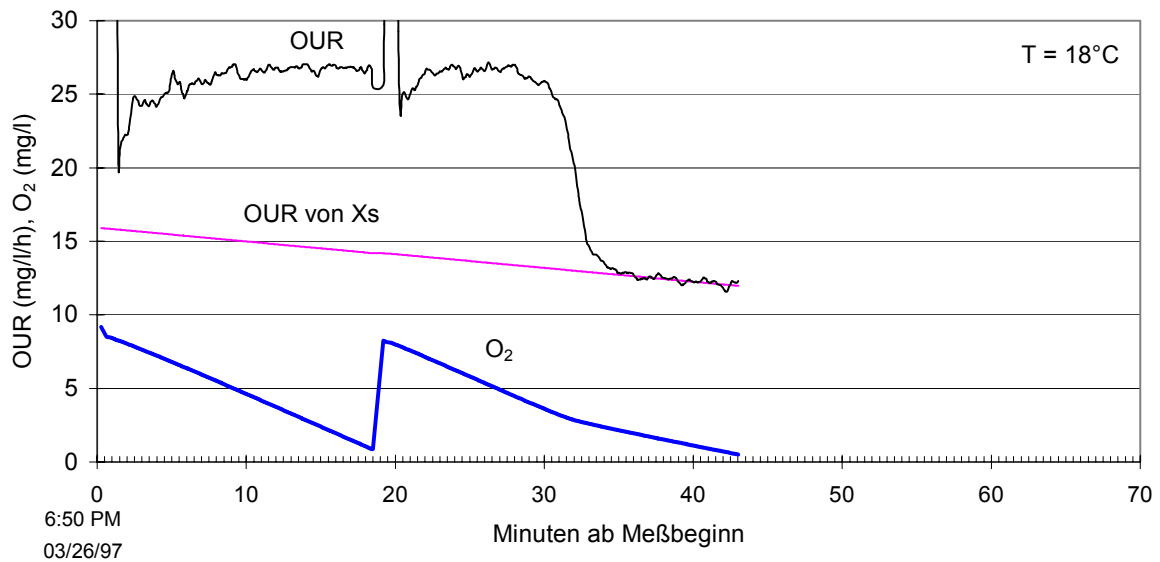


Abbildung 28: Leicht abbaubarer CSB im Filtrat des A-Schlammes lt. B-Schlamm
(Meßpunkt Nr.3 in Abbildung 26)

5.3.1.6.2. Versuche mit Azetat

Das Verhalten des B-Schlammes gegenüber Azetat unterscheidet sich von dem des A-Schlammes in zweierlei Hinsicht:

1. Der über den O_2 -Verbrauch und der zugegebenen Azetatmenge errechnete Yield liegt beim B-Schlamm zwischen 0,78 und 0,81 (Mittelwert 0,80) und damit deutlich höher als beim A-Schlamm (Y_H ca. 0,70). Hierbei handelt es sich um einen "scheinbaren" Yield infolge der Speicherkapazität des B-Schlammes, welche auch anhand von PHB-Messungen beobachtet wurde.
2. B-Schlamm benötigt keine Adaptionszeit bei Azetat und geht rasch in die Maximalatmung über. Die Atmung nimmt gegen Ende hin eher ab, während der A-Schlamm erst gegen Ende der Azetatkurve seine Maximalatmung erreicht.

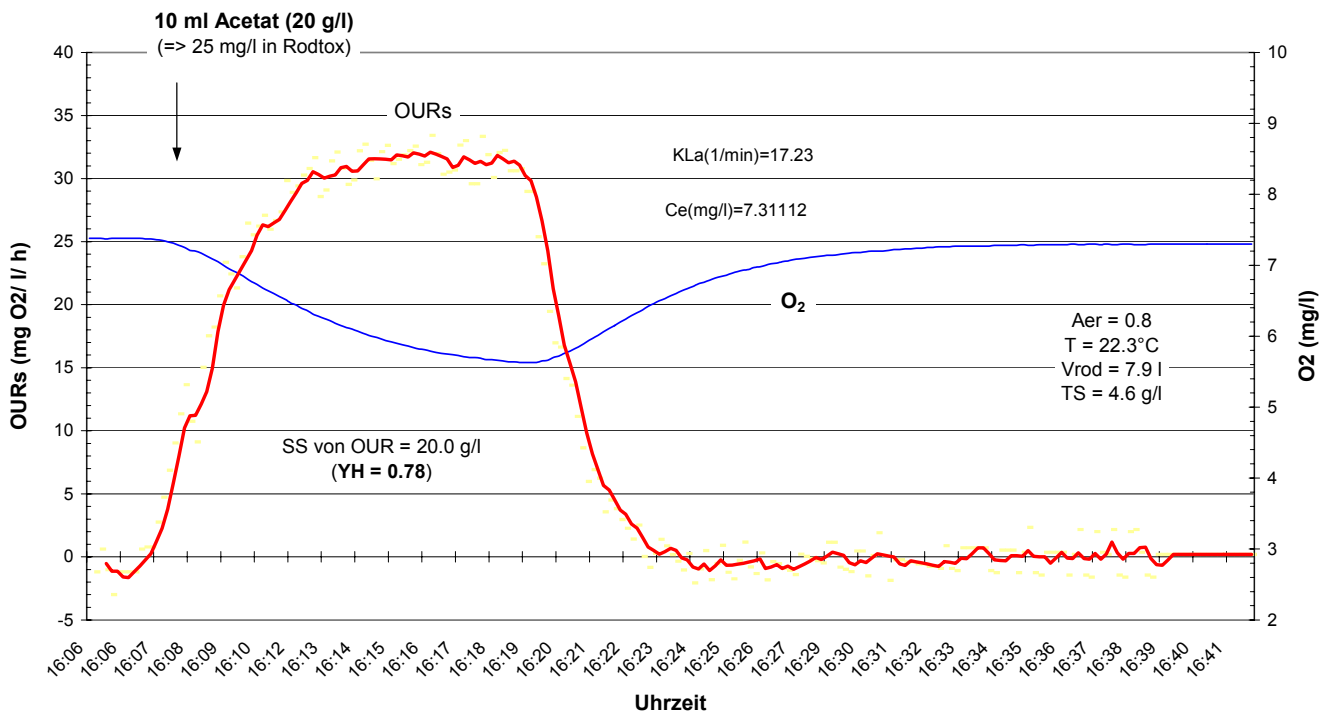


Abbildung 29: Typische Atmungskurve B-Schlamm + Azetat (04-03-97) (wenig ausgezehrt)

5.3.1.6.3. Ammoniumaufstockung anstelle von ATH

Als Vorbereitung auf die Atmungsversuche mit B-Schlamm sollte die Möglichkeit untersucht werden, den Einfluß der Nitrifikationsatmung durch Ammonium-Aufstockung und folglich Einstellen der maximalen Nitrifikationsatmung konstant zu halten. Dies hätte den Vorteil gehabt, Nebeneffekte durch ATH (zur Unterdrückung der Nitrifikation) auszuschließen.

Der B-Schlamm (aus der B-Stufe der KA Eschweiler) war zuvor 3 Tage lang im Kühlraum unter mehrmaliger Abwasserzugabe belüftet worden.

Wie Abbildung 30 zeigt, war die Ammonium-Aufstockung keine geeignete Methode, da sie eine ständige pH-Kontrolle erfordert hätte. Ohne Zugabe von NaOH trat regelmäßig eine Selbsthemmung der Nitrifikation ein. Es blieb folglich als Alternative nur die ATH-Zugabe.

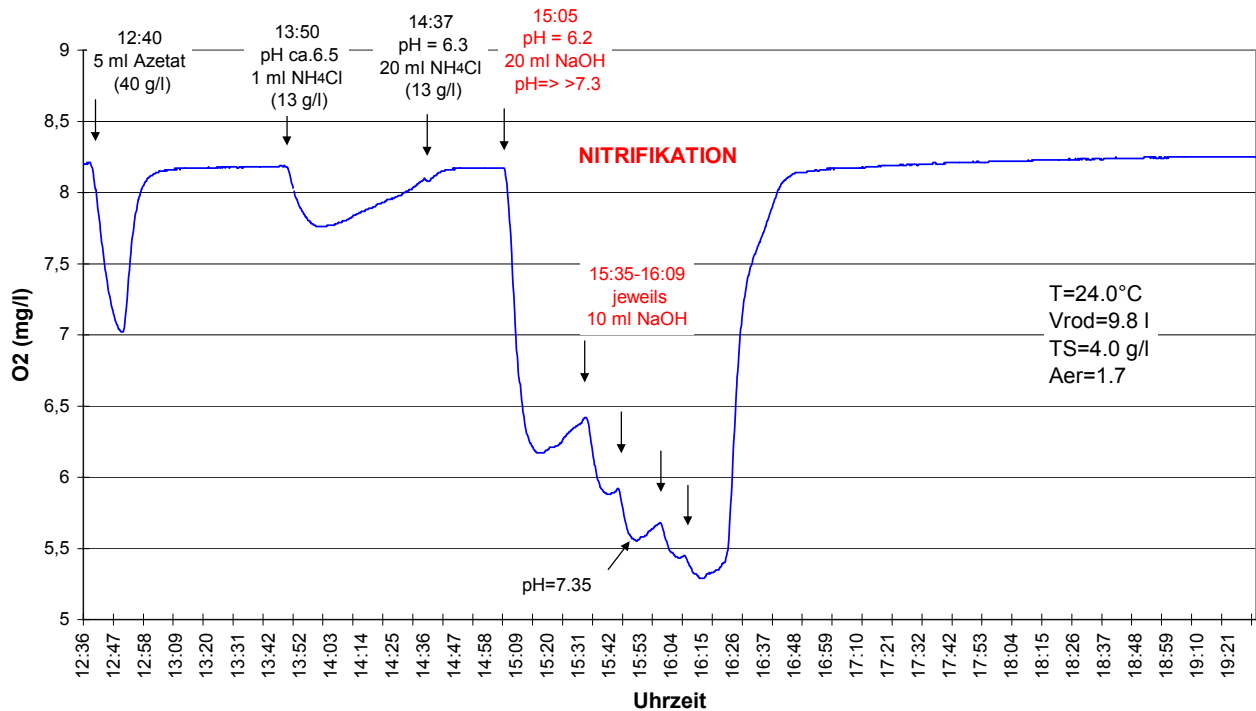


Abbildung 30: O₂-Verlauf in Rodtox bei Versuch mit B-Schlamm und Ammonium-Aufstockung (NH₄Cl) am 26-01-97

5.3.2. Batch-Versuche auf der Kläranlage Baesweiler

Die Versuche wurden mehrere Monate nach den Versuchen in Ghent durchgeführt und brachten ähnliche Ergebnisse. Den zeitlichen Ablauf der beiden Batch-Tests mit und ohne Hemmung beschreibt Tabelle 18. PHB-Analytik wurde keine durchgeführt.

| | | |
|----------|---------------|---|
| 11-07-97 | 01:10 | Entnahme von Schlamm aus der Höchstlastbelebung, nach dem Dekantieren 10,0 l Schlamm zu Rodtox ⇒ gerührt & belüftet |
| | 7:32/ 7:43 | Probenahme zur Bestimmung der CSB _{flo-f} - und PHB-Konzentration |
| | 7:45 | Versuchsbeginn <u>Batch-Test I</u> : + 5,0 l Rohabwasser zu 9,7 l Rodtox |
| | 7:46 bis 9:30 | 13 Probenahmen (jeweils >60 ml) für CSB _{flo-f} -Profil, davon 4 Proben (jeweils 150 ml) für PHB |
| | 9:33 | Zugabe von 5 ml Azetat (20 g/l) |
| | 10:00/ 10:06 | Rodtox-Belüftung AUS / EIN, zur k _L a-Wert-Bestimmung |

| | | |
|--|--------------------|--|
| | 10:30 | Dekantieren von Rodtox |
| | 10:43 | Zugabe von 1,8 g CN (Zyanid) |
| | 11:10 | Versuchsbeginn <u>Batch-Test II</u> : + 5,0 l Rohabwasser zu 10 l Rodtox |
| | 11:11 bis 11:42 | 6 Probenahmen (jeweils 50 ml) für CSB _{flo-f} -Profil |

Tabelle 18: Zeitlicher Ablauf der beiden Batch-Tests auf der KA Baesweiler

Um einen möglichst frischen Schlamm zu verwenden, wurde das auf der KA Baesweiler eingesetzte Rodtox-Gerät erst wenige Stunden vor Versuchsbeginn mit Schlamm aus der intermittierend belüfteten Höchstlastbelebung befüllt. Es dauerte ca. 6 Stunden (bis 7 Uhr morgens) bis sich eine konstante O₂-Konzentration im Batch-Reaktor eingestellt hatte. Die Art des Kurvenverlaufs nach Befüllen des Batch-Reaktor deutet darauf hin, daß der Schlamm sich über ca. 5 Stunden lang in der Substratatmung befindet, bevor sich die O₂-Konzentration im Batch-Reaktor stabilisiert und der Schlamm in die Grundatmung übergeht. Die Versuche in Ghent zeigten stets einen ähnlichen O₂-Verlauf. Wobei in Baesweiler anfänglich noch leicht abbaubarer CSB vorhanden gewesen sein dürfte, wie die geringe O₂-Konzentration in der ersten Stunde nach Befüllen signalisiert.

Der Verlauf der O₂-Konzentration vom Befüllen bis zum Ende der Versuche ist in Abbildung 31 dargestellt.

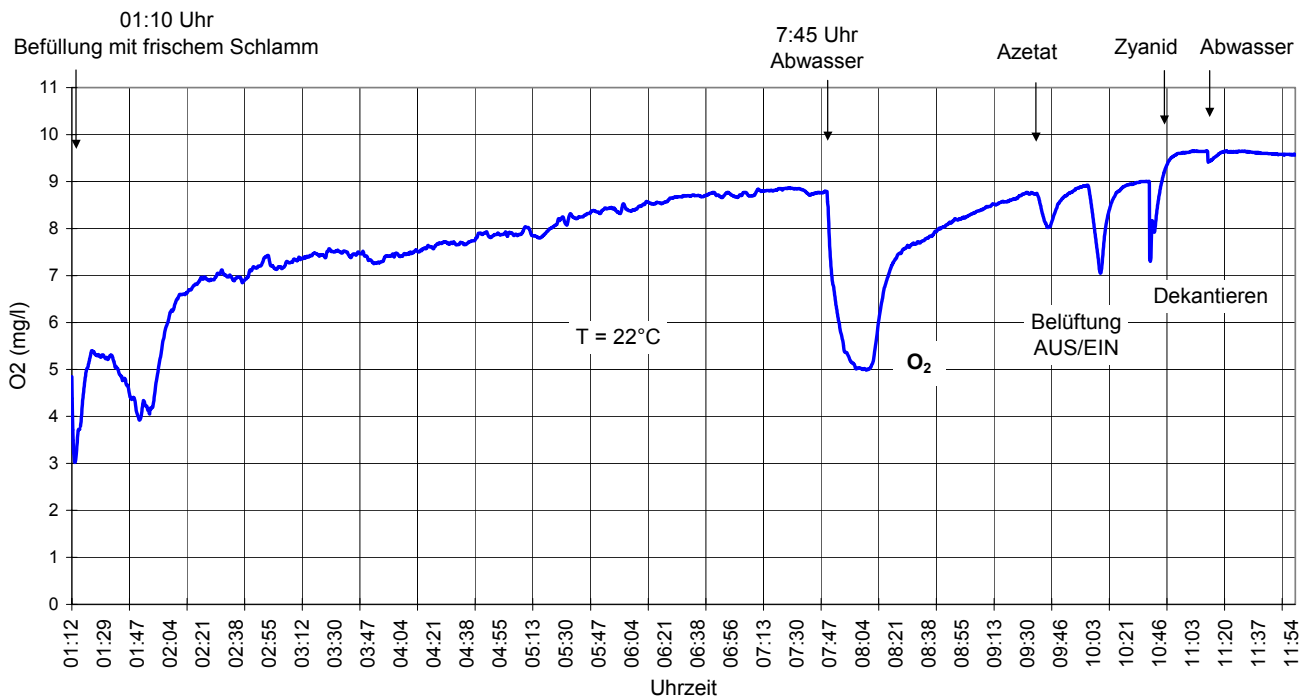


Abbildung 31: Verlauf der O₂-Konzentration vom Befüllen des Batch-Reaktors bis zum Versuchsende

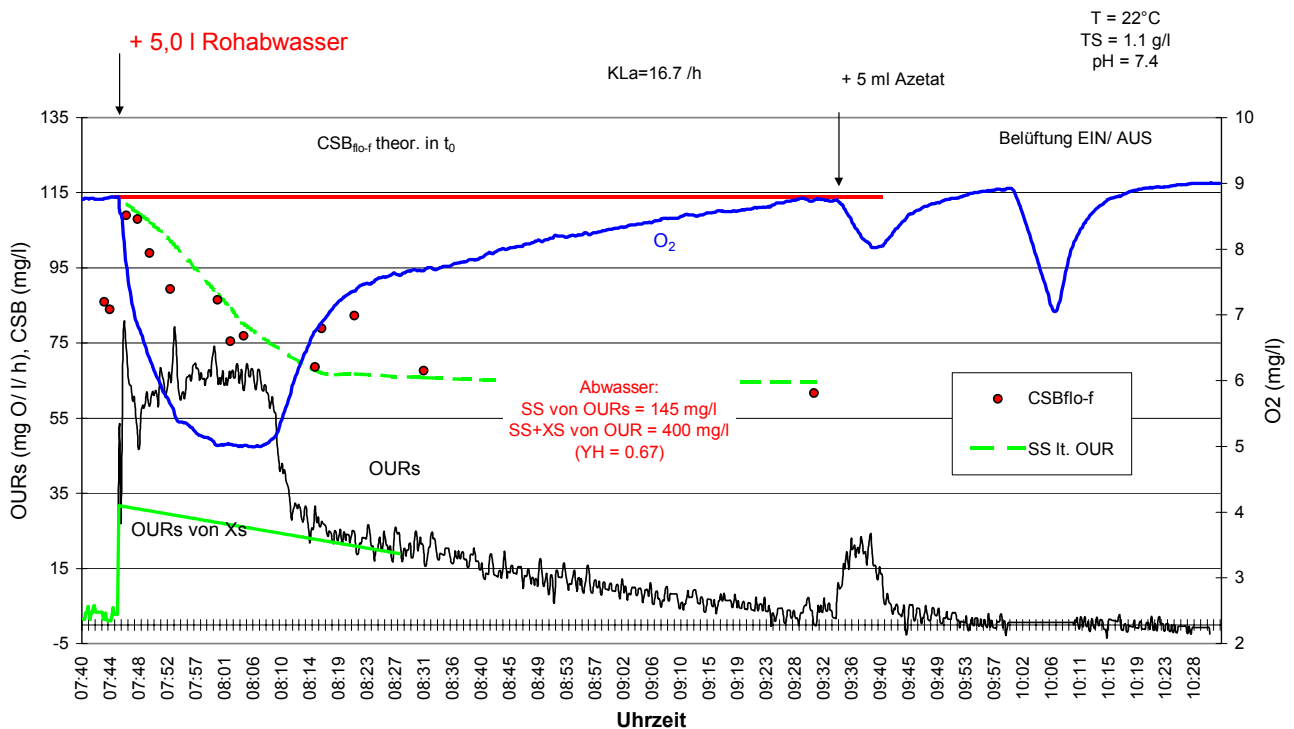


Abbildung 32: Batch-Test ohne Hemmung am 11-07-97

Der Verlauf von O_2 und OUR_s zeigt die selbe Charakteristik wie die Batch-Versuchen in Ghent. Der Verlauf der CSB_{flo-f} -Konzentrationen im Batch-Reaktor spiegelt den Abbau von SS_A wider. Die aus OUR_s ermittelte SS_A -Konzentration des Rohabwassers liegt recht hoch bei 145 mg/l und nach Abminderung des k_{La} -Wertes (Kap..5.2.2.3.3) bei ca. 120 mg/l. Die im Abwasser gemessene CSB_{flo-f} -Konzentration lag über dem Meßbereich von 150 mg/l, der CSB_{ges} wurde nicht bestimmt.

Auffallend ist die hohe CSB_{flo-f} -Konzentration im Batch-Reaktor vor Abwasserzugabe. Sie liegt mit 85 mg/l deutlich höher als gegen Ende des Versuches (ca. 65 mg/l). Demnach müßte die SI_A -Konzentration im zugegebenen Abwasser bei 50 mg/l und somit deutlich niedriger gelegen sein als im Schlamm.

Unmittelbar nach diesem Batch-Test wurde Zyanid zugegeben und der Adsorptionsversuch durchgeführt. Aus zeitlichen Gründen (Betriebschluß der Kläranlage) war es leider nicht möglich, den Adsorptionsversuch im selben Umfang wie in Ghent abzuwickeln. Auf eine Bestimmung der CSB_{flo-f} -Konzentration im Abwasser sowie im Batch-Reaktor vor Abwasserzugabe wurde verzichtet. Die Aussage stützt sich auf den Kurvenverlauf von CSB_{flo-f} nach Abwasserzugabe.

Der im Mittel gradlinige Verlauf der CSB_{flo-f} -Konzentrationen deutet darauf hin, daß keine nennenswerte CSB-Elimination durch Adsorption von gelöstem CSB stattfand. Dies entspricht den Versuchsergebnissen von Ghent.

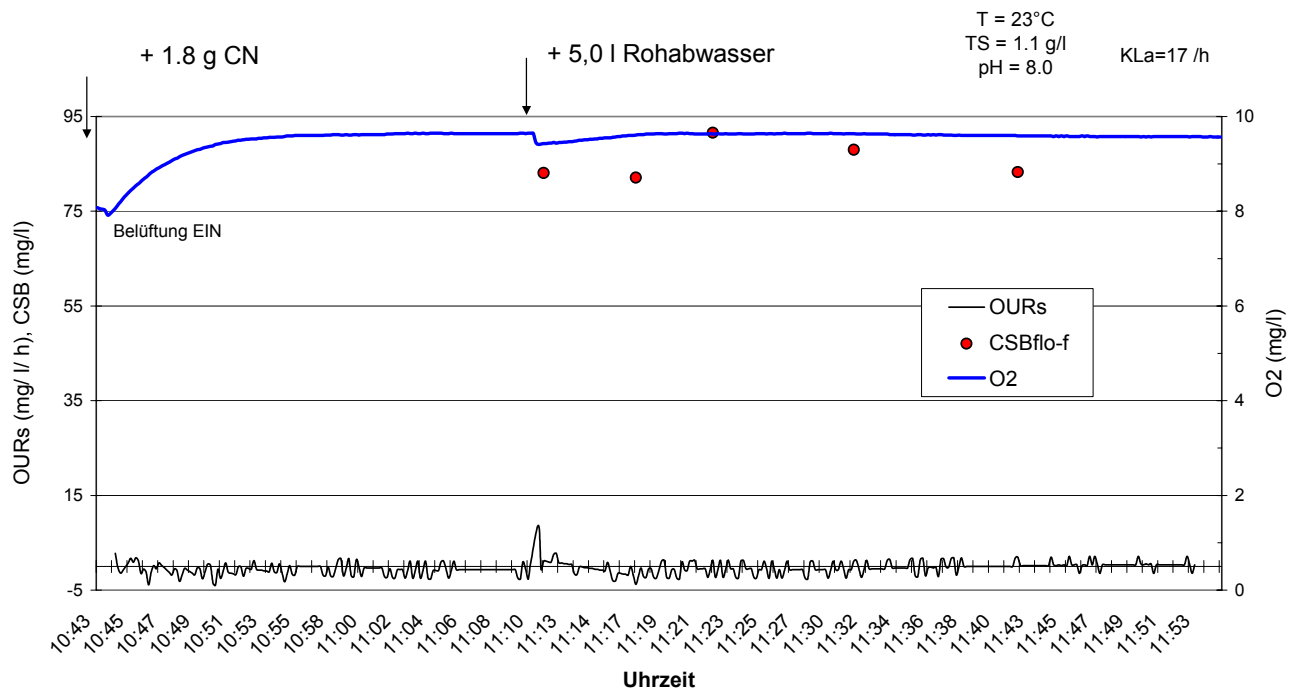


Abbildung 33: Batch-Test mit Hemmung (Adsorptionsversuch) am 11-07-97

5.3.3. Dynamische Simulation von Batch-Versuchen

5.3.3.1. Einleitung

Die dynamische Simulation einzelner Batch-Versuche diente der Absicherung der Versuchsergebnisse und die Unterstützung deren Auswertung sowie der Gewinnung zusätzlicher Informationen betreffend Fraktionierung und Kinetik. Die Zielsetzung und Methodik der Batch-Test-Simulation ist in Kap. 5.2.4 beschrieben. Die Verwendung von $Y_H = 0,6$ anstelle von 0,67 rührt wie erwähnt daher, daß zu Beginn der Durchführung der Batch-Test-Simulationen ein etwas niedrigerer Yield bei A-Stufen-Schlamm angenommen wurde (LIEBESKIND, 1997) und aufgrund des hohen Simulationsaufwandes eine nachträgliche Korrektur mit nochmaliger Anpassung der kinetischen Parameter und CSB-Fractionen nicht dafür stand.

Im folgenden werden die Simulationsergebnisse mehrerer aerober Batch-Versuche mit und ohne Hemmung durch Zyanid-Zugabe dargestellt und anschließend die wesentlichen Ergebnisse zusammengefaßt.

5.3.3.2. Batch-Test 1.2 (25-02-97)

Dieser Batch-Test ist Kapitel 5.3.1.2 beschrieben.

Die dyn. Simulation des Batch-Tests am 25-02-97 mit dem IAWQ-Modell *ASM1* ergibt eine gute Anpassung bei Verwendung der in Tabelle 19 angegebenen Parameter und Ausgangskonzentrationen. Bei $Y_H = 0,6$ ergibt sich der für den A-Schlamm leicht abbaubare CSB (SS_A) im Rohabwasser zu 70 mg/l, ist gleich 8 % von CSB_{ges} . Der Wert für SS_A wird maßgeblich von der Hydrolyserate bestimmt, wie im nachfolgenden Kapitel näher erklärt wird.

Der Prozeß Hydrolyse wurde mit üblichen kinetischen Parametern kh und Kx simuliert. Wobei die daraus resultierende Hydrolyserate etwas kleiner ist als die gemessenen Daten, wie der zu starke Knick in der simulierten *OUR*-Kurve zeigt. Dadurch ergibt sich bei der dyn.Simulation ein etwas größerer Wert für SS_A als bei der Auswertung nach Excel.

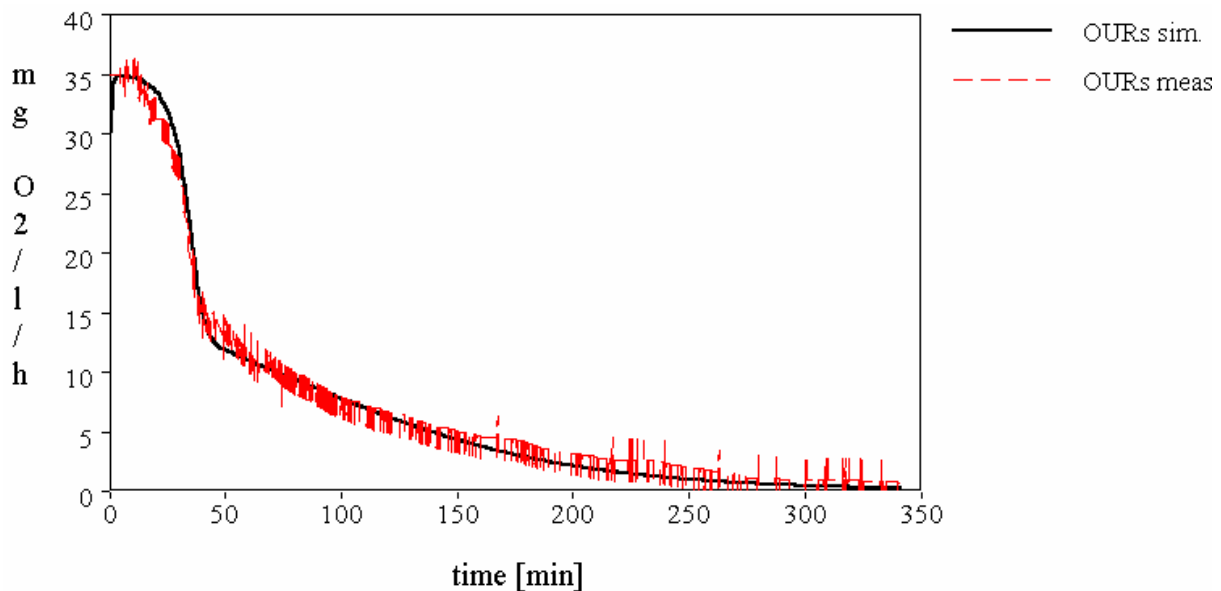


Abbildung 34: Gemessener und simulierter Verlauf von *OURs* im Batch-Test vom 25-02-97 (ab Abwasserzugabe)

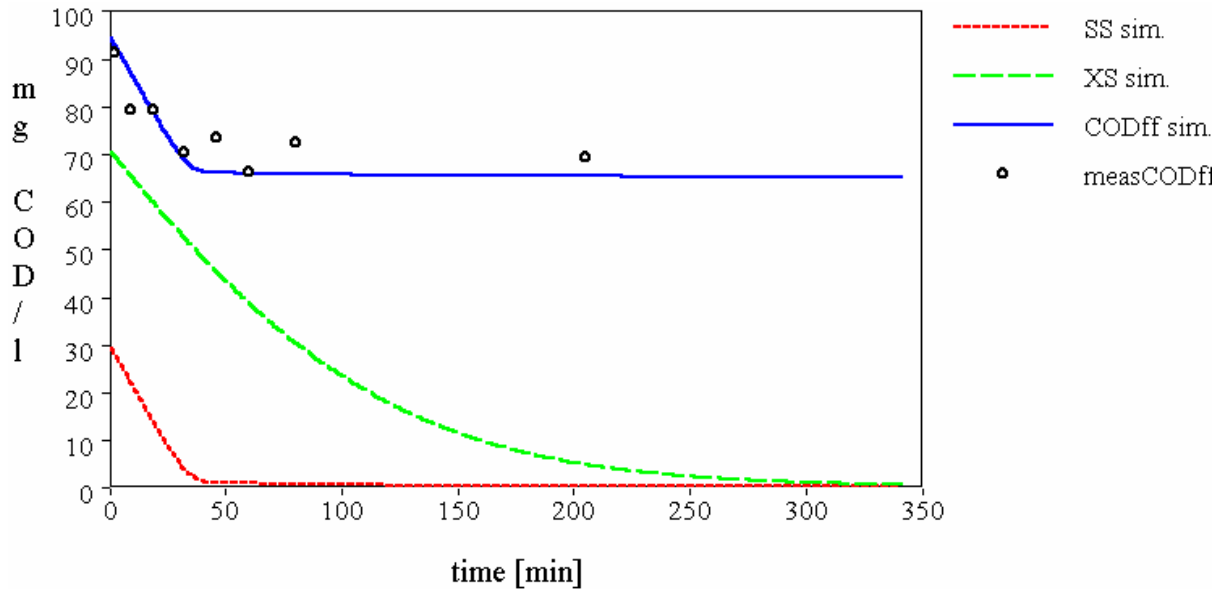


Abbildung 35: Gemessener und simulierter Verlauf von $CSB_{flo-f} (=S_S + S_I)$ sowie simulierter Verlauf von S_S und X_S in Rodtox bei Batch-Test I am 25-02-97

| | | | | | |
|------------------------|----------|------------------|------|--------------------|------|
| μ_{H20} | 5,33 | b_H | 0 | SS_{ini} | 29,0 |
| K_s | 1,9 | Y_H | 0,6 | $\Rightarrow SS_A$ | 70 |
| k_{h20} | 8,2 | Temp. | 14,0 | XS_{ini} | 70 |
| K_{x20} | 0,33 | $SI(t_{end})$ | 65,0 | $\Rightarrow XS_A$ | 168 |
| Start-up het. Wachstum | 0,5 Min. | XH_{ini} | 400 | SS_A / CSB_{ges} | 0,08 |
| Start-up Hydrolyse | 1 Min. | XH_{ini} / oTS | 0,23 | XS_A / CSB_{ges} | 0,19 |

Tabelle 19: Für Simulation (25-02-97) verwendete Parameter und Konzentrationen

5.3.3.3. Batch-Test mit diskontinuierlicher Belüftung (25-02-97)

Parallel zum Batch-Test mit Rodtox A am 25-02-97 wurden Atmungsversuche mit dem Handmeßgerät (300-ml-Atmungsgefäß mit O_2 -Elektrode) durchgeführt. Dabei wurden jeweils 200 ml A-Schlamm mit 100 ml Probe gemischt und der Verlauf der O_2 -Verbrauchsrate für Substrat- und Grundatmung bestimmt.

Um die Vergleichbarkeit mit der Rodtox-Messung zu gewährleisten, wurden derselbe Schlamm und dasselbe Rohabwasser verwendet. Der A-Schlamm stammt von der am Vortag in Eschweiler gezogenen Probe. Er wurde nach der Ankunft in Ghent mit Rohabwasser versetzt und bis zum nächsten Tag im Kühlraum belüftet.

Im vorigen Kapitel wurde gezeigt, daß die Simulation dieses Versuches für das Abwasser lt. dyn.Simulation ein $S_S = 70$ mg/l ergab. Für die Simulation des Handversuches wurde einmal ein

Versuche in Ghent/ Eschweiler

Parameter-Set (1) gewählt und einmal ein Set (2), das sich bei einem höheren aktiven Biomassenanteil und gleich guter Anpassung ergab.

| Parameter-Set 1 $\chi^2 = 8,2$ | | Parameter-Set 2 $\chi^2 = 11,6$ | | gleiche Parameter in Set 1 und Set 2 | |
|-----------------------------------|-----------|------------------------------------|-----------|---|--------|
| μ_{H20} | 6,5 | μ_{H20} | 3 | k_{H20} | 9,1 |
| K_s | 5 | K_s | 2,2 | b_{H20} | 0,6 |
| K_{x20} | 0,33 | K_{x20} | 0,37 | Y_H | 0,6 |
| SS_{ini} | 23,2 | SS_{ini} | 19,0 | $Temp.$ | 20,0 |
| $\Rightarrow SS_A$ | 70 | $\Rightarrow SS_A$ | 57 | XS_{ini} | 56 |
| XH_{ini} | 254 | XH_{ini} | 500 | $\Rightarrow XS_A$ | 169 |
| XH_{ini} / loTS | 0,16 | XH_{ini} / loTS | 0,33 | Start-up Hyrolyse | 1 Min. |

Tabelle 20: Parameter-Sets zur S_s -Bestimmung mit dem Handrespirometer am 25-02-97 (20°C)

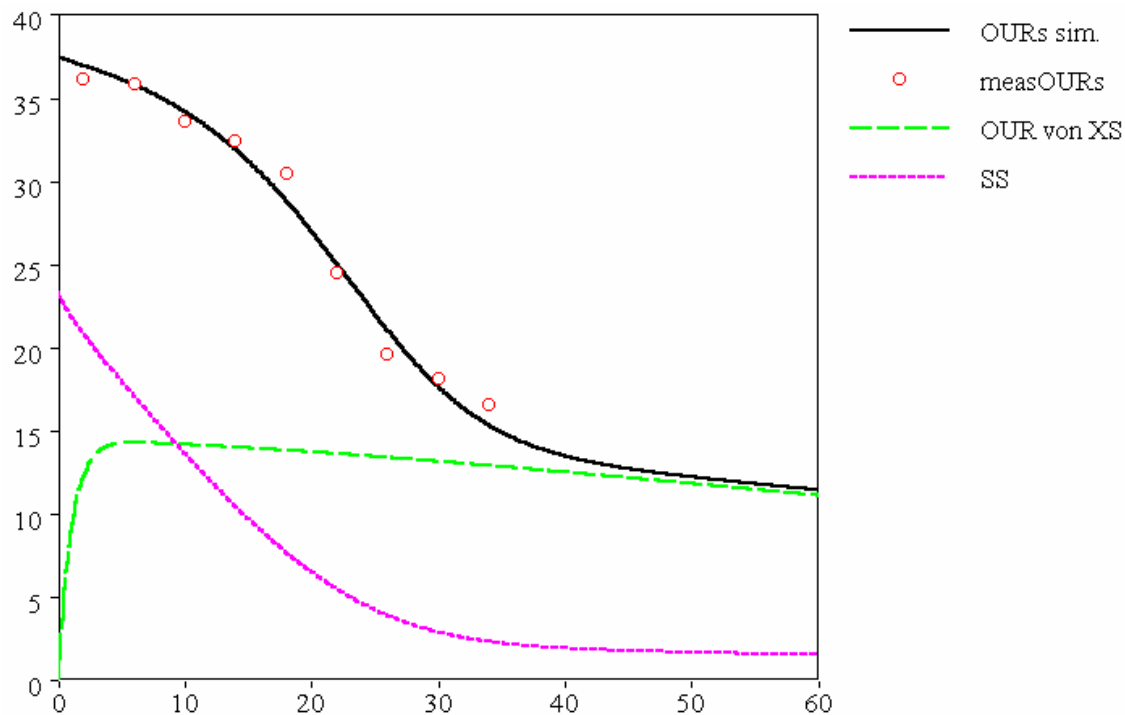


Abbildung 36: Simulation mit Parameter-Set 1 (Zeitachse in Min., OUR in mg/l/h, S_s in mg/l)

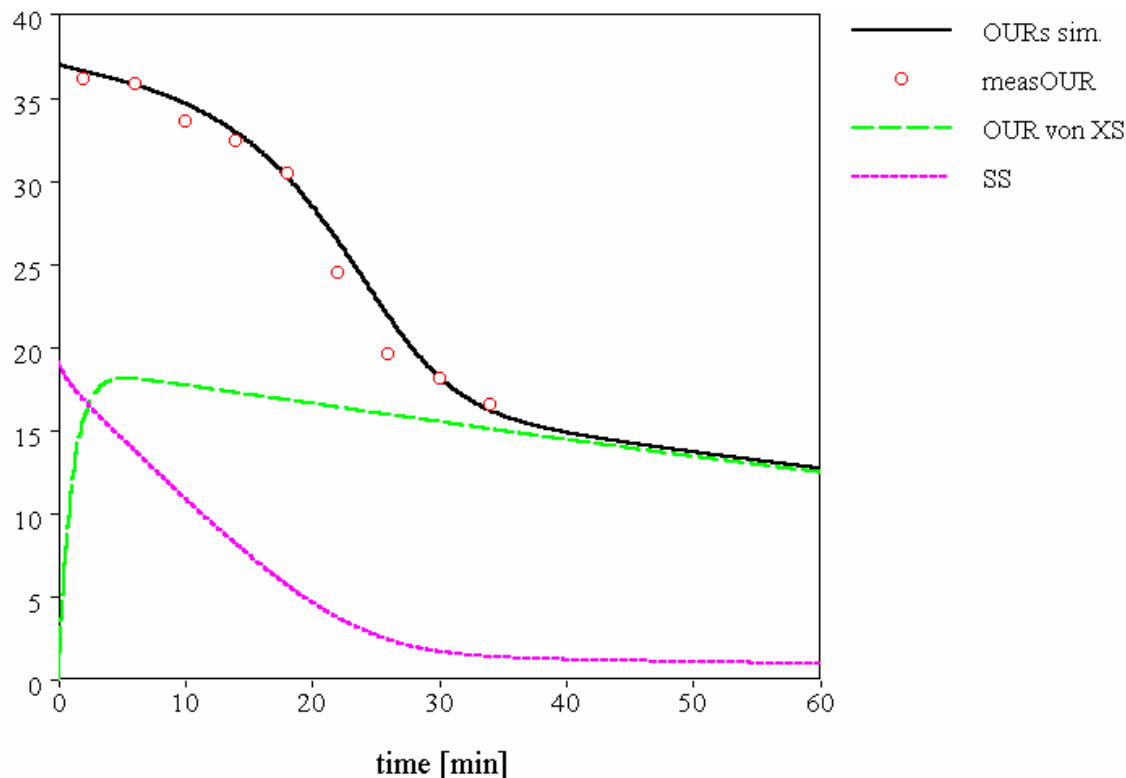


Abbildung 37: Simulation mit Parameter-Set 2 (OUR in mg/l/h, S_S in mg/l)

Die Ergebnisse der beiden Simulationen zeigen, daß unterschiedliche Parameter-Sets in diesem Fall eine gleich gute Anpassung an Meßwerte ergeben und die Aussage über den im Abwasser vorhandenen leicht abbaubaren CSB (SS) beeinflussen.

Allerdings liegen zu wenige Meßwerte zur Abschätzung des O_2 -Verbrauchs aus Hydrolyse und endogener Atmung vor (Kurve nach dem Knick). Der Wert für SS_{AW} wird jedoch entscheidend von der Annahme der Hydrolyserate beeinflusst. Sie ist umso höher, je größer X_H und kh und je kleiner Kx ist. Je größer die Hydrolyserate, desto größer ist die Produktion von für das Zellwachstum verfügbarem S_S und somit OUR . Der Anteil am OUR , welcher durch das infolge Hydrolyse produzierte S_S bewirkt wird, ist in Abbildung 36 und Abbildung 37 als „ OUR von X_S “ dargestellt. Bei einer größeren Neigung dieser Kurve wird das Verhältnis S_S Abwasser/ S_S Hydrolyse kleiner und es ergibt sich, wie bei Parameter-Set 2, ein kleineres SS_{AW} ergibt.

Bei der Auswertung der OUR -Kurven in Excel wird die Neigung von „ OUR von X_S “ in Abhängigkeit vom Kurvenverlauf nach dem Knick angenommen.

Trotz fehlender Meßwerte am Ende der Kurve zeigt der Vergleich dieser Ergebnisse mit den Ergebnissen der Rodtox-Messung, daß Rodtox und Handrespirometer bei ähnlichem Mischungsverhältnis Abwasser/ Schlamm (in diesem Fall 5 l/ 7 l bzw. 100 ml/ 200 ml) und ähnlicher Wahl der kinetischen Parameter etwa gleiche Werte für den leicht abbaubaren CSB ergeben.

5.3.3.4. Batch-Test 1.4 (04-03-97)

Dieser Batch-Test ist in Kapitel 5.3.3.4 beschrieben.

Zur Erreichung einer höheren Genauigkeit wurde direkt der O_2 -Verlauf im Batch Reaktor nach Abwasserzugabe simuliert und nicht die in Abbildung 18 dargestellte O_2 -Verbrauchsrate OUR_s . Zu diesem Zweck wurde der Prozeß Belüftung im Modell inkludiert und auch der Biomassenzerfall simuliert. Die Zerfallsrate $b_{H,20^\circ C} = 0,3 /d$ ergab sich aus der Parameter-Bestimmung.

Da beim Batch-Test am 04-03-97 das zugegebene Abwasser (5 l) nicht aufbelüftet wurde, ist bei der Simulation der O_2 -Gehalt im Rohabwasser mit 3 mg/l berücksichtigt. Aufgrund des Mischungsverhältnisses Abwasser zu Schlamm (ca. 10 mg O_2 / l in Rodtox) ergibt sich somit ein O_2 -Defizit unmittelbar nach Abwasserzugabe.

Das Ergebnis der dyn. Simulation zeigen Abbildung 38 und Abbildung 39, die verwendeten Parameter und Ausgangskonzentrationen enthält Tabelle 21.

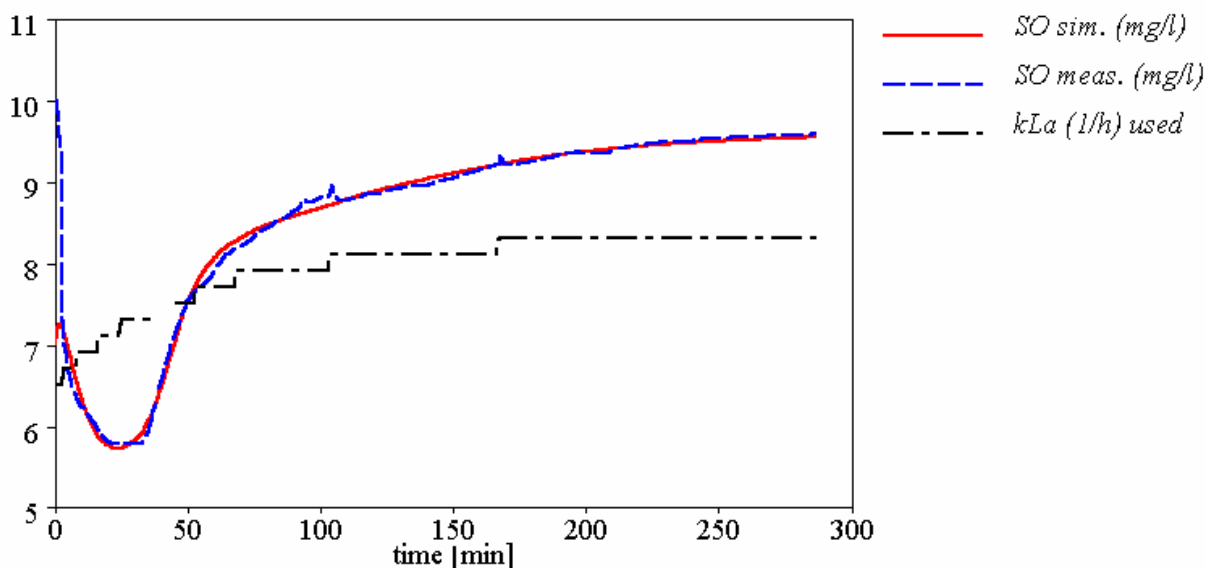


Abbildung 38: Gemessener und simulierter Verlauf von O_2 in Rodtox und für die Belüftung verwendeter k_La -Wert (abgestuft nach Änderung des Reaktorvolumens)

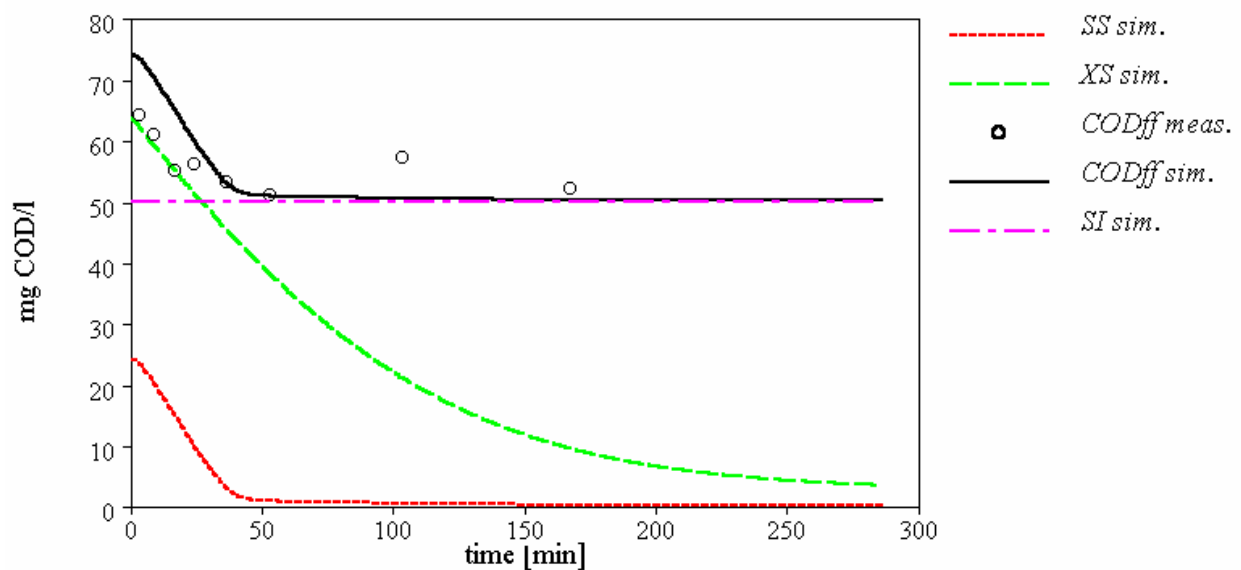


Abbildung 39: Gemessener und simulierter Verlauf von $CSB_{\text{flo-f}} (=S_S + S_I)$ sowie simulierter Verlauf von S_S und X_S in Rodtox bei Batch-Test I am 04-03-97

Abbildung 39 zeigt, daß der gemessene $CSB_{\text{flo-f}}$ -Verlauf nicht mit dem simulierten $CSB_{\text{flo-f}}$ -Verlauf ($S_S + S_I$) übereinstimmt. Es gilt das im vorigen Kapitel Gesagte.

| | | | | | |
|------------------------|----------|------------------|---------|--------------------|------------|
| μ_{H20} | 6,0 | b_{H20} | 0,3 | SS_{ini} | 24,0 |
| K_s | 1,76 | Y_H | 0,6 | $\Rightarrow SS_A$ | 59 |
| k_{h20} | 10,3 | $Temp.$ | 14,0 | XS_{ini} | 63,0 |
| $Kx20$ | 0,35 | $SI(t_{end})$ | 50,0 | $\Rightarrow XS_A$ | 155 |
| Start-up het. Wachstum | 2,5 Min. | XH_{ini} | 300 | $SS_A /$ | 0,11 |
| | | XH_{ini} / oTS | 0,26 | CSB_{ges} | |
| Start-up Hydrolyse | 1 Min. | kLa | 6,5-8,5 | $XS_A /$ | 0,29 |
| | | Ce | 9,73 | CSB_{ges} | |

Tabelle 21: Für Simulation (04-03-97) verwendete Parameter und Konzentrationen

Die kinetischen Parameter sind mit denen, die für den Batch-Test am 25-02-97 verwendet wurden, vergleichbar. Bei $Y_H = 0,6$ ergibt sich der für den A-Schlamm leicht abbaubare CSB (SS_A) im Rohabwasser zu 59 mg/l, ist gleich 70 % von SS_{ges} (lt. $CSB_{\text{flo-f}}$) und 11 % von CSB_{ges} .

Die O_2 -Gleichgewichtskonzentration C_e , welche sich am Ende des Batch-Tests einstellte, entspricht der O_2 -Sättigungskonzentration $C_s = 9,79$ mg/l (bei 14°C).

5.3.3.5. Batch-Test 1.5 (18-03-97)

Die Ergebnisse der dyn.Simulation zeigen nachfolgende Abbildungen.

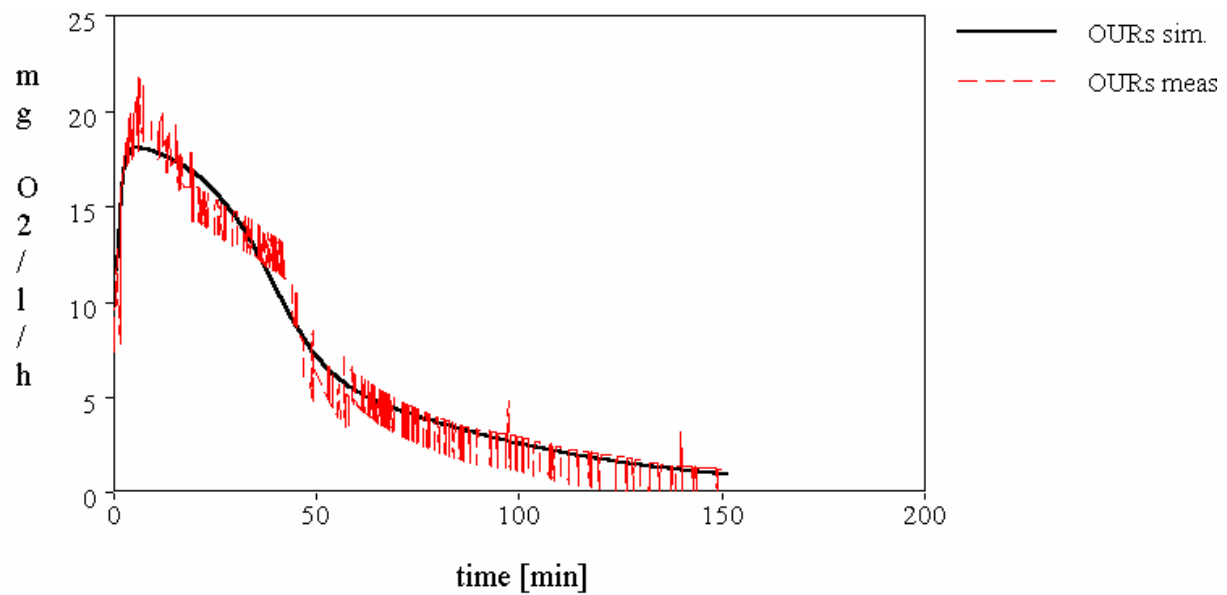


Abbildung 40: Gemessener und simulierter Verlauf von OUR_s

Der atypische Verlauf von OUR_s mit 2 Plateaus kann mit dem konventionellen Modell (2 abbaubare CSB-Fractionen) nicht exakt simuliert werden. Dafür wäre die Anpassung des Modelles z.B. nach SPANJERS und VANROLLEGHEM (1995) notwendig.

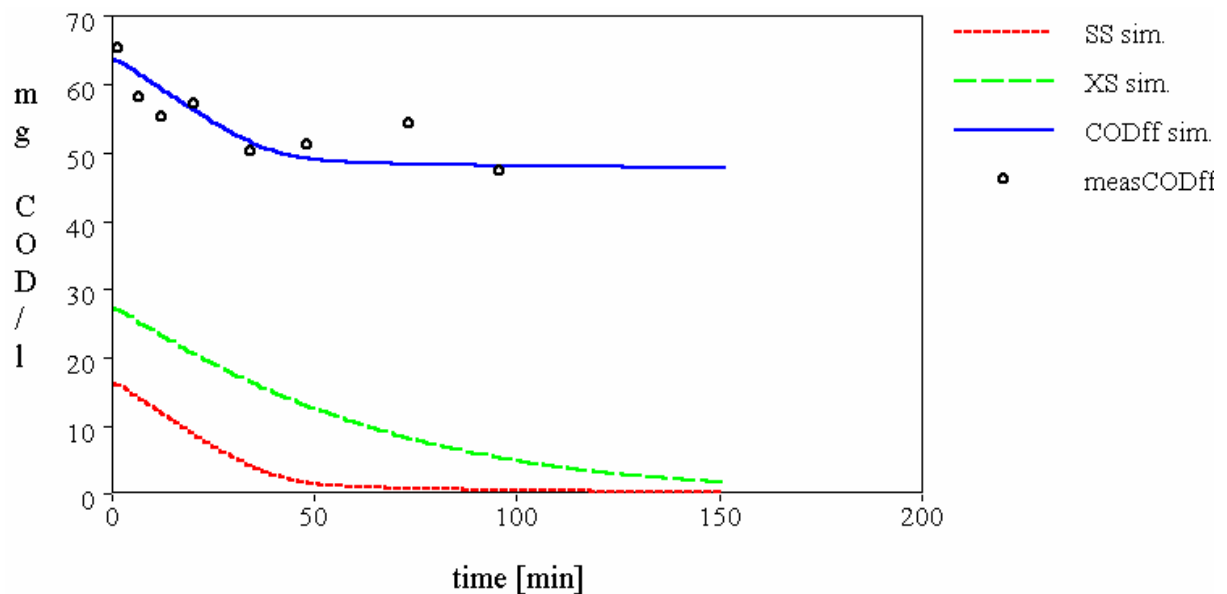


Abbildung 41: Gemessener und simulierter Verlauf von $CSB_{flo-f} (=S_S + S_I)$ sowie simulierter Verlauf von S_S und X_S in Rodtox bei Batch-Test I am 18-03-97

| | | | | | |
|---------------------------|--------|--------------------------------|-------------|--------------------|-----------|
| μ_{H20} | 5,0 | b_{H20} | 0 | SS_{ini} | 16 |
| K_s | 3,0 | Y_H | 0,6 | $\Rightarrow SS_A$ | 46 |
| k_{H20} | 12,2 | Temp. | 14,0 | XS_{ini} | 27 |
| $Kx20$ | 0,33 | SI | 47,5 | $\Rightarrow XS_A$ | 77 |
| Start-up het. Wachstum | 1 Min. | XH_{ini} XH_{ini} / oTS | 250 0,27 | $SS_A /$ CSBges | 0,07 |
| Start-up Hyrolyse | 1 Min. | | | $XS_A /$ CSBges | 0,12 |

Tabelle 22: Für Simulation (18-03-97) verwendete Parameter und Konzentrationen

Die für die Approximation verwendeten kinetischen Parameter unterscheiden sich wenig von den Parametern in den vorher beschriebenen Batch-Tests.

Der über die dyn.Simulation erhaltene leicht abbaubare CSB ist ca. 20 % niedriger als jener lt. Excel-Auswertung.

Die relativ gute Übereinstimmung zwischen den simulierten und gemessenen CSB_{flo-f} - Konzentrationen deutet darauf hin, daß weder Speicherung noch Adsorption von gelöstem CSB stattgefunden hat. Die PHB-Messungen bestätigen ersteres. Ein Adsorptionsversuch mit Zyanid wurde zugunsten des Versuches mit Nalidixic Acid nicht durchgeführt.

5.3.3.6. Batch-Test 1.6 (22-03-97)

Simuliert wurde wiederum direkt der O_2 -Verlauf. Die ebenfalls dargestellte O_2 -Verbrauchsrate inkludiert auch die endogene Atmung. Simuliert wurde der O_2 -Verlauf vom Einfüllen des vorbelüfteten A-Schlammes in Rodtox bis zur Bestimmung des k_{La} -Wertes durch Aus- und Einschalten der Belüftung. „**OUR** von SS2“ zeigt den Einfluß der Hydrolyse auf **OUR**, wobei „SS2“ hydrolysiertes X_S ist.

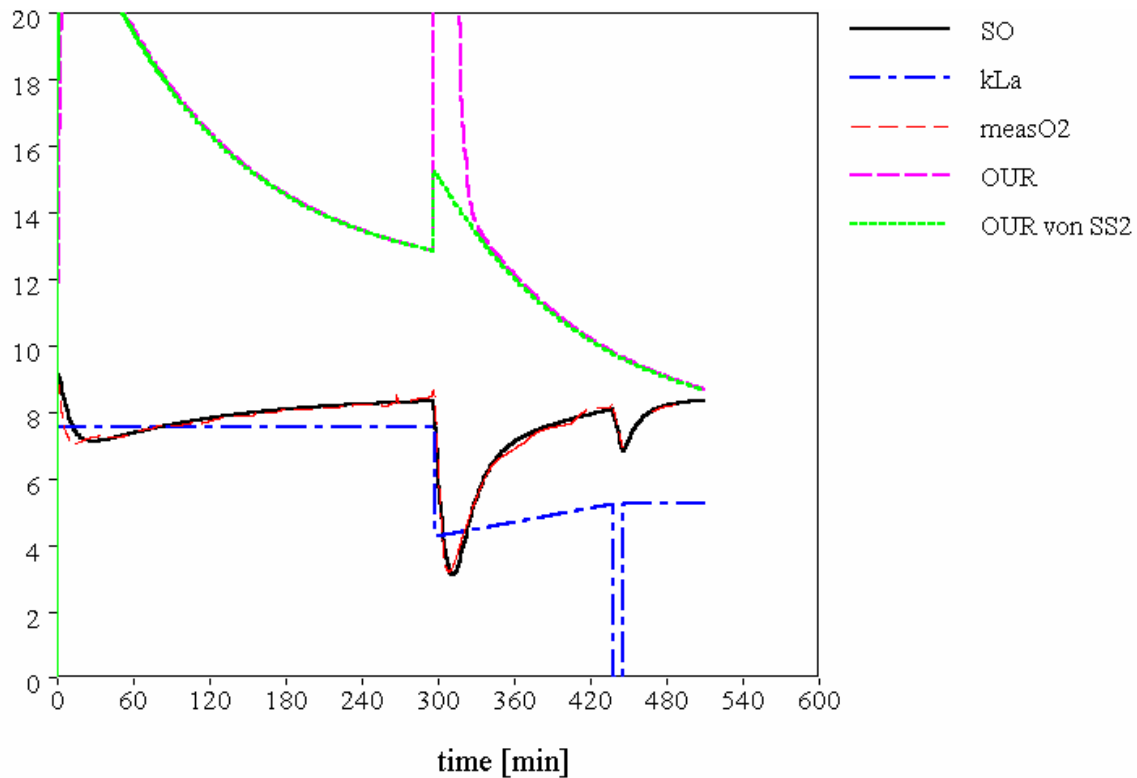


Abbildung 42: Gemessener und simulierter O_2 -Verlauf, simulierter OUR -Verlauf in $mg/l,h$ (SS2 ist hydrolysiertes X_S) und Verlauf des k_La -Wert –Wertes in $1/h$

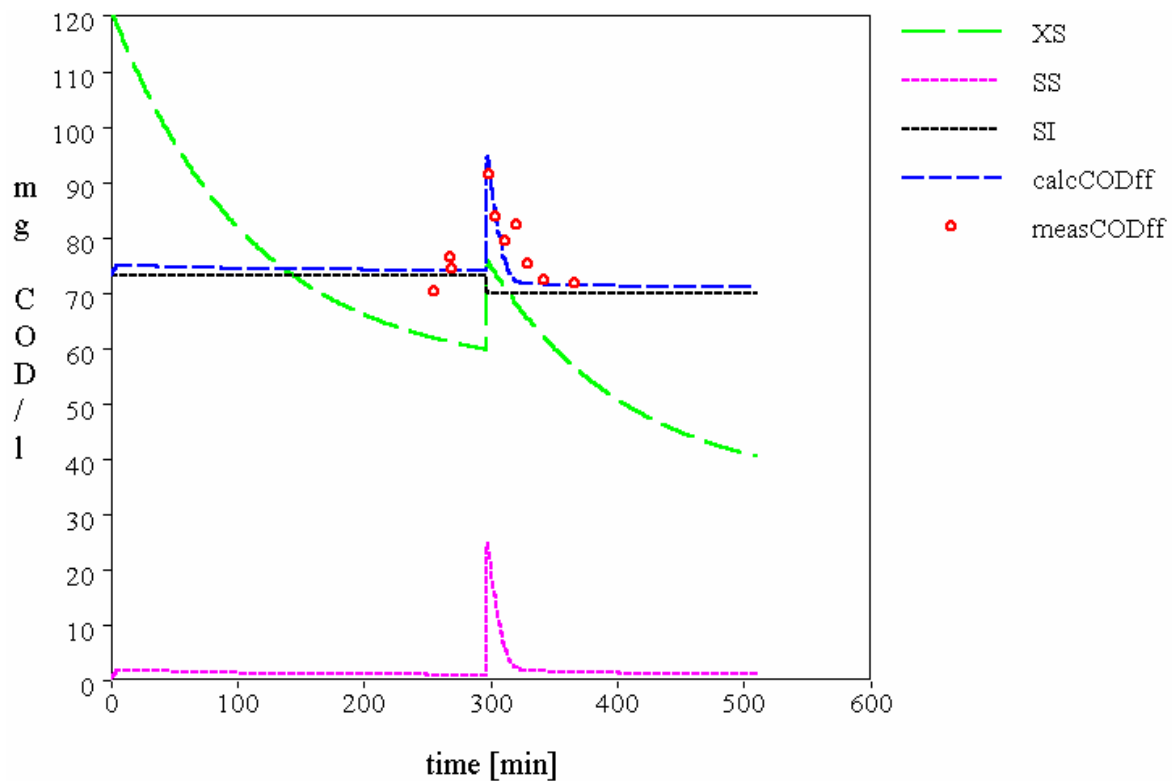


Abbildung 43: Gemessener und simulierter Verlauf von CSB_{fl-o-f} ($=S_S + S_I$) sowie simulierter Verlauf von S_S und X_S in Rodtox bei Batch-Test I am 22-03-97

| | | | | | |
|---------------------------|--------|------------------------------|---------------------------|--------------------|-----------|
| μ_{H20} | 4,0 | b_{H20} | 0,7 | SS_{ini} | 25 |
| K_s | 6,0 | Y_H | 0,65 | $\Rightarrow SS_A$ | 63 |
| k_{H20} | 15,0 | Temp. | 14,0 | XS_{ini} | 75 |
| K_{X20} | 1,0 | SI | 71 | $\Rightarrow XS_A$ | 98 |
| Start-up het. Wachstum | 0 Min. | XH_{ini} XH_{ini}/oTS | 1100 0,31 | $SS_A/$ CSBges | 0,08 |
| Start-up Hyrolyse | 1 Min. | k_{La} -Wert | 4,2 bis 5,2 ansteigend | $XS_A/$ CSBges | 0,13 |

Tabelle 23: Für Simulation (22-03-97) verwendete Parameter und Konzentrationen

Der Yield wurde mit $Y_H = 0,65$ anstelle des sonst üblichen Wertes 0,60 gewählt, da so eine bessere Anpassung zu erreichen war. Die Parameter-Bestimmung ergab relativ hohe Werte für die Hydrolyserate (k_{H20}) und den Biomassenerfall (b_{H20}). Wobei auch $K_{X,20} = 1,0$ höher ist als sonst.

Der leicht abbaubare CSB (SS_A) lt. Simulation entspricht etwa jenem lt. Excel-Auswertung.

Für XS_A (im Abwasser) ergibt sich ein relativ kleiner Wert, da die X_S -Konzentration im Batch-Reaktor vor der Abwasserzugabe lt. Simulation bereits bei ca. 60 mg/l liegt (Abbildung 43).

5.3.3.7. Batch-Test 3.1 (27-02-97, Adsorption)

Der Batch-Versuch ist in Kap.5.3.1.4 beschrieben.

Bei der dynam. Simulation des Batch-Versuchs mit AQUASIM (Abbildung 44 und Abbildung 45) zeigt sich das Problem, daß die O_2 -Konzentration nach Verringerung durch das O_2 -arme Abwasser fast linear zunimmt. Da man davon ausgehen kann, daß der k_{La} -Wert sich infolge des nur wenig abnehmenden Reaktorvolumens (ca. 5 % Unterschied zwischen der ersten und letzten Probenahme) nur geringfügig ändert, deutet der O_2 -Verlauf auf eine annähernd lineare Abnahme der Restaktivität nach der neuerlichen Zugabe von Zyanid hin.

Dies widerspricht jedoch der Erwartung, daß die Hemmung nicht linear zunimmt, sondern eher mit Hilfe eines umgekehrten Monod-Terms in Abhängigkeit von der Zeit beschreibbar ist. In diesem Fall würde die Restaktivität nur eine geringfügige CSB_{flo-f} -Abnahme zur Folge haben und der simulierte CSB_{flo-f} -Verlauf weitgehend dem beobachteten CSB_{flo-f} -Verlauf entsprechen. Das Ergebnis einer solchen Modellannahme zeigen Abbildung 44 und Abbildung 45.

Die Hemmung des heterotrophen Wachstums sowie der Hydrolyse wurde gemäß Kap.5.2.4.1 mit Hilfe des Monod-Terms $k/(t+k-1)$ für t (=time) >1 modelliert. Es wird angenommen, daß durch die erste CN-Zugabe vor der Abwasserzugabe eine Teilhemmung eintritt, die eine Reduktion der kinetischen Parameter μ_H (het. Wachstumsrate) und kh (Hydrolyserate) zur Folge hat. Durch die weitere CN-Zugabe 2 Minuten nach der Abwasserzugabe werden diese Parameter entsprechend dem eingeführten Monod-Term weiter vermindert.

Es wird ferner angenommen, daß das Zyanid rascher und wirksamer die Organismenzellen selbst als die für die Hydrolyse notwendigen Enzyme schädigt. Damit kommt es zu einer Zunahme an leicht abbaubarem CSB im Reaktor. Dieses durch Hydrolyse produzierte S_S ist in Abbildung 45 als „SS2 from XS“ bezeichnet und erklärt die gemessene geringfügige Zunahme der CSB_{flo-f} -Konzentration.

Der $k_L a$ -Wert wurde entsprechend der Volumenabnahme im Batch-Reaktor von der ersten bis zur letzten Probenahme linear angehoben.

Abbildung 44 zeigt, daß mit diesem Modellansatz und den in Tabelle 24 angeführten Parametern die Zunahme der O_2 -Konzentration unmittelbar nach Abwasser- und CN-Zugabe nicht zufriedenstellend, der weitere O_2 -Verlauf sowie die CSB_{flo-f} -Konzentrationen jedoch gut simuliert werden können. Nach dem Abschalten der Belüftung führt die Restaktivität zu einem O_2 -Verbrauch von ca. 1 mg O_2 /l/h. Dieser sehr niedrige Wert beeinflusst die $k_L a$ -Wert-Bestimmung nur unwesentlich, die Wiederbelüftungskurve entspricht einer Kurve 1. Ordnung.

Die Simulationsergebnisse des Adsorptionsversuches vom 27-02-97 lassen darauf schließen, daß keine Adsorption von gelöstem CSB stattfand.

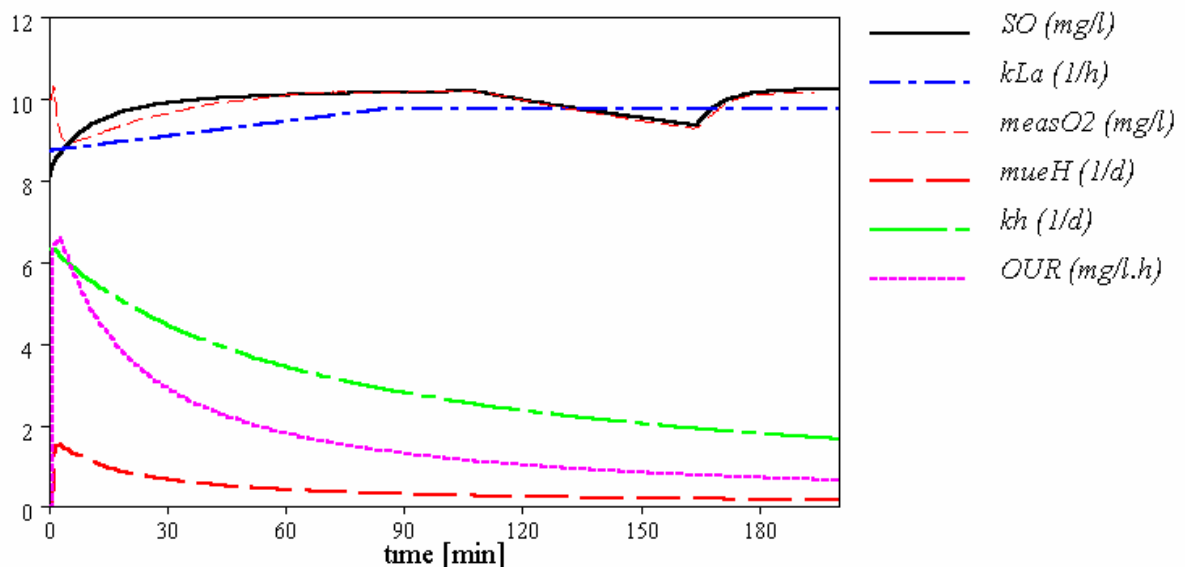


Abbildung 44: Simulation des O_2 -Verlaufes (SO=simuliert, measO2=gemessen) von der Abwasser-Zugabe bis zur $k_L a$ -Bestimmung; Abnahme von μ_H und kh infolge der CN-Zugabe

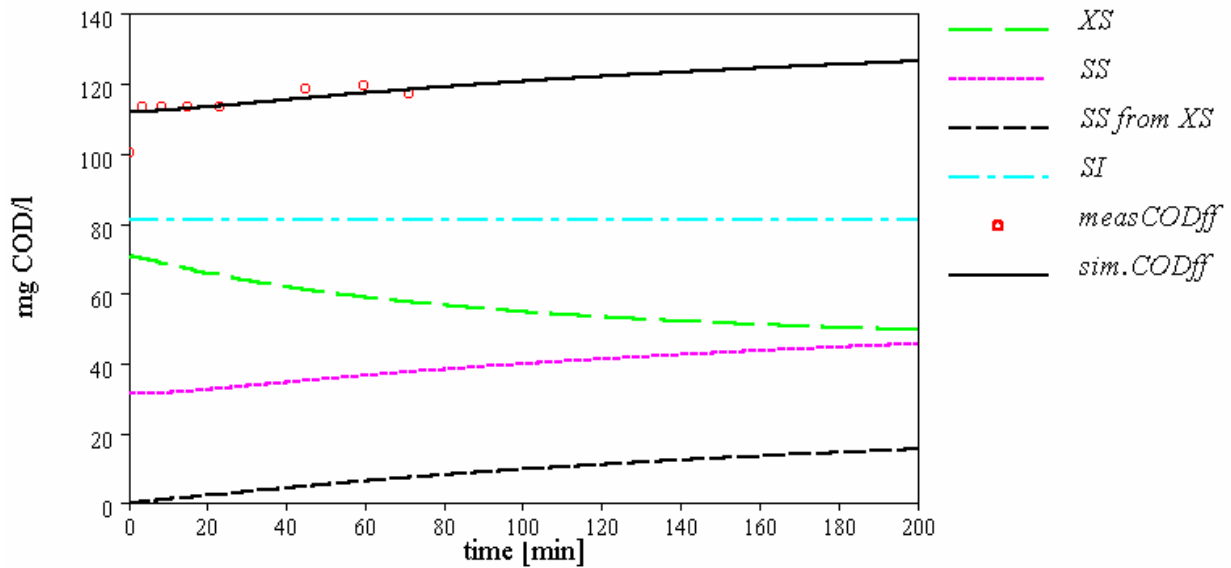


Abbildung 45: CSB-Fractionen simuliert und $CSB_{f_{lo-f}}$ gemessen im Batch-Reaktor; leichte Zunahme von S_S infolge Hydrolyse ($\Rightarrow S_S$ from X_S)

Wie nachfolgende Tabelle zeigt, entspricht die für die Belüftung im Modell verwendete O_2 -Sättigungskonzentration SO_{end} genau dem theoretischen $C_s = 10,28$ mg/l (bei $14^\circ C$). Dies bestätigt die Richtigkeit des $k_L a$ -Wertes und der O_2 -Messung.

| | | | | | |
|-------------|------|-----------------|------|------------------|---------|
| μ_{H20} | 2,6 | $k_{cn_}\mu_H$ | 18 | $k_L a$ gem. | 9,75 /h |
| K_s | 0,17 | $k_{cn_}k_h$ | 70 | $SO_{end} (C_s)$ | 10,28 |
| k_{h20} | 12,2 | X_H / oTS | 0,19 | O_2 in AW | 5 |
| K_{x20} | 1,0 | Y_H | 0,65 | τ_{S_S} | 0,5 |
| b_{H20} | 0,5 | Temp. | 14,0 | τ_{X_S} | 1,0 |

Tabelle 24: Für die Simulation des Batch-Tests am 27-02-97 verwendete Parameter (k_{cn} CN-Hemmung, τ_{S_S} , τ_{X_S} Start-up-Phänomen, s.Kap.5.2.4.1)

5.3.3.8. Batch-Test 3.2 (05-03-97, Adsorption)

Durch Zugabe einer größeren CN-Menge vor Abwasserzugabe als beim Versuch am 27-02-97 tritt nur eine sehr kleine Restaktivität (z.T. infolge der mit dem Abwasser zugeführten noch ungehemmten Organismen) auf, die nur eine geringfügige $CSB_{f_{lo-f}}$ -Abnahme zur Folge hat. Die Hemmung des heterotrophen Wachstums sowie der Hydrolyse wurde dabei wie zuvor mit Hilfe eines umgekehrten Monod-Terms in Abhängigkeit von der Zeit modelliert.

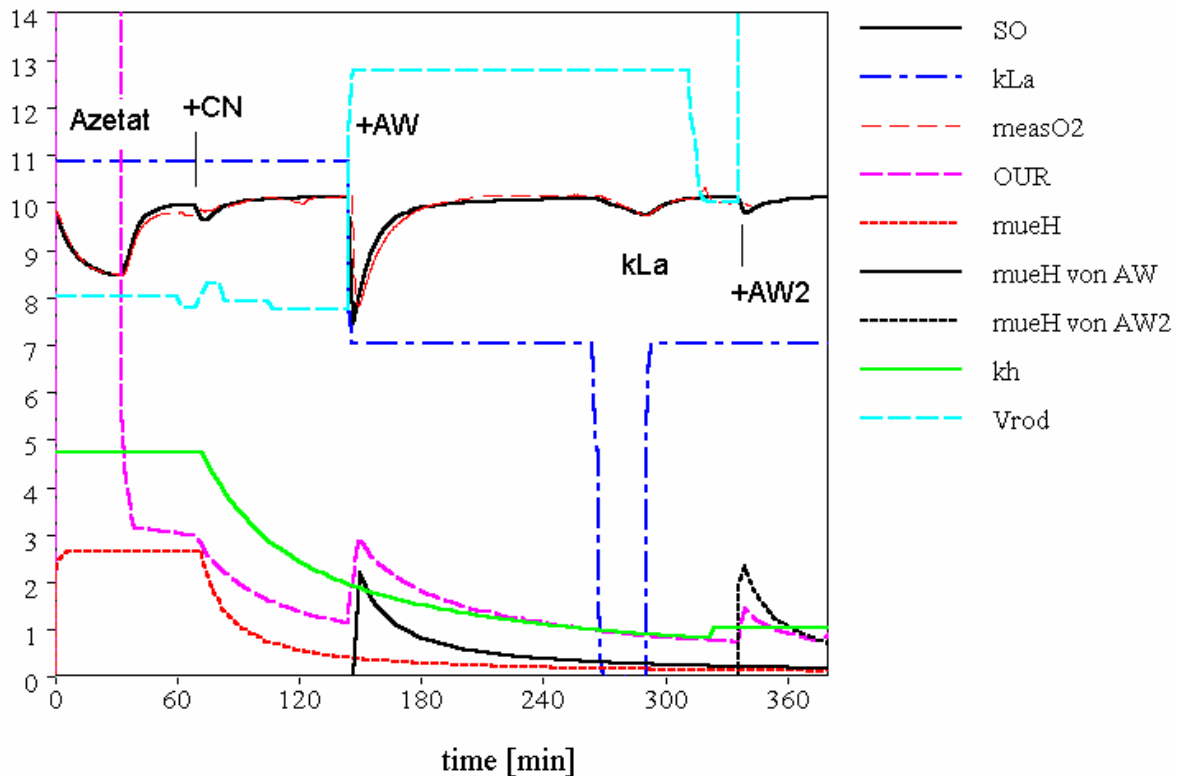


Abbildung 46: Simulation des O₂-Verlaufes (SO=simuliert, measO2=gemessen)
 1. Azetat-Zugabe, 2. CN-Zugabe, 3. Abwasserzugabe (O₂-arm),
 4. kLa-Bestimmung (Belüftung AUS/EIN), 5. Abwasserzugabe (O₂-reich)

Abbildung 46 zeigt auch die simulierte Abnahme von μ_H und kh infolge der CN-Zugabe sowie die Veränderung des Reaktor-Volumens (Vrod) und des k_La-Wertes infolge Abwasserzugabe und Dekantierens.

| | | | | | |
|-------------|-----|--------------|------|--|---------|
| μ_{H20} | 4 | kcn_ μ_H | 12 | k _L a gem (AC) | 11,4 /h |
| K_s | 0,3 | kcn_ kh | 50 | k _L a gem. (Belüft. AUS) | 7,2 /h |
| k_{H20} | 9,1 | X_H /oTS | 0,19 | SOend (C _s) | 10,2 |
| $Kx20$ | 1,1 | Y_H | 0,67 | O ₂ in AW | 3 |
| b_{H20} | 0,5 | Temp. | 14,0 | Stoich_XH _{az} | 5 |

Tabelle 25: Für die Simulation des Batch-Tests am 05-03-97 (Abbildung 46) verwendete Parameter (kcn zur Beschreibung der CN-Hemmung, s.Kap.5.2.4.1)

Zur Bedeutung von Stoich_XH_{az} siehe Kapitel 5.4.2, Seite 108.

Die Simulation zeigt, daß es mit dem IAWQ-Modell *ASM1* unter Verwendung üblicher Parameter möglich ist, einen derartigen Batch-Versuch mit A-Schlamm genau zu simulieren (gute Übereinstimmung des simulierten O₂-Verlaufes „SO“ und des gemessenen O₂-Verlaufes „measO2“).

Die Tatsache, daß die verwendeten k_{La} -Werte ziemlich genau jenen entsprechen, die über Azetat (vor Abwasser- und CN-Zugabe) bzw. Belüftung AUS-EIN (nach Abwasser- und CN-Zugabe) ermittelt wurden und auch die verwendete O_2 -Sättigungskonzentration C_s mit 10,20 mg/l in etwa dem theoretischen $C_s = 10,28$ mg/l (bei 14°C) entspricht, läßt auf die Richtigkeit und Genauigkeit der Rodtox-Messungen schließen.

Der k_{La} -Wert ab Abwasserzugabe wurde als konstant angenommen, da die Änderung des Reaktorvolumens zwischen der ersten und letzten Probenahme mit ca. 5 % gering war und auf das Versuchsergebnis keinen Einfluß hat. Eine Berücksichtigung der Volumensänderung im k_{La} -Wert (z.B. durch linearen Anstieg von 6/h auf 7/h) schließt die noch vorhandene Abweichung zwischen simulierter und gemessener O_2 -Kurve nach der Abwasserzugabe.

Die Modellierung der Hemmung durch Zyanid wurde so vorgenommen, daß die Atmungsaktivität zum Zeitpunkt des Ausschaltens der Belüftung noch groß genug ist, um die gemessene O_2 -Abnahme zu erklären. Hierbei wird im Modell davon ausgegangen, daß keine Regeneration der gehemmten Organismen bzw. kein Abbau von CN im Organismus mit der Zeit auftritt.

Auch im Adsorptionsversuch 05-03-97 ist keine Adsorption von gelöstem CSB festzustellen.

5.3.3.9. Batch-Tests zur S_S -Bestimmung auf der Kläranlage Baesweiler

Einige der durchgeführten aeroben Batch-Tests wurden auch dynamisch simuliert (mit AQUASIM). Zwei dieser Batch-Test-Simulationen werden im folgenden gezeigt.

- 1) Batch-Test mit frischem A-Stufen-Schlamm ohne Abwasserzugabe
- 2) Batch-Test mit dem selben Schlamm nach 1 h Belüften und anschließender Zugabe von Rohabwasser

Batch-Test (1) - Frischer A-Stufen-Schlamm

Am 03-09-97 wurde um 10:15 Uhr gegen Ende der intermittierenden Belüftungsphase (ca.15 Min. pro Stunde) Schlamm direkt aus dem voll durchmischten Höchstlastbelebungsbecken entnommen und unmittelbar danach mit der Atmungsmessung im Hand-Respirometer (diskontinuierliche Belüftung) begonnen.

Die in Abbildung 47 dargestellte O_2 -Verbrauchskurve zeigt ein ausgeprägtes Plateau über die ersten 20 Minuten mit einem anschließenden plötzlichen Abfall der O_2 -Verbrauchsrate (**OUR**). Der Kurvenverlauf läßt darauf schließen, daß der Schlamm über 20 Minuten lang leicht abbaubaren CSB vorfindet und diesen mit maximaler Atmungsrate abbaut. Die Schlammatmung nach dem Knick ergibt sich aus Hydrolyse und Grundatmung.

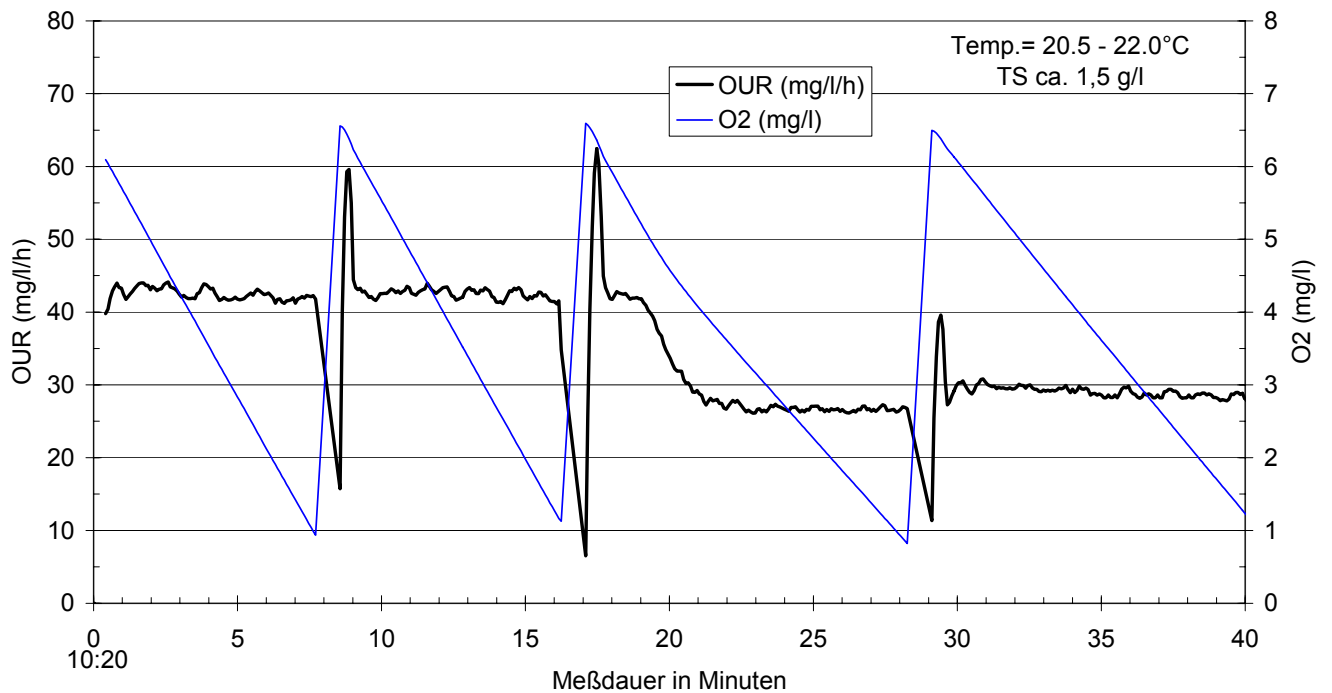


Abbildung 47: Frischer A-Stufen-Schlamm der KA Baesweiler am 03.09.97 - Aerober Batch-Test mit diskont. Belüftung (Hand-Respirometer) (1)

Das Ergebnis zeigt auch, daß die aktuelle (=maximale) Schlammatmung in der A-Stufe Baesweiler bei einem TS-Gehalt von ca. 1,5 g/l und einer Temperatur von ca. 21°C mit kleiner 45 mg O₂/l/h relativ gering ist.

Das Ergebnis der dynamischen Simulation zeigen die nachfolgenden Abbildungen.

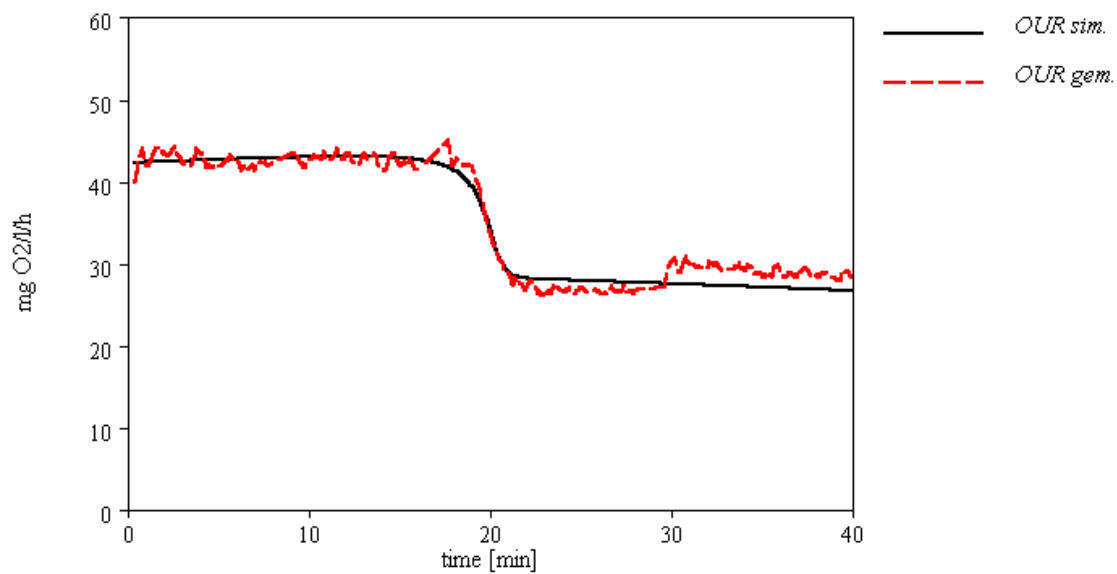


Abbildung 48: Batch-Test (1) mit frischem A-Stufen-Schlamm am 03.09.97 - gemessene und simulierte Atmungsaktivität (OUR)

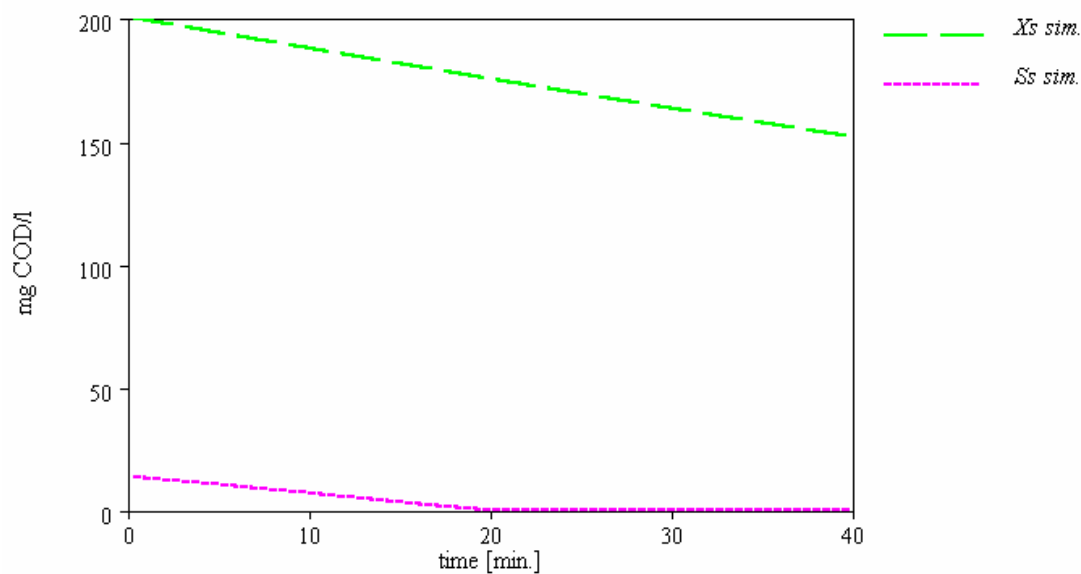


Abbildung 49: Batch-Test (1) mit frischem A-Stufen-Schlamm - Simulierter Abbau von S_s und X_s im Batch-Reaktor

| | | | | | |
|----------------|------|--------------|------|------------------------|----------|
| μ_H (20°C) | 3,90 | b_H | 0,5 | SS_{ini} | 13,7 |
| K_s | 0,1 | Y_H | 0,67 | XS_{ini} | 200 |
| k_h (20°C) | 10,6 | Temp. | 21,0 | XH_{ini} | 520 |
| K_x (20°C) | 0,58 | | | XH_{ini} / ρ_{TS} | ca. 0,30 |

Tabelle 26: Für Simulation von Batch-Test (1) (03-09-97) verwendete Parameter und Konzentrationen

Batch-Test (2) - Vorbelüfteter A-Stufen-Schlamm mit Rohabwasser

Der bei Batch-Test (1) verwendete Schlamm wurde im Labor (bei ca. 20°C) 70 Minuten lang belüftet und dann ein weiterer Batch-Test nach Zugabe von Rohabwasser aus dem Zulauf A-Stufe im Verhältnis 3,5 Teile Schlamm und 1 Teil Abwasser durchgeführt.

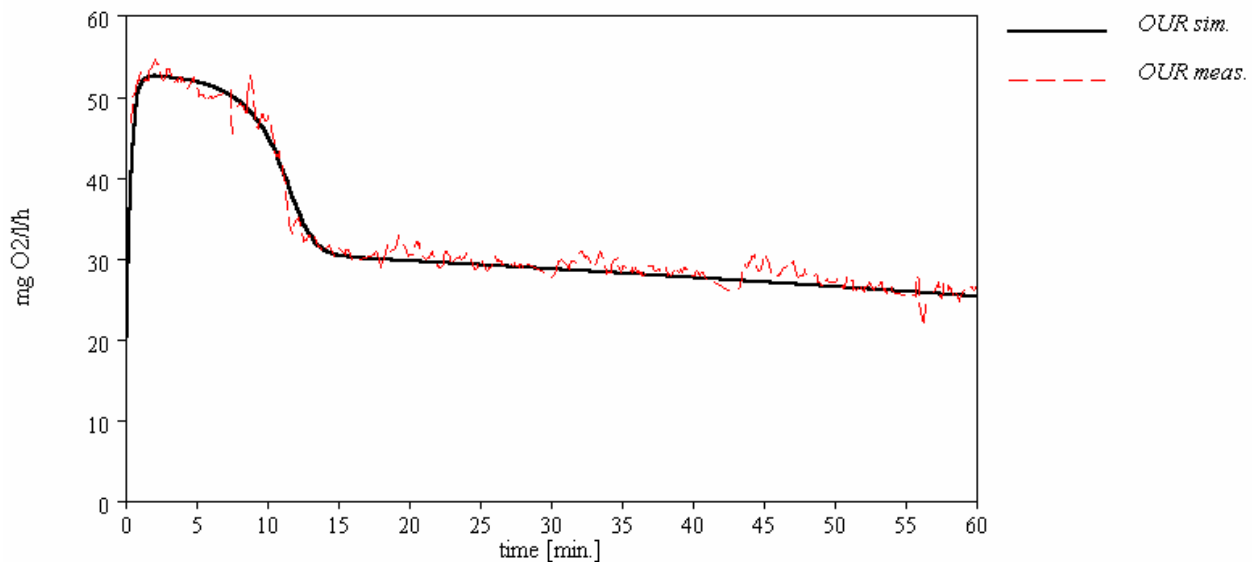


Abbildung 50: Gemessene und simulierte Atmungsaktivität des (ca.70 Min.) vorbelüfteten A-Schlammes (350 ml) der KA Baesweiler am 03.09.97 nach Zugabe von Rohabwasser (100 ml) [Aerober Batch-Test mit Abwasser-Zugabe (2)]

| | | | | | |
|------------------------|----------|--------------------|----------|--------------------|----------|
| μ_H (20°C) | 3,90 | b_H | 0,5 | SS_{ini} | 10,7 |
| K_s | 0,4 | Y_H | 0,60 | $\Rightarrow SS_A$ | 48 |
| k_h (20°C) | 10,6 | Temp. | 23,0 | XS_{ini} | 155 |
| K_x (20°C) | 0,58 | XH_{ini} | 430 | $\Rightarrow XS_A$ | 280 |
| | | X_H / oTS | ca. 0,30 | SS_A / CSB_{ges} | ca. 0,04 |
| Start-up het. Wachstum | 0,3 Min. | Start-up Hydrolyse | 1,0 Min. | XS_A / CSB_{ges} | ca. 0,25 |

Tabelle 27: Für Simulation von Batch-Test (2) (03-09-97) verwendete Parameter und ermittelte Konzentrationen

Die Ergebnisse der dyn.Simulation beider Batch-Tests lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Konzentration der aktiven heterotrophen Biomasse X_H ist relativ klein. Ihr Anteil am oTS (in mg CSB/l) bzw. am TS (in mg TS/l) beträgt nur ca. 30 %
- Scheinbar geringe Anteile an leicht und langsam abbaubarem CSB (S_s und X_s) im Abwasser

- Der über dyn.Simulation ermittelte S_S ist um rd. 15 % etwas größer als der über die graphische Auswertung mit Excel ermittelte Wert, was aus dem Ansatz einer verzögert einsetzenden Hydrolyse herrührt (Start-up)
- Wie in Batch-Test (1) ist die Sättigungskonstante für das het.Wachstum K_S mit 0,1 bzw. 0,4 mg/l deutlich niedriger als der in BORNEMANN et al. (1998) angegebene Standardwert, während die max.Wachstumsrate μ_H mit 3,9 /d in etwa dem Standardwert entspricht.
- Zur Beschreibung der Hydrolyse wurden sowohl für K_X als auch kh höhere Werte ermittelt als im Standardparametersatz angegeben.

5.3.3.10. Zusammenstellung der CSB-Fraktionen und kinetischen Parameter

Die aus der Simulation der aeroben Batch-Tests ohne Zyanid-Zugabe (Batch-Test 1.2, 1.4, 1.5, 1.6 sowie Batch-Versuche auf der KA Baesweiler) hervorgehenden CSB-Fraktionen und kinetischen Parameter sind in Tabelle 28 und Tabelle 29 zusammengefaßt.

| Datum Batch-Test | fSS _B (gem.) | fSS _A (sim.) | fSI _B (gem.) | fSI _A (sim.) | fXS _B (err.) | fXS _A (sim.) | fXI _B (ang.) | fXI _A (sim.) |
|---------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| 25-02-97 | 0,12 | 0,08 | 0,04 | 0,08 | 0,55 | 0,19 | 0,15 | 0,51 |
| 04-03-97 | 0,17 | 0,11 | 0,06 | 0,11 | 0,48 | 0,29 | 0,15 | 0,33 |
| 18-03-97 | 0,13 | 0,07 | 0,05 | 0,10 | 0,53 | 0,12 | 0,15 | 0,55 |
| 22-03-97 | 0,13 | 0,08 | 0,05 | 0,09 | 0,53 | 0,13 | 0,15 | 0,55 |
| 03-09-97* | 0,07 | 0,04 | 0,03 | 0,06 | 0,60 | 0,23 | 0,15 | 0,52 |

Tabelle 28: Über dyn.Simulation und Messung ermittelte CSB -Fraktionen des Rohabwassers für Batch-Tests mit Rodtox sowie mit Hand-Respirometer* (KA Baesweiler);
Annahme: fXH = 0,15, fXI_B = 0,15; Y_H = 60 ausgenommen 22-03-97: Y_H = 0,65

Wie aus Tabelle 28 hervorgeht, ist der SS_A -Anteil (fSS_A) am CSB_{ges} des Rohabwassers zwischen 30 % und 50 % kleiner als der SS_B -Anteil (fSS_B).

Das bedeutet, daß in jedem Fall leicht abbaubarer CSB in die B-Stufe gelangt, auch wenn in der A-Stufe selbst (mit A-Stufen-Schlamm) kein S_S mehr meßbar ist.

| Datum Batch-Test | A- Stufe | XH_{ini} (mg/l) | fXH_A | SS_{ini} (mg/l) | K_S (mg/l) | μ_H (1/d) | XS_{ini} (mg/l) | K_X (mg/l) | k_h (1/d) |
|---------------------|-------------|----------------------|---------|----------------------|-----------------|------------------|----------------------|-----------------|----------------|
| 25-02-97 | aerob | 400 | 0,23 | 29 | 1,9 | 5,3 | 70 | 0,33 | 8,2 |
| 04-03-97 | aerob | 300 | 0,26 | 24 | 1,8 | 6,0 | 63 | 0,35 | 10,3 |
| 18-03-97 | interm. | 250 | 0,27 | 16 | 3,0 | 5,0 | 27 | 0,33 | 12,2 |
| 22-03-97 | fakult. | 1100 | 0,31 | 25 | 6,0 | 4,0 | 75 | 1,0 | 15,0 |
| 03-09-97 (1) | interm. | 520 | 0,30 | 14 | 0,1 | 3,9 | 200 | 0,58 | 10,6 |
| 03-09-97 (2) | interm. | 430 | 0,30 | 11 | 0,4 | 3,9 | 155 | 0,58 | 10,6 |

Tabelle 29: Über dynamische Simulation ermittelte kinet. Parameter K_S , μ_H , K_X und k_h (jeweils bei 20°C) sowie Ausgangskonzentrationen XH_{ini} , SS_{ini} und XS_{ini} für aerobe Batch-Tests mit Schlamm der A-Stufe Pilotanlage Eschweiler (mit Rodtox in Ghent) bzw. A-Stufe Baesweiler (1) u. (2) (mit Hand-Respirometer vor Ort)

Aus Tabelle 29 geht u.a. hervor, daß der Anteil der aktiven Biomasse X_H am oTS relativ gering ist. Die über die Simulation ermittelten Werte für $fXH_A = X_H / oTS$ lagen zwischen 0,2 und 0,3. Die Ursache dafür dürfte sowohl in der starken Ausgezehrtheit des verwendeten A-Stufen-Schlammes als auch im hohen Anteil an nicht abgebautem teils inertem Material gelegen sein.

Die zum Teil deutlich voneinander abweichenden Parameter-Sets der einzelnen Batch-Tests werden in Kap. 5.4.4 diskutiert.

5.4. Diskussion

5.4.1. Metabolisation von S_S und X_S

Mit Hilfe der verwendeten Methode konnten die gelösten CSB-Fractionen des getesteten Rohabwassers in bezug auf den A-Schlamm relativ genau bestimmt werden. Das Ergebnis widerspricht völlig der in der Praxis üblichen Aufteilung von S_I und S_S , die bei Rohabwasser etwa im Verhältnis von 1:2 bis 1:3 erfolgt. Bei den Batch-Versuchen in Ghent lag SI_A im Mittel etwas größer als SS_A . Das Verhältnis SI_A/SS_A schwankte zwischen 0,8 und 1,4 (Mittel: 1,1).

Vergleicht man SI_A mit SI_B , also die für B-Schlamm gelöste inerte CSB-Fraktion des Rohabwassers, so zeigt sich, daß SI_A im Batch-Versuch bei optimalen O_2 -Verhältnissen und langer Kontaktzeit etwa doppelt so groß ist wie SI_B . Dies unterstützt die vor den Untersuchungen aufgestellte Hypothese, daß es in einer Höchstlaststufe zu einer Selektion von schnell wachsenden Bakterien kommt, die nicht in der Lage sind, den abbaubaren CSB so zu verwerten, wie es der von weit größerer Artenvielfalt geprägte Schlamm einer schwach belasten Belebungsanlage oder –stufe vermag.

Da die Differenz zwischen SI_A und SI_B ebenfalls gelöster CSB ist, wird der Schluß gezogen, daß es sich dabei um für den B-Schlamm leicht abbaubaren CSB handelt. Der gesamte für B-Schlamm leicht abbaubare CSB (SS_B) kann nach der Gleichung

$$CSB_{\text{flo-f}} = SS_B + SI_B$$

abgeschätzt werden. Vergleicht man nun SS_B mit dem über Atmungsmessung bestimmten Wert von SS_A , so zeigt sich, daß SS_B fast doppelt so groß ist wie SS_A , was die obige Hypothese bekräftigt. Im Gegensatz zu den gemessenen Werten SS_A und SI_A wurden die Fraktionen SS_B und SI_B allerdings nur indirekt ermittelt bzw. abgeschätzt. Um die Ergebnisse abzusichern, wurden daher auf der Kläranlage Wien weitere Untersuchungen durchgeführt, die im nächsten Kapitel ausführlich beschrieben werden. Dabei sollte u.a. untersucht werden, ob die Differenz zwischen SS_A und SS_B tatsächlich für B-Schlamm zur Gänze leicht abbaubarer CSB ist.

Einen Überblick über die im Mittelpunkt der weiteren Betrachtungen stehenden CSB-Fraktionen und ihr Größenverhältnis zueinander gibt nachfolgende Abbildung.

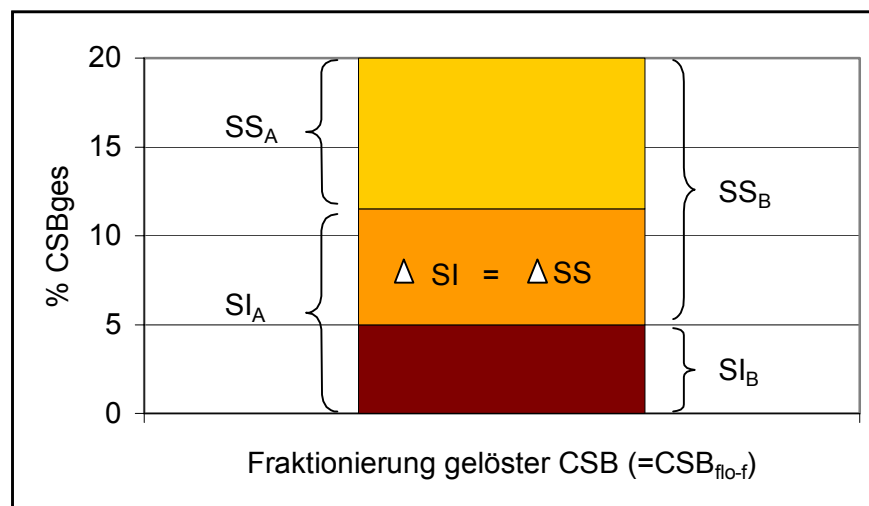


Abbildung 51: Aufteilung der gelösten CSB-Fraktionen im Abwasser und ungefähre relative Anteile am Gesamt-CSB im Zulauf der A-Stufe

Legende:

SS_A für A-Schlamm leicht abbaubarer CSB

SI_A für A-Schlamm inerter gelöster CSB

SS_B für B-Schlamm leicht abbaubarer CSB

SI_B für B-Schlamm inerter gelöster CSB

ΔSS Differenz $SS_B - SS_A$, für A-Schlamm nicht, für B-Schlamm leicht abbaubar

ΔSI Differenz $SI_A - SI_B$, wie ΔSS

Hinsichtlich der partikulären CSB-Fraktionen X_S und X_I gelten möglicherweise die gleichen Unterscheidungen wie für S_S und S_I . So betrug der gesamte vom A-Schlamm abgebaute CSB gemäß O_2 -Verbrauch im Batch-Versuch lediglich 15 bis 30 % des gemessenen CSB_{ges} des Abwassers. Tatsächlich sollte dieser Anteil bei zumindest 70 % liegen. Da bei A-Schlamm keine nennenswerte Speicherung auftritt und die Messungenauigkeit (Trennschärfe Grundatmung –

Substratmung) nur teilweise für die Differenz zwischen 30 und 70 % verantwortlich gemacht werden kann, liegt der Schluß nahe, daß ein Teil von X_S vom A-Schlamm innerhalb von wenigen Stunden nicht hydrolysiert werden kann. Es ist denkbar, daß einhergehend mit dem Selektionsdruck auf die Organismen in einer Höchstlaststufe sich das Enzymsystem in einer Weise verändert, daß nicht länger die komplette Palette an schwer abbaubaren Abwasserinhaltsstoffen hydrolysiert werden kann.

Folglich ist auch beim partikulären CSB zwischen XS_A und XS_B sowie XI_A und XI_B zu unterscheiden. Das Größenverhältnis zwischen XS_A und XS_B bzw. XI_A und XI_B kann aufgrund der Versuchsergebnisse schwer abgeschätzt werden.

5.4.2. Speicherung von S_S

Aufgrund der Ergebnisse ist anzunehmen, daß Speicherung in der A-Stufe und damit auch für die Modellierung der A-Stufe keine Rolle spielt. Dies steht in Einklang mit den Beobachtungen von PRENDL (1997) und den darin zitierten Erfahrungen von DOHANYOSOS et al.(1971) und EIKELBOOM (1982), wonach bei einem Schlammalter kleiner 5 Tagen bzw. einer Schlammbelastung größer 0,5 kg BSB₅ / (kg.d) die Speicherung deutlich abnimmt, da der Speicher nicht entleert werden kann.

Generell wurden für die Bedeutung der intrazellulären Speicherung in der Praxis als auch bei der Auswertung und Beurteilung von aeroben Batch-Tests z.B. zur S_S -Bestimmung drei Faktoren als entscheidend erkannt:

- a) Grundsätzliche Fähigkeit des Schlammes zur Speicherung (ja - nein)
- b) Möglichkeit, die Speicherpolymere auch abzubauen ("Entleerung des Speichers")
- c) Verhältnis von speicherbarem Substrat / Biomasse

Daß das Ausmaß der Speicherung nicht nur unter den beschriebenen Versuchsbedingungen im Batch-Reaktor, sondern auch in einer Höchstlaststufe gering sein dürfte, zeigt eine einfache Modellrechnung, dargestellt in Tabelle 30.

Auf Basis der gemessenen PHB-Konzentrationen vor (ca. 0,2 % TS) und nach Abwasserzugabe (ca. 0,4 % von TS) wurden für unterschiedliche Mischungsverhältnisse Schlamm zu Abwasser und unterschiedlichen TS-Konzentrationen der gespeicherte CSB in Milligramm sowie als relativer Anteil am gesamten leicht abbaubaren CSB errechnet. Die Mischungsverhältnisse ergeben sich aufgrund der Versuchsbedingungen im Batch-Reaktor bzw. in der Pilotanlage Eschweiler.

| VOR Abwasser (Speicher leer) | | | NACH Abwasser (Speicher voll) | | | CSB _{AW} gespeichert | | |
|---------------------------------------|-------------|------------------|-------------------------------|-------------|------------------|-------------------------------|---|---|
| Reaktor-Volumen $V_{Schl.}$ (l) | TS (g/l) | PHB (% v. TS) | Zugabe bzw. Zufluß | TS (g/l) | PHB (% v. TS) | CSB _{PHB} (mg) | S _S im Abwasser (mg/l) | S _{S,AW} gespeichert (%) |
| Batch-Reaktor | | | V_{AW} (l) | | | | | |
| 8 | 1.5 | 0.20 | 2 | 1.2 | 0.40 | 33 | 100 | 17% |
| 8 | 1.5 | 0.20 | 5 | 0.9 | 0.40 | 33 | 100 | 7% |
| 8 | 4.0 | 0.20 | 5 | 2.5 | 0.40 | 88 | 100 | 18% |
| A-Stufe | | | Q_{AW} (l/h) | | | | | |
| 70 | 1.5 | 0.20 | 100 | 1.5 | 0.40 | 290 | 100 | 3% |
| 70 | 4.0 | 0.20 | 100 | 4.0 | 0.40 | 773 | 100 | 8% |

Tabelle 30: Exemplarische Ermittlung des gespeicherten CSB im Batch-Reaktor und in der A-Stufe der Pilotanlage Eschweiler in Abhängigkeit von PHB- und TS-Gehalt sowie V_R bzw. Q_{Zu}

Beim Batch-Test werden bei niedrigem TS-Gehalt (Speicher praktisch leer) bei einem $V_{AW}/V_{Schl.} = 2$ Liter/ 8 Liter 17 % des zugegebenen leicht abbaubaren CSB gespeichert, bei einem $V_{AW}/V_{Schl.}$ -Verhältnis = 5 Liter/ 8 Liter nur 7 %. Dieser Anteil erhöht sich bei einem TS-Gehalt von 4,0 g/l auf 18 %.

Bei einer Höchstlaststufe, wie hier am Beispiel A-Stufe Pilotanlage Eschweiler gezeigt wird, ist das Ausmaß der Speicherung noch geringer. Betrachtet man jene S_S -Fracht, die den beiden Stufen innerhalb einer Stunde zufließt, so werden bei einem TS-Gehalt von 1,5 g/l bei Verdoppelung der PHB-Konzentration rd. 3 % des gesamten leicht abbaubaren CSB gespeichert. Ein TS-Gehalt von 4 g/l würde aufgrund des geringeren Verhältnisses von speicherbarem Substrat / Biomasse zu einer Speicherung im Ausmaß von rd. 8 % des leicht abbaubaren CSB führen. Die gespeicherte CSB-Menge würde mit dem Überschussschlamm aus dem System A-Stufe entfernt oder in Schwachlastzeiten abgebaut werden.

Wie weit die Speicherpolymere zwischendurch abgebaut werden können, hängt neben der Größe und Dynamik der Belastung auch von den O_2 -Verhältnissen ab. In hoch belasteten und gering belüfteten A-Stufen dürfte auch ein teilweiser Abbau des Speichers kaum möglich sein.

Wie weit die Speicherung von leicht abbaubarem CSB in Höchstlaststufen über andere intrazelluläre Speicherpolymere als PHB oder über extrazelluläre Speicherpolymere (EPS) erfolgt, wurde nicht untersucht und kann folglich nicht ausgeschlossen werden. Allerdings weisen die CSB_{flo-f} -Konzentrationen im Batch-Reaktor auf keinerlei Speicherung hin.

5.4.3. Physikalische Adsorption von S_S und S_I

Die Ergebnisse zeigen erwartungsgemäß keine physikalisch bedingte Adsorption von flockungsfiltrierte CSB in hoch belastetem Belebtschlamm an. Da der flockungsfiltrierte CSB den überwiegenden Teil des leicht abbaubaren CSB enthält, ist davon auszugehen, daß keine nennenswerte Adsorption von S_S in einer Höchstlaststufe auftritt. Das gleiche gilt für den inerten gelösten CSB S_I .

Adsorbiert werden könnte ein Teil des S_s theoretisch dann, wenn der flockungsfiltrierte CSB einen nennenswerten Anteil des S_s nicht erfäßt, da dieser in kolloidal gelöster Form vorliegt und durch die Flockungsfiltration gefällt wird. Die Versuche von MAMAIS et al. (1993) und WENTZEL und EKAMA (1995) (Kap.5.2.2.6.2) lassen jedoch davon ausgehen, daß dies nicht der Fall ist und die Gleichung $CSB_{\text{flo-f}} = S_s + S_f$ gilt.

5.4.4. Batch-Test-Simulation

Die in Kap. 5.3.3 dargestellten Ergebnisse zeigen, daß Batch-Versuche mit A-Stufen-Schlamm auf der Modellgrundlage ASM1 gut nachsimuliert werden können, sofern die Parametersätze entsprechend angepaßt werden. Dabei hat sich die Einführung eines Start-up terms für die Prozesse heterotrophes Wachstum und Hydrolyse bewährt. Unbedingt notwendig ist die Berücksichtigung einer erforderlichen Adaptationszeit des Schlammes gegenüber Azetat, wie im nachfolgenden Kap.5.4.5 näher erläutert wird.

Aufgrund der unterschiedlichen Betriebsbedingungen der A-Stufe (aerob – intermittierend – fakultativ anaerob) und der unterschiedlichen Herkunft des Schlammes („ausgehungerter“ Schlamm in Ghent/Eschweiler – frischer Schlamm in Baesweiler) wurde weniger das Ziel verfolgt, einen einzigen Parametersatz für alle Batch-Tests zu finden als jeweils eine möglichst gute Anpassung der simulierten Werte an die gemessenen Werte zu erreichen.

Nachfolgend werden die für die Hydrolyse bzw. das heterotrophe Wachstum verwendeten Parameter-Sets miteinander verglichen und auf charakteristische Merkmale untersucht.

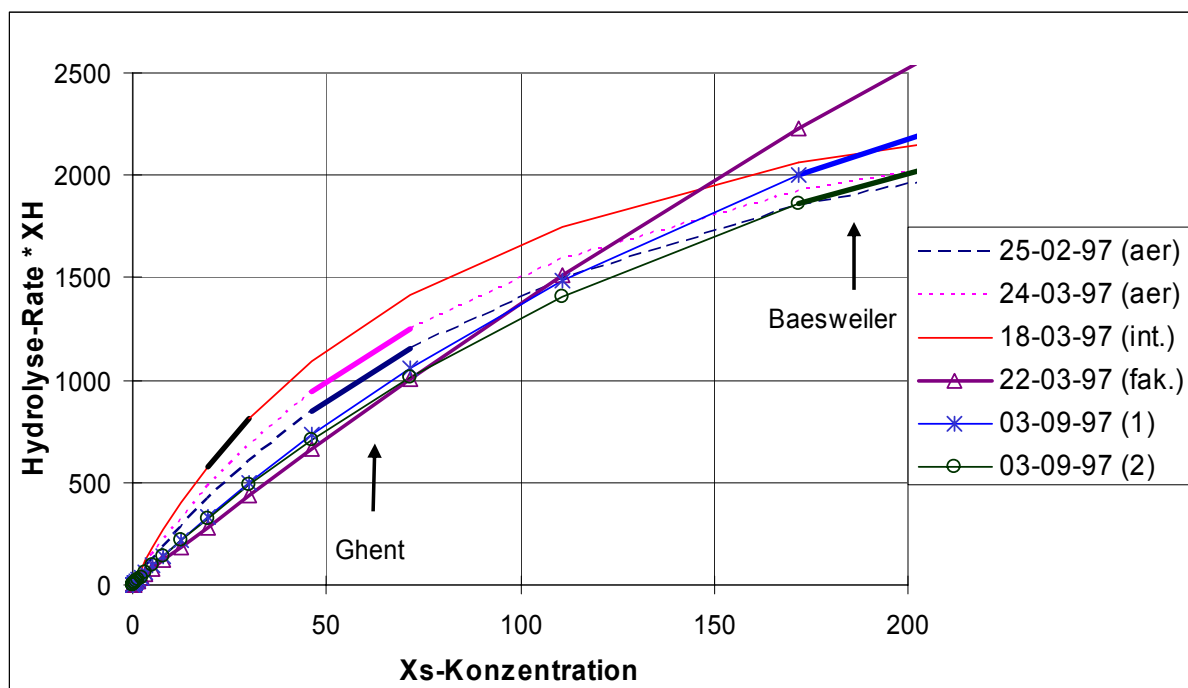


Abbildung 52: Hydrolyse als Funktion von XH, kh, Ks und X_s auf Basis der Simulationsergebnisse in Tabelle 29

In Abbildung 52 sind die Hydrolysegeschwindigkeiten für die einzelnen simulierten Batch-Versuche in Abhängigkeit von XH , kh , Kx und X_S dargestellt.

$$\text{Hydrolysegeschwindigkeit} = kh \frac{XS/XH}{Kx + XS/XH} XH$$

Die Größe der X_S -Konzentration im Schlamm zu Beginn der Simulation ist in den Kurven fett markiert.

Die stärksten Auffälligkeiten sind:

- a) Die Hydrolysegeschwindigkeiten sind in dem in Ghent untersuchten A-Schlamm mit 600 bis 1200 /d deutlich kleiner als jene des in Baesweiler verwendeten A-Schlammes (rd. 2000 /d), welche sich nahe ihres Maximalwertes befinden. Der Grund dafür dürfte weniger an den höheren TS- bzw. XH - als an den deutlich höheren X_S -Konzentrationen im Schlamm der A-Stufe Baesweiler gelegen sein. Die mit Hilfe der Simulation erfolgte CSB-Fraktionierung ergab etwa 2-3 fach größere X_S -Konzentrationen im A-Schlamm zu Beginn der Batch-Versuche.

Wie in Kap. 5.4.1 erwähnt, wurden in Ghent $lt.O_2$ -Verbrauch nur 15 bis 30 % des CSB_{ges} des zugegebenen Abwassers abgebaut.. Dies bedeutet, daß nur ein Teil des X_S hydrolysiert und dann im Verlauf des Batch-Versuchs veratmet wurde.

Möglicherweise führte die Ausgezehrtheit des in Ghent verwendeten Schlammes zu dem geringen messbaren O_2 -Verbrauch beim Abbau des part.CSB.

- b) Die Hydrolyse im A-Schlamm mit fakultativ anaerober Belüftung zeigt einen nahezu linearen Zusammenhang zwischen Hydrolyserate und X_S -Konzentration kleiner 200 mg/l. Hier seien Untersuchungen von SOLLFRANK und GUJER (1991) erwähnt, die zeigen, daß die Hydrolyse auch als Funktion 1.Ordnung in bezug auf X_S dargestellt werden kann. Warum die Hydrolyse als Funktion 1.Ordnung in Ghent nur in der fakultativ anaeroben Phase zu beobachten war, kann nicht erklärt werden.

- c) Die Hydrolysegeschwindigkeiten im A-Schlamm mit intermittierender sowie fakultativ anaerober Belüftung liegen etwas niedriger als im A-Schlamm mit aerober Belüftung. Dies ist insbesondere beim fakultativ anaerob gehaltenem Schlamm bemerkenswert, da hier die XH -Konzentration ein Mehrfaches betrug.

Möglicherweise führt die fakultativ anaerobe Betriebsweise zu einem Rückgang der Hydrolyseraten im Belebtschlamm. Dies würde der Beobachtung von HENZE und MLADENOVSKI (1991) widersprechen, die höhere Hydrolyseraten im anaeroben als im aeroben/ anoxischen Milieu fanden. DOLD et al. (1991) gehen davon aus, daß die Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen gleich Null ist.

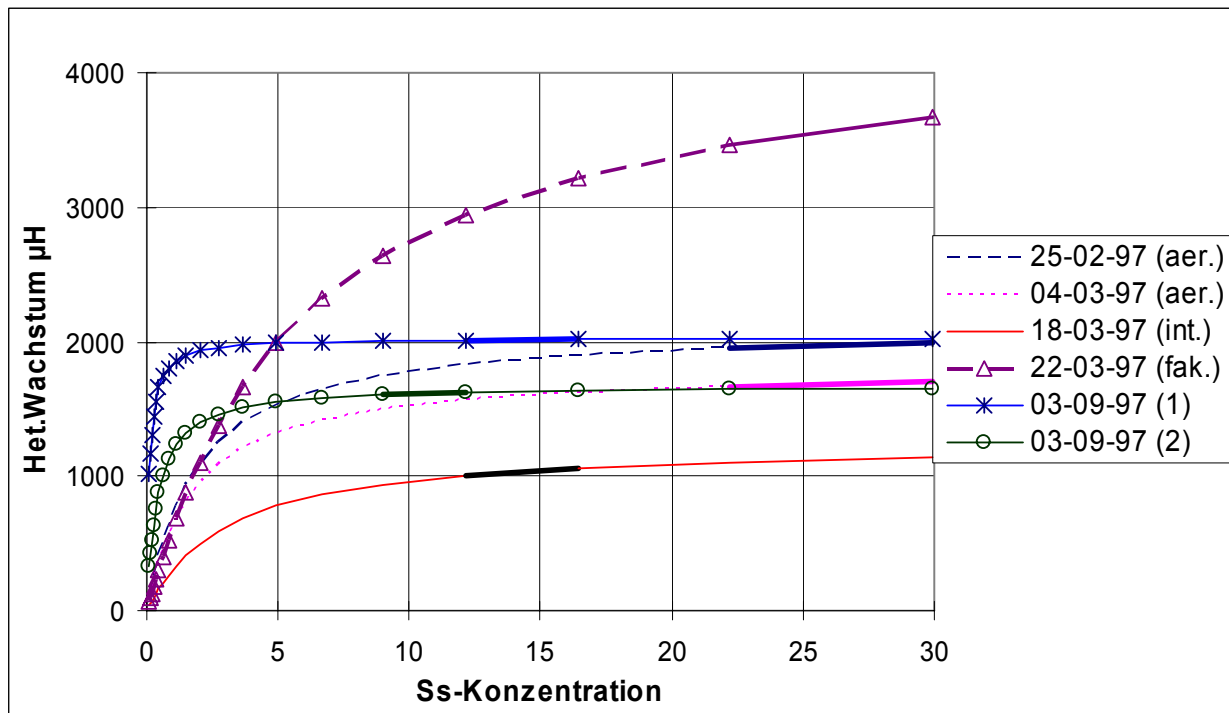


Abbildung 53: Heterotrophes Wachstum als Funktion von X_H , $\mu_{H_{max}}$, K_s und S_s auf Basis der Simulationsergebnisse in Tabelle 29.

In Abbildung 53 sind die Wachstumsgeschwindigkeiten für die einzelnen simulierten Batch-Versuche in Abhängigkeit von X_H , $\mu_{H_{max}}$, K_s und S_s dargestellt.

$$\text{Wachstumsgeschwindigkeit} = \mu_{H_{max}} \frac{S_s}{K_s + S_s} X_H$$

Die Größe der S_s -Konzentration im Schlamm zu Beginn der Simulation ist in den Kurven fett markiert.

Die stärksten Auffälligkeiten sind:

- Bei sämtlichen simulierten Batch-Versuchen befindet sich der A-Schlamm zu Beginn in der maximalen Wachstumsrate. Dies entspricht dem Regelfall eines A-Stufen-Schlammes und unterstreicht die Bedeutung einer möglichst hohen Wachstumsrate als Selektionskriterium.
- Der in Baesweiler untersuchte A-Schlamm erreicht seine maximale Wachstumsgeschwindigkeit bereits bei S_s -Konzentrationen größer 3 mg/l, während der in Ghent untersuchte A-Schlamm eine Wachstumskurve geringerer Steilheit zeigt und erst bei ca. 15 mg/l S_s mit max. Geschwindigkeit wächst. Dies liegt an den deutlich geringeren K_s -Werten, die sich für den in Baesweiler verwendeten Schlamm aus der Simulation ergaben. Die niedrigen K_s -Werte deuten in erster Linie darauf hin, daß im Schlamm ein leicht abbaubares Substrat vorhanden war (03-09-97 (1)) bzw. diesem zugegeben wurde (03-09-97 (2)), das abrupt zu Ende ging.
- Die Wachstumsgeschwindigkeit des fakultativ anaerob gehaltenen Schlammes ist bei ca. 3-facher X_H -Konzentration nur ca. doppelt so groß wie bei aerob gehaltenem Schlamm. Dies

könnte darauf hindeuten, daß die max.Wachstumsrate bei fakultativ anaerob betriebenen A-Stufen als Selektionskriterium weniger stark ausgeprägt und folglich weniger groß ist als in aeroben A-Stufen.

- d) Die Wachstumskinetik des fakultativ anaerob gehaltenen Schlammes beruht auf deutlich größeren K_s -Werten. Das verfügbare Substrat besteht möglicherweise nicht nur aus einem leicht und einem langsam abbaubarem Substrat.

Obwohl diese Überlegungen nur auf wenigen Ergebnissen aufbauen, wird der Schluß gezogen, daß unterschiedliche Betriebsweisen einer A-Sufe in Hinblick auf die O_2 -Zufuhr eine unterschiedliche Kalibrierung der Modellparameter erfordern.

5.4.5. Adaption des A-Schlammes an Azetat

Bei Batch-Versuchen, wo Azetat zu A-Schlamm hinzugegeben wurde, fällt auf, daß die Atmungsaktivität nach einem ersten schnellen Anstieg kontinuierlich weiter ansteigt bevor sie ihr Maximum erreicht. Wurde Azetat zu B-Schlamm zugegeben, so stellte sich das Maximum unmittelbar nach Zudosierung ein. Wurde Rohabwasser zu A-Schlamm zugegeben, so wurde das Maximum (Plateau) ebenfalls sofort erreicht.

COEN und VANROLLEGHEM (1997) beobachteten den gleichen Kurvenverlauf, als sie Azetat zu Belebtschlamm, der 12 Stunden lang nicht mit Substrat versorgt wurde, zugaben. Von drei im Abstand von wenigen Minuten gemessenen *OUR*-Profilen mit Azetat zeigte das dritte Profil den zu erwartenden Verlauf, d.h. das Erreichen der maximalen O_2 -Verbauchsrate innerhalb von wenigen Minuten. Die Adaptionsphase in der Größenordnung von 10 Min. nach den ersten beiden Azetat-Zugaben führen die Autoren in Anlehnung an ROELS (1983, in COEN und VANROLLEGHEM, 1997) auf die nach der Hungerperiode zu geringe Enzymkonzentration zurück.

Diese Schlußfolgerungen treffen möglicherweise auch auf die Azetat-Versuche mit A-Stufen-Schlamm zu, wobei eine mögliche vollständige Adaption nach mehrmaliger Azetatzugabe nicht untersucht wurde. Da jedoch der verzögerte Azetatabbau auch nach vorangegangener Abwasserzugabe beobachtet wurde, wird geschlossen, daß bei Azetat eine gewisse Adaptionszeit notwendig ist. Möglicherweise sind nicht alle Organismen in der Lage, Azetat sofort zu metabolisieren. Bei den mit Azetat gemessenen *OUR*-Kurven wurde zu Beginn lediglich ca. 50-80 % der maximalen Aktivität erreicht.

Diese Beobachtungen sind auch hinsichtlich der Bestimmung der Maximalatmung von A-Schlamm von Bedeutung. Es wird empfohlen, hierfür kein Azetat, sondern eine Nährstofflösung zu verwenden, die dem Rohabwasser möglichst ähnlich ist (siehe auch Kap.6.2.4 „OVCm-Bestimmung“).

Bei der Batch-Test-Modellierung wurden 2 unterschiedliche Ansätze probiert, die dieser Form der Substratadaptierung Rechnung tragen:

1. Der aktive Biomassenanteil nimmt mit der Zeit zu

Der mikrobiologisch vernünftigste Ansatz ist vermutlich die Einführung einer zeitabhängigen Variablen $f_{XH} = X_H / oTS$ (Anteil der aktiven Biomasse). Ab Beginn der Azetatzugabe gilt:

$$f_{XH} = k * t + f_{XH_{min}}$$

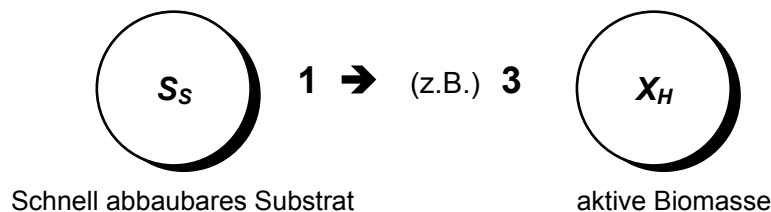
$$X_H = f_{XH} * oTS$$

Die Anfangskonzentration von X_H wird über den Parameter $f_{XH_{min}}$ gewählt und ist deutlich niedriger als die X_H -Konzentration am Ende des Batch-Tests. Die Zeitkonstante k bestimmt, wann die Aktivierung der Biomasse abgeschlossen und X_H nicht länger von der Zeit (t), sondern wieder allein vom Substrat-Abbau abhängig ist.

In analoger Weise könnte natürlich auch die maximale Wachstumsrate μ_H der heterotrophen Biomasse anfänglich reduziert und dann langsam auf den normalen Wert angehoben werden.

2. Änderung der Stöchiometrie (nicht empfehlenswert)

Modelltechnisch am einfachsten kann die langsame Aktivierung der Biomasse bei Substratadaptierung durch die Änderung der Stöchiometrie zwischen S_S und X_H erfaßt werden.



Wie beim obigen Ansatz ist im Modell die Anfangskonzentration von X_H deutlich niedriger als am Ende des Batch-Tests. Da der für die Simulation angenommene stöchiometrische Faktor nicht wie üblich „1“ sondern höher ist, nimmt die aktive Biomasse im Verlauf des Batch-Tests stärker zu als sonst.

Dieser einfache Modellansatz entspricht allerdings nicht den tatsächlichen mikrobiologischen Vorgängen (CSB-Bilanz geht nicht auf) und kann daher nur als Behelf verstanden werden.

5.5. Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Batch-Versuche in Ghent lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Der für den A-Schlamm leicht abbaubare CSB war mit 6-12 % des CSB_{ges} des Rohabwassers im Vergleich zu Literaturwerten gering und im Mittel kleiner als der inerte gelöste CSB. Eine Abschätzung der gelösten CSB-Fractionen in bezug auf B-Schlamm ergab, daß für A-Schlamm und B-Schlamm eine unterschiedliche Fraktionierung erforderlich ist. Es ist zwischen SS_A und SS_B (Verhältnis ca. 1:2) sowie SI_A und SI_B (Verhältnis ca. 2:1) zu unterscheiden. Da SS_B und SI_B nicht direkt gemessen wurden,

werden weitere Versuche, die nachfolgend beschrieben sind, zur Absicherung der Ergebnisse durchgeführt. Diese Versuche sollen bei unterschiedlichem Schlammalter erfolgen.

- Die Auswertung des Atmungskurven ergab, daß lediglich bis zu 30 % des Gesamt-CSB des zugegebenen Rohabwassers vom A-Schlamm abgebaut wurden, obwohl dieser Anteil bei etwa 70 % liegen sollte. Die Messungenauigkeit (Unterscheidung Grundatmung – Substratatmung in RODTOX) kann nur zum Teil als Erklärung herangezogen werden. Analog zum gelösten abbaubaren CSB ist vermutlich auch beim partikulären abbaubaren CSB zwischen XS_A und XS_B zu unterscheiden. Der für A-Schlamm hydrolysierbare CSB (XS_A) dürfte kleiner sein als der für B-Schlamm hydrolysierbare CSB (XS_B).
- Es wurde keine physikalisch bedingte Adsorption von echt gelöstem CSB (CSB_{fio-f}) beobachtet. Es wird folglich geschlossen, daß weder S_S noch S_I in einer Höchstlastbelebungsphase adsorbiert wird.
- Die festgestellten PHB-Konzentrationen in A-Schlamm waren gering. Auch der Verlauf der CSB_{fio-f} -Konzentrationen im Batch-Reaktor lieferte nur in 2 Fällen einen Hinweis auf Speicherung. Wie weit die Speicherung von leicht abbaubarem CSB in Höchstlaststufen über andere intrazelluläre Speicherpolymere als PHB oder über extrazelluläre Speicherpolymere (EPS) erfolgt, wurde nicht untersucht und kann folglich nicht ausgeschlossen werden. Bei B-Schlamm zeigten die wenigen Messungen eine deutliche Speicherung in Form von PHB.
- Azetat ist von A-Schlamm zwar zur Gänze leicht abbaubar, die kontinuierlich ansteigenden O_2 -Verbrauchsdaten zeigen jedoch eine klare Adaptationsphase an. Eine solche wurde bei B-Schlamm nicht beobachtet.
- Ein Einfluß der unterschiedlichen O_2 -Versorgung der A-Stufe der Pilotanlage auf die Ergebnisse der Batch-Versuche war nur in der Simulation zu erkennen. Die wenigen Batch-Tests mit Schlamm aus den beiden nicht aeroben Betriebsphasen zeigten, daß die Hydrolysegeschwindigkeiten im A-Schlamm mit intermittierender sowie fakultativ anaerober Belüftung etwas niedriger liegen dürften als im A-Schlamm mit aerober Belüftung.

6. Versuche in Wien

6.1. Zielsetzung

Der Zweck der Untersuchungen in Wien bestand darin, die Ergebnisse von Ghent, wonach der A-Stufen-Schlamm nur ca. die Hälfte des gelösten und für die B-Stufe abbaubaren CSB abzubauen vermag ($SI_A \gg SI_B$), an einer weiteren Anlage zu überprüfen. Im Gegensatz zu Ghent sollten die Batch-Versuche an frischem Schlamm, unmittelbar nach der Entnahme aus der Versuchsanlage der Hauptkläranlage Wien, durchgeführt werden.

Ferner sollte das Verhältnis SI_A / SI_B in Abhängigkeit vom Schlammalter gezeigt werden. Dabei wurde davon ausgegangen, daß mit zunehmendem Schlammalter der Unterschied zwischen SI_A und SI_B kleiner wird.

Ein weiteres Ziel war, zu untersuchen, wie schnell der für B-Schlamm abbaubare Anteil von SI_A vom B-Schlamm abgebaut wird.

6.2. Methodik

6.2.1. Verwendung der Membranfiltration

Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen nicht die Absolutkonzentrationen von SI_A und SI_B , sondern der Vergleich der beiden Größen. Die Bestimmung der Absolutgrößen hängt in erster Linie von der Definition von "gelöstem" CSB und folglich von der Frage ab, ob die Membranfiltration oder eher eine Flockungsfiltration zum gelösten CSB führt.

Für das Verhältnis von SI_B zu SI_A ist es in erster Linie wesentlich, daß beide Größen mit dem gleichen Verfahren bestimmt werden. Bei den Versuchen in Wien wurde die Membranfiltration (0,45µ-Filter) als Bestimmungsmethode gewählt, da sie eine relativ einfache Methode und daher besser reproduzierbar ist als die in Ghent angewandte Flockungsfiltrationsmethode.

In grober Näherung kann man davon ausgehen, daß der membranfiltrierte CSB etwa dem gesamten gelösten CSB entspricht, welcher sich definitionsgemäß aus den Fraktionen S_s und S_f zusammensetzt. Da bisher davon ausgegangen wurde, daß der flockungsfiltrierte CSB, der naturgemäß kleiner ist als der membranfiltrierte CSB, eine gute Abschätzung von $S_s + S_f$ erlaubt, ist anzunehmen, daß der membranfiltrierte CSB auch einen gewissen Anteil an partikulärem CSB, im folgenden X_μ genannt, enthält.

$$CSB_\mu = S_s + S_f + X_\mu$$

Bei X_μ muß es sich um eine kolloidal gelöste ($< 0,45\mu$), flockungsfähige Form von langsam abbaubarem oder inertem CSB handeln. Nach WENTZEL, 1995, nimmt diese Fraktion etwa 20 % des CSB_μ ein. Gemäß den Messungen von Ghent, wonach das Verhältnis CSB_{f10-f} / CSB_μ bei etwa 0,60 liegt, hat X_μ am membranfiltrierten CSB einen Anteil von etwa 40 %.

Die Verwendung des membranfiltrierten CSB für den Vergleich von SI_A und SI_B führt zu ausreichend genauen Ergebnissen, wenn der relative Anteil von X_μ am membranfiltrierten CSB bei A-Schlamm und B-Schlamm annähernd gleich groß ist (s.Kap. 6.3.4). In diesem Fall kann der Anteil von X_μ am membranfiltrierten CSB vernachlässigt werden. Es ist klar, daß der Einfluß von X_μ in jedem Fall umso geringer ist, je deutlicher der Unterschied zwischen den beiden Größen SI_A und SI_B ausfällt.

6.2.2. Versuchsanordnung

Nachfolgende Abbildung zeigt die in Wien gewählte Versuchsanordnung. Die Batch-Versuche (im oberen Teil der Abbildung) wurden im Betriebscontainer der Versuchsanlage durchgeführt. Anhand einer Schlammprobe aus der letzten Kaskade der Belebungs 1.Stufe wurde SI_A bestimmt. Der klare Überstand (Ü_A) wurde dem Schlamm aus der 2.Stufe zugegeben und daraus $SI_{B+\ddot{U}_A}$ bestimmt. Über eine einfache Mischrechnung erhält man SI_B . Nur wenn SI_A vom B-Schlamm weiter abbaubar ist, dann gilt die nach den Versuchen von Ghent aufgestellte Hypothese $SI_A \gg SI_B$.

Zusätzliche Informationen lieferten die parallel durchgeführten Schlammattommessungen.

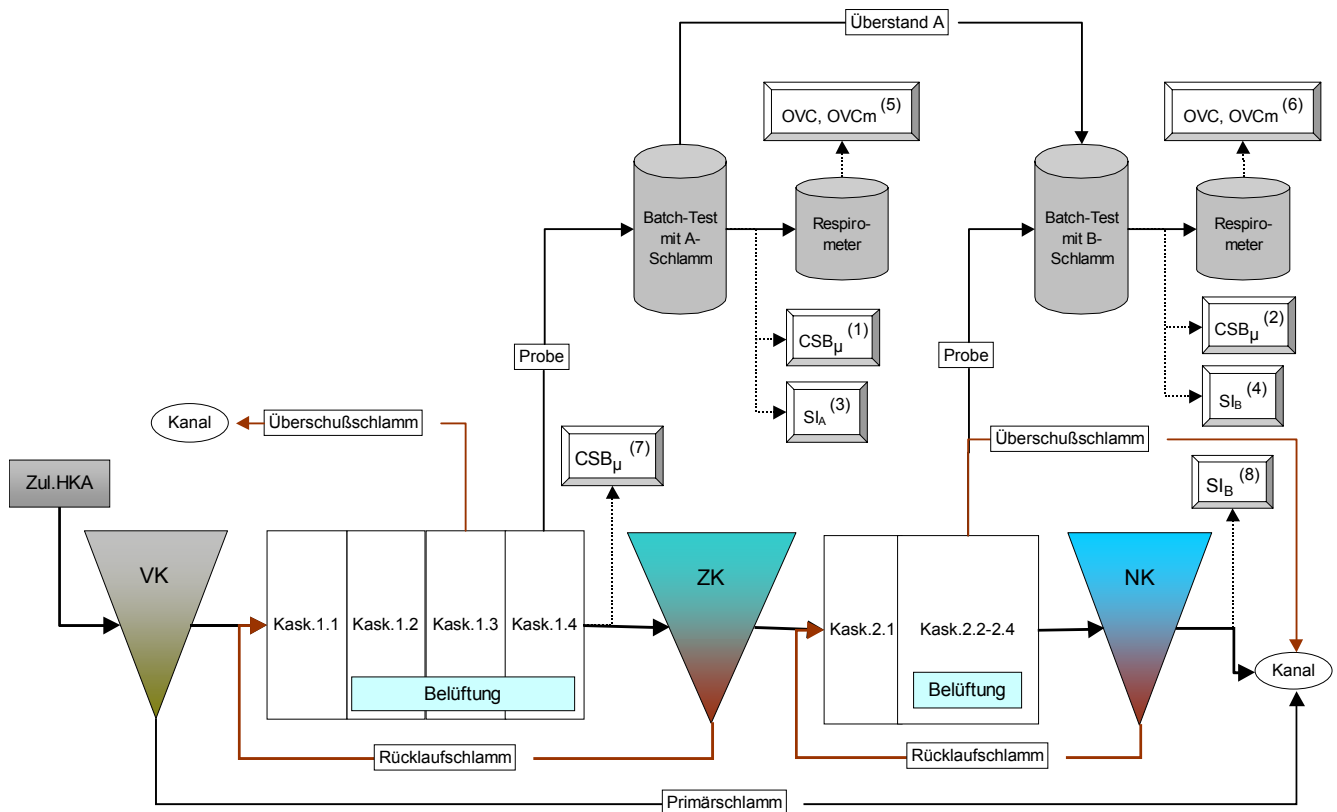


Abbildung 54: Versuchsanordnung: Versuchsanlage, Batch-Tests, CSB- und OVC (=OUR)-Messungen (Temp. = ca. 20°C)

Legende:

- (1) Messwerte: Membranfiltrierter CSB im A-Schlamm während Batch-Versuch
- (2) Messwerte: Membranfiltrierter CSB in der Mischung B+Ü_A während Batch-Versuch

- (3) Messwert: Inerter gelöster CSB A-Schlamm
- (4) Über Mischrechnung (Gleichung 1, Kap.6.2.5): Inerter gelöster CSB B-Schlamm
- (5) Messwerte: O₂-Verbrauchsrate A-Schlamm aktuell und maximal
- (6) Messwerte: O₂-Verbrauchsrate B-Schlamm aktuell und maximal
- (7) Messwerte: Gesamter gelöster CSB Ablauf A-Stufe
- (8) Messwerte: Inerter gelöster CSB Ablauf B-Stufe

Die wichtigsten Ergebnisse erhält man durch folgende Betrachtungen:

- a) Vergleich (3) und (4) => zeigt, ob S_I lt. A-Schlamm = S_I lt. B-Schlamm
- b) Veränderung von (1) => zeigt, ob im Ablauf A-Stufe noch SS_A enthalten ist
- c) Veränderung von (2) => zeigt, wie rasch Diff. ($SI_A - SI_B$) von B-Schlamm abgebaut wird
- d) Vergleich (5) OVC – OVCm => zeigt die relative Atmungsaktivität des A-Schlammes
- e) Vergleich (6) OVC – OVCm => zeigt die relative Atmungsaktivität des B-Schlammes
- f) Vergleich (7) und (8) => Kontrolle für Vergleich (3) und (4)

Die Bestimmungsmethoden für SI_A und SI_B werden in Kap.6.2.5 näher erläutert.

Versuchsanlage:

Die Versuchsanlage entspricht einer Kleinkläranlage mit einem Bemessungswert von 400 EW. Die Versuchsanlage besteht aus einem Vorklärbecken mit rd.1 Stunde hydraulischer Aufenthaltszeit, der Belebung 1 mit 4 Kaskaden mit jeweils 1 m³ Inhalt, einer Zwischenklärung mit 6,0 m³ Inhalt, der Belebung 2 mit 4 Kaskaden und insgesamt 14,5 m³ Inhalt sowie der Nachklärung mit 8,3 m³ Inhalt. Der Überschussschlammabzug aus der 1.Stufe erfolgte direkt aus dem Belebungsbecken.

Die Versuchsanlage war mit einer umfangreichen Messtechnik ausgestattet, welche im hier beschriebenen Versuchszeitraum um zusätzliche Messsonden für TS, Abf.Stoffe, SAK, etc. ergänzt wurde.

Betriebsweise der Versuchsanlage im Versuchszeitraum:

Die 1.Stufe wurde im Versuchszeitraum (16.08. – 02.10.00) rein zweistufig, d.h. ohne Bypass und Rückführung, und mit konstanter Beschickungsmenge betrieben. Diese Menge wurde von anfänglich 3 m³/h (bis 05.09.00, Vorversuchsphase) auf 2 m³/h reduziert, da sich die höhere Beschickung als nicht günstig erwies (kein ausreichender Abbau von leicht abbaubarem CSB bei geringem Schlammalter, zu hohe O₂-Zehrung sowie starker Schlammabtrieb bei höherem Schlammalter aufgrund des hohen TS-Gehaltes). In der Vorversuchsphase (16.08. – 05.09.00), die der Optimierung der Versuchseinstellungen und Überprüfung der Analytik diente, wurden noch keine Batch-Versuche mit B-Schlamm durchgeführt.

Der Schlammabzug aus der 2.Stufe erfolgte über regelmäßigen Schwimmschlammabzug in den Kanal.

In der eigentlichen Versuchsphase (06.09. – 02.10.00) wurde das Schlammalter der 1.Stufe durch Veränderung der Überschussschlammabzugsmenge zwischen 0,6 und 2,0 Tagen variiert.

Bei Berücksichtigung des Schlammabtriebes, der über Online-Messungen bestimmt und in den Überschussschlamm eingerechnet wurde, ergab sich ein tatsächliches Schlammalter zwischen 0,4 und 1,0 Tagen (s.Kap.6.3.1). Ein höheres Schlammalter war infolge des Schlammabtriebes nicht möglich.

Das Schlammalter der 2.Stufe lag über 10 Tage.

6.2.3. Durchführung der Batch-Versuche

- a) Aus der letzten Kaskade der 1.Stufe der Versuchsanlage wurde eine Schlammprobe entnommen und diese im Betriebscontainer der Versuchsanlage in einem Gefäß mit ca. 1 Liter Inhalt weiterbelüftet. Für eine homogene Durchmischung sorgte ein Magnetrührer.
- b) In Abständen von ca. 10-20 Minuten wurden Proben entnommen und daraus unverzüglich der membranfiltrierte CSB (mittels Küvettentest) bestimmt.
- c) Anhand von Teilproben wurde die Kohlenstoffatmung OVC zu Beginn eines jeden Batch-Tests (OVCo) und in gewissen Zeitabständen während der Batch-Tests gemessen. Zusätzlich wurde die Maximalatmung OVCM durch Zuspritzen einer Nährstofflösung (siehe unten) bestimmt. Durch den Vergleich von OVCo mit OVCM kann auf die Substratversorgung des Belebtschlammes geschlossen werden. Die Methode der Atmungsmessung ist in Kap.5.2.2.6.1 beschrieben.
- d) Nach etwa 2-4 Stunden, wenn aufgrund der Atmungskurven sichergestellt war, daß kein SS_A mehr vorhanden war, wurde durch Absetzenlassen und Dekantieren der Schlammprobe ein möglichst schwebstoffarmer Überstand hergestellt und dieser mit aus der B-Stufe entnommenen und mit ATH vorbelüfteten Belebtschlamm in einem klar definierten Verhältnis vermischt.
- e) Die Mischung wurde nun ebenso wie der A-Stufen-Schlamm zuvor mehrere Stunden lang gerührt und belüftet und in gewissen Zeitabständen der membranfiltrierte CSB sowie die Schlammatmung OVC und OVCM bestimmt. Wobei die Zeitintervalle zwischen einzelnen Messungen mit Fortdauer des Versuches größer wurden.

6.2.4. Filtration, Analytik und Atmungsmessung

CSB_μ-Bestimmung:

Für die Membranfiltration wurden verschlossene Membranfilter PDPE und Nylon, Durchmesser 25 mm verwendet. Die Schlammproben wurden zumeist über Papierfilter (Azetat-frei) vorfiltriert

Die CSB-Bestimmung an den membranfiltrierten Proben erfolgte in der Regel innerhalb weniger Stunden mittels Küvettenschnelltests von DrLange, Meßbereich 15-150 mg/l (314) und 50-300 mg/l (614), die Auswertung mittels DrLange Photometer Lasa 10.

CSB_{flo-f}-Bestimmung:

Stichprobenartig wurden einige Proben von jeweils ca. 50 ml membranfiltriert (im Labor der HKA unmittelbar nach der Probenahme mit Membranfiltern Durchmesser 100 mm) und im Anschluß an die jeweilige Versuchsserie im Labor der TU Wien, Inst. Prof. Kroiß, nach der in Kap. 5.2.2.6.2 beschriebenen Methode flockungsfiltriert. Die CSB-Bestimmung erfolgte auf gleiche Weise wie auf der Versuchsanlage.

TOC-Bestimmung:

Die TOC-Bestimmung wurde vom Labor des Instituts von Prof. Kroiß an den zuvor auf der Versuchsanlage membranfiltrierten Proben durchgeführt.

OVC-Messung:

Es wurden ein Atmungsgefäß von rd. 300 ml Inhalt und ein O₂-Meßgerät Marke WTW verwendet (Kap. 5.2.2.4). Die kontinuierliche Anzeige und Protokollierung der O₂-Abnahme erfolgte über Schreiber.

OVCm-Bestimmung:

Die Einstellung der Maximalatmung erfolgte durch zweimaliges Zuspritzen von rd. 1 ml hochkonzentrierter Nährstofflösung, bestehend aus 16 g Pepton aus Casein (enthält CSB und Stickstoff), 11g Fleischextrakt, 4,6 g Glucose, 9,3 g Natrium-Azetat, 3,3 g Äthanol und 14 g Natrium-Chlorid. Die Nährstofflösung wurde am Institut von Prof. Kroiß speziell für die Bestimmung der Maximalatmung von kommunalem Belebtschlamm hergestellt.

Nitrifikationshemmung:

Es wurde ATH zur Probe mit B-Stufen-Schlamm so zugesetzt, daß die Konzentration von ATH im Schlamm bei 5-10 mg/l lag.

6.2.5. Bestimmung von SI_A und SI_B

a) Bestimmung von SI_A und SI_B aus den Batch-Versuchen

Unter der Annahme, daß CSB_μ im Überstand A im B-Schlamm nicht weiter abgebaut würde, d.h. daß

$$SI_A = SI_B$$

so gilt folgende Mischrechnung (Gleichung 1):

$$CSB_\mu^{B+\ddot{U}_A} = \frac{(V_B * CSB_\mu^B) + (V_{\ddot{U}_A} * CSB_\mu^A)}{(V_B + V_{\ddot{U}_A})}$$

(1) $CSB_\mu^{B+\ddot{U}_A}$ CSB_μ nach Zugabe von Überstand A zu B-Schlamm und Erreichen eines unteren Plateaus (Mittelwert der letzten beiden Meßwerte)

- (2) CSB_{μ}^B CSB_{μ} im B-Schlamm nach Zugabe von ATH und vor Zugabe von Überstand A (1-2 Meßwerte; Plausibilitätsprüfung durch Berechnung der CSB-Aufstockung durch ATH-Zugabe)
- (3) CSB_{μ}^A CSB_{μ} im A-Schlamm (sofern anfänglich noch S_S vorhanden, wurde der Mittelwert nach Erreichen eines unteren Plateaus verwendet; bei Anstieg der Meßwerte infolge der Belüftung war die CSB_{μ} -Konzentration zum Zeitpunkt der Gewinnung von Überstand A maßgebend)
- (4) V_B Volumen des B-Schlammes vor Zugabe von Überstand A
- (5) $V_{\dot{U}_A}$ Volumen von Überstand A vor Zugabe zu B-Schlamm

(Abbildung 55 zeigt beispielhaft, welche Messwerte aus den Batch-Versuchen für die oben beschriebene Berechnung von SI_B / SI_A herangezogen wurden.)

Gilt jedoch die aufgrund der Versuchsergebnisse von Ghent aufgestellte Hypothese, daß

$$SI_A > SI_B$$

so ist davon auszugehen, daß CSB_{μ}^A von B-Schlamm weiter abgebaut wird und der am Ende des Batch-Versuches gemessene $CSB_{\mu}^{B+\dot{U}_A}$ daher kleiner sein muß als der nach Gleichung 1 errechnete Wert.

Umgekehrt läßt sich durch Einsetzen der gemessenen Werte (1) und (2) (Abbildung 55) bzw. bekannten Werte (4) und (5) in Gleichung 1 der für den B-Schlamm inerte Anteil in CSB_{μ}^A ermitteln.

Die Differenz aus Meßwert CSB_{μ}^A und Rechenwert CSB_{μ}^A entspricht dem gelösten CSB, der von B-Schlamm weiter abgebaut wird. Der Rechenwert CSB_{μ}^A entspricht somit dem für B-Schlamm gelösten inerten CSB. Dieser enthält wie erwähnt die Fraktionen SI_B und X_{μ} .

Unter der Annahme, daß der relative Anteil von X_{μ} im Meßwert und im Rechenwert jeweils gleich groß ist, folgt

$$\frac{\text{Rechenwert } CSB_{\mu}^A}{\text{Messwert } CSB_{\mu}^A} = \frac{SI_B}{SI_A}$$

Das Verhältnis SI_B / SI_A läßt sich somit mit der beschriebenen Methodik aus dem membranfiltrierten CSB bestimmen.

Zur Überprüfung, ob der X_{μ} tatsächlich in einem relativ konstanten Verhältnis zum membranfiltrierten CSB steht, wurde von einigen Proben auch der flockungsfiltrierte CSB nach der in Ghent verwendeten Methode bestimmt. Anhand des Verhältnisses CSB_{fio-f} / CSB_{μ} läßt sich das Verhältnis X_{μ} / CSB_{μ} abschätzen. Die Ergebnisse dieser Betrachtung sind in Kap. 6.3.4 erläutert.

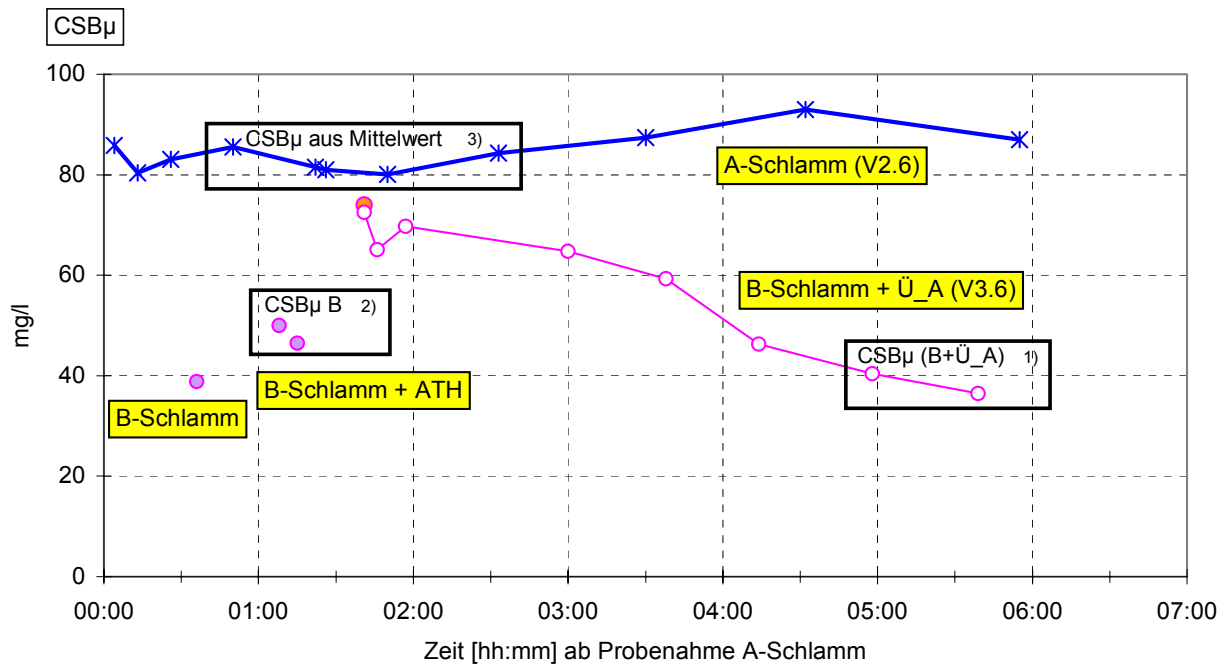


Abbildung 55: Verwendung von Messwerten eines Batch-Versuches mit A- und B-Schlamm (am Beispiel von Versuch 2.6+3.6) für die Berechnung von SI_B / SI_A auf Basis von Gleichung 1 (die Klammerwerte (1), (2) und (3) beziehen sich auf die Legende zu Gleichung 1)

b) Bestimmung von SI_A und SI_B in der Versuchsanlage

Parallel zur Entnahme von Belebtschlamm zur Durchführung der Batch-Tests wurde eine Reihe von CSB_μ -Bestimmungen an den frischen Belebtschlammproben sowie am Abwasser im Ablauf Zwischenklärung und Nachklärung vorgenommen.

Unter näherungsweisen Berücksichtigung der tageszeitlichen Schwankungen wurden die Stichprobenmessungen in Kask.1.4 und Abl.ZK mit den Messungen in Kask.2.4 und Abl.NK verglichen.

Für diesen Vergleich wurde eine Versuchsphase ausgewählt, in der aufgrund der Abwasserbeschickung ($2 \text{ m}^3/\text{h}$) und des Schlammalters ($> 0,4$ Tage) gemäß einer differenzierten Betrachtung der Ergebnisse der Batch-Tests keine nennenswerte Konzentration an für A-Schlamm leicht abbaubarem CSB (SS_A) in Kask.1.4 bzw. Abl.ZK zu erwarten war.

6.3. Ergebnisse

6.3.1. Ermittlung des tatsächlichen Schlammalters

Das Schlammalter in der A-Stufe der Versuchsanlage ergibt sich aus der täglich abgezogenen ÜS-Menge zuzüglich des Schlammabtriebes aus der Zwischenklärung

Über den ÜS-Abzug wurde das Schlammalter zwischen 0,25 und 2,0 Tagen variiert. Infolge des unvermeidbaren Abtriebes von partikulären Stoffen aus der 1.Stufe lag das tatsächliche Schlammalter deutlich niedriger zwischen 0,15 und 1,0 Tagen. Dies veranschaulicht nachfolgende Abbildung.

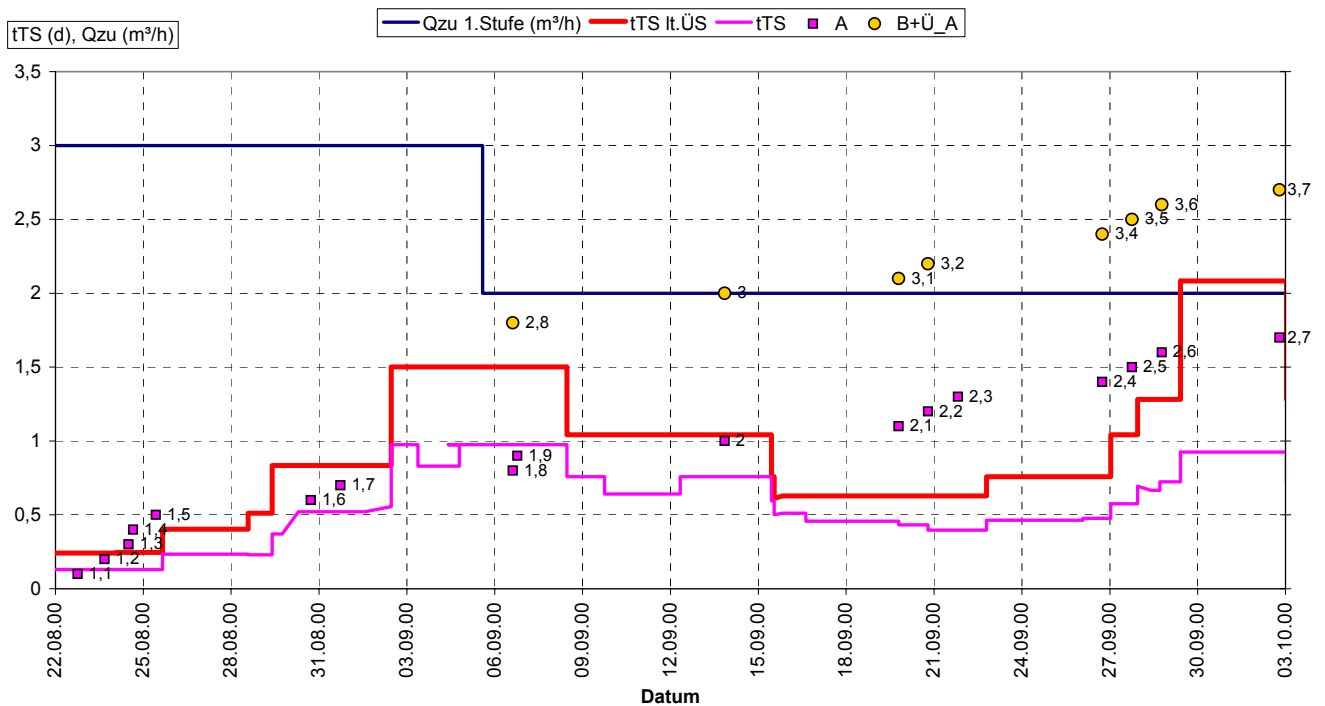


Abbildung 56: Schlammalter, Beschickungsmenge und Batch-Versuche

Legende:

- tTS lt.ÜS Schlammalter gemäß Überschusschlammabzug
- tTS tats. Schlammalter bei Berücksichtigung des Schlammabtriebes
- A Batch-Versuch mit A-Schlamm
- B+Ü_A Batch-Versuch mit B-Schlamm und Überstand A

In obiger Abbildung sind auch sämtliche Batch-Versuche eingetragen und bezeichnet.

Die Verminderung des Schlammalters durch Schlammabtrieb wurde mit Hilfe der Online- und 24-h-Mischproben wie folgt ermittelt:

- a) Vergleich der Online-Messungen TS Kask.1.4 und Trübung Abl.ZK mit den Labormessungen

Die vom Labor gemessenen TS-Konzentrationen bestätigten die Richtigkeit der Online-Messung (siehe ANHANG, Abbildung 89). Die Ganglinie der Trübungssonde korreliert sehr gut mit der aus den 24-h-Mischproben errechneten CSB_{part} -Konzentration (Differenz aus CSB_{ges} und CSB_{mf}) (siehe ANHANG, Abbildung 90).

- b) Darstellung der abgetriebenen Schlammfracht (TS_e in kg/d) als zusätzliche ÜS-Menge

$$Q_{\text{üs, TSe}} \text{ (m}^3\text{/d)} = (Q_{\text{zu 1.Stufe}} - Q_{\text{üs, Pumpe}}) \text{ (m}^3\text{/d)} * CSB_{\text{part Abl.ZK}} \text{ (kg/m}^3\text{)} / TS_{\text{Kask1.4}} \text{ (kg/m}^3\text{)}$$

bei Annahme: $1 \text{ kg CSB/m}^3 \approx 1 \text{ kg TS/ m}^3$

- c) Berechnung der ÜS-Gesamtmenge unter Berücksichtigung von $Q_{\text{üs, TSe}}$

$$Q_{\text{üs}} \text{ (m}^3\text{/d)} = Q_{\text{üs, Pumpe}} + Q_{\text{üs, TSe}}$$

Für $Q_{\text{üs, TSe}}$ wurden Mittelwerte über jeweils ein bis mehrere Tage verwendet.

6.3.2. Ergebnis der Batch-Versuche

Es wurden insgesamt 8 Batch-Versuche durchgeführt, bei denen, wie in Kap.6.2.3 beschrieben, der Überstand des vorbelüfteten A-Schlammes dem B-Schlamm zugegeben und die Abnahme des membranfiltrierten CSB gemessen wurde.

Von diesen Versuchen werden die Ergebnisse der letzten 7 Versuche gewertet und nachfolgend dargestellt. Der erste Versuch ist aufgrund von Problemen bei der CSB-Analytik (vermutlich infolge einer verunreinigten Filterkerze für die Schlammbelüftung) nicht verwertbar.

Die Ergebnisse der Batch-Tests 2.0+3.0 bis 2.7+3.7 sind in nachstehenden Tabellen zusammengefaßt. Anschließend werden einzelne Ergebnisse detailliert dargestellt.

| Vers.Nr. | t_{TS} (d) | GEMESSEN* | | | | | BERECHNET** | |
|----------|-----------------|--|--|--------------------------------------|--------------------------|------------------------------|--------------------------------------|---------------|
| | | $CSB_{\mu}^{A\text{-Schl.}}$ (mg/l) | $CSB_{\mu}^{B\text{-Schl.}}$ (mg/l) | $CSB_{\mu}^{B+\text{Ü}_A}$ (mg/l) | $V_{\text{Ü}_A}$ (ml) | $V_{B\text{-Schl.}}$ (ml) | $CSB_{\mu}^{B+\text{Ü}_A}$ (mg/l) | SI_B / SI_A |
| 2.2+3.2 | 0,41 | 62 | 37 | 38 | 700 | 200 | 38 | 0,61 |
| 2.1+3.1 | 0,43 | 75 | 47,5 | 47 | 500 | 700 | 47 | 0,63 |
| 2.4+3.4 | 0,48 | 64 | 31 | 32 | 400 | 200 | 33 | 0,51 |
| 2.5+3.5 | 0,57 | 68 | 36,5 | 41 | 800 | 300 | 43 | 0,63 |
| 2.6+3.6 | 0,67 | 82 | 48 | 38,5 | 800 | 300 | 35 | 0,43 |
| 2.0+3.0 | 0,76 | 65 | 71*** | 61 | 290 | 560 | 41 | 0,63 |
| 2.7+3.7 | 0,93 | 67 | 39,5 | 31 | 800 | 300 | 28 | 0,42 |

* Legende siehe Kap.6.2.5, Gleichung 1

** mittels Gleichung 1 in Kap.6.2.5

*** Wert aufgrund hoher ATH-Dosis erhöht

Tabelle 31: Ergebnisse der Batch-Versuche - CSB_{μ} -Konzentrationen und SI_B / SI_A

Das Verhältnis SI_B / SI_A liegt zwischen 0,42 und 0,63 und zeigt im Bereich von 0,41 d und 0,93 d keine Abhängigkeit vom Schlammalter.

Der TS-Gehalt, der nicht mit jenem in der Versuchsanlage gleich zu setzen ist, da die Proben zum Teil dekantiert wurden, scheint keinen Einfluß auf das ermittelte Verhältnis SI_B / SI_A zu haben. Der TS-Gehalt lag bei den Versuchen mit B-Schlamm zumeist bei rd. 1,5 g/l (Tabelle 32). Abweichende TS-Konzentrationen traten beim Versuch 2.1+3.1 mit ca. 2,3 g/l und beim Versuch 2.2+3.2 mit ca. 0,7 g/l auf. Bei der Betrachtung der Absolutwerte der Atmungsraten sind die unterschiedlichen TS-Konzentrationen jedoch zu berücksichtigen.

| Vers.Nr. | A-SCHLAMM | | | | MISCHUNG B+Ü _A | | | | |
|----------|-----------|---------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| | TS (g/l) | t _{TS} (d) | OVC _o (mg/l.h) | OVC _m (mg/l.h) | TS (g/l) | Dauer bis Plateau* (h) | OVC _o (mg/l.h) | OVC _e (mg/l.h) | OVC _m (mg/l.h) |
| 2.2+3.2 | 1,9 | 0,41 | 65 | 105 | 0,7 | 2,0 | 11,4 | 8 | 40 |
| 2.1+3.1 | 1,5 | 0,43 | 77 | 110 | 2,3 | 2,0 | 13,6 | 8,4 | 37 |
| 2.4+3.4 | 1,4 | 0,48 | 60 | 160 | 1,3 | 4,0 | 12 | 6,5 | |
| 2.5+3.5 | 1,8 | 0,57 | 66 | 156 | 1,5 | 2,0 | 18,4 | 12,1 | 47 |
| 2.6+3.6 | 2,1 | 0,67 | 103 | 200 | 1,3 | 4,0 | 17,5 | 13,4 | 42 |
| 2.0+3.0 | 2,5 | 0,76 | 88 | 202 | 1,5 | 1,5 | 11,2 | 7,4 | 28 |
| 2.7+3.7 | 3,0 | 0,93 | 123 | 296 | 1,4 | 3,0 | 16,5 | 15,7 | 46 |

* CSB_μ-Verlauf erreicht unteres Plateau (zur Bestimmung von $SI_{B+Ü_A}$ herangezogen)

Tabelle 32: Ergebnisse der Batch-Versuche - Atmungsaktivität und TS-Gehalt

Legende:

- OVC_o O₂-Verbrauchsrate zu Beginn des Versuches
- OVC_e O₂-Verbrauchsrate am Ende des Versuches
- OVC_m Maximalatmung (Nitrifikationshemmung durch ATH)

Die in Tabelle 32 und Abbildung 57 dargestellten Ergebnisse der Atmungsmessungen zeigen, daß der A-Schlamm zu Beginn (unmittelbar nach Entnahme aus Kask.1.4 der Versuchsanlage) eine relativ hohe Atmungsaktivität OVC_o hat, die im Verhältnis zur Maximalatmung OVC_m mit zunehmendem Schlammalter abnimmt.

Schlammalter rd. 0,4 d => OVC_o / OVC_m ca.0,65

Schlammalter rd. 0,9 d => OVC_o / OVC_m ca.0,40

Da das Verhältnis OVC zu OVC_m direkt abhängig ist von der Verfügbarkeit von leicht abbaubarem CSB (SS_A), ist zu schlußfolgern, daß in Kask.1.4 bzw. im Ablauf der 1.Stufe bei einem Schlammalter von rd. 0,4 Tagen noch zumindest geringe Konzentrationen an SS_A vorhanden waren, während bei einem Schlammalter von 0,9 d die SS_A -Konzentration gleich Null war. Dies wird im nachfolgenden Kap. 6.3.3 anhand der Kurvenverläufe von CSB_μ bei unterschiedlichem Schlammalter bestätigt.

Im B-Schlamm lagen die Atmungsaktivitäten naturgemäß deutlich niedriger als im A-Schlamm. Das Verhältnis OVC_o / OVC_m liegt zwischen 0,29 und 0,42. Dieses niedrige Verhältnis bedeutet jedoch nicht zwangsläufig, daß bei Zugabe von Überstand A zum B-Schlamm kein für B-Schlamm leicht abbaubarer CSB (SS_B) vorhanden war (siehe Kap.6.4).

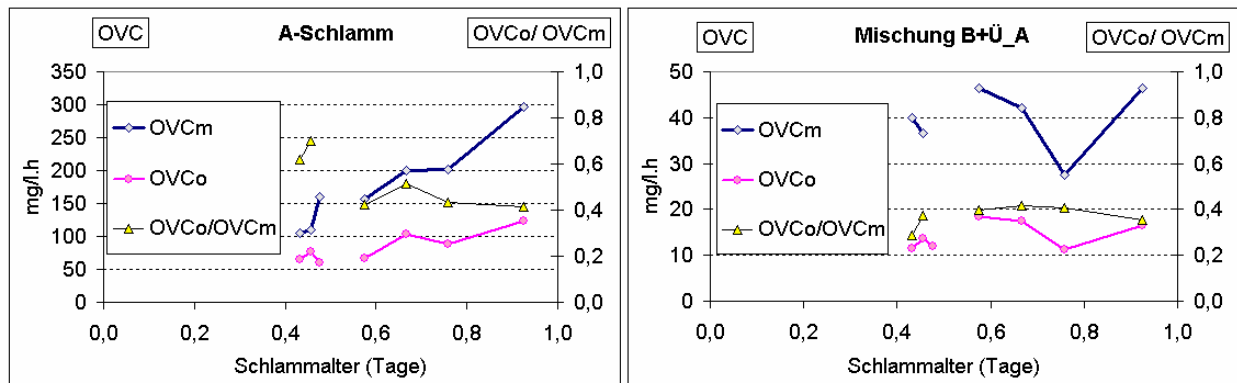
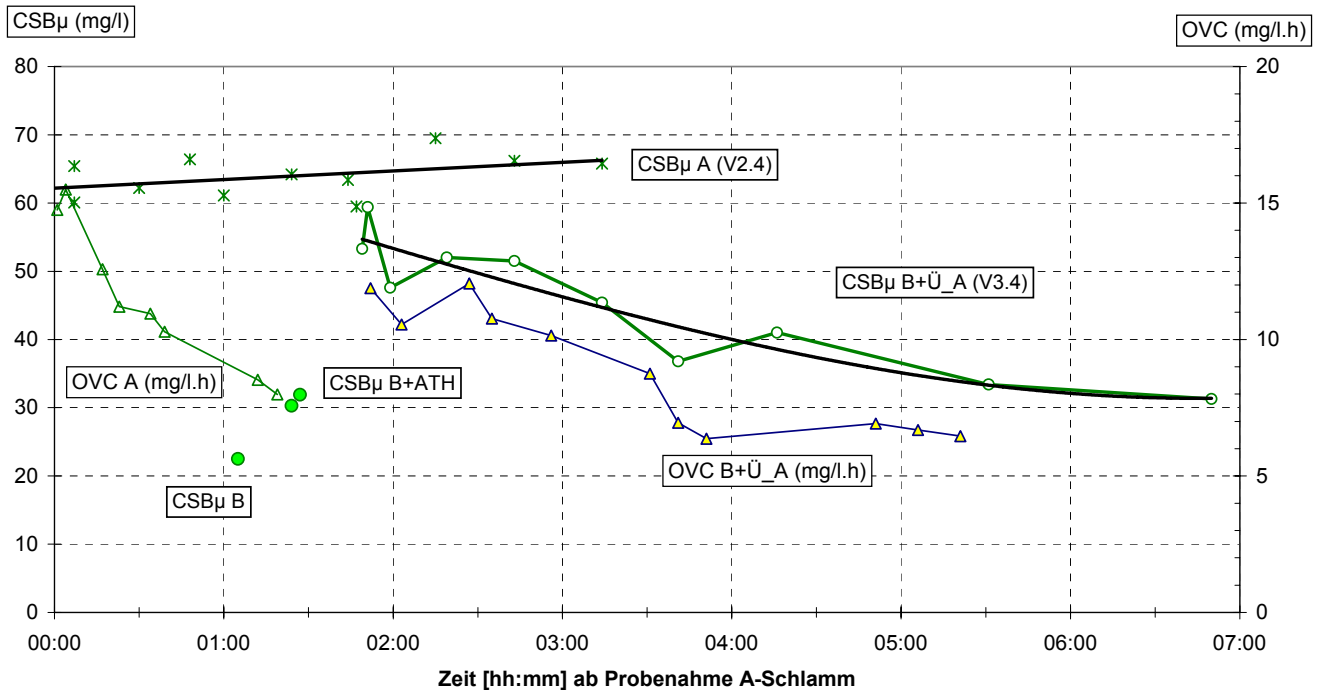


Abbildung 57: OVC_o und OVC_m mit A-Schlamm (LINKS) und in der Mischung B+Ü_A (RECHTS)

Ergebnisse einzelner Batch-Versuche

Nachfolgend werden für die Versuche 2.4+3.4 (Schlammalter 0,48 d), 2.6+3.6 (Schlammalter 0,67 d) und 2.7+3.7 (Schlammalter 0,93 d) der gemessene Verlauf des membranfiltrierten CSB während der Belüftung von frisch entnommenem A-Schlamm (CSB_μ A) sowie während des anschließenden Batch-Versuches mit B-Schlamm und Überstand A (CSB_μ B+Ü_A) dargestellt und diskutiert. Ebenfalls dargestellt und diskutiert wird der Verlauf der Atmungsaktivität des A-Schlammes (OVC A) sowie der Mischung B-Schlamm plus Überstand A (OVC B+Ü_A).



a) Versuch 2.4+3.4 (Schlammalter 0,48 d)

Abbildung 58: CSB_μ und Atmungsaktivität während Versuch 2.4+3.4 ($S/B / S/A = 0,51$)

Die CSB_μ-Konzentration des frisch entnommenen Schlammes der 1.Stufe (CSB_μ A) verringert sich durch die Belüftung im Batch-Versuch (V2.4) nicht, woraus zu schließen ist, daß bei der Probenahme in Kask.1.4 kein gelöster für A-Schlamm abbaubarer CSB mehr vorlag. Nach Zugabe von 800 ml Überstand A (nach ca. 2-stündiger Belüftung des A-Schlammes) zu 300 ml B-Schlamm stellt sich ein theoretischer (gefüllter Kreis als Datenpunktmarkierung) sowie gemessener CSB_μ von ca. 55 mg/l ein. Die CSB_μ-Konzentration (CSB_μ B+Ü_A) verringert sich innerhalb von 5 Stunden Belüfungszeit auf 32 mg/l. Der für A-Schlamm quasi inerte gelöste CSB wird folglich vom B-Schlamm weiter abgebaut.

Die Aufstockung des CSB_μ im B-Schlamm durch Zugabe von ATH beträgt 6,3 mg CSB/l. Dieser zusätzliche CSB ist schwer abbaubarer CSB und wird innerhalb der Versuchsdauer nicht abgebaut.

Der steile Abfall der Atmungskurve des A-Schlammes (OVC A) trotz gleichbleibender CSB_μ-Konzentration läßt auf eine hohe Verfügbarkeit von adsorbiertem, möglicherweise auch gespeichertem abbaubarem Substrat schließen. Bis zum Zeitpunkt der Entnahme von Überstand A (ca. 1,7 Stunden nach Belüftungsbeginn) verringert sich OVC A von 65 mg/l.h auf ca. 30 mg/l.h.

Die Atmungskurve des B-Schlammes (OVC B+Ü_A) verläuft ähnlich wie die Abnahme der CSB_μ-Konzentration. Der Knick nach etwas weniger als 2 Stunden könnte mit einer Änderung

der Substrateigenschaften (von leicht auf langsam abbaubar) oder aber mit der Messungengenauigkeit zusammenhängen und läßt keine weiteren Schlußfolgerungen zu.

b) Versuch 2.7+3.7 (Schlammalter 0,93 d)

Deutlich erkennbar ist wiederum die Verringerung der CSB_{μ} -Konzentration im B-Schlamm nach Zugabe von Überstand A, während sie im A-Schlamm von Beginn an konstant bleibt.

Die Atmungskurve des B-Schlammes verläuft sehr flach. Durch die Zugabe von Überstand A kommt es offensichtlich nicht zu einer Erhöhung der Atmungsaktivität.

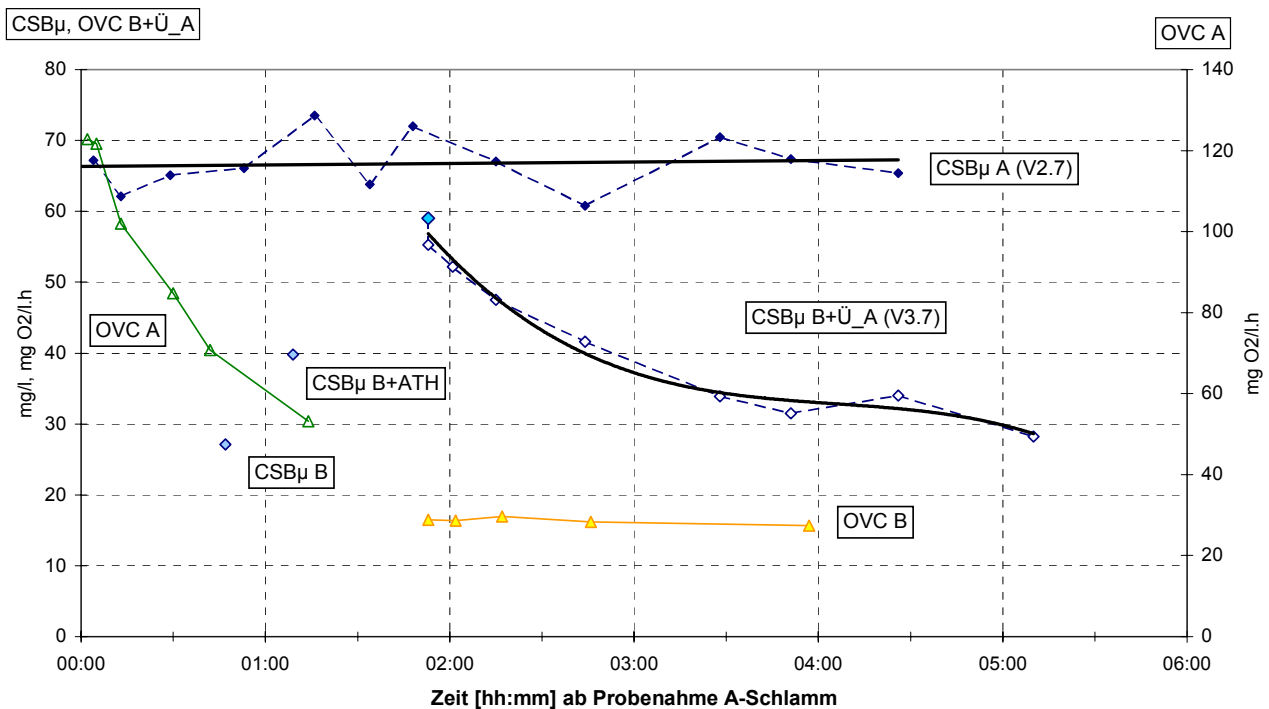


Abbildung 59: CSB_{μ} und Atmungsaktivität während Versuch 2.7+3.7 ($SI_B / SI_A = 0,42$)

Nachfolgend werden die gemessenen CSB_{μ} - und OVC-Verläufe der in Tabelle 31 angeführten 7 Batch-Versuche zusammenfassend graphisch dargestellt, wobei Abbildung 60 der Übersichtlichkeit halber nur die Trendgeraden der gemessenen CSB_{μ} -Konzentrationen im A-Schlamm darstellt. Abbildung 61 zeigt die gemessenen CSB_{μ} -Konzentrationen im B-Schlamm nach Zugabe von Überstand A.

Die unterschiedlichen Neigungen der Trendgeraden stehen im Zusammenhang mit dem Schlammalter, wie im nachfolgenden Kapitel gezeigt wird.

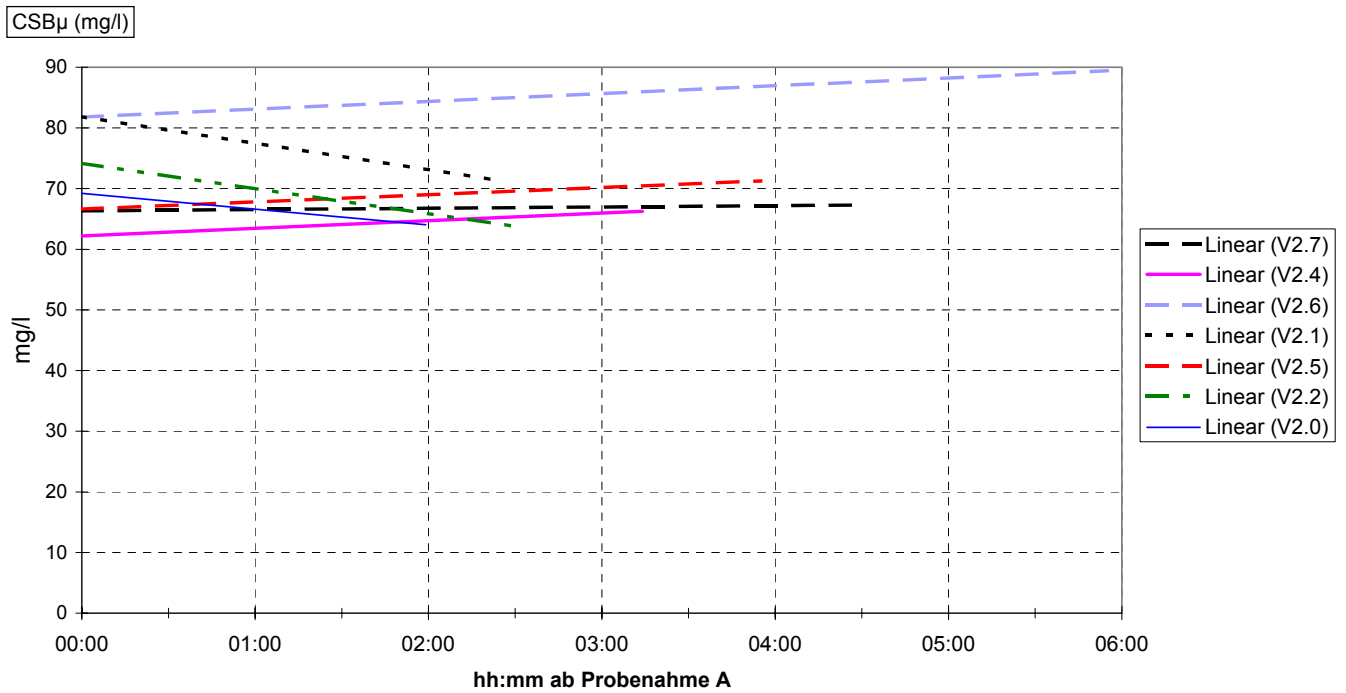
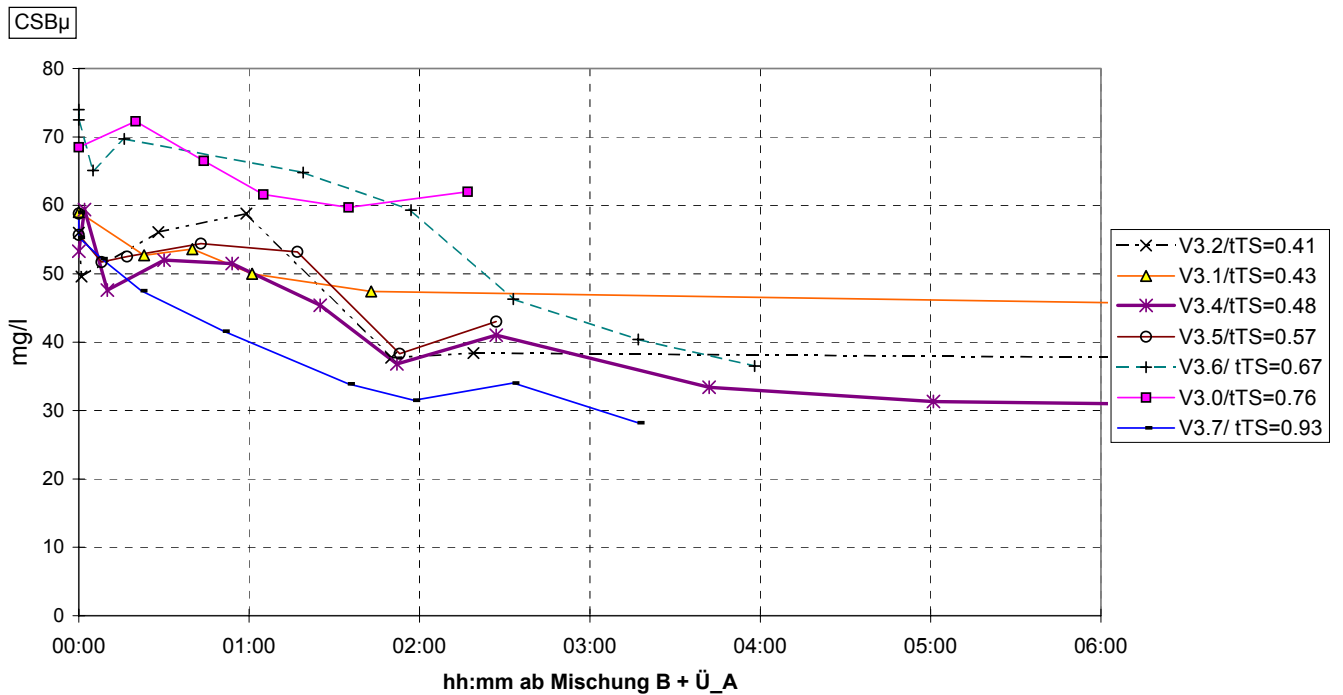


Abbildung 60: Trendgeraden der gemessenen CSB_μ-Konzentrationen im A-Schlamm im



aeroben Batch-Versuch nach der Probenahme in Kask.1.4

Abbildung 61: Gemessene CSB_μ-Konzentrationen im B-Schlamm im aeroben Batch-Versuch nach der Zugabe von Überstand A

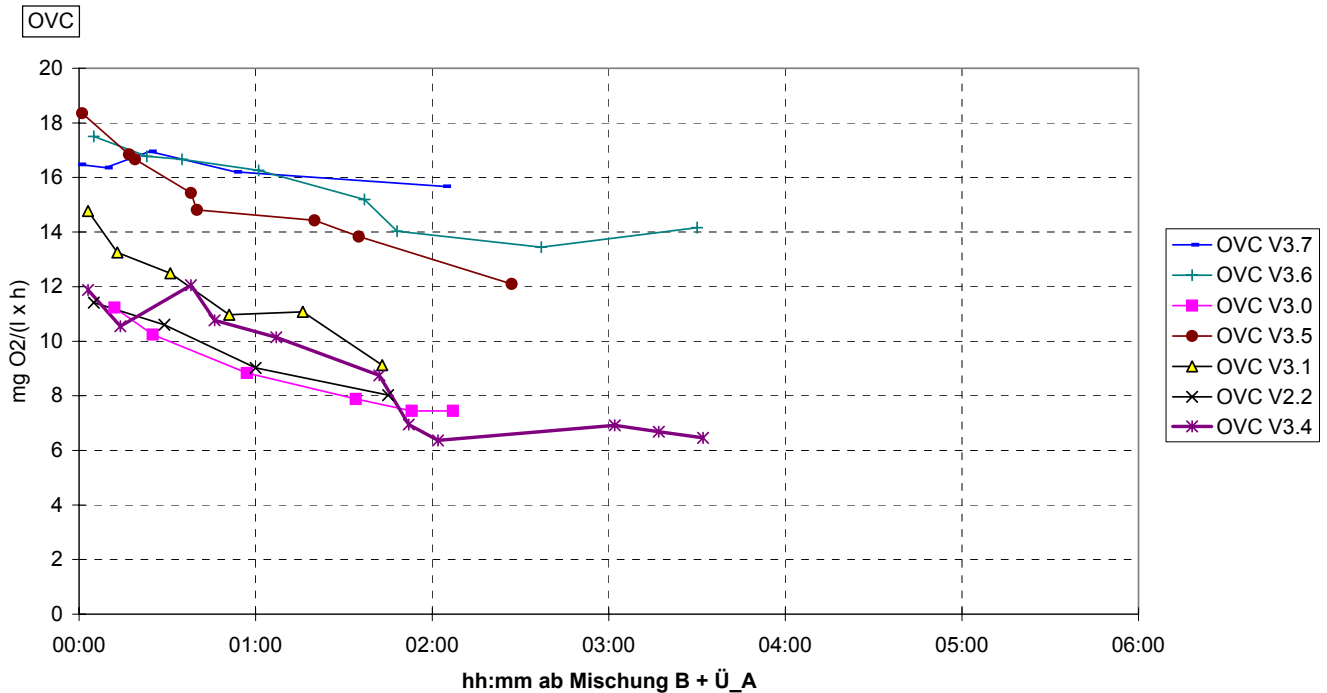


Abbildung 62: Gemessene Atmungsaktivitäten im B-Schlamm im aeroben Batch-Versuch nach der Zugabe von Überstand A

6.3.3. Verhältnis SI_B zu SI_A in der Versuchsanlage

Tabelle 33 zeigt die stichprobenartig gemessenen CSB_{μ} -Konzentrationen in der Versuchsanlage ab dem Zeitpunkt der Umstellung der Abwasserbeschickung auf $2,0 \text{ m}^3/\text{h}$. In der Spalte "CSB $_{\mu}$ B/ CSB $_{\mu}$ A" werden die Meßwerte in Kask.1.4 und Abl.ZK (stellvertretend für den Ablauf 1.Stufe) mit den Werten in Kask.2.4 und Abl.NK (stellvertretend für den Ablauf 2.Stufe) verglichen. Die gegenseitige Zuordnung erfolgte nach Möglichkeit so, daß zwischen dem Ablauf 1.Stufe und dem Ablauf 2.Stufe ein Zeitabstand von mehreren Stunden liegt.

Die in Tabelle 33 angegebenen Zeitabstände zwischen den Probenahmen in Kask.1.4 bzw. Abl.ZK und der Kask.2.4 bzw. Abl.NK (nicht getrennt angegeben) beträgt zwischen 0 und 6 Stunden. Für die zumindest theoretisch gegebene direkte Vergleichbarkeit wäre ein längerer Zeitabstand erforderlich, wie nachstehend gezeigt wird.

| Messtelle | | | | |
|---|----------|--------|----------|--------|
| Abl.VK | Abl.K1.4 | Abl.ZK | Abl.K2.4 | Abl.NK |
| | 2.0 | 3.0 | 7.2 | 4.2 |
| Rechnerische hydraul.Aufenthaltszeit zwischen den Messtellen in Stunden | | | | |

Versuche in Wien

Dennoch ist zur groben Abschätzung ein Vergleich zulässig, da in Kask.2.4 und Abl.NK generell nur geringe tageszeitliche Schwankungen auftreten und auch in Kask.1.4 und Abl.ZK beim gelösten CSB gemäß Online-Messungen (UV-Sonde DrLange, UV-VIS-Sonde Fa.S:can) keine großen Tagesgänge zu erwarten sind.

| Datum Uhrzeit | TS (g/l) Versuchs- anlage | tTS (d) 1.Stufe | Zeitver- schiebung (h) | CSB μ K1.4 (mg/l) | CSB μ ZK (mg/l) | CSB μ K2.4 bzw. NK (mg/l) | CSB μ _B/ CSB μ _A |
|--|---------------------------------|--------------------|------------------------------|--------------------------|---------------------------|--|-------------------------------|
| 06.09.00 14:56 | 3.0 | 1.0 | | 82 | | 38 | 0.46 |
| 06.09.00 20:42 | | | 5.8 | | | | |
| 13.09.00 12:20 | 2.3 | 0.8 | 0 | 42 | | 17 | 0.40 |
| 13.09.00 19:29 | 2.4 | 0.8 | 0 | | 58 | 24 | 0.42 |
| 13.09.00 20:26 | 2.4 | 0.8 | | 72 | | 23 | 0.32 |
| 13.09.00 21:10 | | | 0.7 | | | | |
| 14.09.00 00:15 | 2.5 | 0.8 | 0 | | 65 | 29 | 0.44 |
| 19.09.00 15:05 | 1.3 | 0.5 | 0 | 55 | | 24 | 0.44 |
| 19.09.00 19:02 | 1.4 | 0.5 | | 84 | | 32 | 0.38 |
| 19.09.00 19:19 | | | 0.3 | | | | |
| 19.09.00 19:19 | 1.4 | 0.5 | | | 82 | 34 | 0.42 |
| 19.09.00 20:45 | | | 1.4 | | | | |
| 19.09.00 22:54 | 1.4 | 0.5 | 0 | | 79 | 29 | 0.37 |
| 20.09.00 14:50 | 1.2 | 0.4 | 0 | | 57 | 24 | 0.42 |
| 20.09.00 19:00 | 1.3 | 0.4 | | 71 | | 31 | 0.44 |
| 20.09.00 20:30 | | | 1.5 | | | | |
| 20.09.00 19:00 | 1.3 | 0.4 | 0 | 71 | | 22 | 0.31 |
| 20.09.00 23:13 | | | 4.2 | | | | |
| 26.09.00 17:51 | 1.5 | 0.5 | | 65 | | 23 | 0.34 |
| 26.09.00 18:49 | | | 1.0 | | | | |
| 27.09.00 18:29 | 2.0 | 0.6 | | 68 | | 20 | 0.29 |
| 27.09.00 18:50 | | | 0.3 | | | | |
| 28.09.00 15:45 | 2.5 | 0.7 | | | 72 | 39 | 0.54 |
| 28.09.00 19:10 | | | 3.4 | | | | |
| 28.09.00 18:38 | 2.5 | 0.7 | | 86 | | 39 | 0.45 |
| 28.09.00 19:10 | | | 0.5 | | | | |
| 02.10.00 19:02 | 2.7 | 0.9 | | 67 | | 27 | 0.40 |
| 02.10.00 19:45 | | | 0.7 | | | | |
| MITTELWERT über alle Werte (6.9.-2.10.00): | | | | | | | 0.40 |
| MITTELWERT ohne Zeitraum 19.9.-27.9.00: | | | | | | | 0.43 |

Tabelle 33: CSB μ -Konzentrationen in der Versuchsanlage (Stichproben) ab 06.09.00;
ermitteltes Verhältnis CSB μ _{Kask.2.4 bzw. Abl.NK} / CSB μ _{Kask.1.4 bzw. Abl.ZK}

Da fast sämtliche Messungen zwischen dem späteren Nachmittag und Mitternacht, also während der Belastungsspitze, durchgeführt wurden, ist anzunehmen, daß die Meßwerte in Kask.1.4 und Abl.ZK über den Tagesmittelwerten liegen, während die Meßwerte in Kask.2.4 und Abl.NK, wo kaum Tagesschwankungen auftreten, etwa dem Tagesmittel entsprechen.

Da näherungsweise mit einem Verhältnis Tagesmittel/ Tagesspitze beim CSB μ im Ablauf der Zwischenklärung der Versuchsanlage von 0,80 gerechnet werden kann, ergibt sich ein

korrigiertes mittleres Verhältnis $\frac{CSB_{\mu B}}{CSB_{\mu A}}$ von 0,50 über den gesamten Zeitraum bzw. 0,54 ohne den Zeitraum 19.-27.9.00.

Im Zeitraum 19.-27.9.00 traten infolge des niedrigen Schlammalters von rd. 0,5 Tagen im Ablauf der 1.Stufe möglicherweise SS_A -Konzentrationen größer Null auf, wie nachfolgend erläutert wird.

SS_A im Ablauf der 1.Stufe in Abhängigkeit vom Schlammalter

Die Abschätzung von SI_B / SI_A anhand der gemessenen CSB_{μ} -Konzentrationen in Kask.1.4 bzw. im Abl.ZK ist nur dann möglich, wenn der Anteil SS_A an CSB_{μ} gleich Null war.

Um diese Annahme zu überprüfen, wurden die aus sämtlichen aeroben Batch-Versuchen mit A-Schlamm hervorgehenden Trendgeraden der CSB_{μ} -Konzentration betrachtet. Dort, wo es im Batch-Versuch mit A-Schlamm zu einem weiteren Abbau kam, wurde die Trendgerade nur über den geraden Bereich der Kurve ermittelt. Es wurden mit Ausnahme von V1.8 und V1.9 (jeweils nur 3 Messwerte) auch jene Batch-Versuche herangezogen, die während der Vorversuchsphase, also vor Reduzierung der hydraulischen Beschickung, durchgeführt wurden.

| Datum-Zeit | Versuchs-Nr. | Schlammalter (d) | TS (g/l) | Gradient Trendgerade | |
|--|--------------|------------------|----------|----------------------|----------------|
| | | | | lt.Messwerte | bei TS=2.0 g/l |
| 22.08.00 18:17 | 1.1 | 0.13 | 1.5 | -1780 | -2373 |
| 23.08.00 16:15 | 1.2 | 0.13 | 1.2 | -654 | -1090 |
| 24.08.00 11:55 | 1.3 | 0.13 | 1.5 | -1823 | -2431 |
| 24.08.00 15:45 | 1.4 | 0.13 | 1.5 | -590 | -787 |
| 25.08.00 10:15 | 1.5 | 0.13 | 0.7 | -423 | -1209 |
| 30.08.00 17:18 | 1.6 | 0.52 | 1.6 | 34 | 42 |
| 31.08.00 17:31 | 1.7 | 0.52 | 6.7 | -925 | -276 |
| Hydraul.Beschickung von 3,0 auf 2,0 m ³ /h reduziert: | | | | | |
| 13.09.00 20:26 | 2 | 0.76 | 2.5 | -62 | -50 |
| 19.09.00 19:02 | 2.1 | 0.46 | 1.5 | -105 | -140 |
| 20.09.00 19:00 | 2.2 | 0.43 | 1.9 | -100 | -108 |
| 21.09.00 19:40 | 2.3 | 0.40 | 2.0 | -149 | -149 |
| 26.09.00 17:44 | 2.4 | 0.48 | 1.4 | 30 | 43 |
| 27.09.00 18:11 | 2.5 | 0.57 | 1.8 | 29 | 32 |
| 28.09.00 18:34 | 2.6 | 0.67 | 2.1 | 31 | 30 |
| 02.10.00 18:58 | 2.7 | 0.93 | 3.0 | 5 | 3 |

Tabelle 34: Gradienten der Trendgeraden der CSB_{μ} -Konzentrationen in den Batch-Versuchen mit A-Schlamm in Abhängigkeit vom Schlammalter

Zwischen dem Gradienten der Trendgeraden (berechnet nach der Formel $y = k * x + d$) und dem Vorhandensein von SS_A besteht folgender Zusammenhang:

Gradient nahe Null:Keine Veränderung der CSB_{μ} -Konzentration, folglich kein SS_A bei Versuchsbeginn vorhanden

Gradient negativ:Verringerung der CSB_{μ} -Konzentration durch Abbau von SS_A

Gradient positiv:Anstieg der CSB_p -Konzentration infolge Messungenauigkeiten oder Freiwerden von gelöstem inertem CSB während der Belüftung

In Tabelle 34 ist zu erkennen, daß die Gradienten bei geringerer hydraulischer Beschickung und höherem Schlammalter deutlich kleiner sind.

Der Zusammenhang wird noch deutlicher, wenn man die Gradienten um die teils deutlichen Unterschiede im TS-Gehalt während der Versuche (nicht gleich zu setzen mit dem TS-Gehalt in der Versuchsanlage) bereinigt. Es ist davon auszugehen, daß ein höherer TS-Gehalt (also mehr Biomasse) zu einem rascheren Abbau von SS_A und somit zu größeren neg. Gradienten führt und umgekehrt. Unter der vereinfachten Annahme, daß zwischen dem TS-Gehalt und dem Gradienten der Trendgerade ein linearer Zusammenhang besteht, wurden die "gemessenen" Gradienten umgerechnet und auf einen einheitlichen TS-Gehalt von 2,0 g/l bezogen.

Der Einfluss der tageszeitlichen Schwankungen in der organischen Belastung auf die Gradienten wird insgesamt als gering erachtet, da der Großteil der Versuche etwa zur gleichen Zeit (zwischen 18 Uhr und 20 Uhr, noch während der Belastungsspitze) erfolgte.

Abbildung 63 veranschaulicht, daß der maßgebliche Einfluß auf die Größe der Gradienten nicht die hydraulische Beschickung, sondern das Schlammalter ist. Nur geringe negative Gradienten treten bei einem Schlammalter größer 0,5 Tagen auf.

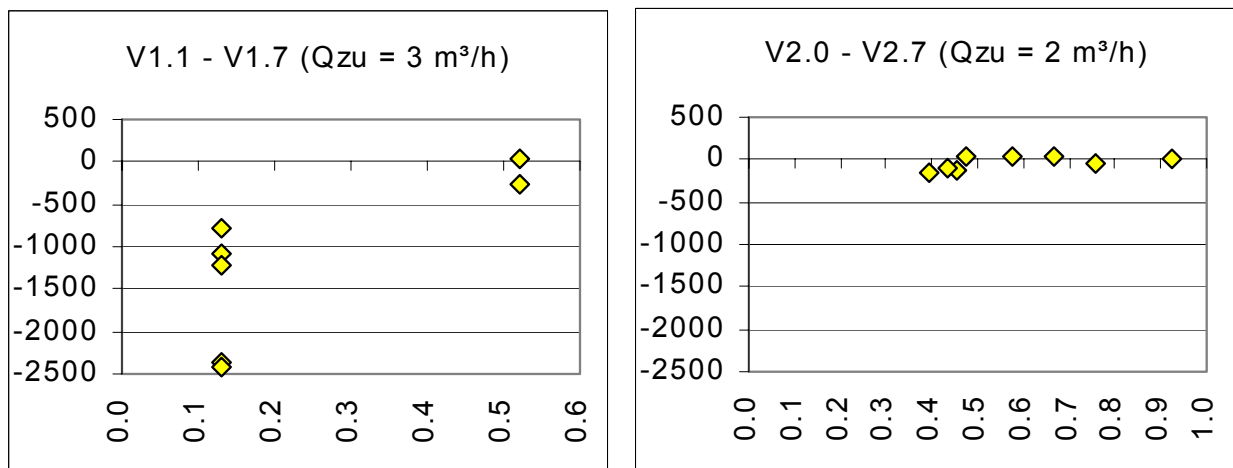


Abbildung 63: Gradienten der Trendgeraden bezogen auf TS = 2,0 g/l in Abhängigkeit vom Schlammalter und der hydraulischen Beschickung der 1. Stufe

Vernachlässigt man also den Einfluss der hydraulischen Beschickung, so ergibt sich der in Abbildung 64 dargestellte Zusammenhang mit dem Schlammalter.

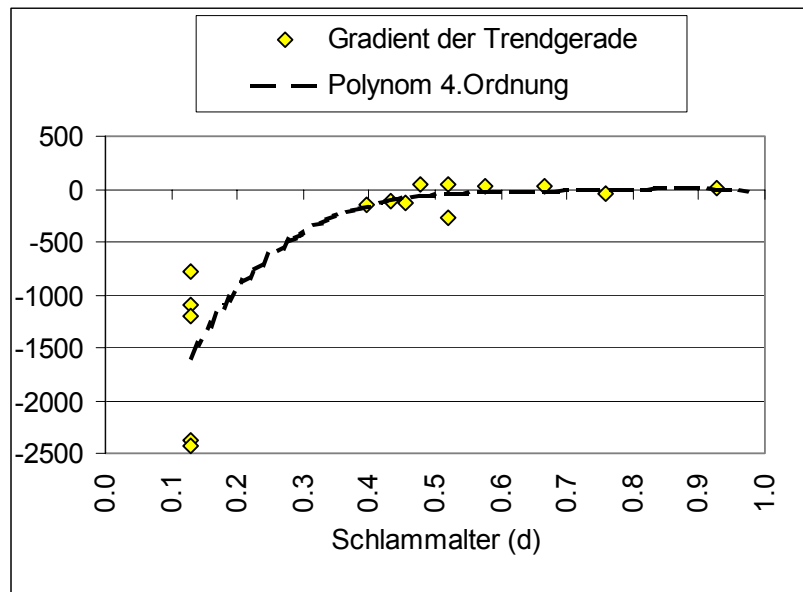


Abbildung 64: Gradienten der Trendgeraden bezogen auf $TS = 2,0 \text{ g/l}$ in Abhängigkeit vom Schlammalter

Der Grund für die hohen negativen Gradienten bei einem, für eine A-Stufe untypischen, Schlammalter kleiner 0,2 Tagen ist die geringe Biomassen-Konzentration. Aufgrund des hohen Überschussschlammabzuges kommt es praktisch zu keinem Aufbau von Biomasse (die max.Wachstumsrate $\mu_{H_{max}}$ ist zu klein um ein Ausschwemmen zu verhindern), die TS-Konzentration liegt teilweise deutlich kleiner 1 g/l. Die vorhandene Biomasse reicht nicht aus, um den gesamten leicht abbaubaren CSB abzubauen.

Für die Ermittlung des SI_B / SI_A -Verhältnisses aus den CSB_{μ} -Konzentrationen in der Versuchsanlage bedeuten obige Ergebnisse, daß bis zu einem Schlammalter von ca. 0,5 Tagen SS_A -Konzentrationen größer Null aufgetreten sein könnten. Dieses Erkenntnis deckt sich mit der Beobachtung, daß das OVC_o / OVC_m - Verhältnis bei einem Schlammalter von 0,4 Tagen deutlich höher ist als bei 0,9 Tagen (Kap.6.3.2).

Daß die SS_A -Konzentrationen im Ablauf der 1.Stufe bei einem Schlammalter von 0,4 bis 0,5 Tagen jedoch gering sein dürften, zeigt die Ähnlichkeit der in Tabelle 33 angeführten mittleren Verhältnisse $CSB_{\mu-B} / CSB_{\mu-A}$ über den gesamten Zeitraum (0,40) und ohne den Zeitraum 19.-27.9.00 (0,43).

Schlußfolgerung:

Berücksichtigt man den tageszeitlichen Verlauf der CSB_{μ} -Konzentrationen im Ablauf der 1.Stufe und nimmt man jenen Zeitraum aus der Betrachtung heraus, in welchem möglicherweise nennenswerte SS_A -Konzentrationen im Ablauf der 1.Stufe auftraten, so ergibt sich aus den Messwerten der Versuchsanlage ein Verhältnis SI_B / SI_A von ca. 0,55.

Dies bestätigt die Ergebnisse der Batch-Versuche, wo Werte zwischen 0,40 und 0,60 ermittelt wurden.

6.3.4. Mögliche Einflußfaktoren auf die Ermittlung von SI_B zu SI_A

6.3.4.1. Anteil von X_μ am membranfiltrierten CSB

Um die in 6.2.5 getroffene Annahme eines annähernd konstanten Verhältnisses X_μ / CSB_μ zu überprüfen, wurden sämtliche in Wien und Ghent ermittelten Verhältnisse $CSB_{f_{lo-f}} / CSB_\mu$ in Abhängigkeit von der Probenahmestelle (Ablauf Vorklämung - Zwischenklämung - Nachklämung) und Art des Schlammes (reiner A- oder B-Schlamm oder Mischung aus B-Schlamm und Überstand A) ausgewertet.

Die Mittelwerte und Standardabweichungen sind in Tabelle 35 (Werte von Wien) und Tabelle 36 (Werte von Ghent) dargestellt.

| $CSB_{f_{lo-f}}/CSB_\mu$ | Abl.VK | Abl.ZK | Abl.NK | A-Schlamm | B-Schlamm | B+Ü_A |
|--------------------------|--------|--------|--------|-----------|-----------|-------|
| Mittelwert | 0,80 | 0,64 | 0,58 | 0,61 | 0,60 | 0,69 |
| Anzahl Werte | 7 | 2 | 2 | 19 | 3 | 3 |
| STABW | 0,08 | 0,07 | 0,03 | 0,12 | 0,07 | 0,13 |

Tabelle 35: Mittlere Verhältnisse $CSB_{f_{lo-f}} / CSB_\mu$ in Wien

| $CSB_{f_{lo-f}}/CSB_\mu$ | Roh-AW | Abl.ZK | Abl.NK | A-Schlamm | B-Schlamm | B+Ü_A |
|--------------------------|--------|--------|--------|-----------|-----------|-------|
| Mittelwert | 0,63 | 0,70 | 0,60 | 0,60 | | |
| Anzahl Werte | 7 | 4 | 3 | 11 | | |
| STABW | 0,09 | 0,08 | 0,14 | 0,08 | | |

Tabelle 36: Mittlere Verhältnisse $CSB_{f_{lo-f}} / CSB_\mu$ in Ghent/Eschweiler

Aufgrund der relativ hohen Anzahl an Vergleichsmessungen ist das Verhältnis $CSB_{f_{lo-f}}/CSB_\mu$ im A-Schlamm am besten abgesichert. Mit 0,61 liegt hier das mittlere Verhältnis der Versuche in Wien etwa so wie bei den Versuchen in Ghent (0,60).

Die wenigen Vergleichsmessungen bei reinem B-Schlamm ergeben ebenfalls ein Verhältnis von 0,60. Ein etwas höheres Verhältnis findet sich bei der Mischung von B-Schlamm mit Überstand A (0,69 bei 3 Verhältniswerten, wobei 1 Wert mit 0,82 sehr hoch liegt). Für B-Schlamm gibt es keine Vergleichsmessungen aus Ghent.

Das mittlere Verhältnis $CSB_{f_{lo-f}}/CSB_\mu$ im Abwasser liegt in Wien beim Ablauf Zwischenklämung und Ablauf Nachklämung bei rd. 0,6. Deutlich höher liegt der Wert im Ablauf Vorklämung (0,80).

In Ghent wurden für Rohabwasser, Ablauf Zwischenklämung und Ablauf Nachklämung mittlere Verhältniswerte zwischen 0,60 und 0,70 gefunden.

Schlußfolgerung:

Da bei fast allen Probenahmestellen (Ausnahme: Ablauf Vorklä rung Versuchsanlage Wien) und Schlammarten ein vergleichbares mittleres Verhältnis CSB_{fio-f}/CSB_{μ} von rd. 0,60 festgestellt wurde, wird davon ausgegangen, daß sich auch das Verhältnis X_{μ} / CSB_{μ} zwischen den Probenahmestellen und Schlammarten im Mittel wenig ändert.

Das Verhältnis SI_B / SI_A kann somit allein mit Hilfe des membranfiltrierten CSB ausreichend genau ermittelt werden. Der Anteil von X_{μ} am CSB_{μ} muß bei der Berechnung nicht eigens berücksichtigt werden.

6.3.4.2. Einfluß von ATH

Bei der Berechnung des Verhältnisses SI_B / SI_A muß der Anteil von ATH in den im B-Schlamm gemessenen CSB_{μ} -Konzentrationen nicht separat berücksichtigt werden. Dies läßt sich anhand nachstehender Gleichung zeigen, in welcher der membranfiltrierte CSB in Gleichung 1 durch $(SI_A + X_{\mu})$ bzw. $(SI_B + X_{\mu} - CSB_{ATH})$ substituiert wird:

$$\frac{(SI_B + X_{\mu} - CSB_{ATH})^{B-Schl.+Ü_A}}{(\{V_{B-Schl.} * (SI_B + X_{\mu} - CSB_{ATH})^{B-Schl.}\} + \{V_{Ü_A} * (SI_A + X_{\mu})^{A-Schl.}\}) / (V_{B-Schl.} + V_{Ü_A})}$$

In den für die Berechnung von SI_B / SI_A herangezogenen Werten, also $(SI_A + X_{\mu})^{A-Schl.}$ gemessen und berechnet, ist kein CSB_{ATH} enthalten. Da die relative Größe zueinander entscheidend ist, braucht der CSB_{ATH} in der Gleichung nicht berücksichtigt werden.

6.4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß SI_B in der Versuchsanlage der Hauptkläranlage Wien deutlich kleiner ist als SI_A , womit die in Ghent aufgestellte Hypothese $SI_A \gg SI_B$ bestätigt wurde.

Aus dem Verlauf der CSB_{μ} -Kurven geht außerdem hervor, daß die Differenz zwischen SI_A und SI_B (genannt ΔSI) innerhalb von wenigen Stunden abgebaut wird. Die Reaktion des B-Schlammes auf ΔSI erfolgt sofort nach Zugabe von Überstand A.

Daraus ist zu schließen, daß es sich bei ΔSI um ein für B-Schlamm direkt verwertbares, sprich leicht abbaubares Substrat handelt. Es ist nicht davon auszugehen, daß dieses Substrat vor der Verwertung zu hydrolysieren ist, wie FREUND et al. (1996) (Kap.2.3.3.2) vermuten.

Die nachfolgenden Betrachtungen sollen diese bereits nach den Versuchen in Ghent gezogene Schlußfolgerung anhand der Ergebnisse von Wien prüfen.

Im Mittelpunkt stehen dabei folgende Aspekte:

- a) Verhältnis Substratatmung (OVC) zu Maximalatmung (OVCm)
- b) Verlauf der Atmungskurve (ein Knick deutet auf das Vorhandensein von unterschiedlich schnell abbaubaren Substraten hin)

- c) Verlauf der CSB_p -Konzentration zur Beurteilung ob ΔSI vom B-Schlamm gespeichert wird und somit einen geringeren O_2 -Verbrauch bewirkt

a) Verhältnis Substratatmung (OVC) zur Maximalatmung (OVC_m)

Wie weiter oben gezeigt, liegt das Verhältnis OVC_o / OVC_m zwischen 0,29 und 0,42. Damit ist die Substratatmung des B-Schlammes nach Zugabe von Überstand A deutlich kleiner als die Maximalatmung.

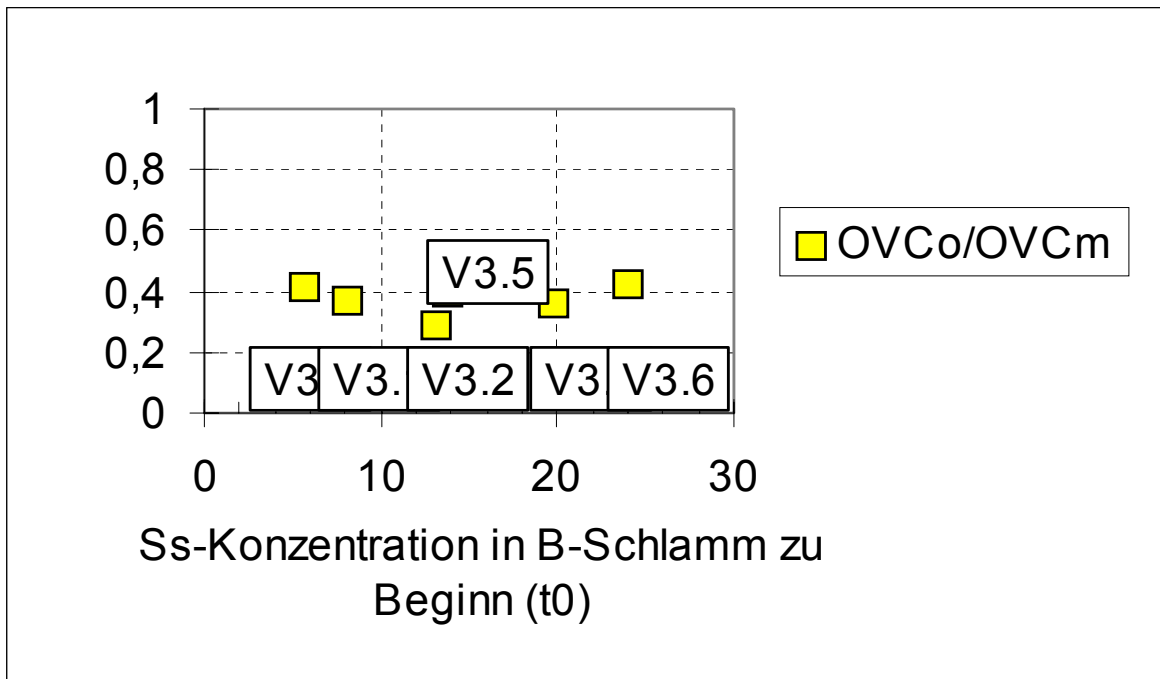


Abbildung 65: Verhältnis von OVC_o / OVC_m im B-Schlamm bei unterschiedlichen ΔSI -Konzentrationen (Batch-Versuche 3.0 bis 3.6)
(Kein Verhältnis für V3.4 ($SS_A(t_0) = 12,4$), da OVC_m nicht gemessen wurde)

Aus Abbildung 65 geht hervor, daß OVC_o / OVC_m zwar kleiner 0,5, jedoch praktisch unabhängig von der Substratkonzentration ist.

Die O_2 -Verbrauchsrate (OVC) im aeroben Batch-Test ist gemäß der Formel

$$OVC = \mu_{Hmax} * XH * (S_s / (K_s + S_s)) * (1 - 1/Y_H)$$

von den im allgemeinen als konstant angenommenen Größen μ_{Hmax} , Y_H und K_s sowie den Variablen XH und S_s abhängig. Bei Betrachtung des Verhältnisses OVC_o / OVC_m innerhalb eines Batch-Tests kann XH vernachlässigt werden, da sich XH während der Bestimmung von OVC_o und OVC_m nur unwesentlich ändert. Das Verhältnis OVC_o / OVC_m ist demnach nur von S_s abhängig, wobei das Verhältnis nahe 1 ist, wenn S_s sehr viel größer als K_s ist. In diesem Fall wird das Verhältnis OVC_o / OVC_m unabhängig von S_s .

Das in Abbildung 65 gezeigte Ergebnis widerspricht dieser Theorie (im wesentlichen Monod), da OVC_o / OVC_m klein und dennoch offenbar unabhängig von S_s ist.

Das Ergebnis läßt sich auch anhand von Monod darstellen:

Anhand des Verhältnisses OVC_o / OVC_m läßt sich die heterotrophe Wachstumsrate (μ_H lt.OV) des B-Schlammes zu Beginn jedes Batch-Versuches mit Überstand A wie folgt errechnen:

$$\mu_H \text{ lt.OV} = OVC_o / OVC_m * \mu_{Hmax}$$

Da OVC_m mit Nährlösung bestimmt wurde, kann $\mu_{Hmax} = 5,0 /d$ (üblicher Wert, der von KROISS et al (2001) auch für die Versuchsanlage Wien bestätigt wurde) angenommen werden.

Die so erhaltenen Werte μ_H lt.OV wurden im gemessenen S_s -Bereich den Monod-Kurven für $\mu_{Hmax} = 5,0 /d$ für 2 verschiedene K_s -Werte gegenübergestellt (Abbildung 66).

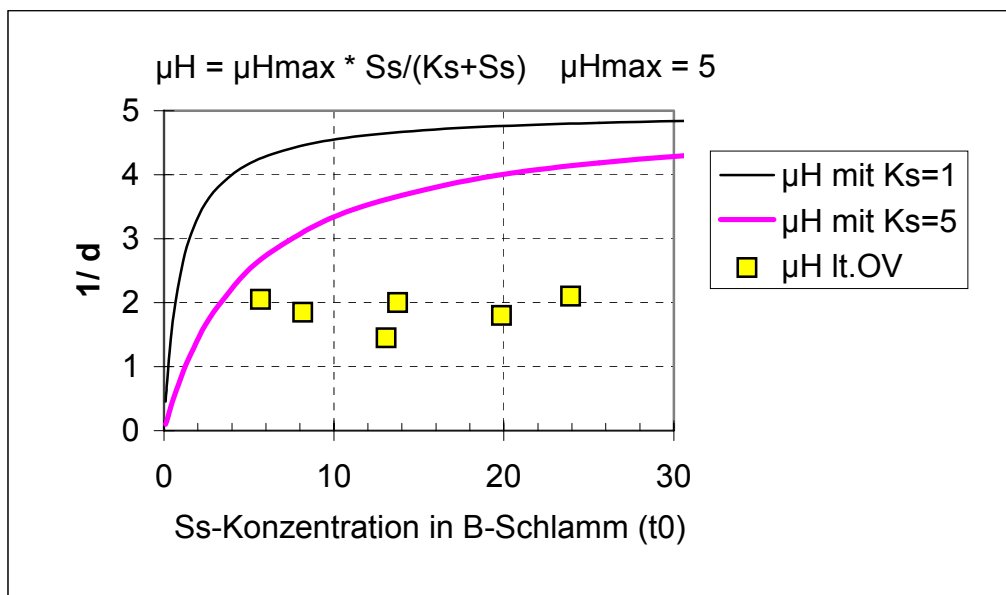


Abbildung 66: Heterotrophe Wachstumsraten des B-Schlammes infolge ΔSI gemäß OVC_o/OVC_m (Messwerte) im Vergleich zu den theoretischen Wachstumsraten nach Monod bei $\mu_{Hmax} = 5$ für 2 unterschiedliche K_s -Werte

Aus Abbildung 66 ist zu erkennen, daß

- die heterotrophe Wachstumsrate des B-Schlammes mit ΔSI nur rd. 40 % der maximalen Wachstumsrate (gemessen nach Zugabe von Nährlösung) erreicht.
- der B-Schlamm mit ΔSI die heterotrophe Wachstumsrate bereits bei sehr geringen ΔSI -Konzentrationen erreicht und im Bereich von 5 – 25 mg/l ΔSI nahezu unabhängig von der ΔSI -Konzentration ist. Dies deutet auf einen niedrigen K_s -Wert nahe 1 hin, wie die beiden Kurvenverläufe der theor. heterotrophen Wachstumsrate gemäß Monod zeigen.

Dieses Ergebnis bedeutet, daß das geringe OVC_o / OVC_m – Verhältnis nicht durch zu geringe ΔSI -Konzentrationen zu Beginn der Batch-Versuche erklärt werden muß. Die Ursache wird vielmehr in der unterschiedlichen Abbaubarkeit von ΔSI und Nährlösung gesehen.

Denn sowohl der Verlauf der Atmungskurven (Abbildung 62) als auch das gleichbleibende Verhältnis OVC_o / OVC_m (Abbildung 65) erwecken den Eindruck, als würde die gemessenen Atmung während der Batch-Versuche nahe der Maximalatmung liegen. Es stellt sich daher die Frage, ob die beiden Substrate zur Bestimmung von OVC_o bzw. OVC_m , nämlich Abwasser im Ablauf 1. Stufe und Nährlösung betreffend Abbaubarkeit miteinander vergleichbar sind.

Grundsätzlich sind 2 Szenarien denkbar:

- 1) Der abbaubare gelöste CSB des Abwassers im Ablauf 1. Stufe ist langsamer abbaubar als die Nährlösung bzw. der gelöste CSB im Rohabwasser, da entweder nur von ein Teil von XH im B-Schlamm ΔSI abbauen kann oder SS_A von XH gesamt mit reduzierter max. Wachstumsrate abgebaut wird. (Im Zulauf der 2. Stufe wäre somit eine 3. gelöste CSB-Fraktion vorhanden)
- 2) Der CSB der Nährlösung ist schneller abbaubar als der gelöste CSB im Rohabwasser und folglich auch im Ablauf 1. Stufe

In diesem Fall wäre die Methode der Maximalatmungsbestimmung grundsätzlich zu hinterfragen. Lt. SVARDAL (2001) ist die Nährlösung in der Praxis infolge der fehlenden Adaptierung sogar eher schlechter abbaubar als das Rohabwasser. Diese Erfahrung wird durch die in Kap. 5.4.5 nachgewiesene notwendige Adaptationszeit des A-Stufen-Schlammes gegenüber Azetat bestärkt. Dieser Fall wird folglich nicht weiter in Betracht gezogen.

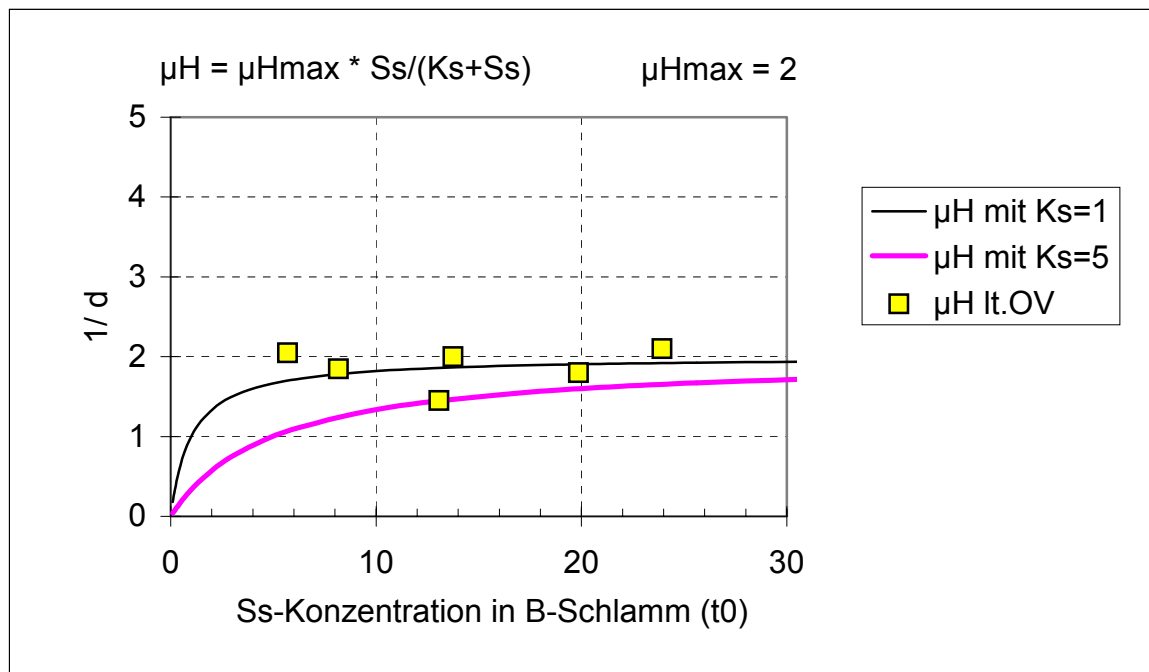


Abbildung 67: Heterotrophe Wachstumsraten des B-Schlammes gemäß OVC_o/OVC_m im Vergleich zu den theoretischen Wachstumsraten nach Monod bei $\mu_{Hmax} = 2$ für 2 unterschiedliche K_s -Werte

Abbildung 67 zeigt beim K_S -Wert = 1 eine gute Übereinstimmung zwischen den über den O_2 -Verbrauch indirekt gemessenen und den nach Monod zu erwartenden Wachstumsraten, wenn man eine geringere max.Wachstumsrate von $\mu_{Hmax} = 2 /d$ ansetzt.

Dieses Ergebnis bestätigt die Vermutung, daß die maximale Wachstumsrate der Mischbiozönose B-Schlamm für das Substrat ΔSI (S_S im Ablauf A-Stufe) deutlich niedriger liegt als für leicht abbaubaren CSB im Rohabwasser (z.B. SS_A).

Diese Verringerung von μ_{Hmax} kann grundsätzlich 2 Ursachen haben:

- a) Die heterotrophen Organismen des B-Schlammes können das Substrat ΔSI nur mit einer Wachstumsrate von ca. $2 /d$ verwerten
- b) Nur ein Teil der heterotrophen Organismen kann ΔSI mit der üblichen hohen Wachstumsrate verwerten.

Möglicherweise trifft auch eine Mischform von a) und b) zu.

b) Verlauf der Atmungskurve

Die OVC-Kurve von Versuch 3.7 ($\Delta SI(t_0) = 20 \text{ mg/l}$) zeigt einen fast konstanten Verlauf über 2 Stunden. Danach liegen keine Messwerte vor. Die übrigen Kurven nehmen innerhalb von ca. 2 Stunden kontinuierlich um 30-40 % ab.

Die meisten Atmungskurven zeigen keinen für S_S -Abbau typischen Verlauf mit einem oberen und einem unteren Plateau. Das untere Plateau ist in zwei Fällen beobachtbar, wo länger als 2 Stunden gemessen wurde. In den anderen Fällen sind die Messreihen offensichtlich zu kurz, um ein unteres Plateau erkennen zu können.

Da der gelöste abbaubare CSB im Ablauf der A-Stufe wie vorangehend gezeigt, offensichtlich weniger schnell abbaubar ist als S_S im Rohabwasser, ist der Knick in den Atmungskurven später und auch weniger stark ausgeprägt zu erwarten.

c) Verlauf der CSB_{μ} -Konzentration

Die Frage, ob die Atmungsaktivität des B-Schlammes aufgrund von Speichervorgängen vermindert und somit wenig aussagekräftig ist, kann aus dem Verlauf der CSB_{μ} -Konzentration im B-Schlamm zu Beginn des Batch-Versuches beantwortet werden.

Eine Speicherung hätte die sprunghafte Verminderung des CSB_{μ} zu Beginn zur Folge. Dies ist bei keinem der 7 Batch-Versuche mit B-Schlamm feststellbar.

Eine Speicherung von gelöstem Substrat fand nicht statt. Die gemessene Atmungsaktivität des B-Schlammes wurde nicht durch Speichervorgänge verringert.

6.5. Zusammenfassung

Die Versuche in Wien hatten das Ziel, die Ergebnisse von Ghent/ Eschweiler, wonach der A-Stufen-Schlamm nur einen Teil des leicht abbaubaren CSB abzubauen vermag, an einer weiteren Anlage zu überprüfen. Um weiters den Einfluß des Schlammalters auf den abbaubaren Anteil des leicht abbaubaren CSB zu untersuchen, wurde das Schlammalter der 1.Stufe der Versuchsanlage zwischen 0,6 und 2,0 Tagen variiert. Das tatsächliche Schlammalter lag nach Berücksichtigung der partikulären CSB-Fracht im Ablauf der 1.Stufe zwischen 0,4 und 1,0 Tagen. Der gelöste CSB wurde an membranfiltrierten Proben bestimmt. Dabei wurde davon ausgegangen, daß der CSB_{μ} eine partikuläre Fraktion X_{μ} enthält, welche in einem relativ konstanten Verhältnis zu CSB_{μ} steht und im A-Schlamm und im B-Schlamm etwa gleich groß ist und folglich für die Bestimmung von SI_B/SI_A vernachlässigt werden kann. Eine Auswertung sämtlicher in Wien und Ghent gemessenen Verhältnisse von flockungsfiltriertem zu membranfiltriertem CSB bestätigte diese Annahme (CSB_{flo-f}/CSB_{μ} ca. 0,60). Der Verlauf der CSB_{μ} -Konzentration wurde im frisch entnommenen A-Schlamm sowie im B-Schlamm nach Zugabe von Überstand des vorbelüfteten A-Schlammes gemessen.

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß SI_B auch in der Versuchsanlage der Hauptkläranlage Wien deutlich kleiner ist als SI_A , womit die in Ghent aufgestellte Hypothese $SI_A \gg SI_B$ bestätigt wurde. Die Differenz zwischen SI_A und SI_B ist für B-Schlamm leicht abbaubar, allerdings mit einer verminderten max.Wachstumsrate. Dies geht aus dem Verhältnis von Substratatmung (OVC) zu Maximalatmung (OVC_m) hervor. Es wurden 2 mögliche Erklärungen für die Verminderung von $\mu_{H,max}$ angeführt.

Das Verhältnis SI_B/SI_A liegt zwischen 0,42 und 0,63 und zeigt im Bereich von 0,4 d bis 1,0 d keine Abhängigkeit vom Schlammalter. CSB_{μ} -Bestimmungen im Ablauf der 1.Stufe sowie Ablauf der 2.Stufe der Versuchsanlage bestätigten die Ergebnisse der Batch-Versuche und zeigten außerdem, daß bei einem Schlammalter der 1.Stufe größer ca. 0,5 Tagen der für den A-Schlamm leicht abbaubare CSB zur Gänze verwertet wird (SS_A nahe Null).

Aufgrund des Verlaufes der CSB_{μ} -Konzentration kann weiters geschlossen werden, daß keine inter- oder extrazelluläre Speicherung von leicht abbaubarem CSB durch B-Schlamm im Batch-Versuch (S_S -Konzentration zwischen 5 und 25 mg/l) auftrat.

7. Vergleich der Ergebnisse von Ghent und Wien

7.1. Einleitung

Nachfolgend sollen die wesentlichsten Ergebnisse von Ghent und Wien miteinander verglichen und interpretiert werden.

Zuerst wird versucht, die Gemeinsamkeiten und Unterschiede in der verwendeten Methodik aufzuzeigen. Anschließend werden die Ergebnisse miteinander verglichen und Schlußfolgerungen daraus gezogen.

7.2. Vergleich der Methodik

a) $SI_A - SI_B$

Bei den Versuchen von Ghent/ Eschweiler wurde SI_A im A-Schlamm der Pilotanlage Eschweiler vor und nach Zugabe von Rohabwasser bestimmt (mit nahezu identen Ergebnissen). Die Bestimmung von SI_B erfolgte mit Hilfe von Stichproben im Ablauf der Großanlage sowie ergänzenden S_I -Abbautests mit B-Schlamm der Großanlage.

SI_A und SI_B wurden jeweils aus dem flockungsfiltrierte CSB bestimmt und sind näherungsweise miteinander vergleichbar.

In Wien wurde Schlamm aus dem Ablauf der A-Stufe der Pilotanlage Wien entnommen und der CSB_{μ} der gelösten Phase bestimmt. Der Überstand der Probe nach ca. 2-4 stündiger Belüftung wurde einer Schlammprobe aus der B-Stufe der Pilotanlage zugegeben und die Abnahme von CSB_{μ} ($B+\ddot{U}_A$) gemessen. Daraus konnte der für B-Schlamm inerte CSB_{μ} von \ddot{U}_A errechnet werden. Unter Annahme eines gleichbleibenden partikulären Anteils X_{μ} (wie anhand von gemessenen CSB_{fio-f}/CSB_{μ} -Verhältnissen gezeigt) ergibt sich das Verhältnis SI_B/SI_A .

SI_A und SI_B beziehen sich auf den selben Ausgangsstoff (Abwasser in der Schlammprobe aus der A-Stufe Pilotanlage Wien) und sind daher direkt miteinander vergleichbar.

b) Schlamm ausgezehrt - frisch

Bei den Versuchen von Ghent war der Schlamm aus der A-Stufe der Pilotanlage Eschweiler infolge des Transportes (ca. 3 h) und der notwendigen längeren Vorbelüftung (> 5 Stunden) stark ausgezehrt und das tatsächliche Schlammalter entsprechend erhöht.

In Wien wurde der A-Stufen-Schlamm unmittelbar nach Entnahme aus der Pilotanlage der SI_A -Bestimmung unterzogen. Auch die Versuche mit B-Schlamm erfolgten an frischem Schlamm.

c) S_s –Bestimmung

In Ghent wurde neben SI_A (s.oben) auch SS_A des Rohabwassers bestimmt. Die Summe aus SI_A und SS_A stimmte gut mit dem flockungsfiltrierte CSB des Rohabwassers überein. SS_B wurde nicht gemessen, sondern errechnet ($SS_B = CSB_{flo-f} - SI_B$)

In Wien wurde der A-Stufen-Schlamm ohne Substratzugabe untersucht und somit lediglich SI_A bestimmt.

d) CSB flockungsfiltrierte – CSB membranfiltrierte

In Ghent wurde der gelöste CSB stets mit Hilfe der Flockungsfiltration (CSB_{flo-f}) bestimmt.

In Wien erfolgte die Bestimmung des gelösten CSB über die Membranfiltration (CSB_μ). Zur Abschätzung des partikulären Anteiles (X_μ) am CSB_μ wurden zusätzlich einige CSB_{flo-f} -Messungen sowie zur Kontrolle der CSB-Analytik auch TOC_μ - Messungen durchgeführt.

e) Schlammalter A-Stufe konstant – variabel

Bei den Versuchen in Ghent/ Eschweiler wurde das Gesamt-Schlammalter in der A-Stufe der Pilotanlage konstant bei ca. 0,5 Tagen (ergibt sich aus der dynam.Simulation unter Berücksichtigung des Schlammabtriebes) gehalten, während das aerobe Schlammalter über die Art der Belüftung variiert wurde. Letzteres blieb ohne erkennbaren Einfluß auf das Verhältnis SI_B / SI_A .

In Wien wurde das Gesamt-Schlammalter zwischen 0,4 und 1,0 Tagen variiert. Das aerobe Schlammalter lag aufgrund einer unbelüfteten ersten (von 4) Kaskade und mangelnder Belüftungsleistung bei höherem TS-Gehalt (bei geringem ÜS-Abzug) zwischen ca. 0,3 und ca. 0,6 Tagen.

Die Verminderung des über den ÜS-Abzug eingestellten Schlammalters durch Schlammabtrieb aus der Zwischenklärung konnte mit Hilfe von Online-Messungen (TS-Konzentration in der Belebungs-, Trübung im Ablauf ZK) recht genau ermittelt werden.

f) Adsorption und Speicherung

In Ghent wurde auch die Adsorption und intrazelluläre Speicherung (in Form von PHB) von gelöstem CSB untersucht. Aufgrund des dabei festgestellten geringen Einflusses dieser Vorgänge bei A-Stufen-Schlamm konzentrierten sich die Versuche in Wien auf die Frage nach dem Verhältnis SI_A / SI_B in Abhängigkeit vom Schlammalter.

7.3. Vergleich der Ergebnisse

Die nachfolgende Abbildung zeigt die in Ghent und Wien in Batch-Versuchen ermittelten SI_B - und SI_A -Konzentrationen.

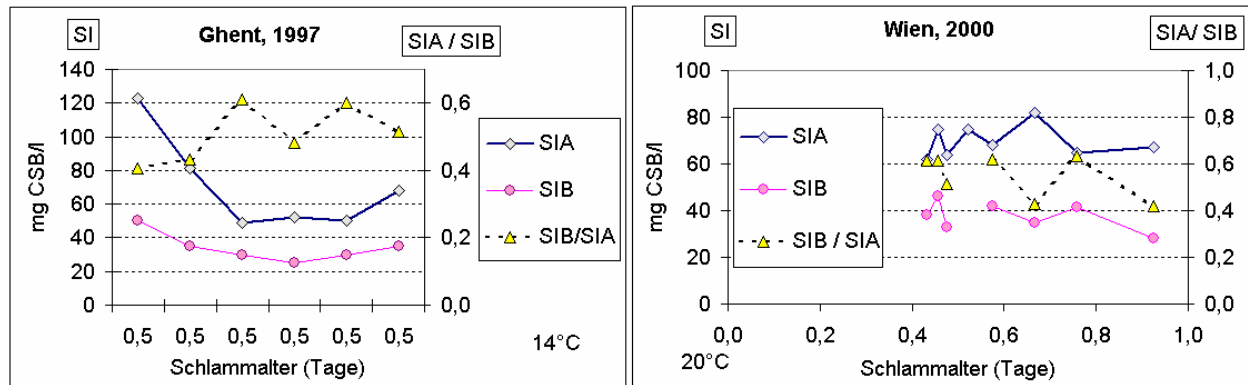


Abbildung 68: Konzentrationen an inertem gelöstem CSB im Schlamm der 1. Stufe (SI_A) und 2. Stufe (SI_B) der Pilotanlagen Eschweiler (Ghent) und Wien

Sowohl bei den Untersuchungen in Ghent/ Eschweiler als auch in Wien lag das Verhältnis SI_B zu SI_A zwischen 0,4 und 0,6 mit einem Mittelwert von jeweils 0,55. Wobei das Schlammalter in Ghent/ Eschweiler durchwegs bei ca. 0,5 Tagen lag, während das Schlammalter in Wien zwischen 0,4 und 1,0 Tagen variierte. Das Verhältnis SI_B/SI_A zeigte in Wien im Bereich von 0,41 und 0,93 Tagen keine Abhängigkeit vom Schlammalter.

Die Absolutkonzentrationen von SI_A und SI_B lagen in Ghent etwas niedriger als in Wien, was sowohl am Abwasser (anderer Industrieabwasser- und Fremdwasseranteil) als auch an der Flockungsfiltrationsmethode (ergibt geringere CSB-Werte als die Membranfiltration) gelegen haben könnte. Die Ergebnisse der Batch-Versuche von Wien wurden wie beschrieben durch Messwerte direkt an der Versuchsanlage abgesichert. Diese ergaben ein mittleres Verhältnis SI_B/SI_A von ca. 0,55.

Die Untersuchungen in Wien ergaben auch, daß die SS_A -Konzentration im Ablauf der 1. Stufe gleich Null war, sobald das Schlammalter der 1. Stufe größer 0,5 Tage lag.

Die Frage nach einer möglichen Speicherung von gelöstem CSB durch den A-Schlamm wurde in Ghent mit Hilfe der PHB-Analytik untersucht und dabei die grundsätzliche Fähigkeit zur Speicherung nachgewiesen. Allerdings war das Ausmaß der Speicherung gering. So wurde bei keinem der ausgewerteten Versuche mehr als 2 % des CSB_{ges} des zugegebenen Abwassers in Form von PHB gespeichert.

In Wien wurde diese Frage nicht untersucht, jedoch weisen die Atmungsmessungen im A-Schlamm auf eine Anlagerung und/oder Speicherung von abbaubarem Material hin. Im Simulationsmodell für die Hauptkläranlage Wien wurde aufgrund der Untersuchungen an der Versuchsanlage die Speicherung von leicht abbaubarem CSB als eigener Prozeß eingeführt (WINKLER et al., 2001).

Die Ergebnisse der Atmungsmessungen können nicht miteinander verglichen werden, da in Ghent und Wien völlig unterschiedliche Ziele damit verfolgt wurden (s.Kap.7.2).

7.4. Schlußfolgerungen

Die übereinstimmenden Ergebnisse der Untersuchungen in Ghent und Wien, wonach für Belebtschlamm mit sehr niedrigem Schlammalter ein Teil des leicht abbaubaren CSB des Abwassers quasi inert ist, führen zu folgenden Schlußfolgerungen:

1) Selektion durch Schlammalter

Ein niedriges Schlammalter von z.B. kleiner 1 Tag führt zu einer Selektion von schnell wachsenden Bakterien, also Bakterien, die aufgrund ihrer hohen max.Wachstumsrate in einem System mit niedrigem Schlammalter „überleben“ können, während andere Bakterienarten durch den hohen ÜS-Abzug und über den Schlammabtrieb ausgeschwemmt werden.

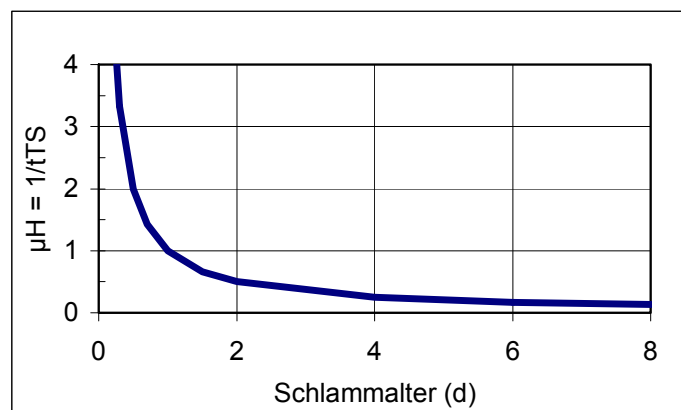


Abbildung 69: Für Verbleib im System erforderliches μ_{Hmax} in Abhängigkeit vom Schlammalter ($\mu_H = 1/t_{TS}$)

2) Spezialisierung des Substratabbaus infolge Selektion

Der mikrobielle Substratabbau wird mit Hilfe von Monod-Funktionen beschrieben. Nach MONOD (1942) werden verschiedene Substrate von verschiedenen Bakterien mit unterschiedlichen max.Wachstumsraten abgebaut. Die tatsächliche Wachstumsrate ergibt sich in Abhängigkeit von der Substratkonzentration nach einer Monod-Funktion.

Bei der Betrachtung und Simulation von Belebtschlammanlagen geht man aufgrund der großen Diversität von Substraten und Organismen von Summenparametern aus. Alle leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen werden zur Stoffgruppe S_S und die heterotrophen Organismen zur Organismengruppe X_H zusammengefaßt. Folglich geht man auch von nur einer mittleren aktuellen Wachstumsrate μ_H bzw. einer mittleren maximalen Wachstumsrate μ_{Hmax} aus.

In nitrifizierenden Belebtschlammanlagen (t_{TS} deutlich größer 1 Tag) erreicht μ_H infolge der niedrigen Substratkonzentration nie nur annähernd μ_{Hmax} . Damit ergibt sich für Bakterien mit höheren max.Wachstumsraten kein Wettbewerbsvorteil bei der Substrataufnahme. Bei hoch

Vergleich der Ergebnisse von Ghent und Wien

belasteten Anlagen mit sehr kleinem Schlammalter ($t_{TS} < 1$ d) hingegen liegt μ_H zumeist im Bereich von μ_{Hmax} , da die Substratkonzentration deutlich höher als die Sättigungskonzentration K_S liegt. Dadurch ergibt sich ein klarer Selektionsvorteil für jene Bakterien mit den höchsten max.Wachstumsraten. Die langsam wachsenden Organismen werden somit aus dem System verdrängt bzw. können sich nicht entwickeln. Gemäß MONOD (1942) ist anzunehmen, daß sich die Bakterienarten, die sich durch hohe Wachstumsraten in Systemen mit niedrigem Schlammalter halten können, im Metabolismus von den langsamer wachsenden Organismen unterscheiden und nicht das gesamte Spektrum an leicht abbaubarem organischen Substrat abbauen können.

Da folglich nur ein Teil der Organismenpopulation eines nitrifizierenden Belebtschlammes in Systemen niedrigen Schlammalters (z.B. A-Stufe) vorkommt, liegt der Schluß nahe, daß hier auch nur ein Teil des gesamten leicht abbaubaren Substrates abgebaut werden kann.

Die Erkenntnisse von Monod dienen somit der Erklärung der Ergebnisse, wonach $SI_A \gg SI_B$ bzw. $SS_A \ll SS_B$.

Aufgrund der Versuchsergebnisse in Ghent und Wien wird der in Abbildung 70 vereinfacht dargestellte Zusammenhang zwischen der Abbaubarkeit von S_s und dem Schlammalter vermutet.

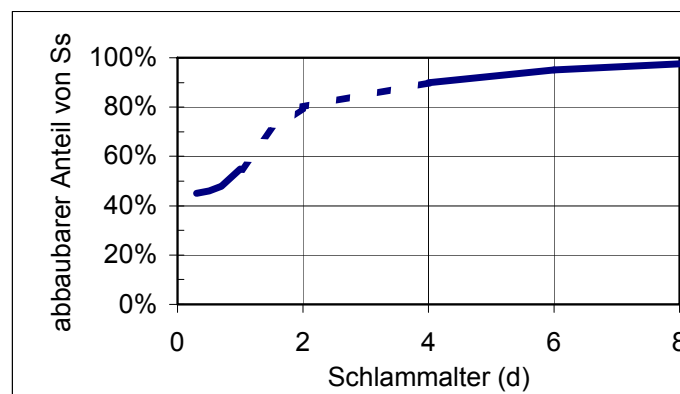


Abbildung 70: Abbaubarkeit von S_s in Abhängigkeit vom Schlammalter

Die dargestellte Funktion ergibt sich aus der Erkenntnis, wonach der maximale S_s -Abbau bei einem Schlammalter zwischen 0,4 und 1,0 Tagen nur etwa 40-60 % der bei einem Schlammalter von ca. 10 Tagen abgebauten S_s -Konzentration beträgt sowie der Annahme, daß die Abbaubarkeit bei einem Schlammalter zwischen 1 Tag und 2 Tagen stark ansteigt und ab einem Schlammalter von ca. 4 Tagen bereits weitgehend vollständig ist. Gegen den kontinuierlichen Anstieg der Abbaubarkeit zwischen ca. 1 Tag und ca. 4 Tagen Schlammalter sprechen die beiden folgenden Aspekte:

a) BSB₅-Abbauleistung Hauptkläranlage Wien

Der BSB₅-Abbau in der hoch belasteten Kläranlage Wien lag im Mittel der Jahre 1995 bis 2000 bei annähernd 90 %. Dies bei einem mittleren Schlammalter von ca. 1,5 bis 2 Tagen.

b) Versuchsergebnisse VON DER EMDE (1957)

Bei Versuchen im technischen Maßstab, die das Ziel hatten, Grundlagen für den Bau einer hochbelasteten Belebungsanlage mit Teilreinigung (75 % BSB₅-Abbau) für die Stadt Kassel (D) zu ermitteln, wurde die BSB₅-Abnahme bei Raumbelastungen zwischen 2 und 15 kg BSB₅/(m³, d) gemessen. Obwohl das Schlammalter damals noch wenig Beachtung fand, finden sich auch Angaben dazu, wodurch die BSB₅-Abnahme auch mit dem Schlammalter verglichen werden kann. Aus den Ergebnissen geht hervor, daß bis zu einem Schlammalter von 0,5 – 1 Tag der BSB₅-Abbau bei ca. 75 % lag und dieser ab einem Schlammalter von 1-2 Tagen auf im Mittel 85 % anstieg.

Die Ergebnisse werden als Indiz dafür gewertet, daß im Bereich von 1-2 Tagen Schlammalter der Übergang von der schlammspezifischen auf die abwasserspezifische Abbaubarkeit von organischen Abwasserinhaltsstoffen stattfindet. Eine Unterscheidung zwischen **SS_A** und **SS_B** ist bei der abwasserspezifischen Abbaubarkeit nicht nötig.

Ogleich im untersuchten Schlammalterbereich von 0,4 –1,0 Tagen keine Abhängigkeit der **S_S**-Abbaubarkeit vom Schlammalter gefunden wurde, wird eine leicht fallende Abbaubarkeit mit sinkendem Schlammalter angenommen. Der Unterschied bewegt sich jedoch innerhalb der Nachweisgenauigkeit.

Im Zusammenhang mit der Festlegung, daß bei einem Schlammalter von 10 Tagen 100 % von **S_S** abgebaut werden, sei daran erinnert, daß sich der Parameter **S_S** durch die gute Abbaubarkeit in Belebtschlämmen nitrifizierender Anlagen definiert und diese Anlagen je nach Temperatur ein Schlammalter von ca. 4 bis 10 Tagen erfordern.

Da gemäß Abbildung 69 und Abbildung 70 sowohl die heterotrophe Wachstumsrate μ_H als auch die Abbaubarkeit von **S_S** vom Schlammalter abhängen, kann auch ein Zusammenhang zwischen μ_H und **S_S**-Abbaubarkeit dargestellt werden.

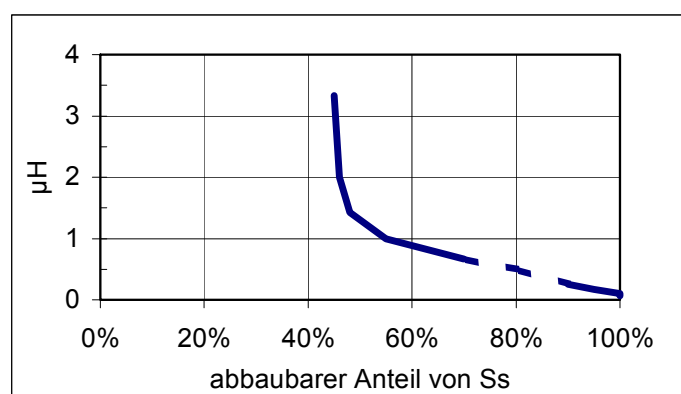


Abbildung 71: Abbaubarkeit von **S_S** in Abhängigkeit von μ_H (ergibt sich aus den Daten in Abbildung 69 und Abbildung 70)

Aufgrund mangelnder Messwerte im Bereich ca. 50 – 90 % **S_S**-Abbau ist dieser Kurvenbereich analog zu Abbildung 70 strichliert dargestellt.

Vergleich der Ergebnisse von Ghent und Wien

Ein weitgehend vollständiger S_S -Abbau findet folglich nur statt, solange die durchschnittliche heterotrophe Wachstumsrate im System kleiner zumindest $1 / d$ ist und somit deutlich niedriger als die in der Literatur verwendeten maximalen Wachstumsraten liegt.

Für die Anwendung der Monod-Kinetik zur Beschreibung des Zusammenhanges zwischen heterotropher Wachstumsrate und Substratkonzentration bedeuten diese Erkenntnisse, daß nur in Belebtschlammanlagen mit langem Schlammalter der vereinfachte Ansatz einer einzigen Monod-Kinetik ausreichend genaue Ergebnisse bringt, da die mittlere heterotrophe Wachstumsrate niedriger ist als die kleinste maximale Wachstumsrate sämtlicher im System vorhandenen heterotrophen Organismen.

Sobald jedoch die mittlere Wachstumsrate größer etwa $1 / d$ ist, kommt es zu einer Selektion von schneller wachsenden Organismen und in Folge zum Abbau nur jener Substrate, die hohe Wachstumsraten ermöglichen (Abbildung 72).

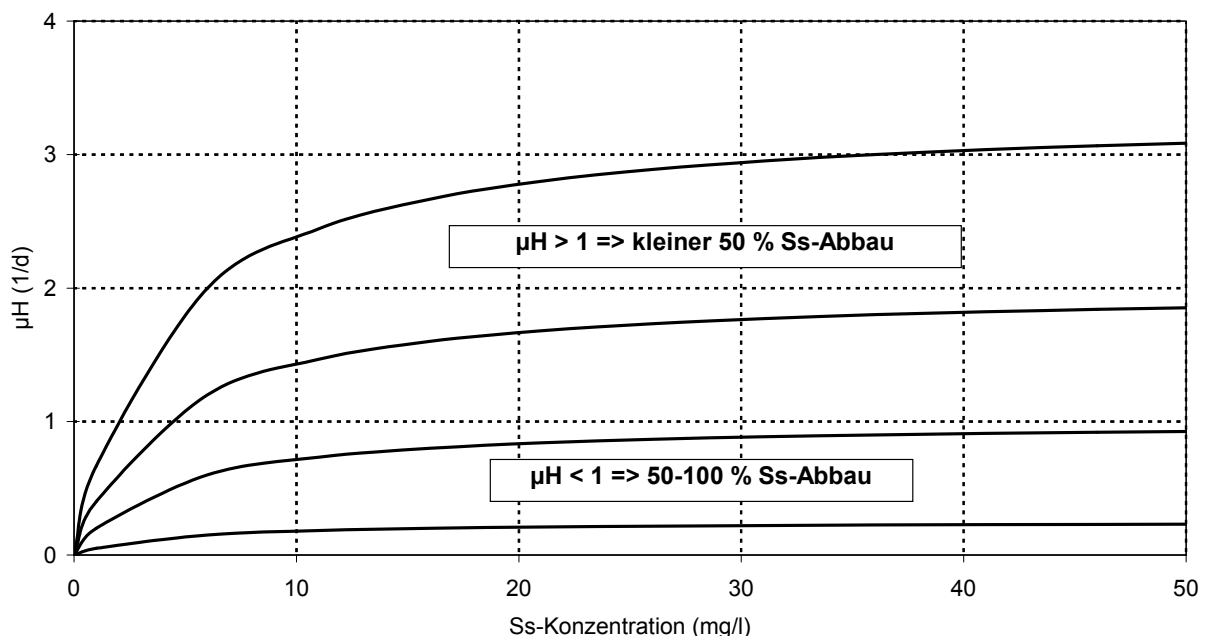


Abbildung 72: S_S -Abbaubarkeit in Abhängigkeit von Monod-Kinetik (unterschiedliche Monod-Kurven bedeuten unterschiedliche Organismenarten und Substrate)

7.5. Zusammenfassung

Ein niedriges Schlammalter von kleiner 1 Tag führt zu einer Selektion von schnell wachsenden Bakterien, welche nur einen Teil des gesamten leicht abbaubaren CSB im Abwasser abbauen können. Der andere Teil erhöht den inerten gelösten CSB und wird in einer nachfolgenden nitrifizierenden 2. Stufe ($t_{TS} > 5$ Tage) wie leicht abbaubarer CSB abgebaut. In einer zweistufigen Belebtschlammanlage mit einer hoch belasteten ersten Stufe ($t_{TS} < 1$ Tag) und einer schwach belasteten zweiten Stufe ($t_{TS} > 5$ Tage) führt dies zu unterschiedlichen S_I - und S_S -Fraktionen

($S_{I_A} \gg S_{I_B}$ bzw. $SS_A \ll SS_B$).

Die weit verbreitete Annahme, daß eine einzige Monod-Funktion zur Beschreibung der Beziehung zwischen heterotrophem Wachstum und Substratkonzentration ausreicht, gilt nur für Systeme, in denen die mittlere heterotrophe Wachstumsrate so niedrig ist, daß es zu keiner Selektion schnell wachsender Bakterien kommt. Dies ist üblicherweise in Systemen mit einem Schlammalter größer ca. 4 Tagen der Fall. In Systemen mit niedrigerem Schlammalter kann die Abbaubarkeit von S_S bis auf ca. 40 % zurückgehen. Dies bedeutet in zweistufigen Belebtschlammanlagen mit Stickstoffelimination eine Chance, die Denitrifikationsleistung in der 2. Stufe zu verbessern und sollte daher bei der Bemessung und im Betrieb durch Sicherstellung eines ausreichend niedrigen Schlammalters in der 1. Stufe berücksichtigt werden. Welche Möglichkeiten es für die Simulation derartiger zweistufiger Systeme gibt, zeigt Kapitel 9.

In sehr hoch belasteten 1-stufigen Belebtschlammanlagen bedeuten diese Ergebnisse, daß mit einer deutlich höheren Konzentration an gelöstem CSB im Kläranlagenablauf gerechnet werden muß. Dieser CSB ist jedoch nicht mit dem gelösten, inerten CSB im Ablauf einer schwach belasteten Anlage gleichzusetzen, da etwa die Hälfte des CSB im ersteren Fall für weniger spezialisierte Biozönosen, wie sie auch in Fließgewässern vorkommen, gut abbaubar sind.

Die Frage nach einer möglichen Speicherung von gelöstem CSB durch den A-Schlamm wurde in Ghent mit Hilfe der PHB-Analytik untersucht und dabei die grundsätzliche Fähigkeit zur Speicherung nachgewiesen. Allerdings war das festgestellte Ausmaß der intrazellulären Speicherung gering. Dies wurde vom Verlauf der $CSB_{f_{10-f}}$ -Konzentrationen im Batch-Reaktor (kein „Sprung“) zumeist bestätigt. Folglich ist davon auszugehen, daß bei einem Schlammalter von ca. 0,5 Tagen auch andere intrazelluläre Speicherpolymere als PHB sowie extrazelluläre Speicherpolymere (EPS) eine vernachlässigbare Rolle spielen.

Eine Aussage darüber, ob die Speicherung bei einem höherem Schlammalter von z.B. 1 Tag relevant ist, kann aufgrund der vorgenommenen Untersuchungen nicht getätigt werden. Der zumindest teilweise Abbau der Speicherpolymere in Schwachlastzeiten dürfte in Anbetracht der Erkenntnisse, daß in einer Höchstlaststufe nur etwa 50 % des gesamten leicht abbaubaren CSB abbaubar ist, grundsätzlich möglich sein. Im anderen Fall wird der gespeicherte CSB mit dem Überschussschlamm aus dem System entfernt. Bei einem Schlammalter von kleiner 1 Tag kann es sich dabei um eine bedeutende CSB-Fracht handeln.

Die Wahrscheinlichkeit einer chemisch-physikalisch verursachten Adsorption von gelöstem CSB kann aufgrund der Untersuchungen in Ghent praktisch ausgeschlossen werden.

8. Erstellung von Massenbilanzen

8.1. Grundlagen und Zielsetzung

Massenbilanzen dienen dazu, Stoffströme entlang einer Anlage quantitativ zu verfolgen. Erst die vollständige Bilanzierung erlaubt eine zuverlässige Ermittlung von Wirkungsgraden einer Anlage oder von Anlagenstufen in bezug auf bestimmte Abwasserinhaltsstoffe.

KROISS (1993) schreibt zum Thema "Massenbilanz":

"Nach dem ersten Hauptsatz der Wärmelehre kann weder Masse noch Energie "verloren" gehen. Unabhängig von den biologischen Vorgängen muß gelten, daß die Summe der Stoffe im Zulauf sich als Summe der Stoffe im Ablauf, im Überschußschlamm und in der Abluft wiederfinden muß. Die Massenbilanz ist eine gute Methode, um die Stoffumsetzungen, ihre Grenzen und gegenseitigen Abhängigkeiten über längere Zeiträume zu überprüfen. Sie eignet sich auch gut für die Unterscheidung von Bemessungs- und Betriebsgrößen. In den Bemessungsgrößen müssen Sicherheiten enthalten sein, in der Massenbilanz ist definitionsgemäß keine "Sicherheit" enthalten. Damit ist sie z.B. gut für die Überprüfung von Betriebsdaten geeignet."

In der kommunalen Abwasserreinigung am häufigsten angewandt werden Bilanzen für den CSB, Stickstoff (N) und Phosphor (P).

Ziel war es, durch die Erstellung von Massenbilanzen für die Großanlage Beningsfeld (D) und die Pilotanlage Eschweiler (D) die CSB- und N-Stoffströme dieser beiden AB-Anlagen sowohl in der ersten hoch belasteten als auch in der nachfolgenden schwach belasteten Stufe zu ermitteln und die Ergebnisse den bisherigen Untersuchungsergebnissen gegenüberzustellen sowie möglichst gut abgesicherte Ausgangsdaten und Vergleichswerte für die dynamische Simulation zu erhalten.

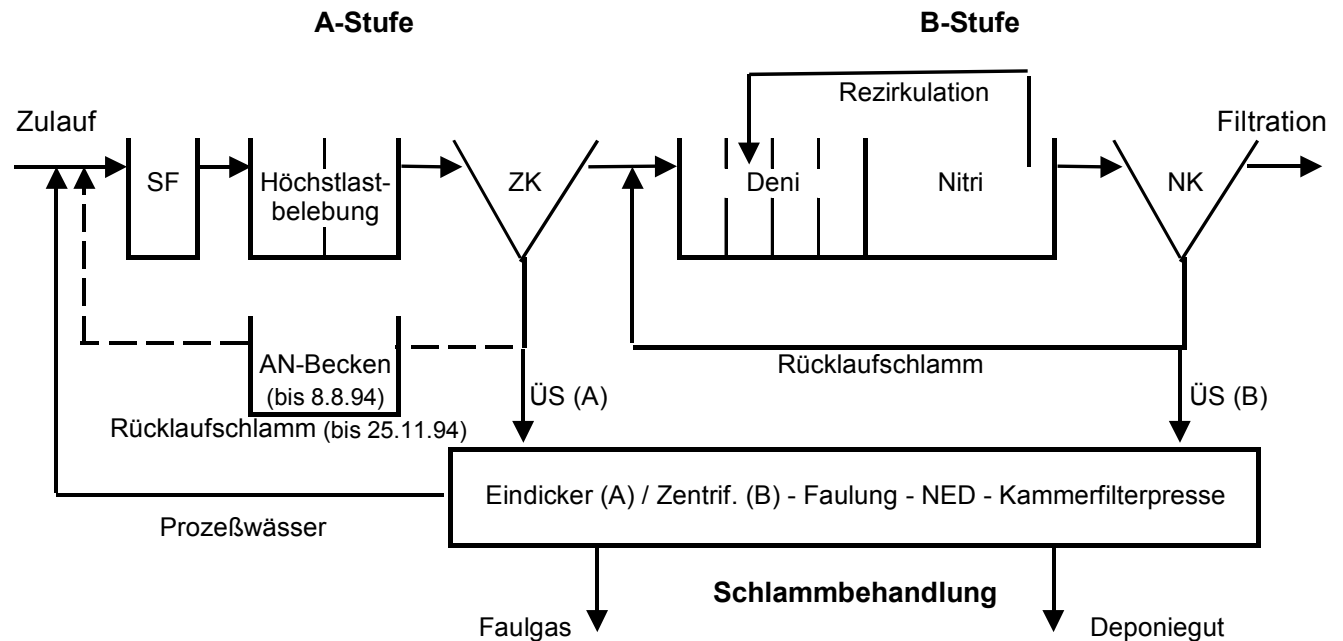
8.2. Kläranlage Beningsfeld

8.2.1. Anlagenbeschreibung

Das ehemals einstufige Klärwerk Beningsfeld in Bergisch-Gladbach (D) wurde zwischen 1989 und 1992 von 130.000 $EW_{60(BSB5)}$ auf 200.000 $EW_{60(BSB5)}$ ausgebaut. Der Ausbau erfolgte als AB-Anlage für N-Elimination und Bio-P-Elimination und mit nachgeschalteter Zweischicht-Flockungsfiltration. Der anfallende Schlamm wird anaerob ausgefault und gepreßt.

Um die Stickstoffelimination der Gesamtanlage zwecks Minimierung der Abwassergebühren zu optimieren, wurde die A-Stufe mit kleinst möglichem TS-Gehalt betrieben und der Rücklaufschlamm der A-Stufe im Nov.1994 nicht zuletzt aufgrund der noch nicht erreichten Vollauslastung außer Betrieb genommen (zu diesem Zeitpunkt herrschte im deutschsprachigen Raum außerdem die Meinung vor, mit dem AB-Verfahren ließe sich keine vernünftige Stickstoffelimination erreichen).

Das Anlagenschema und die wesentlichen Eckdaten enthält die nachfolgende Abbildung.



| | A-Stufe | | | | B-Stufe | | |
|---------------|--|------|-------|------|-------------------------------|----------------|-------|
| | SF | HB | ZK | AN | Deni | Nitri | NK |
| Volumen (m³) | 140 | 1365 | 4500 | 1500 | 8200 | 11800 | 12700 |
| t_{hyd} (h) | 0,15 | 1,4 | > 1,5 | 2 | 8,5 | 12 | |
| t_{TS} (d) | ca. 0,1 | | - | | ca. 12 (anox.) | ca. 17 (aerob) | - |
| Q_{Rezi} | - | | | | ca. 300 % Q_{zu} (angepaßt) | | |
| Q_{RS} | ca. 70 % Q_{zu} (angepaßt) | | | | ca. 200 % Q_{zu} (angepaßt) | | |
| TS | ca. 0,5 g TS/l bis Juli 94 0,3 g TS/l ab Aug.94 | | | ca. | 2,5 - 3 g TS/l | | |

Abbildung 73: Verfahrensbeschreibung AB-Anlage Beningsfeld 1994
(AN Anaerobbecken)

8.2.2. Methodik

Die grundlegende Methodik zur Erstellung von Massenbilanzen bei Kläranlagen ist in der Literatur (z.B. KROISS 1993, FRANZ 1993) sehr gut beschrieben und wird an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt. Im Grund geht es um die Erfassung der Frachten im Kläranlagenzulauf und -ablauf sowie im Überschußschlamm und (bei CSB und Stickstoff) in der Luft. Bezieht man eine Schlammfäulung mit ein, so ist auch der CSB im Klärgas zu berücksichtigen.

Bei der Bilanzierung von Stoffströmen einer groß- oder halbertechnischen Kläranlage ist man meist auf eine Vielzahl von Meßdaten angewiesen, die alle mehr oder weniger fehlerbehaftet sein können. Diese Daten hinsichtlich ihrer Zuverlässigkeit und Genauigkeit zu prüfen und

fehlende Daten durch Querverbindungen, Literatur- oder notfalls (begründete) Schätzwerte oder eigene Messungen zu ergänzen, ist wesentlicher Bestandteil jeder Bilanzierung.

Im Fall Kläranlage Beningsfeld handelt es sich um eine größere Kläranlage (130.000 EW), die mit relativ guter Mess- und Analysentechnik ausgestattet ist, aufgrund der Zweistufigkeit allerdings auch entsprechend mehr zu berücksichtigende Stoffströme enthält.

Um eine möglichst genaue Bilanzierung der CSB-Stoffströme zu erreichen, wurden

- die Probenahme im Zulauf Kläranlage sowie im Zulauf B-Stufe mit einer unabhängigen Referenzmessung (Schöpfprobenehmer) überprüft und festgestellte Abweichungen (im Zulauf 50 % (!) Minderbefund im Mittel, im Zulauf B-Stufe 10 % Minderbefund) korrigiert
- eine Reihe von Atmungsmessungen in der Nitrifikationszone der B-Stufe zur Abschätzung des mittleren O_2 -Verbrauchs durchgeführt (Abbildung 76)
- die Schlammbehandlung mit Schlammfäulung und –pressung in die Bilanz eingebunden und somit die Frachten im Prozesswasser (Rückbelastung) ermittelt
- Vergleiche mit Literaturwerten betreffend dem spezifischen Klärgas- und Überschußanfall durchgeführt
- Insgesamt 5 aufeinander folgende Bilanzzeiträume (Monate August bis Dezember) ausgewertet und jeweils eine CSB- und N-Bilanz für die Zeiträume August-September sowie Dezember daraus erstellt. Im Dezember wurde die A-Stufe ohne Rücklaufschlamm, praktisch als erweiterte (belüftete) Vorklärung betrieben, wobei im November auch eine Hälfte der Zwischenklärung außer Betrieb genommen wurde, um die hydraulische Aufenthaltszeit darin zu verkürzen.

Für die Bilanzierung wurden folgende Vereinfachungen vorgenommen:

- Die Filtration wurde der B-Stufe zugerechnet. Da die Ablaufwerte von B-Stufe (Ablauf Nachklärung) und Filtration betreffend CSB und Stickstoff praktisch ident sind, ist dies für die Bilanzierung der B-Stufe unerheblich.
- Da die vorhandene Zulaufbeprobung der A-Stufe nicht repräsentativ war und erst im Januar 1995 zuverlässige Meßdaten zur Anlagenbelastung vorlagen, wurde die im Januar ermittelte Anlagenbelastung von rd. 130.000 $EW_{110(CSB)}$ bzw. 130.000 $EW_{10(N_{Ges})}$ (nach dem Rechen) für die Bestimmung der Zulauffrachten zur A-Stufe in den Vormonaten herangezogen.
- Der Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung (OVC) wurde in der Schwachlastbelebung (B-Stufe) gemessen, nicht aber in der Höchstlastbelebung (A-Stufe). Letztere ist aufgrund der großen Schwankungen des O_2 -Verbrauches infolge des geringen Beckenvolumens nur durch eine Vielzahl von Messungen annähernd genau zu erfassen und konnte auch über den Energieeintrag nicht ausreichend genau bestimmt werden. Der O_2 -Verbrauch wurde folglich aus der Bilanz berechnet.
- Der Stickstoffgehalt im Überschußschlamm, im Pressschlamm (zur Deponie) und im Prozesswasser wurde nicht gemessen, sondern über ein festes Verhältnis N/CSB abgeschätzt. Für N im ÜS A-Stufe, im Pressschlamm (größtenteils Schlamm aus der A-Stufe) und im

Prozeßwasser (entspricht dem bei der Schlammfäulung freigesetzten Stickstoff, errechenbar über den CSB im Gas, welches zum Großteil auf A-Schlamm zurückzuführen ist) wurde $N/CSB = 0,05$ angenommen. Für den N-Gehalt im ÜS B-Stufe wurde ein etwas höheres Verhältnis von $0,06$ angesetzt. Letzterer Wert orientiert sich an den Untersuchungen von KROISS et al. (2001) an der zweistufigen Versuchsanlage in Wien, wo in der 2. Stufe ein mittleres N/oTS Verhältnis von $0,089$ (entspricht einem N/CSB Verhältnis von $0,058$) gemessen wurde. Für die A-Stufe wurde deshalb ein kleinerer Wert angenommen, da hier der überwiegende Anteil des partikulären CSB aus den Fraktionen X_S und X_I besteht und diese gemäß Literatur niedrigere N-Gehalte aufweisen als die aktive Biomasse X_H und ihr Zerfallsprodukt X_P . Die Simulationsergebnisse unterstützen diese Annahme.

8.2.3. Ergebnisse

Die Ergebnisse der Bilanzierung des Zeitraumes August-September sind in Abbildung 74, jene für den Zeitraum Dezember in Abbildung 75 dargestellt. In kursiver Schrift sind zum Vergleich bereits die Ergebnisse der dyn.Simulation (Kap. 9.3.2) daneben gestellt. Auf diese wird im Moment noch nicht näher eingegangen.

1) CSB-Bilanz für Zeitraum August-September (20°C)

a) Wirkungsweise der A-Stufe

Das Schlammalter in der A-Stufe liegt nur bei rd. $0,1$ Tagen, was selbst für eine A-Stufe äußerst gering und untypisch ist (üblich ist ca. $0,5$ Tage). Dennoch ist der CSB-Wirkungsgrad mit 54% beträchtlich. Die Gründe für diesen hohen Wirkungsgrad trotz des geringen Schlammalters (TS-Gehalt kleiner $0,5$ g/l) dürften einmal in der niedrigen hydraulischen Belastung der Anlage bei Trockenwetter liegen. Dadurch stellen sich Aufenthaltszeiten in der Höchstlastbelegung von rd. 2 Stunden, in der Zwischenklärung von > 5 Stunden (jeweils im Tagesmittel) ein.

Der Wirkungsgrad könnte zusätzlich eventuell durch die optimalen O_2 -Verhältnissen in der A-Stufe erhöht worden sein. Untersuchungen von WILEN und BALMER (1998 und 1999) zeigten, daß anaerobe Phasen sowie niedrige O_2 -Konzentrationen im Belebungsbecken einer Pilotanlage mit 5 Tagen Schlammalter die Trübung im Überstand deutlich erhöhten. Die Autoren führen dies auf einen Verlust an Adsorptionskapazität sowie Flockenzerfall zurück. Sie verweisen auf ähnliche Beobachtungen von Starkey und Karr (1984), die für den Verlust an Adsorptionskapazität u.a. die Hemmung der extrazellulären Polymerproduktion als mögliche Erklärung anführen. Den umgekehrten Schluß könnte man für die A-Stufe Beningsfeld ziehen: Hier lag die O_2 -Konzentration stets größer 3 mg/l und aufgrund des Belüftungssystems und des geringen TS-Gehalts traten praktisch keine anaeroben Zonen auf.

Die CSB-Entfernung in der A-Stufe erfolgte zu rd. 90% über den Überschussschlammabzug (52 g TS/ EW.d). Dies paßt zu Literaturwerten, nach welchen in „normal“ betriebenen A-Stufen etwa 20% des CSB über die Atmung entfernt werden. Vergleicht man die A-Stufe Beningsfeld mit einer klassischen Vorklämung gleicher hydraulischer Aufenthaltszeit und einem Wirkungsgrad gemäß dem ATV Regelblatt A 131 (2000), so zeigt sich, daß durch die A-Stufe Beningsfeld 20

% mehr CSB entfernt wurde. Für diese 20 % sind der O₂-Verbrauch sowie Adsorptionsvorgänge in der Höchstlastbelebung und die in Folge davon möglicherweise verbesserte Sedimentation in der Zwischenklärung verantwortlich. Der so abgeschätzte Anteil der Adsorption ist mit ca. 7 % jedoch deutlich geringer als der des O₂-Verbrauchs.

| CSB-Entfernung | Vorklärung (t _{hyd} VK > 1,5 h) | A-Stufe (t _{hyd} ZK = 3 h) |
|---------------------------|--|---|
| Sedimentation | 35 % | 35 % |
| Adsorption etc. | 0 % | 7 % |
| O ₂ -Verbrauch | 0 % | 12 % |
| Ges.CSB eliminiert | 35 % | 54 % |

Tabelle 37: Vergleich CSB-Entfernung Vorklärung lt. A 131 – A-Stufe Beningsfeld

Auffallend ist die hohe Stickstoffentfernung der A-Stufe mit 33 % (25 % lt.Simulation) bezogen auf die Zulaufkraft inklusive Rückbelastung. Dies ergibt sich hauptsächlich durch den hohen ÜS-Abzug. Der in der Bilanz ausgewiesene Wert für den denitrifizierten Stickstoff (N₂) dürfte vermutlich zu hoch sein, da eine Denitrifikation in der A-Stufe unter den gegebenen Bedingungen praktisch auszuschließen ist, wie auch die Simulation zeigt.

b) Wirkungsweise der B-Stufe

Die B-Stufe weist ein hohes Schlammalter von 27 Tagen auf. Entsprechend klein ist die mittlere Kohlenstoffatmung in der Nitrifikationszone mit rd. 13 mg/l.h (12 mg/l.h lt.Simulation). Der überwiegende Teil des Kohlenstoffs wird wie erwartet in der Nitrifikationszone verbraucht (höhere Umsetzungsraten, größeres Volumen).

Der Anteil des O₂-Verbrauchs am entfernten CSB beträgt 71 % und liegt etwas über den Literaturwerten (68 % gemäß KROISS, 1993).

Die Stickstoffentfernung beträgt 74 %, nur 13 % davon werden über den Überschussschlamm entfernt (14 g TS/ EW.d).

c) Wirkungsweise der Gesamtanlage

Der CSB-Wirkungsgrad der Gesamtanlage beträgt 98 %, die Stickstoffentfernung liegt bei 79 %. Die Rückbelastung durch Stickstoff aus der Schlammfäulung beträgt immerhin 18 %, was die Bedeutung der Prozeßwasserbewirtschaftung bzw. -behandlung unterstreicht. Die A-Stufe Beningsfeld wird seit mehreren Jahren zur Prozeßwasserbehandlung genutzt (CRONE, 1998).

In Summe fallen 66 g TS/ EW.d an Schlamm an, von denen 31 g TS/ EW.d als Pressengut zur Deponie gehen. Der Rest (54 % von CSBüs) wird in der Schlammfäulung abgebaut. Dabei fallen lt.Gasmessung (über Turbinenrad) 29 l Klärgas/ EW.d an. Der theoretische Wert aus dem oTS-Abbau (eine spezifische Methangasproduktion von 350 NI pro kg CSB abgebaut angenommen) liegt mit 24 l/ EW.d um 17 % unter dem gemessenen Wert.

2) CSB- und N-Bilanz für Dezember (14°C, Rücklaufschlamm A-Stufe u. ½ ZK außer Betrieb)

Die Ergebnisse unterscheiden sich gegenüber dem Zeitraum Aug.-Sept. im etwas geringeren Wirkungsgrad der A-Stufe (51 %), dem folglich gesunkenen Schlammalter in der B-Stufe (23 Tage) und der ebenfalls niedrigeren Stickstoffelimination der Gesamtanlage (72 %). Letzteres ist vermutlich vor allem auf die niedrigere Temperatur zurückzuführen. Sicherlich zu niedrig ist der O₂-Verbrauch in der A-Stufe der sich aufgrund der Bilanz ergibt (nur 1 % Anteil an der CSB-Elimination). Der Fehler liegt vermutlich im etwas zu groß ermittelten ÜS-Anfall. Nur 10 % Überbefund beim Überschußschlamm würde beim O₂-Verbrauch einen 10-fach kleineren Wert ergeben.

Der Überschußschlammanfall liegt mit 75 g TS/ EW.d um 13 % höher als im Sommer, was zumindest teilweise auf die niedrigere Temperatur (geringerer Biomassenzерfall in der B-Stufe) zurückzuführen ist. Denkbar ist jedoch auch, daß die Anlagenbelastung im Dezember höher war. Dies würde wiederum bedeuten, daß die im Januar darauf ermittelte Anlagenbelastung von 130.000 EW₁₁₀ im Sommer nicht erreicht wurde. Dieser Fall wurde über die Bilanzierung untersucht und führte zu einem negativen O₂-Verbrauch in der A-Stufe. Der Anstieg im ÜS-Anfall wurde folglich nicht auf Unterschiede in der Anlagenbelastung zurückgeführt.

Die über den Austrag der Schlammpressen zurückgerechnete ÜS-Menge lag in beiden Bilanzzeiträumen um rd.15 % niedriger und wurde nicht für die Bilanzierung herangezogen, da die Rückrechnung ungenauer scheint (Umrechnung der Anzahl Pressvorgänge bei spezif.Volumen und TS-Gehalt auf abgepresste Menge, Annahme eines gewissen Schlammabtriebes im Trübwasser des Nacheindickers und schließlich Rückrechnung anhand des oTS-Abbaus im Faulbehälter). Doch auch diese ÜS-Berechnung zeigt einen Anstieg der ÜS-Menge von 12 % gegenüber den Bilanzzeitraum Aug.-Sept. an.

Massenbilanzen

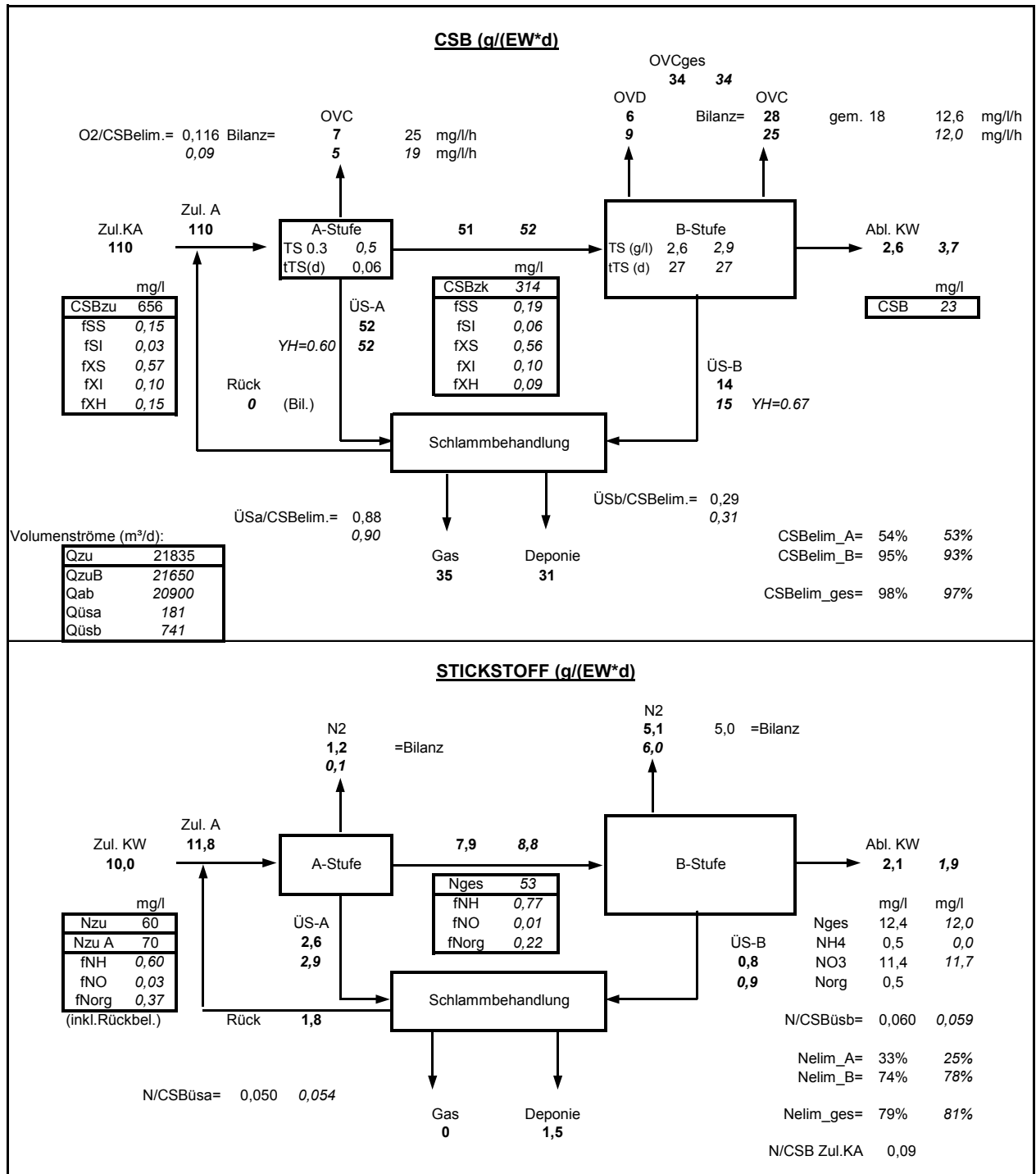


Abbildung 74: KA Beningsfeld - CSB- und N-Bilanz für Aug.- Sept. 1994 (Temp.= 20°C, 130.000 EW), KURSIV = Ergebnisse der dyn.Simulation

Massenbilanzen

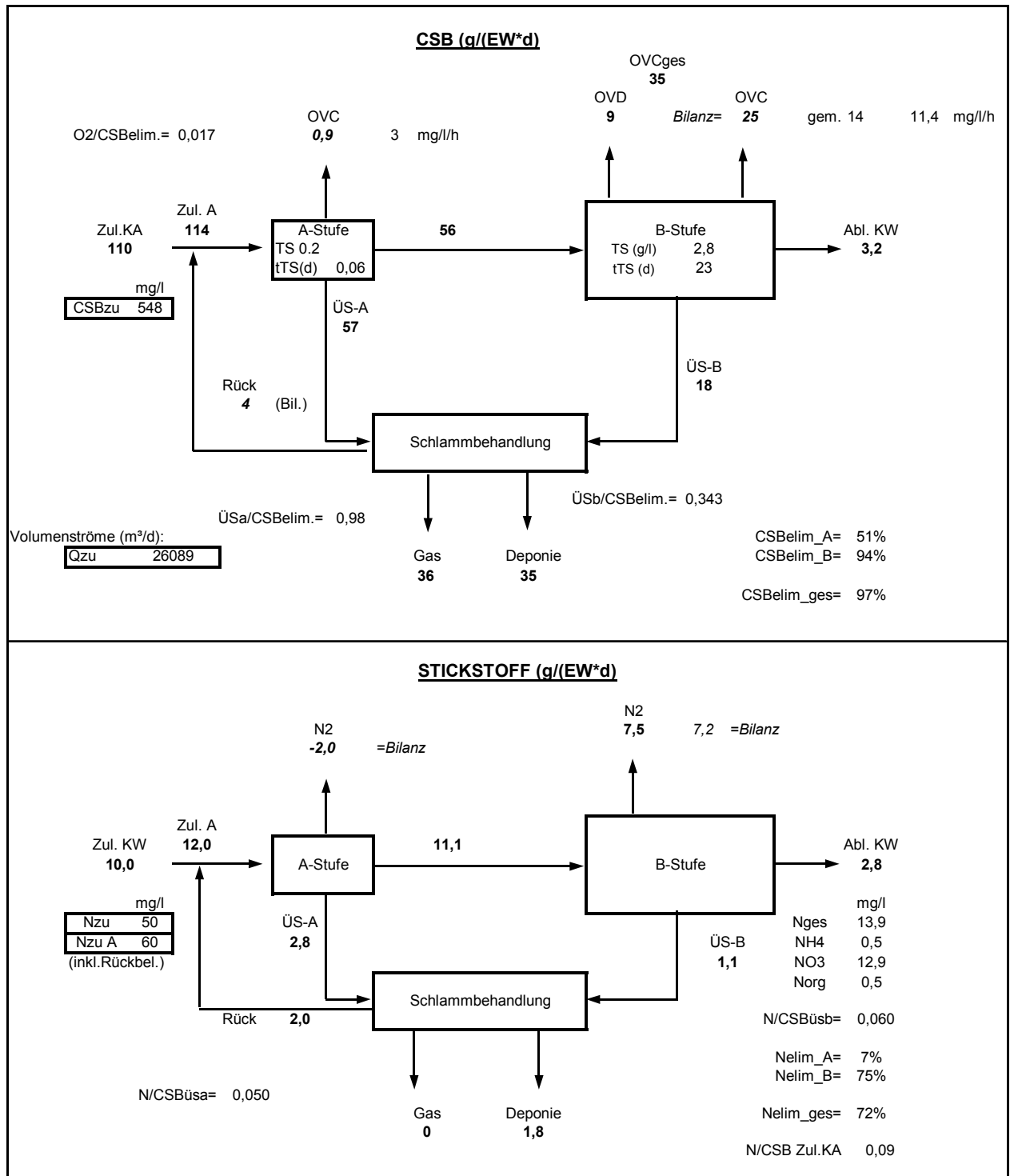


Abbildung 75: KA Beningsfeld - CSB- und N-Bilanz für Dezember 1994 (Temp.= 14°C, 130.000 EW)

*A-Stufe ohne Rücklaufschlammführung und nur mit 1 ZKB

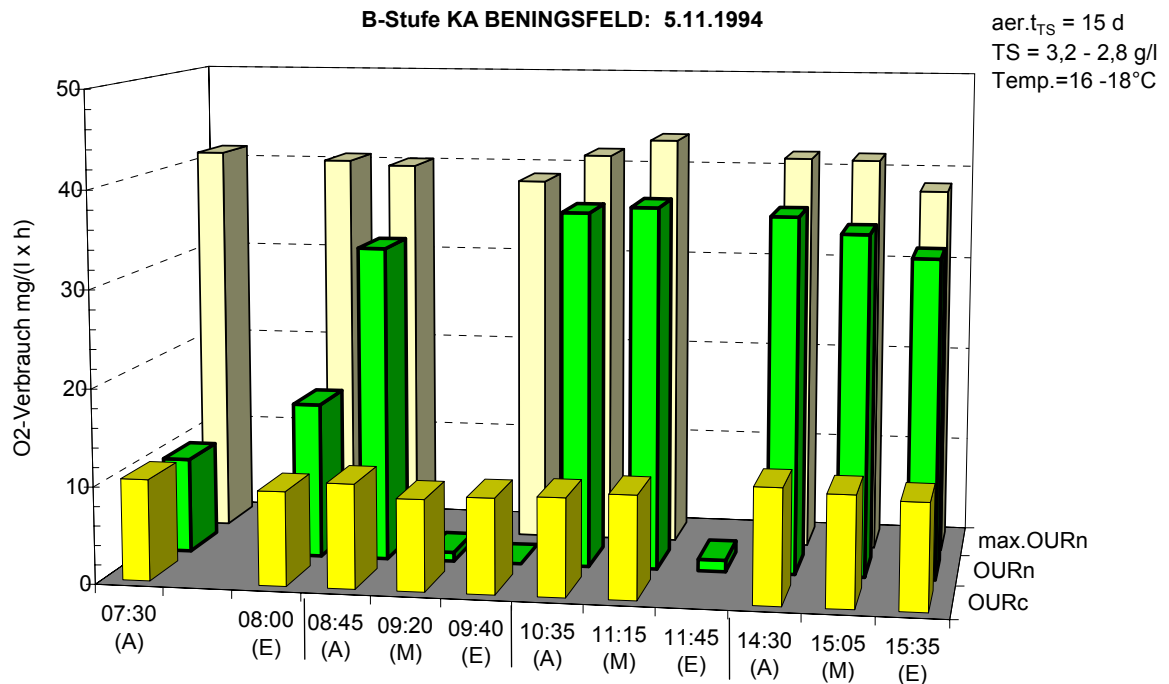


Abbildung 76: Kohlenstoff- (OURc) und Nitrifikationsatmung (OURn) in den Bereichen Anfang (A), Mitte (M) und Ende (E) des aeroben Belebungsbeckens

Zur Ermittlung des O_2 -Verbrauches der B-Stufe zum Zwecke der Bilanzierung wurde an mehreren Tagen zwischen Aug. und Nov. 1994 und zu verschiedenen Tageszeiten die aktuelle Kohlenstoff- sowie Nitrifikationsatmung entlang des Nitrifikationsbeckens bestimmt. Hierfür wurde die Atmung des Belebtschlammes sofort nach dessen Entnahme im aeroben Batch-Test gemessen. Zur Bestimmung der reinen Kohlenstoffatmung wurde ATH zugegeben (10-15 mg/l im Schlamm). Die Nitrifikationsatmung errechnet sich aus Gesamtatmung minus Kohlenstoffatmung. Die max.Nitrifikationsatmung ergibt sich aus der Gesamtatmung nach Zugabe von Ammonium (ca. 100 mg NH_4-N /l im Schlamm) minus Kohlenstoffatmung.

Abbildung 76 zeigt beispielhaft die für einen Tag (05.11.94) gemessenen Atmungsraten.

Es ist zu erkennen, daß im Laufe des Tages die Nitrifikationsatmung ansteigt und schließlich auch im Ablaufbereich (E) annähernd die max.Nitrifikationsatmung (40 mg O_2 /l/h) erreicht wird. Während am frühen Vormittag ein Drittel des Nitrifikationsbeckens für eine vollständige Nitrifikation ausreichen würde, ist am Nachmittag das gesamte Nitrifikationsvolumen erforderlich. Durch eine flexible und bedarfsgeregelte Aufteilung in belüftete und nicht belüftete Zonen ließe sich die N-Eliminationsleistung somit noch erhöhen.

Die Kohlenstoffatmung steigt von morgens bis nachmittags nur um ca. 15 % an und ist mit ca. 10 mg O_2 /l/h gering.

8.3. Versuchsanlage Eschweiler

8.3.1. Einleitung

Die Versuchsanlage in Eschweiler lieferte den Belebtschlamm für die Untersuchungen in Ghent und ist in Kap. 5.2.1 beschrieben. Die begleitenden Messungen an der Versuchsanlage wurden weitgehend vom Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) durchgeführt und vom Autor zum Zwecke der Bilanzierung der Stoffströme CSB, Stickstoff und Phosphor ausgewertet.

Als Bilanzierungszeiträume wurden jeweils ca. 2 Wochen während der aeroben und der intermittierend belüfteten Betriebsphase gewählt.

Im Mittelpunkt stand dabei der Versuch, über den Abfall der O_2 -Konzentration nach Auflüftung den O_2 -Verbrauch der A-Stufe zu ermitteln. Die Ergebnisse waren insgesamt jedoch nicht zufriedenstellend. Um plausible Werte zu bekommen, mußte der auf diese Weise ermittelte O_2 -Verbrauch um 50 % erhöht werden.

Leider stellten sich auch die aufgrund der vorhandenen Meßwerte und Aufzeichnungen ermittelten Überschussschlammengen als unplausibel niedrig heraus. Die CSB-Frachten mußten zum Teil mit dem Faktor 2 multipliziert werden, um in Hinblick auf die gemessenen Zu- und Ablauffrachten, den zu erwartenden O_2 -Verbrauch und die P-Bilanz plausible Werte zu bekommen.

Nicht zuletzt waren auch die im Zu- und Ablauf der A-Stufe gemessenen CSB-, N- und P-Konzentrationen mit offensichtlich großen Ungenauigkeiten behaftet. N_{ges} wurde nicht gemessen, sondern über konstante Verhältniszahlen aus den NH_4 -N-Konzentrationen hergeleitet.

Es waren folglich einige z.T. erhebliche Korrekturen an den Meßwerten notwendig, wobei hierfür eigene Erfahrung, die Bilanzierungsergebnisse von Beningsfeld, die dynamische Simulation und Literaturangaben betreffend des O_2 -Verbrauches der A-Stufe als Basis dienten. Aus diesem Grund wird die Bilanzierung der Pilotanlage Eschweiler nur als Abschätzung betrachtet und die hierfür notwendigen Berechnungen, Annahmen und Korrekturen nur so weit näher beschrieben, als sie nachfolgenden Untersuchungen und Bilanzierungen hilfreich sein könnten.

Dies betrifft besonders die Ermittlung des O_2 -Verbrauches bei intermittierender Belüftung.

8.3.2. Methodik

8.3.2.1. Berechnung des O₂-Verbrauches der A-Stufe

8.3.2.1.1. Verlauf von O₂-Konzentration und O₂-Verbrauch

Da eine maximale Atmungsaktivität des A-Schlammes bis zu 100 mg/l/h erwartet wurde, wurde für die Pilotversuche eine besonders reaktionsschnelle O₂-Elektrode angeschafft:

TriOxmatic 701 (Marke WTW)
T₉₀ < 30 Sek. bei 25°C
Erf.Anströmgeschwindigkeit 18 cm/ Sek.

Wobei T₉₀ jene Zeit ist, bei der das Meßsignal 90 % des Wertes erreicht hat, welcher sich nach unendlich langer Meßzeit einstellen würde. Bei der vorhandenen Versuchstemperatur von ca. 12°C ist T₉₀ aufgrund der größeren Diffusionsgeschwindigkeit entsprechend kleiner.

Alle 10,7 Sek. wurde von der O₂-Sonde ein Meßwert ausgegeben und auf ein spezielles Datenverarbeitungssystem übertragen. Pro Tag wurden somit über 8000 O₂-Meßwerte der A-Stufe protokolliert. Ebenfalls online gemessen wurde die Temperatur in der A-Stufe.

Aus den Meßdaten wurden mit Hilfe einer am BIOMATH Institut der Universität Ghent programmierten Software (Movindow.exe) O₂-Gradienten abgeleitet und daraus im Tabellenkalkulationsprogramm Excel die O₂-Verbrauchsrate unmittelbar nach Abschalten der Belüftung bis zur völligen O₂-Aufzehrung errechnet und dargestellt. Das Ergebnis für einen von sechs ausgewerteten Tagen zeigt Abbildung 77.

Die untere Kurve stellt jeweils die O₂-Konzentration dar und die obere die daraus abgeleitete O₂-Verbrauchsrate (**OUR**). Wobei der negative Ast die Phase der Auflüftung kennzeichnet.

Die gemessenen O₂-Ganglinien zeigen folgende charakteristische Merkmale:

- **Maximale O₂-Konzentration**

Je kleiner die maximal erreichte O₂-Konzentration am Ende der Auflüftung desto größer ist der momentane O₂-Verbrauch im Bioreaktor. Der O₂-Verbrauch, sprich die Atmungsaktivität der Biomasse, steigt grundsätzlich mit der Belastung und dem TS-Gehalt an.

- **„sauerstofffreie“ Phase**

Je schneller die O₂-Konzentration nach dem Abschalten der Belüftung abnimmt und je geringer die maximale O₂-Konzentration war, desto früher geht die O₂-Konzentration auf Null zurück. Die „sauerstofffreie“ Phase (O₂ bei 0) zwischen 2 Auflüftungsereignissen ist damit länger und signalisiert somit eine höhere Belastung und/oder einen höheren TS-Gehalt. (Die Temperaturänderung während des Tages ist gering.)

- **Belüftungsdauer**

Die Belüftung wurde nach 2 Kriterien gesteuert:

- a) vorgegebene Belüftungsdauer (zwischen 5 und 15 Minuten)
- b) O₂-Grenzwert

Beide Kriterien wurden im Verlauf der Pilotversuche mehrmals angepaßt, um das Ziel einer möglichst kurzen aeroben Phase pro Stunde bei gleichzeitig genügend großen O₂-Spitzen für die Ermittlung der O₂-Verbrauchsrate zu erreichen. So wurde der O₂-Grenzwert von anfänglich 5 mg/l mehrmals reduziert, um bei niedriger Belastung und folglich langsam fallenden O₂-Konzentrationen nach Auflüftung zu lange aerobe Phasen zu verhindern. Eine größere Belüftungsdauer deutet auf eine höhere O₂-Verbrauchsrate hin.

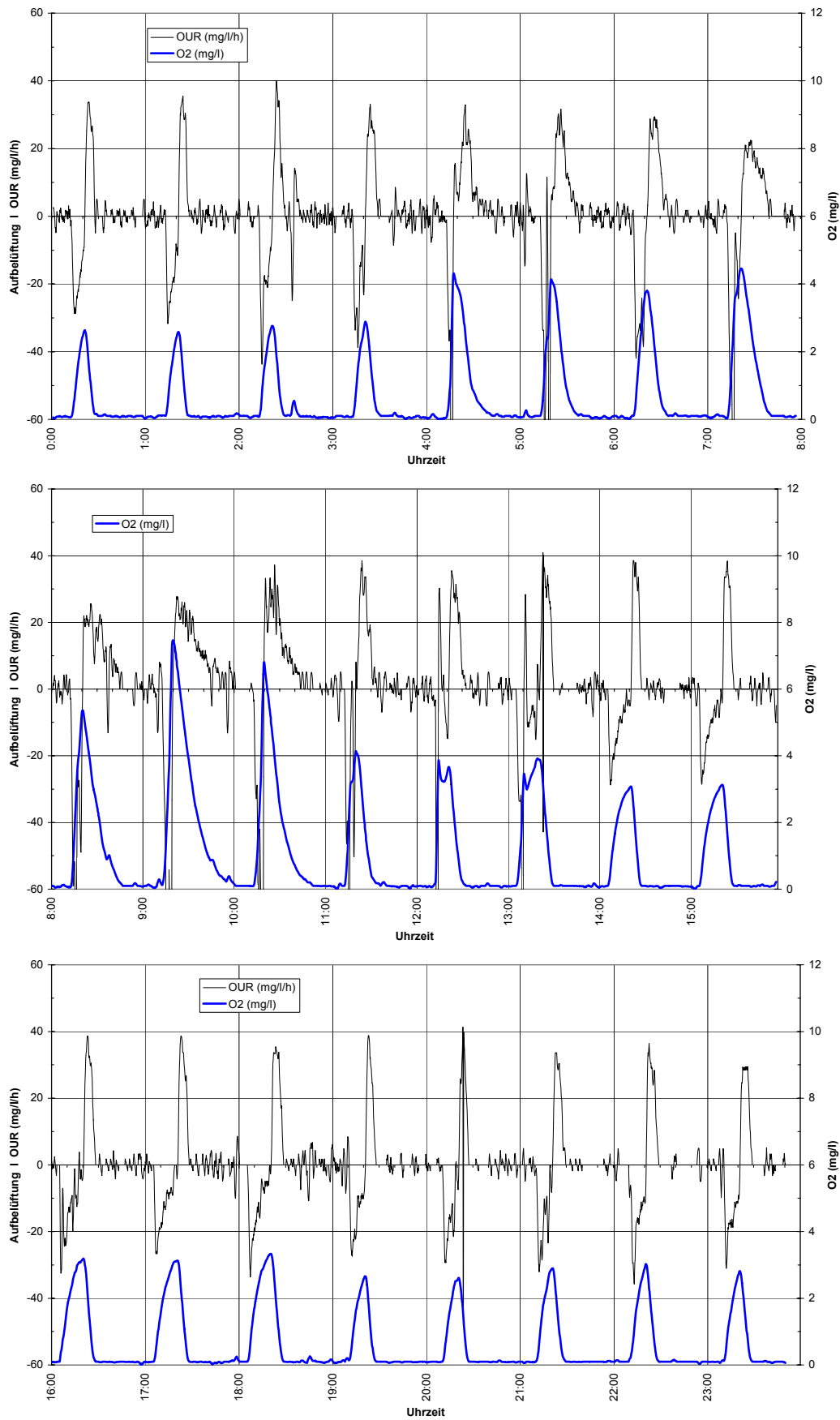


Abbildung 77: Verlauf von O₂-Konzentration und -Verbrauch am 13.03.97

8.3.2.1.2. O₂-Verbrauch aus O₂-Gradienten nach Ausschalten der Belüftung

Aus der Abnahme der O₂-Konzentration unmittelbar nach Abschalten der Belüftung errechnet sich die O₂-Verbrauchsrate (**OUR**). Zeigt der O₂-Verbrauch ein Plateau bevor er auf Null zurückgeht, so befindet sich die Biomasse im Bereich der Maximalatmung. Die Größe der Maximalatmung ist in erster Linie von der Temperatur und der Konzentration der aktiven Biomasse und damit auch vom TS-Gehalt abhängig.

Da Temperatur und TS-Gehalt sich über die Belüftungsdauer nicht maßgeblich ändern, geht die Atmung zurück, sobald

- a) die Substratkonzentration (der CSB) im Bioreaktor
- b) oder die O₂-Konzentration im Bioreaktor

so weit abfallen, daß die Atmungsaktivität nicht mehr maximal (Funktion 0. Ordnung), sondern von der Substrat- bzw. O₂-Konzentration abhängig ist (Funktion 1. Ordnung).

Die positiven (Auflüftung) und negativen (O₂-Zehrung) O₂-Konzentrationsgradienten entlang der O₂-Kurve über die Zeit wurden mit Hilfe eines Softwareprogrammes der Universität Ghent mit Hilfe eines „moving window“ berechnet.

8.3.2.1.3. Berechnung von k_{La} und OUR_{ges}

Der gesamte O₂-Verbrauch in einer Belebung mit intermittierender Belüftung setzt sich wie folgt zusammen:

- O₂-Verbrauch nach Abschalten der Belüftung
- O₂-Verbrauch während der Auflüftung
- O₂-Verbrauch wenn kein O₂ meßbar durch den O₂-Eintrag über die Oberfläche

Während der erste Punkt relativ leicht über die O₂-Gradienten ermittelt werden kann, bedarf es für die beiden anderen Punkte spezieller Überlegungen bzw. Berechnungen. Es wurden zwei Lösungsansätze gefunden:

1) Berechnung über die Maximalatmung

Ist nach dem Abschalten der Belüftung noch ein Plateau bei **OUR** zu erkennen, so handelt es sich um den maximalen O₂-Verbrauch beim gegenwärtigen TS-Gehalt. Geht man davon aus, daß der TS-Gehalt sich über die Belüftungsdauer nicht maßgeblich verändert, so bleibt auch die O₂-Verbrauchsrate während dieser Zeit annähernd konstant und der O₂-Verbrauch in der 10-15 minütigen Belüftungsphase kann somit abgeschätzt werden. Der Einfluß der niedrigen O₂-Konzentrationen zu Beginn der Auflüftung kann über Monod ($O_2/(K_{OH} + O_2)$) berücksichtigt werden. Da der daraus resultierende O₂-Verbrauch jedoch gering ist (< 10 % des gesamten O₂-Verbrauches), wurde er vernachlässigt.

Ist kein Plateau zu erkennen, so befindet sich der Schlamm beim Abschalten der Belüftung nicht mehr in der Maximalatmung. Ob die Maximalatmung überhaupt aufgetreten ist und wie lange sie angehalten hat, läßt sich in diesem Fall nicht herleiten. Um dennoch den O₂-

Verbrauch während der Belüftung annähernd abzuschätzen, kann davon ausgegangen werden, daß der O₂-Verbrauch zumindest gleich hoch oder aber höher war als bei Abschalten der Belüftung, jedoch nicht höher war als die an dem Tag beobachtete Maximalatmung.

Der O₂-Eintrag über die Oberfläche kann in Abhängigkeit von der Beckengeometrie, der Temperatur und der Rührwerksleistung mit Hilfe von Literaturangaben abgeschätzt werden.

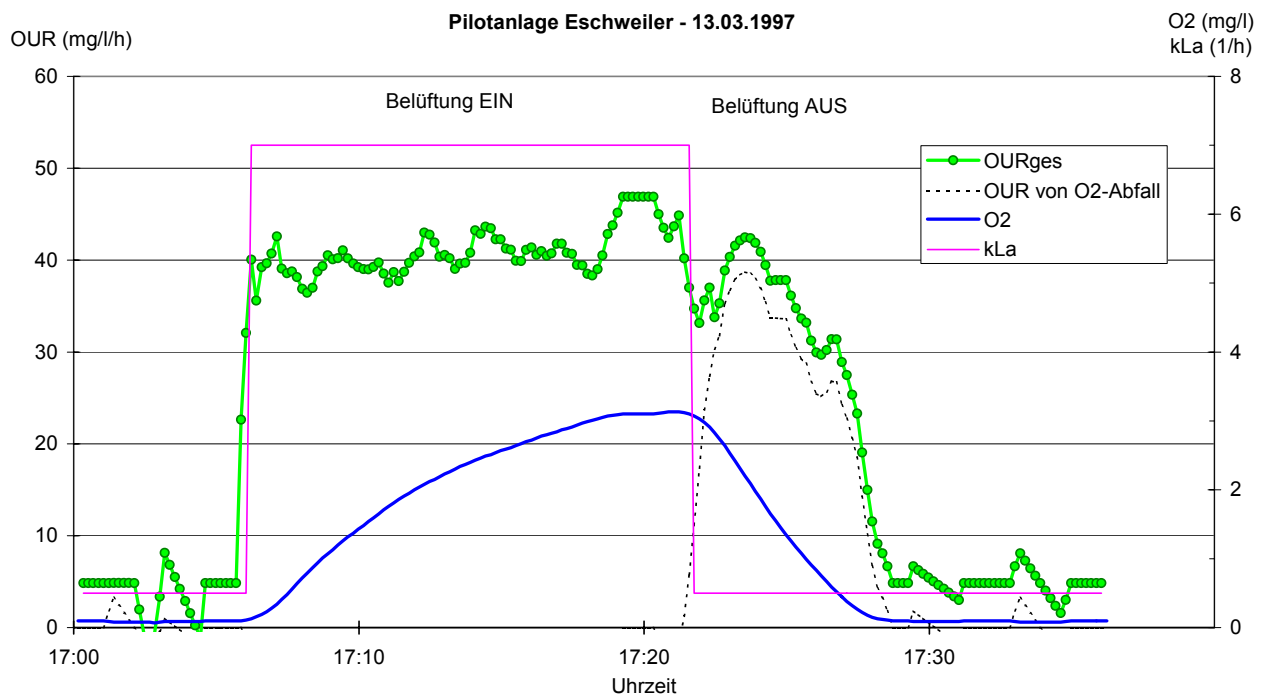
2) Berechnung über den k_La-Wert

Da keine Messungen zur Bestimmung des k_La-Wertes gemacht wurden, ist der k_La-Wert anfänglich nicht bekannt. Wie die Gleichungen in Kap. 5.2.2.3.2, Seite 38, zeigen, läßt er sich jedoch aus der Zunahme der O₂-Konzentration bei gleichzeitig konstantem O₂-Verbrauch wie folgt ermitteln:

$$k_L a = (\mathbf{OUR} + dC/dt) / (C_s - C)$$

OUR ist dann konstant, wenn sich der Schlamm in der Maximalatmung befindet. Aus sämtlichen ausgewerteten **OUR**-Kurven (wie jene in Abbildung 77) wurden folglich einzelne Kurven, die ein Plateau erkennen lassen, herausgenommen und nach obiger Gleichung durch Einsetzen von **OUR** und C_s der k_La-Wert und **OUR_{ges}** über die Zeit iterativ so berechnet, daß der über den k_La berechnete **OUR_{ges}**-Verlauf während des Aufbelüftens und der aus dem O₂-Abfall berechnete **OUR_{ges}**-Verlauf ineinander übergehen.

OUR_{ges} lt. O₂-Abfall wurde dabei um ca. 10 % höher angesetzt als berechnet, um den zusätzlichen O₂-Eintrag über die Oberfläche, welcher zu einem verminderten O₂-Gradienten



führt, näherungsweise zu berücksichtigen.

Abbildung 78: Berechnung von OUR_{ges} über $k_L a$ bei Maximalatmung am 13.03.97

In den oben abgebildeten Beispielen ergibt sich für den gesamten O_2 -Eintrag durch das Belüftungssystem sowie über die freie Wasseroberfläche ein $k_L a$ -Wert von 7,0 /h. Wobei der O_2 -Eintrag über die Oberfläche einer Belüftung mit einem $k_L a = 0,5$ /h entspricht. Daraus ergibt sich auch in unbelüfteten Phasen eine Schlammatmung von rd. 5 mg/l/h, was eher einem oberen Wert entsprechen dürfte. Da jedoch die Ungenauigkeiten der übrigen Ausgangsdaten, wie eingangs erwähnt, z.T. erheblich sind, wurde auf eine genaue Nachrechnung des O_2 -Eintrages über die Oberfläche verzichtet.

Für das Belüftungssystem errechnet sich anhand mehrerer unterschiedlicher O_2 -Kurven für den Tag 13-03-97 ein $k_L a$ -Wert von 6,0 /h.

8.3.2.1.4. Ergebnisse

Die Ergebnisse der O_2 -Verbrauchsermittlung sind in Tabelle 38 zusammengefaßt.

| Tag | max. OUR lt. O_2 - Abfall (mg/l/h) | O_2 -frei ($O_2 < 0,25$ mg/l) (% pro Tag) | mittlere Belüft. dauer (min./h) | O_2 - Verbrauch während O_2 -Abfall (g O_2 /d) | O_2 - Verbrauch durch Oberfläche (g O_2 /d) | ges. O_2 - Verbrauch (incl Auf- belüftung) (g O_2 /d) |
|----------|---|---|--|--|---|---|
| 02-03-97 | 41 | 41 % | 12,4 | 6,2 | 3,6 | 20,2 |
| 09-03-97 | 77 | 88 % | 8,7 | 2,2 | 7,6 | 14,5 |
| 10-03-97 | 47 | 62 % | 6,6 | 6,8 | 5,3 | 18,1 |
| 11-03-97 | 40 | 67 % | 7,3 | 6,7 | 5,8 | 19,0 |
| 12-03-97 | 34 | 62% | 9,3 | 4,4 | 5,3 | -* |
| 13-03-97 | 43 | 65 % | 10,0 | 6,3 | 5,6 | 22,1 |

* keine Meßdaten nach 16 Uhr

Tabelle 38: O_2 -Verbrauch an Tagen mit intermittierender Belüftung (Schlammalter ca. 0,4 d)

Max. O_2 -Verbrauchsrate (OUR)

Die für jeden Tag aus dem O_2 -Abfall nach Abschalten der Belüftung ermittelte maximale O_2 -Verbrauchsrate lag meist unter 50 mg O_2 /l/h.

Da mehrere Atmungskurven in Zeiten geringster Belastung (früher Vormittag) ein Vorhandensein von SS_A bei Ausschalten der Belüftung anzeigen, ist davon auszugehen, daß sich der A-Stufen-Schlamm in den aeroben Phasen, sofern nicht O_2 -limitiert, meist in der Maximalatmung befand.

Im Gegensatz zu einer durchgängig aerob betriebenen A-Stufe, wo tatsächlich kein für den A-Schlamm mehr leicht abbaubarer CSB (SS_A) zu finden ist, wie die Versuche in Ghent zeigen, ist

es praktisch unmöglich, bei intermittierender Belüftung von 15 Minuten den gesamten SS_A aufzuzehren. Dies zeigen auch, hier nicht dargestellte, Simulationsstudien.

Belüftungsdauer und O_2 -freie Phasen

Aus Tabelle 38 geht hervor, daß die Zeitdauer für die Auflüftung weniger als 50 % der gesamten aeroben Phase (Aufbelüften + anschließender Abfall der O_2 -Konzentration) ausmachte. Der langsame Rückgang der O_2 -Konzentration hängt mit den vor allem in den Morgenstunden hohen O_2 -Konzentrationen nach dem Aufbelüften und der niedrigen O_2 -Zehrung zusammen.

Im ermittelten O_2 -Verbrauch noch zu berücksichtigen

Da OUR_{ges} mit Hilfe des k_{La} -Wertes aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes nur beispielhaft für wenige Kurven ermittelt werden konnte, wurde für die übrige Berechnung der Einfachheit angenommen, daß während der Belüftung in der Regel die gleiche O_2 -Verbrauchsrate herrschte wie unmittelbar danach. Dies trifft dann zu, wenn der Schlamm sich bei Abstellen der Belüftung noch in der Maximalatmung befindet, wie dies angesichts des Kurvenverlaufs (Plateau unmittelbar vor Abschalten der Belüftung) zumeist der Fall ist.

Zu erhöhen sind jene ermittelten O_2 -Verbräuche an Tagen, an denen infolge der hohen Anlagenbelastung das Einschalten der Belüftung zeitweise keine Auflüftung, sprich Anhebung der O_2 -Konzentration, bewirkte. Auch hier fand natürlich ein O_2 -Verbrauch in der Größe der O_2 -Zufuhr statt.

Der O_2 -Verbrauch in „ O_2 -freien“ (nicht belüfteten) Phasen infolge des O_2 -Eintrages über das Rührwerk und die Oberfläche wurde wie erwähnt mit 5 mg/l/h angesetzt und ist in den Werten von Tabelle 38 berücksichtigt.

Für die Bilanzierung der intermittierenden Betriebsphase mußte der so ermittelte O_2 -Verbrauch um 50 % erhöht werden, um letztlich einen Anteil des O_2 -Verbrauchs an der CSB-Entfernung in der A-Stufe von 7 % zu erhalten. Der halbe Prozentsatz wäre angesichts des relativ hohen aeroben Schlammalters von ca. 0,2 d (ergibt sich aufgrund der „ O_2 -freien“ Phasen in Tabelle 38) unplausibel gewesen. Ein Grund für den Minderbefund könnte in der mangelnden Auflüftung in Zeiten höchster Belastung liegen. Nicht auszuschließen ist auch das Auftreten einer Sonden-Verschmutzung, obwohl der O_2 -Verlauf vor und nach der zweimal wöchentlichen Reinigung keine Anzeichen dafür zeigte.

8.3.2.2. Ermittlung der Frachten im Abwasser

8.3.2.2.1. Probenentnahme, -bearbeitung und -analyse

Die Probenahme im Zu- und Ablauf der A-Stufe der Pilotanlage erfolgte durch 2 neue Vakuumprobenehmer (Marke Bühler) direkt aus der Zulaufleitung zur Pilotanlage bzw. über das Verteilbauwerk im Zulauf der B-Stufe.

Die Probenbearbeitung erfolgte durch den Versuchsingenieur des Forschungsinstitutes für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW). Die Proben wurden innerhalb weniger Stunden nach der Probenahme im Labor der Kläranlage bearbeitet. Die Parameter CSB_{ges} und P_{ges} wurden aus der homogenisierten Probe bestimmt.

Die analytische Bestimmung der CSB-, N- und P-Konzentrationen erfolgte mittels Küvettenschnelltest.

8.3.2.2.2. Plausibilität der gemessenen Konzentrationen

Anhand einer gezielten graphischen Auswertung wurde die Plausibilität der wichtigsten Meßdaten beurteilt und dabei wie eingangs erwähnt erhebliche Ungenauigkeiten festgestellt.

- Die P_{ges} -Konzentrationen zeigen nur im Ablauf der A-Stufe eine zufriedenstellende Korrelation mit den CSB_{ges} -Konzentrationen, nicht im Zulauf der A-Stufe
- Die N_{ges} -Konzentrationen korrelieren nicht mit den CSB_{ges} -Konzentrationen, im Ablauf der A-Stufe noch weniger als im Zulauf
- Die NH_4 -N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der A-Stufe korrelieren miteinander, wobei NH_4 -N im Zulauf teilweise etwas größer ist als im Ablauf
- Der membranfiltrierte CSB ist im Ablauf A-Stufe i.M. nur 10 % niedriger als im Zulauf A-Stufe. Dies ist unabhängig von der Zulaufwassermenge (Abbildung 79) und deutet auf einen geringen Abbau von gelöstem CSB hin

Bei der Bilanzierung wurde auf plausible stöchiometrische Verhältnisse zwischen N_{ges} und CSB sowie P_{ges} und CSB geachtet. Da es sich um kommunales Abwasser ohne ungewöhnlich hohen industriellen oder gewerblichen Einfluß handelte, konnte von in der Literatur üblichen stöchiometrischen Verhältnissen ausgegangen werden. Leider wurde der Gesamt-Stickstoff vom Betreiber der Versuchsanlage nicht direkt gemessen, sondern aus für diese Anlage bestimmten Verhältniszahlen N_{ges} / NH_4 -N wie folgt ermittelt:

$$N_{ges} \text{ Zulauf A-Stufe} = 1,55 * NH_4\text{-N} + NO_3\text{-N} + NO_2\text{-N}$$

$$N_{ges} \text{ Ablauf A-Stufe} = 1,28 * NH_4\text{-N} + NO_3\text{-N} + NO_2\text{-N}$$

Da der organ. N-Anteil mit den partikulären Stoffen im Abwasser schwankt, enthält die Annahme von konstanten N_{ges} / NH_4 -N-Verhältnissen gewisse Unsicherheiten. Andererseits gibt es Erfahrungen (z.B. OBENAU, 1998), wonach dieses Verhältnis im allgemeinen recht konstant ist.

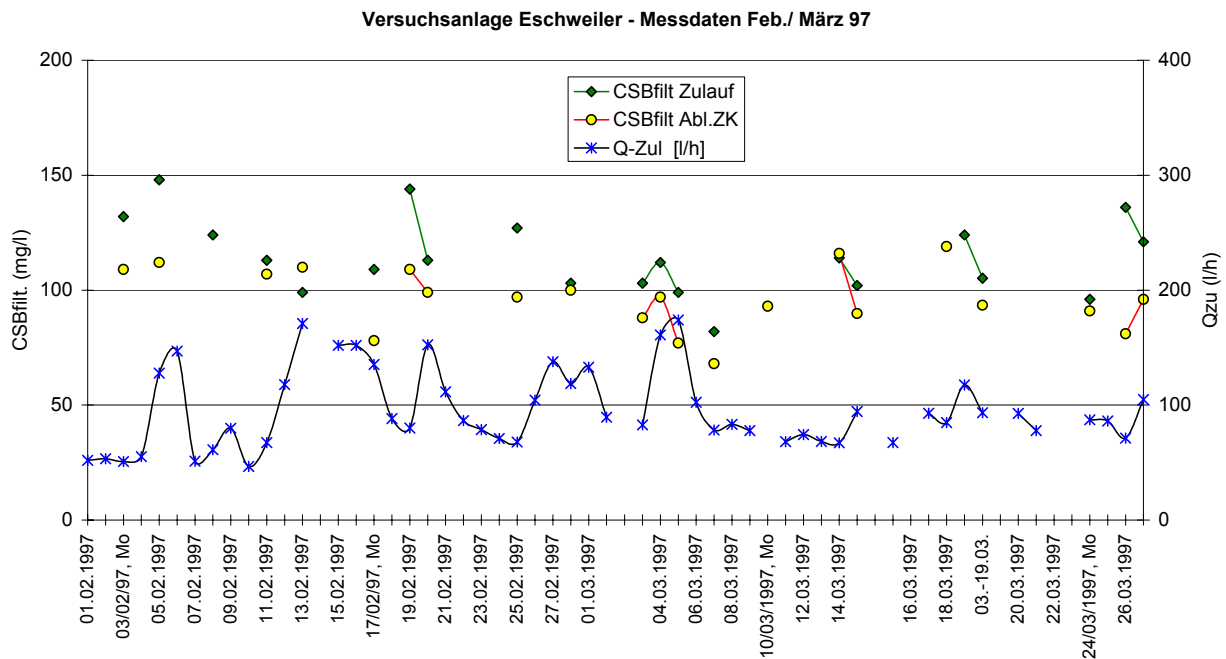


Abbildung 79: CSBfilt. im Zulauf und Ablauf A-Stufe, Zulaufwassermenge

8.3.2.2.3. Bestimmung der Zulaufwassermenge

Die Pilotanlage wurde proportional zur Wassermenge im Zulauf der Großanlage beschickt. Dabei wurde die für die Beschickung zuständige Exzentrerschneckenpumpe über einen Frequenzumwandler so gesteuert, daß ihre Frequenz immer proportional zum mA-Signal der Zulaufmengenmessung war.

Das mA-Signal und die Frequenz (Hz) entsprachen bestimmten Wassermengen, die in einem vorgegebenen Verhältnis zueinander standen. Die Förderleistung der Exzentrerschneckenpumpe bei minimaler (20 Hz) und maximaler Frequenz (50 Hz) wurde vom FiW volumetrisch ermittelt. Zwischen minimaler und maximaler Förderleistung dürfte linear interpoliert worden sein, was bei dieser Art von Pumpe zulässig ist. Die Proportionalität zwischen der Pumpenfrequenz und dem mA-Signal aus der Zulaufmessung wurde von den Elektrikern der Kläranlage regelmäßig überprüft und justiert.

8.3.2.3. Ermittlung der CSB- und N-Frachten im Überschußschlamm

Der Abzug des Überschußschlammes von A- und B-Stufe erfolgte jeweils über eine automatische Pumpensteuerung. Die so abgezogenen Überschußschlämme wurden in zwei 100-200 Liter Fässern eingeleitet und vor der täglichen Entleerung die Mengen über Höhenstandsablesung ermittelt.

Die zusätzlich manuell abgezogenen Schlammengen wurden auf gleiche Weise bestimmt.

Allerdings kam es vor, daß vor allem im Bereich der A-Stufe Schlamm manuell abgezogen wurde, ohne daß dies protokolliert wurde. So mußte z.B. mehrmals die Zwischenklärung entleert werden, da sich Schlammrückführung und -abzug zugesetzt hatten. Auch zur

Behebung von relativ häufig auftretenden Störfällen bei den Pumpen wurden u.U. Schlammleitungen entleert, ohne daß dies protokolliert wurde.

Im Bereich der B-Stufe traten im Bilanzierungszeitraum kaum Störfälle auf.

Die Bestimmung der TS-Konzentration im Überschußschlamm erfolgte anhand einer Probe aus dem Überschußschlammfaß nach kräftigem Umrühren. Die TS-Bestimmung selbst wurde im Labor der Kläranlage im Schnelltest durchgeführt. Ein Vergleich mit einer TS-Bestimmung nach DIN brachte eine gute Übereinstimmung.

Es ist fraglich, ob aus einem Faß mit 100 l Inhalt (Überschußschlamm A-Stufe) auch bei starkem Rühren eine repräsentative TS-Probe gezogen werden kann. Es ist anzunehmen, daß sich ein Teil der im Laufe eines Meßtages abgesetzten Feststoffe nicht aufrühren ließen und die gemessene TS-Konzentration im Überschußschlamm der A-Stufe deshalb zu niedrig ist.

Die TS-Bestimmung für den Überschußschlamm der B-Stufe erfolgte aus einem vergleichbar großem Faß (100-200 l), das täglich mit nur ca. 30 l Überschußschlamm gefüllt war. Auch hier ist ein Unterbefund bei der TS-Bestimmung gut vorstellbar.

Die gemessenen Werte für den TS-Gehalt im Überschußschlamm der A-Stufe dürften große Unsicherheiten enthalten. Deutlich zu niedrig gemessene Werte sind wahrscheinlich. Der TS-Gehalt im Überschußschlamm der B-Stufe könnte ebenfalls zu niedrig bestimmt worden sein.

Die Umrechnung von TS auf CSB erfolgte über vom Autor mehrmals vorgenommenen oTS-Messungen und einem angenommenen CSB/oTS-Verhältnis von 1,45 g CSB/ g oTS.

Da der Stickstoff im Überschußschlamm nicht gemessen wurde, wurde dieser über Simulationsrechnungen mit dem in Kap.9.3.2 beschriebenen A-Stufen-Modell ermittelt. Dabei wurde der organische Stickstoff wie auch für die KA Beningsfeld über das stöchiometrische Verhältnis zu den CSB-Fractionen berechnet.

8.3.3. Ergebnisse

Es wurde versucht, sowohl die aerobe als auch intermittierend belüftete Betriebsphase zu bilanzieren. Für die Bilanzierung der fakultativ anaeroben Betriebsphase ($O_2 < 0,5$ mg/l), die insgesamt nur 7 Tage dauerte, standen zu wenige Meßdaten zur Verfügung.

Bei der Auswahl der Zeiträume wurde auf ein möglichst vollständiges Datenmaterial Wert gelegt. Es ergaben sich folgende, relativ kurze, Bilanzierungszeiträume:

Aerobe Betriebsweise der A-Stufe (12°C) 15.02.-01.03.1997

Intermittierend belüftete A-Stufe (12°C)..... 02.03.-13.03.1997

Die fakultativ anaerobe Phase vom 19.–28.03.1997 bot kein ausreichendes Datenmaterial für eine Bilanzierung.

Das Hauptproblem der Bilanzierung ergab sich aus einer offensichtlichen Fehlbestimmung bei den gemessenen Überschußschlammengen. Diese wurden daher über die Phosphor-Bilanz korrigiert.

Massenbilanzen

Der O₂-Verbrauch der B-Stufe wurde nicht gemessen, sondern aus der Bilanz errechnet. Die Abschätzung der Anteile OVD (Nitrat-O₂-Verbrauch für die Denitrifikation) und OVN (O₂-Verbrauch für den Kohlenstoffabbau in der Nitrifikationszone) erfolgte mit Hilfe der N-Bilanz.

Die **Massenbilanzen** sind in Abbildung 80 (aerobe A-Stufe) und Abbildung 81 (A-Stufe mit intermittierender Belüftung) am Ende dieses Kapitels dargestellt.

a) CSB-Bilanz

Aerobe A-Stufe + B-Stufe

Die aerobe A-Stufe eliminiert ca. 46 % des CSB_{ges}. Dies bei einem Schlammalter von rd. 0,40 Tagen.

In der A-Stufe gehen rd. 80 % des eliminierten CSB in den Überschussschlamm, der Rest wird veratmet. In der B-Stufe wandern bei einem Schlammalter von 19 Tagen ca. 35 % des abgebauten CSB in den Überschussschlamm.

Intermittierend belüftete A-Stufe + B-Stufe

Die intermittierend belüftete A-Stufe eliminiert ca. 37 % des CSB im Zulauf. Das Schlammalter der A-Stufe beträgt ca. 0,48 Tage, das aerobe Schlammalter jedoch weniger als 0,2 Tage.

Über 90 % des abgebauten CSB wandern in den Überschussschlamm, rd. 10 % werden veratmet.

Vergleicht man die A-Stufe mit einer klassischen Vorklärung gleicher hydraulischer Aufenthaltszeit mit einem angenommenen Wirkungsgrad von 25 % gemäß dem ATV Regelblatt A 131 (2000), so zeigt sich, daß durch die rein aerobe A-Stufe ca. 21 % und durch die intermittierend betriebene A-Stufe ca. 15 % mehr CSB entfernt wurde. Zieht man jeweils den ermittelten Prozentsatz des O₂-Verbrauches ab, so erhält man einen groben Richtwert für den Einfluß der Adsorption. Dieser ist bei der aeroben Betriebsweise gleich Null und bei der intermittierenden Betriebsweise mit ca. 5 % relativ gering.

| CSB-Entfernung | Vorklärung (t _{hyd} VK = 1 h) | A-Stufe aerob (t _{hyd} ZK = 1 h) | A-Stufe intermittierend (t _{hyd} ZK = 1 h) |
|--------------------------------|--|---|---|
| Sedimentation | 25 % | 25 % (in ZK) | 25 % |
| Adsorption | 0 % | 0 % (in HB) | 5 % |
| O ₂ -Verbrauch | 0 % | 21 % (in HB) | 11 % |
| Ges. CSB eliminiert | 25 % | 46 % | 41 % |

Die Ergebnisse für die B-Stufe bei intermittierend belüfteter A-Stufe sind mit jenen des aeroben A-Stufen-Betriebes vergleichbar, weil trotz jetzt niedrigerer Eliminationswirkung der A-Stufe die Belastung der B-Stufe etwa gleich geblieben ist. Der Grund dafür ist die während des intermittierenden A-Stufen-Betriebes um fast 20 % geringere Anlagenbelastung.

b) Stickstoff-Bilanz

Aerobe A-Stufe + B-Stufe

Aufgrund der Ergebnisse der dyn.Simulation (Kap. 9.3.3) wurden die N-Gehalte der Überschußschlämme wie folgt angesetzt:

$$i_{NÜS} \text{ (A-Stufe)} = 0,060 \text{ g N/ g CSB}$$

$$i_{NÜS} \text{ (B-Stufe)} = 0,064 \text{ g N/ g CSB}$$

Die N-Elimination der Gesamtanlage liegt lt.Bilanz bei ca. 80 %. Allerdings ist die N-Eliminationsleistung der Pilotanlage aufgrund der fehlenden Rückbelastung aus der Schlammbehandlung gegenüber der Realität erhöht. Würde man die Rückbelastung in gleicher Größe wie auf der KA Beningsfeld mit 20 % bezogen auf den Anlagenzulauf ansetzen, reduziert sich die rechnerische N-Eliminationsleistung immerhin auf 74 %. Dies bei einer Temperatur von 12°C und einem aufgrund der Rückbelastung korrigierten N/CSB-Verhältnis im Anlagenzulauf von ca. 0,10.

Die N-Eliminationsleistung der A-Stufe liegt bei 21 %, die der B-Stufe bei 75 % der jeweils zugeführten Stickstoff-Fracht.

Das Verhältnis des in der B-Stufe denitrifizierten Stickstoffes zum zugeführten CSB (Denitrifikationskapazität) liegt bei 0,11 g N/ g CSB und entspricht Erfahrungswerten aus der Literatur (BÖHNKE (1994), DECKER (1992) und KRAUTH (1991)) sowie den Untersuchungen an der KA Beningsfeld (Kap. 8.2).

Intermittierend belüftete A-Stufe + B-Stufe

Aufgrund der Simulationsergebnisse angesetzte N-Gehalte der Überschußschlämme:

$$i_{NÜS} \text{ (A-Stufe)} = 0,056 \text{ g N/ g CSB}$$

$$i_{NÜS} \text{ (B-Stufe)} = 0,064 \text{ g N/ g CSB}$$

Die N-Elimination in der Gesamtanlage ist mit 82 % bzw. ca. 75 % bei Berücksichtigung einer Rückbelastung von 20 % etwas höher als bei aerober A-Stufe. Die Denitrifikationskapazität ergibt sich zu 0,10 g N/ g CSB_{zugeführt}.

Wiederum zu beachten ist bei der hohen N-Eliminationsleistung, daß die Pilotanlage keine N-Rückbelastung aus der Überschußschlammbehandlung aufnehmen mußte. Es können daher die Ergebnisse nicht auf eine Großanlage mit Schlammfäulung übertragen werden.

c) Phosphor-Bilanz

Da der Phosphor im Überschußschlamm nicht gemessen und auch nicht durch Simulationsrechnungen ermittelt wurde, erfolgte die Bilanzierung mit Hilfe von Standardwerten sowie iterativ mit der CSB- und N-Bilanz.

Im IAWQ-Modell ASM2 werden für das P/CSB-Verhältnis folgende Standardwerte verwendet:

$$i_{PXi} = 0,01 \text{ g P/ g CSB} \dots\dots\dots \text{P-Gehalt des inerten partikulären CSB}$$

$$i_{PXs} = 0,01 \text{ g P/ g CSB} \dots\dots\dots \text{P-Gehalt des abbaubaren partikulären CSB}$$

$$i_{PBM} = 0,02 \text{ g P/ g CSB} \dots\dots\dots \text{P-Gehalt der Biomasse}$$

Mit den über die Simulation (Kap.9.3.2) ermittelten CSB-Fractionen im Überschussschlamm errechnet sich folglich der theoretische P-Gehalt (Richtwert) des Überschussschlammes der aeroben A-Stufe der Pilotanlage zu

$$i_{P\text{ÜSa}} = 0,015 \text{ g P/ g CSB}$$

Lt. einer von BILI (1996) durchgeführten P-Bilanz bei einer aerob betriebenen A-Stufe mit einem Schlammalter von 0,5 Tagen betrug das Verhältnis $P_{\text{ges}} / \text{TS} = 1,5 \%$, was gut mit diesem Wert übereinstimmt (bei Annahme $1 \text{ g TS} \cong 1 \text{ g CSB}$).

Aerobe A-Stufe + B-Stufe

Die P-Elimination der A-Stufe beträgt lt. Meßwerte rd. 42 %, die der B-Stufe 63 %. Daraus resultiert eine ungewöhnlich hohe P-Elimination der Gesamtanlage von 79 %. Dies ohne künstliche Phosphatfällung und ohne Anaerobbecken in der B-Stufe.

Während eine P-Elimination in der A-Stufe von 40 % im üblichen Bereich liegt (s.auch Kap. 2.2.3), scheint die P-Elimination in der B-Stufe (P/CSB-Verhältnis im Überschussschlamm der B-Stufe 0,026) als zu hoch, nachdem eine erweiterte Bio-P-Elimination versuchstechnisch nicht vorgesehen war.

Intermittierend belüftete A-Stufe + B-Stufe

Die P-Elimination der Gesamtanlage ist mit 78 % fast so hoch wie bei aerober A-Stufe. Allerdings hat sich die P-Elimination der A-Stufe lt. Meßwerten nun auf 46 % erhöht. Der P-Gehalt im Überschussschlamm der A-Stufe liegt sehr hoch bei 0,020 g P/ g CSB.

Für einen solch hohen P-Anteil im Schlamm gibt es primär folgende Erklärungen:

- Meßungenauigkeiten (P_{ges} -Konzentration im Zu- und Ablauf A-Stufe)
- ÜS-Menge in Wirklichkeit noch höher
- Zusätzliche P-Elimination durch Fällungsvorgänge (sollte nicht größer sein als in der aeroben Betriebsphase)
- Erhöhte P-Aufnahme in der Biomasse (Bio-P-Elimination) aufgrund des Wechsel von aeroben und anaeroben Phasen

Bei einer Bio-P-Elimination wäre der P-Gehalt im Schlamm erhöht. Es gibt jedoch in der Literatur noch keine Hinweise dafür, daß die für die Bio-P-Elimination befähigten Organismen in Anlagen mit derart kurzem Schlammalter vorkommen.

Die hohe P-Elimination der B-Stufe von 60 % ist angesichts des geringen Überschussschlammfalls nicht erklärbar, da keine anaeroben Zonen für eine Bio-P-Elimination vorgesehen waren.

Massenbilanzen

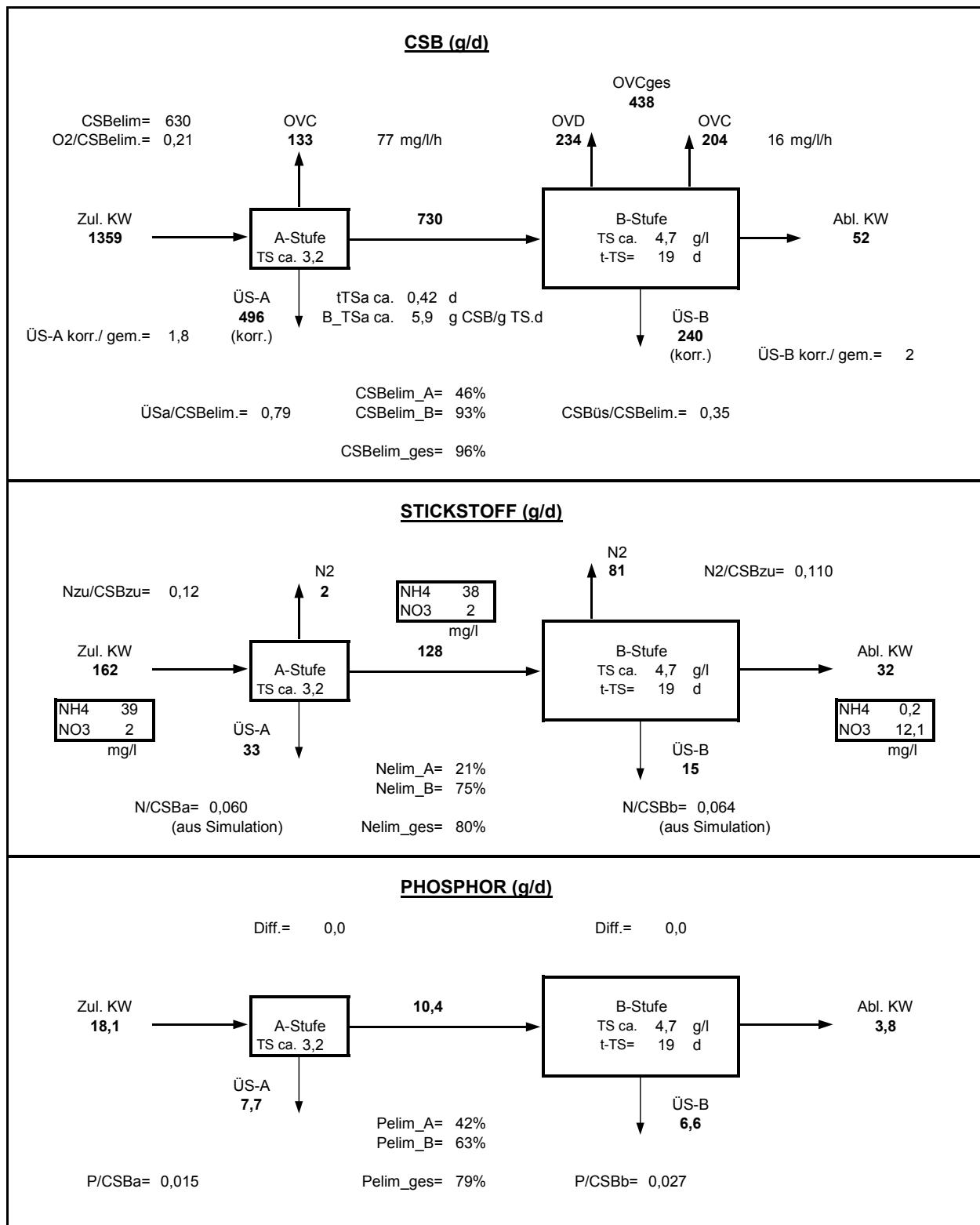


Abbildung 80: Pilotanlage Eschweiler: CSB-, N und P-Bilanz für 15.02.-01.03.1997
A-Stufe aerob, Temp. ca. 12°C

Massenbilanzen

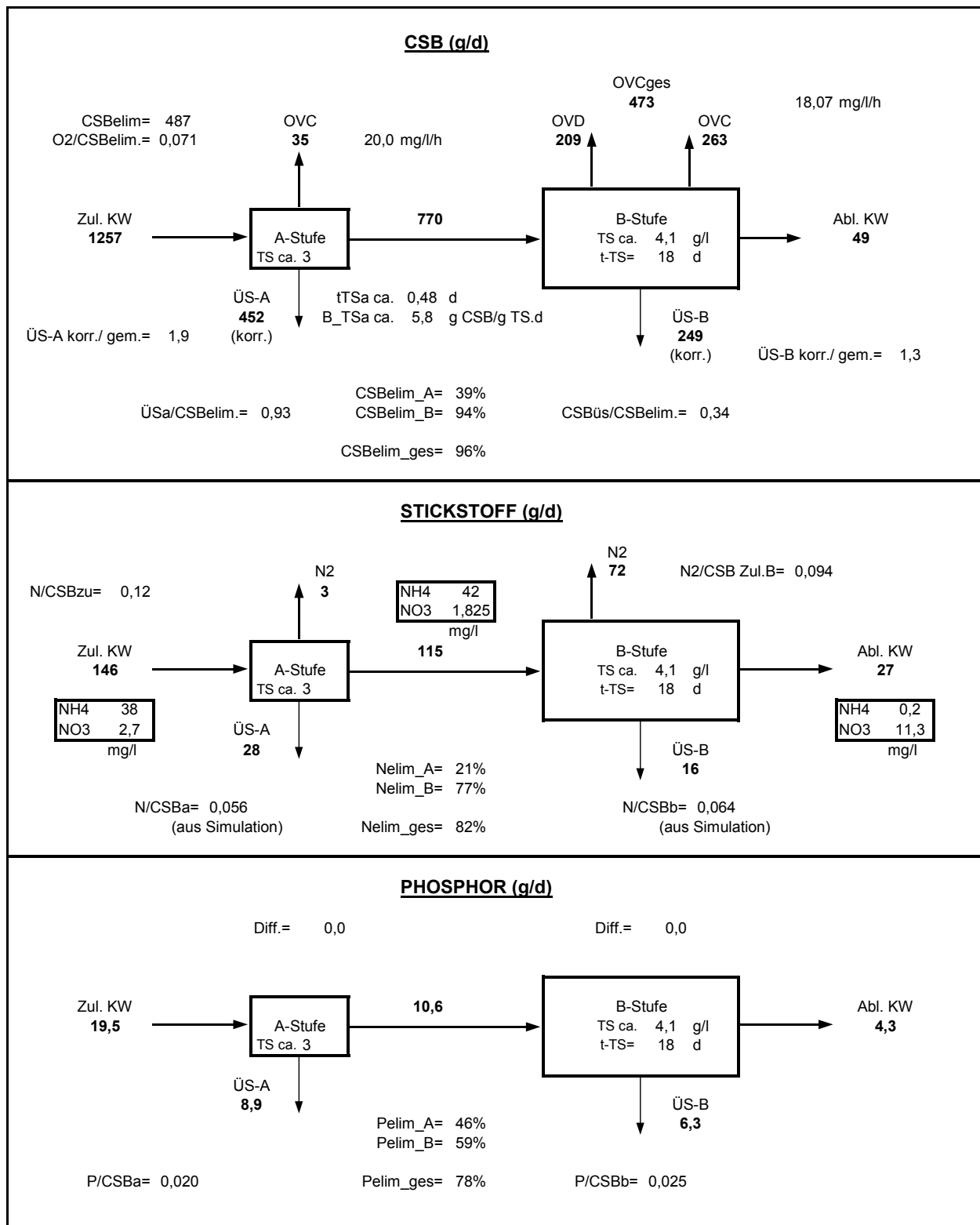


Abbildung 81: Pilotanlage Eschweiler: CSB-, N und P-Bilanz für 02.03.-13.03.1997
A-Stufe intermittierend belüftet, Temp. ca. 12°C

8.4. Zusammenfassung

Es wurden insgesamt 4 Bilanzen von 2 Anlagen nach dem AB-Verfahren erstellt: Die KA Beningsfeld konnte recht genau bilanziert werden, wobei auch die Schlammbehandlung mit Schlammfäulung und -pressung in der Bilanz berücksichtigt wurde. Während hier der O₂-Verbrauch in der B-Stufe durch Atmungsmessungen abgeschätzt wurde, ergab sich der O₂-Verbrauch in der A-Stufe aufgrund der Bilanz. Die Ergebnisse der Bilanz ließen sich bei Vorgabe des in der Bilanz ermittelten Schlammalters für A- und B-Stufe auch sehr gut im Simulationsmodell nachrechnen (s.Kap.9.3.2).

Bei der Pilotanlage Eschweiler standen nur relativ wenige und teilweise widersprüchliche Messwerte zur Verfügung. Da jedoch auch Phosphor-Konzentrationen gemessen wurden und über die Auswertung der O₂-Ganglinien in der A-Stufe bei intermittierender Belüftung der O₂-Verbrauch abgeschätzt werden konnte, wurden so gut wie möglich auch für diese Pilotanlage Bilanzen erstellt.

Im Vordergrund des Interesses standen jeweils die CSB-Entfernung in der A-Stufe sowie die Stickstoffwirkungsgrade der Gesamtanlage in Abhängigkeit von der Betriebsweise der A-Stufe. Die wichtigsten Ergebnisse faßt Tabelle 39 zusammen.

| Bilanzzeitraum | | KA Beningsfeld | | Pilotanlage Eschweiler | |
|---------------------------------------|----|----------------|----------------------|------------------------|--------------|
| | | Aug.-Sep.95 | Dez.95 | 15.2.-1.3.97 | 2.3.-13.3.97 |
| Betrieb A-Stufe | | aerob | aerob, ohne RS, ½ ZK | aerob | interm. |
| Temperatur (°C) | °C | 20 | 14 | 12 | 12 |
| Schlammalter A-Stufe | d | 0,1 | 0,1 | ca.0,45 | ca.0,45 |
| Aer. Schlammalter A-Stufe | d | 0,1 | 0,1 | ca.0,45 | ca.0,17 |
| Schlammalter B-Stufe | d | 27 | 23 | ca.19 | ca.18 |
| t _{hyd} Höchstlastbelegung | h | 1,7 | 1,4 | 0,7 | 0,7 |
| t _{hyd} Zwischenklärung | h | 3,3 | 1,4 | 1,0 | 1,0 |
| N / CSB Zulauf Anlage | - | 0,09 | 0,09 | ca.0,10 | ca.0,10 |
| N / CSB Zulauf B-Stufe | - | 0,16 | 0,20 | ca.0,17 | ca.0,15 |
| V _{DN} / V _{SB} | - | 0,40 | 0,40 | 0,50 | 0,50 |
| CSB _{elim} A-Stufe | % | 54 | 51 | ca.46 | ca.40 |
| N _{elim} A-Stufe | % | ca. 30 | ca. 7 | ca.14 | ca.14 |
| N _{elim} Gesamtanlage | % | ca.79 | ca.72 | ca.80* | ca.82* |
| N _{elim} Gesamt mit Rückbel. | % | ca.79 | ca.72 | ca.73 | ca.75 |
| OVC/CSB _{elim} A-Stufe | - | ca.0,12 | ca.0,02 (?) | ca.0,21 | ca.0,07 |
| OVC/CSB _{elim} B-Stufe | - | 0,71 | 0,66 | ca.0,65 | ca.0,66 |

Tabelle 39: Zusammenstellung der wesentlichsten Bilanzierungsergebnisse

(V_{DN} / V_{B-Stufe} Anteil Denitrifikationszone am Volumen B-Stufe)

* keine N-Rückbelastung

Die A-Stufe der KA Beningsfeld wurde voll belüftet und mit einem äußerst geringen, für A-Stufen untypischen, Schlammalter von 0,1 Tagen betrieben, zeigte jedoch sowohl in der Höchstlastbelegung als auch in der Zwischenklärung relativ hohe hydraulische Aufenthaltszeiten (t_{hyd}). Letzteres plus die intensive Belüftung dürften die hohe CSB-Entfernung erklären, die selbst ohne Rücklaufschlammführung noch bei rd. 50 % lag. Wobei lt. Bilanz die CSB-Entfernung fast zur Gänze über den Überschussschlammabzug erfolgte. Mit Rücklaufschlammführung wurden 54 % CSB in der A-Stufe entfernt, wobei 12 % davon über O_2 -Verbrauch abgebaut wurden.

In der Pilotanlage Eschweiler waren die CSB-Wirkungsgrade in der A-Stufe lt. Bilanz geringer, obwohl das Gesamt-Schlammalter bei ca. 0,4 Tagen lag. Grund hierfür dürfte neben der geringeren Belüftung die relativ geringe hydraulische Aufenthaltszeit in der Zwischenklärung sowie die niedrige Temperatur gewesen sein. Während bei aerobem Betrieb ca. 50 % CSB entfernt wurden (ca. 18 % davon über O_2 -Verbrauch), waren es bei intermittierend belüfteten Betrieb nur ca. 40 % CSB (nur ca. 7 % über O_2 -Verbrauch). Daraus ist zu schließen, daß für die Begrenzung des CSB-Abbaus in der A-Stufe die O_2 -Zufuhr bzw. das aerobe Schlammalter maßgeblich ist.

Die N-Eliminationsleistung der KA Beningsfeld lag bei ca. 79 % mit bzw. bei ca. 72 % ohne Rücklaufschlammführung (20°C bzw. 14°C). Jene der Pilotanlage Eschweiler lag bei beiden Betriebsweisen und nur 12°C lt. Bilanz bei ca. 80 %, hatte jedoch keine Rückbelastung aufzunehmen. Setzt man diese in gleicher Höhe wie sie für die KA Beningsfeld ermittelt wurde (20 % bzgl. Zulauf) an, so erhält man eine mittlere N-Entfernung von ca. 75 %. Die Werte von Eschweiler sind jedoch, wie ausdrücklich betont, mit einer höheren Ungenauigkeit behaftet.

Der Überschussschlammfall in der B-Stufe war sowohl in der KA Beningsfeld als auch in der Pilotanlage entsprechend gering. Bei einem Schlammalter von i.M. ca. 25 Tagen in Beningsfeld lag der spezif. ÜS-Anfall bei rd. 0,3 $CSB_{\text{ÜS}}/g$ CSB_{elim} und bei der Pilotanlage bei rd. 0,4 $CSB_{\text{ÜS}}/g$ CSB_{elim} .

Die Denitrifikationskapazität der B-Stufe errechnet sich lt. Bilanz zu 0,11 g N/ g CSB bei aerober A-Stufe und zu 0,09 g N/ g CSB bei intermittierend belüfteter A-Stufe. Dieser Berechnung liegt allerdings die Annahme eines konstanten N/ CSB-Verhältnisses im Überschussschlamm zugrunde und ist daher und aus besagten Gründen mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.

Eine nicht unbedeutende Rolle bei der N-Elimination in AB-Anlagen spielt die N-Entfernung in der 1. Stufe. In Beningsfeld lag diese lt. Bilanz im Sommer bei ca. 30 % bezogen auf den Zulauf der A-Stufe (unter Berücksichtigung der Rückbelastung). Nach Außerbetriebnahme der Rücklaufschlammförderung verringerte sich das Schlammalter auf die hydraulische Aufenthaltszeit (ca. 1 h) und folglich auch die N-Entfernung in der A-Stufe, was mit ein Grund für die schlechtere N-Entfernung in der Gesamtanlage war. Mit dem Überschussschlamm in der A-Stufe wird auch eine entsprechend hohe Phosphor-Fracht entfernt. Bei Annahme eines P/CSB-Verhältnisses im Überschussschlamm von 0,015 wurden in Eschweiler etwa 42 % des Phosphors im Anlagenzulauf (ohne Rückbelastung) entfernt.

9. Vorschläge für die Modellierung

9.1. Einleitung

Im folgenden sollen Anregungen für die zukünftige Modellierung von zweistufigen Belebungsanlagen gegeben werden. Dabei werden nur jene Aspekte der Modellierung angesprochen, die im Zusammenhang mit den oben beschriebenen Untersuchungen stehen. Aufgrund der hohen Komplexität der Modellierung insbesondere von zweistufigen Belebungsanlagen können diese Anregungen nur ein Beitrag zum gegenwärtigen Erkenntnisstand sein.

Die Validierung der vorgeschlagenen neuen Modellansätze erfolgte anhand der bereits besprochenen Kläranlagen Baesweiler und Beningsfeld, sowie der Versuchsanlage Eschweiler. Da nur im Fall Baesweiler Online-Messungen zur Verfügung standen, wurde in den beiden anderen Fällen eine steady state Simulation auf Basis von gemessenen Mittelwerten durchgeführt. Diese Simulation diente auch der Überprüfung der Bilanzierung.

9.2. Neue Modellansätze

9.2.1. Unterschiedliche CSB-Fraktionierung für A- und B-Stufe

Ein wesentlicher Bestandteil der Modellierung von Belebtschlammanlagen ist die Aufgliederung der Abwasserinhaltsstoffe CSB, Stickstoff und (wenn auch eine Bio-P-Elimination simuliert werden soll) Phosphor in ihre wesentlichen Fraktionen. Eine genaue Beschreibung dieser Fraktionen findet sich in den Modellbeschreibungen für das ASM1, ASM2 und ASM3 (eine gute Zusammenstellung aller 3 Modelle findet sich bei HENZE et. al, 2000).

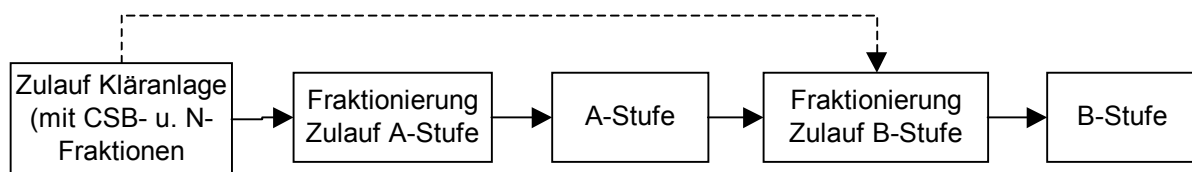
In den obigen Kapiteln wurde klar dargestellt, daß bei zweistufigen Anlagen mit einer ersten höchst belasteten Stufe die Fraktionierung des gelösten CSB „schlammspezifisch“ vorzunehmen ist, wobei

$$SS_A \ll SS_B \text{ (} SS_{ges} \text{) bzw. } SI_A \gg SI_B$$

Analog dazu ist vermutlich auch der partikuläre CSB (X_S und X_I) unterschiedlich zu fraktionieren.

Es wird daher vorgeschlagen, auch im Simulationsmodell eine eigene CSB-Fraktionierung für die A-Stufe vorzunehmen. Es ist klar, daß auf diese Weise keine durchgängige Simulation von S_S vom Anlagenzulauf bis zum Anlagenablauf möglich ist. Für die Simulation der A-Stufe muß ein Teil des leicht abbaubaren CSB im Zulauf in inerten CSB umgewandelt werden. Im Ablauf der A-Stufe ist dieser Teil wieder als leicht abbaubarer CSB zu definieren.

Im Modell kann dies schematisch wie folgt aussehen:



Fraktionierung Zulauf A-Stufe:

$$SS_A = fSS_A * SS_B$$

$$SI_A = SI_B + (1 - fSS_A) * SS_B$$

Fraktionierung Zulauf B-Stufe:

$$S_S \text{ Zulauf B} = S_S \text{ Ablauf A} + (1 - fSS_A) * SS_B$$

$$S_I \text{ Zulauf B} = SI_B = SI_A - (1 - fSS_A) * SS_B$$

Diese Änderung der CSB-Fraktionierung hat übrigens auf die Stickstoff-Fractionen keinen Einfluß, da die spezifischen N-Anteile an den beiden gelösten CSB-Fractionen üblicherweise in gleicher Größe angenommen werden.

Analog dazu kann die Änderung der Fractionen X_S und X_I erfolgen. Dabei ist jedoch zu beachten, daß die Rückwandlung noch vor dem Überschussschlammabzug erfolgen muß, wenn im Simulationsmodell auch eine separate aerobe oder anaerobe Schlammstabilisierung enthalten ist. In diesem Fall würde ein zu hoher X_I -Anteil auch zu einer zu geringen Rücklösung von gebundenem Stickstoff führen, da X_I nicht der Hydrolyse unterliegt. Anstelle der unterschiedlichen Fraktionierung bei X_S und X_I wird aus diesen Gründen der im nächsten Kapitel vorgestellte Modellansatz vorgeschlagen.

Mit der heute üblichen flexiblen und leistungsfähigen Simulationssoftware bedeutet die oben beschriebene Vorgangsweise betreffend den gelösten CSB praktisch keinen zusätzlichen Arbeits- und Simulationsaufwand.

Will man dennoch den Weg der unterschiedlichen Fraktionierung vermeiden, wäre es möglich, wie bisher den gesamten S_S im Rohabwasser und im Zulauf der A-Stufe anzusetzen und den S_S -Abbau in der A-Stufe durch Anhebung des K_S -Wertes zu limitieren. Eine Erhöhung des K_S -Wertes kommt einer Vereinfachung des mathematischen Modelles gleich und dürfte nicht im Einklang mit den tatsächlichen Stoffwechselfvorgängen stehen, wie auch die Ergebnisse der Simulation der Batch-Versuche in Ghent zeigen. Die ermittelten K_S -Werte (Tabelle 29) lagen zwischen 0,1 und 6 mg/l.

Um den S_S -Abbau in der A-Stufe auf ca. 50 % des gesamten S_S im Kläranlagenzulauf zu limitieren, ist die Anhebung des K_S -Wertes auf ca. 30-40 mg/l notwendig. Der Literaturwert für Belebungsanlagen liegt kleiner 5 mg/l.

Die Anhebung des K_S -Wertes ist nicht zielführend, wenn abrupte Änderungen der S_S -Konzentration im Reaktor auftreten, wie dies beim aeroben Batch-Test zur S_S -Bestimmung der Fall ist. So war es nicht möglich, den in Kap.5.3.3.9 angeführten Batch-Test '03-09-97 (2)' durch Anhebung des K_S -Wertes annähernd genau zu simulieren.

Die Methode des erhöhten K_S -Wertes in der Höchstlaststufe ist zwar simulationstechnisch einfach durchführbar, kann jedoch je nach Belastungssituation und Betriebsbedingungen zu

mehr oder weniger großen Genauigkeitseinbußen führen. Es wird daher empfohlen, grundsätzlich den Weg der unterschiedlichen Fraktionierung zu wählen.

Abschätzung der Größe der Fraktionen

Die Bestimmung von $SS_B (=SS_{ges})$ bei zweistufigen Anlagen ist insofern schwierig, da diese Fraktion genaugenommen aus den beiden Fraktionen SS_A sowie ΔS_S besteht. Während SS_A über den aeroben Batch-Test mit A-Schlamm bestimmt werden kann, ergibt sich ΔS_S aus der Reaktion des B-Schlammes auf den CSB im Ablauf der Höchstlaststufe. Sofern die zweistufige Belebungsanlage nicht im Bypassverfahren betrieben wird, wird der B-Schlamm immer nur mit einem Teil des gesamten leicht abbaubaren CSB, nämlich ΔS_S beschickt. Will man SS_B im aeroben Batch-Test durch Zugabe von Rohabwasser zu B-Schlamm bestimmen, wird der B-Schlamm mit einem Teil der im SS_B enthaltenen Substrate, nämlich jene, die üblicherweise SS_A entsprechen und in der 1.Stufe abgebaut werden, zum 1.Mal konfrontiert. Dies könnte zu einer verminderten Metabolisationsrate führen, die im Atmungstest die Unterbestimmung des S_S -Gehalts im Rohabwasser zur Folge hätte.

Hinweise auf diese Problematik liefern S_S -Bestimmungen auf der Kläranlage Beningsfeld und auf der Kläranlage Baesweiler. Die beiden Anlagen sind in Kap.8.2 bzw. Kap.5.3.2 in anderem Zusammenhang beschrieben. In Baesweiler wurde sowohl mit A-Schlamm als auch B-Schlamm eine S_S -Bestimmung am selben Rohabwasser durchgeführt. Dabei stellte sich heraus, daß der mit B-Schlamm und Rohabwasser gemessene leicht abbaubare CSB kleiner war als jener, der mit A-Schlamm und Rohabwasser gemessen wurde (30 mg/l gegenüber 40 mg/l).

In Beningsfeld wurde mit B-Schlamm am selben Tag eine S_S -Bestimmung sowohl an Rohabwasser als auch am Ablauf der 1.Stufe durchgeführt. Während im Ablauf 1.Stufe 40 mg/l S_S (12 % von CSB_{ges}) gemessen wurden, lag S_S im Rohabwasser kleiner 40 mg/l (< 5 % von CSB_{ges}). Dies obwohl in der 1.Stufe optimale Bedingungen für zumindest einen Teilabbau von S_S gegeben waren und folglich von einer geringeren Absolutkonzentration an S_S im Vergleich zum Rohabwasser auszugehen war.

Die geringe S_S -Ausbeute im Rohabwasser durch B-Schlamm könnte 2 Gründe haben:

- a) ein Teil des S_S wurde vom B-Schlamm gespeichert, was zu einem geringeren O_2 -Verbrauch im Batch-Test und bei Annahme des Standard-Yields $Y_H = 0,67$ folglich zur Unterbestimmung führte
- b) der B-Schlamm ist nicht an das Rohabwasser adaptiert und kann nur einen Teil des S_S mit der maximalen Wachstumsrate metabolisieren.

Dass B-Schlamm Substrat intrazellulär speichern kann, wurde mit Hilfe der PHB-Messungen in Ghent bewiesen und entspricht auch den Modellvorstellungen des ASM3. Ob die Speicherung auch bei relativ geringen S_S -Konzentrationen im Schlamm (ca.40 mg/l in Beningsfeld, ca.20 mg/l in Baesweiler) auftritt, ist fraglich. Für die Speicherung zumindest bei Rohabwasser spricht ein in Beningsfeld durchgeführter Versuch, bei welchem mit dem gleichen B-Schlamm und dem gleichen Rohabwasser im anoxischen Batch-Test der Nitratabbau und im aeroben Batch-Test

der O_2 -Verbrauch bestimmt wurden. An den Kurvenverläufen fällt auf, daß die Abnahme von Nitrat ca. 45 Min. lang bis zu einer Konzentration von knapp 1 mg NO_3-N / l linear verläuft, während die Atmungskurve bereits nach ca. 10 Minuten stark abfällt und nach ca. 30 Min. die Grundatmung erreicht hat. Die Substratspeicherung wäre eine Erklärung für die unterschiedlichen Kurvenverläufe (nach Abwasserzugabe rascher Aufbau und anschließend kontinuierlicher Abbau der Speicherprodukte).

Für eine mangelnde Adaption des B-Schlammes auf Rohabwasser spricht auch der Verlauf der Atmungskurven in Beningsfeld. Während mit Ablauf 1.Stufe Substrat- und Grundatmung schön zu unterscheiden sind, geht die Substratatmung bei Rohabwasser schnell in eine Art erhöhte und unruhig verlaufende Grundatmung über.

Ein weiteres Argument für den Einfluß der mangelnden Adaption sind die Erkenntnisse betreffend der notwendigen Unterscheidung zwischen SS_A und SS_B . So wie bei A-Schlamm eine Spezialisierung hinsichtlich des S_S -Abbaus beobachtet wurde, könnte ähnliches auch bei B-Schlamm zutreffen. In beiden Fällen geht es nicht länger um eine „abwasserspezifische“ sondern „schlammspezifische“ CSB-Fraktionierung.

Auch wenn sich diese Vermutung nur auf sehr wenige Untersuchungen stützt und selbst das Vorhandensein der Problematik noch nicht erwiesen ist, sollte bei der Bestimmung von SS_B mit B-Schlamm auf die Möglichkeit einer Unterbestimmung aus oben genannten Gründen geachtet werden. Im Zweifelsfall sollte für SS_B auf Literaturwerte zurückgegriffen und SS_A entsprechend, gemäß der Ergebnisse von Ghent und Wien um ca. 50 %, vermindert werden.

Die maximale heterotrophe Wachstumsrate sowie der Sättigungskoeffizient K_S können für beide Belebungsstufen in gleicher Größe angesetzt werden.

9.2.2. Modellierung des Schlammhaushaltes mittels Enmeshment

Die Modellierung des partikulären CSB in der A-Stufe hat folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- a) Die CSB-Elimination in der A-Stufe erfolgt größtenteils über physikalisch-chemische Wirkmechanismen wie Sedimentation (Zwischenklärung) und Adsorption und zum geringeren Teil über heterotrophen Stoffwechsel, wie Literaturangaben (u.a. von DEMOULIN, 1997) und eigene CSB-Bilanzierungen (Kap.1) zeigen.
- b) Die A-Stufen-Biozönose ist offensichtlich nicht in der Lage, langsam abbaubare organische Verbindungen im selben Ausmaß zu hydrolysieren, wie ein schwach belasteter Belebtschlamm ($XS_A < XS_B$)

Für die A-Stufen-Modellierung wurde daher ein Ansatz untersucht, der auf relativ einfache Weise beide Aspekte berücksichtigt und zudem den Verzicht auf eine Modellierung der Zwischenklärung zuläßt.

Prozeß ENMESHMENT

Unter "Enmeshment" (engl.: to enmesh: (wie) mit einem Netz umgeben) wird im folgenden das "Einfangen" von partikulären Stoffen durch den Belebtschlamm verstanden. Der Prozeß Enmeshment wurde in den 70iger Jahren an der Universität Kapstadt in Zusammenhang mit dem Kontakt-Stabilisationsverfahren untersucht, ohne daß jedoch etwas darüber publiziert wurde (WENTZEL, 1998). Bei der Entwicklung des ersten dynamischen Belebtschlammmodelles an der Universität Kapstadt wurde der Prozeß Enmeshment zwar anfänglich definiert, schließlich jedoch nicht in das Modell aufgenommen, da er aufgrund von Schlammalter und Aufenthaltszeit als nicht relevant erachtet wurde (WENTZEL, 1995). Im früheren Kapstädter Modell und in dem daraus hervorgegangenen IAWQ-Modell ASM1 sowie im Nachfolger ASM3 wird angenommen, daß die partikulären Stoffe des Abwassers unverzüglich nach Einmischen des Abwassers in den Belebtschlamm von diesem lose eingefangen (nicht adsorbiert!) werden und damit gänzlich dem Abbau zugänglich sind.

Bei der Modellierung einer schwach belasteten Belebungsanlage geht man weiters davon aus, daß sämtliche part. Stoffe (definitionsgemäß also auch X_s) mit dem Belebtschlamm in der Nachklärung zurückgehalten werden. Um den realen Verhältnissen gerechter zu werden, wird in diesen Belebtschlammmodellen ein i.d.R. geringfügiger "Schlammabtrieb" simuliert.

In einer A-Stufe kann man nicht mehr von diesen Vorstellungen ausgehen. Um die Substratversorgung der B-Stufe sicherzustellen, werden von OTTERPOHL (1995) und FREUND et al. (1996) die Zwischenklärung nach dem 2-Komponenten- und 10-Schichten-Modell so simuliert, daß ein Teil der partikulären Stoffe mit dem Abwasser ausgetragen werden. DEMOULIN (1997) verzichtet auf die Simulation der Zwischenklärung und verwendet für die CSB-Elimination eine Adsorptionskinetik 1.Ordnung in bezug auf den CSB_{ges} . Unabhängig also von den gelösten und partikulären Anteilen des CSB. (Kap.2.3.3)

Die Einführung eines Enmeshment-Prozesses kommt dem Ansatz von DEMOULIN (1997) nahe, bezieht sich jedoch nur auf die partikulären CSB-Anteile (X_s , X_l) und ist außerdem von der Biomassenkonzentration im Reaktor abhängig.

Die Erweiterung des Modelles für den CSB-Abbau gemäß ASM1 um die Prozesse Enmeshment von X_l sowie X_s zeigt Tabelle 40. Der Enmeshment-Prozess kann auch für das inerte Zerfallsprodukt X_p angewandt werden, spielt bei geringem Schlammalter jedoch kaum eine Rolle, da die Konzentration an X_p fast Null ist.

Das Enmeshment-Modell wurde auch für die B-Stufe angewandt, um für beide Stufen die gleiche Modellgrundlage zu verwenden. Hier muß X_p im Enmeshment-Prozess natürlich berücksichtigt werden.

| | S_S | X_S | X_I | X_{Senm} | X_{Ienm} | X_H | X_P | X_{Penm} | Prozeßrate |
|-------------------|-------|-------|-------|------------|------------|-------|-------|------------|-----------------------|
| Wachstum | -1 | | | | | +1 | | | ASM1 |
| Enmesh. von X_S | | -1 | | +1 | | | | | $k_{enm} * X_H * X_S$ |
| Enmesh. von X_I | | | -1 | | +1 | | | | $k_{enm} * X_H * X_I$ |
| Enmesh. von X_P | | | | | | | -1 | +1 | $k_{enm} * X_H * X_P$ |
| Hydrolyse | +1 | | | -1 | | | | | ASM1 mit X_{Senm} |
| Zerfall | | | | 1-fp | | -1 | +fp | | ASM1 |

Tabelle 40: Erweiterung von ASM1 um den Prozeß ENMESHMENT betreffend die part. organ. Fraktionen X_S , X_I und X_P

Die Enmeshment-Rate k_{enm} ist im Zuge des Modellabgleichs zu ermitteln und liegt je nach Schlammalter und X_H -Konzentration zwischen 0,01 und 0,1 /d.

Abbildung 82 und Tabelle 41 zeigen eine Gegenüberstellung des konventionellen Modelles und des Enmeshment-Modelles.

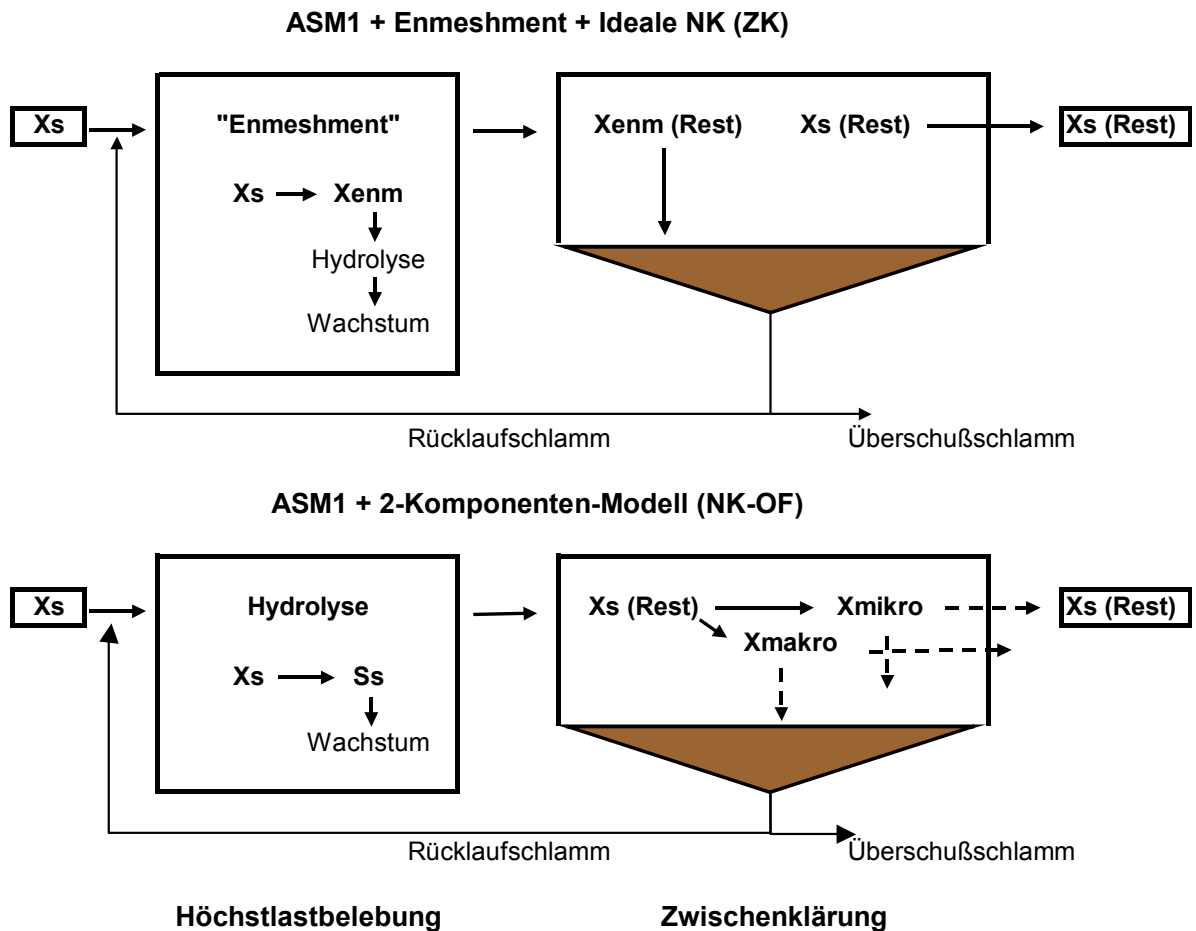


Abbildung 82: Prinzipschema A-Stufen-Modell mit ENMESHMENT - A-Stufen-Modell KONVENTIONELL

| A-Stufe mit "ENMESHMENT" | A-Stufe mit NK/ZK-Schichtenmodell |
|---|--|
| Entscheidung über part.CSB im Ablauf fällt im Bioreaktor $f (K_{enm}, X_H, X_S, X_I, X_P)$ | Entscheidung über part.CSB im Ablauf fällt in Zwischenklärung (ZK) $f (v_s, X_H, X_S, X_I)$ |
| unabhängig von ISV | abhängig von ISV = konst. |
| "funktionierende" ZK vorausgesetzt | "funktionierende" ZK vorausgesetzt |
| einfaches Modell (3 zusätzl. Prozesse, 1 zusätzl. kinet. Parameter K_{enm}) | aufwendiges Modell, da eigenes ZK/ NK-Modell erforderlich (mehrere Parameter) |
| 3 neue Stoffgruppen: $X_{S_{enm}}, X_{I_{enm}}, X_{P_{enm}}$ | 1 neue Stoffgruppe: S_{XS} (FREUND et al., 1996) |

Tabelle 41: Vergleich A-Stufen-Modell mit Enmeshment - ISA-Modell (Kap.2.3.3.2)

Neben einer Reihe von Vorteilen hat das Enmeshment-Modell eine Schwachstelle: Die Prozessrate ist von der Konzentration der heterotrophen Biomasse X_H abhängig und es ist nur schwer möglich, die CSB-Fraktion X_H selbst dem Enmeshment Prozess zu unterwerfen. Dies bedeutet, daß im Ablauf der Höchstlaststufe theoretisch keine Biomasse enthalten ist, was natürlich nicht der Praxis entspricht. Eine Lösung dafür ist die Einführung des „Abtriebes von X_H “ aus der 1.Stufe in die 2.Stufe. Die Größe der X_H -Konzentration im Ablauf 1.Stufe sollte sich nach den Konzentrationen X_S und X_I bzw. nach dem CSB_{ges} im Ablauf 1.Stufe ($X_H / CSB_{ges} = ca. 10 \%$) richten und nicht ein konstantes Verhältnis zur Gesamtmenge an X_H in der 1.Stufe (z.B. 10 % von X_H) sein.

9.3. Validierung und praktische Anwendung

9.3.1. A-Stufe Kläranlage Baesweiler

9.3.1.1. Zielsetzung

Die Modellierung der A-Stufe mit Hilfe des Prozesses Enmeshment wurde vom Autor zum ersten Mal 1995 an der Universität Kapstadt versucht. Mangels geeigneter Meßdaten konnte das Modell jedoch nicht ausreichend getestet werden. Im Rahmen der 1997 erfolgten Untersuchungen zur A-Stufen-Simulation in Ghent (B) und im Raum Aachen (D) wurden im Ablauf der Höchstlastbelegung der KA Baesweiler mit einem speziellen Schlammabsetzmeßgerät der TU Graz (SCHLUMOSED) Online-Daten über den part.CSB im Ablauf der A-Stufe gewonnen. Anhand dieser Meßdaten sollte der Modellansatz A-Stufe mit Enmeshment überprüft werden.

9.3.1.2. Eingangsgrößen und Kalibrierung

Online-Messung SCHLUMOSED

Das am Institut für Verfahrenstechnik der TU Graz entwickelte Meßgerät mißt die Feststoffbeladung des gereinigten Abwassers von Belebungsanlagen während der Schwerkraftsedimentation von frischem Belebtschlamm in einer Glasküvette online und quasi kontinuierlich. Das Meßprinzip beruht auf der Messung der Lichtextinktion an suspendierten Partikeln nach dem Gesetz von Lambert-Beer.

Ein optisches System erzeugt drei parallele Lichtbündel, welche die 300 mm hohe Glasküvette mit Durchmesser 30 mm an drei unterschiedlichen Tiefen, nämlich 6, 20 und 155 mm unter der Oberfläche der Suspension, durchstrahlen. Nach dem Austritt des Lichtes aus der Glasküvette wird die Lichtintensität der Lichtbündel mit drei unabhängigen Photosensoren kontinuierlich während des Absetzvorganges des Schlammes gemessen. Vor jeder Messung wird die Küvette mit sauberen Wasser gefüllt und ein Referenzwert (Blindwert) gemessen. Als Meßwert wird die Transparenz der Suspension in den verschiedenen Tiefen über die Absetzzeit erhalten. (FUCHS und STAUDINGER, 1999).

Die Absetzzeit beträgt 2 Stunden. Danach wird die Glasküvette automatisch entleert, mit sauberen Wasser gespült, der Referenzwert gemessen und anschließend erneut frischer Schlamm direkt aus dem Belebungsbecken in die Küvette gepumpt. Der gesamte Vorgang benötigt 125 Min., sodaß pro Tag im Mittel 11,5 Absetzvorgänge gemessen werden.

Die Transparenz am Ende jeden Meßvorganges wird als "final transparency" definiert und ist ein Maß für die Trübung des Karwassers nach dem Absetzvorgang.

Zusammenhang Transparenz - part.CSB Ablauf Zwischenklärung

Die gemessene Transparenz kann über eine Kalibrierung in suspendierte Feststoffe oder den partikulären CSB umgerechnet werden. Der Zusammenhang folgt dem Gesetz von Lambert-Beer:

$$I = I_0 * e^{(-C * \epsilon * d)}$$

I_0 Intensität des ausgesandten Lichtes

I Intensität des Lichtes nach Durchgang durch das Medium

C Konzentration im Medium (z.B. part.CSB)

ϵ Extinktionskoeffizient

d Schichtdicke bzw. Durchmesser

Nach Bestimmung des Extinktionskoeffizienten ϵ läßt sich aus der Transparenz die Konzentration des part.CSB zu einem bestimmten Zeitpunkt an einer der drei Stellen in der Glasküvette errechnen.

Für die dynamische Simulation der A-Stufe Baesweiler wurde die am Ende des 2-stündigen Absetzvorganges 20 mm unter der Oberfläche gemessene Transparenz in den part.CSB umgerechnet und in erster Näherung davon ausgegangen, daß dieser mit Schlamm vom Ablauf des Höchstlastbelebungsbeckens ermittelte CSB dem part.CSB im Ablauf der Zwischenklärung (hydr.Aufenthaltszeit im Meßzeitraum stets > 3 h) entspricht.

Vergleich simulierter - gemessener part.CSB

Mit dem oben beschriebenen A-Stufen-Modell mit Enmeshment wurde die A-Stufe der KA Baesweiler mit dem vom Institut für Automation und Kommunikation e.V.Magdeburg (IFAK) entwickelten Programm SIMBA dynamisch simuliert. Als Simulationszeitraum wurde eine zweiwöchige Phase gewählt in welcher auch der SCHLUMOSSED im Ablauf der Höchstlastbelegung im Einsatz war.

Als Eingangsdaten für die Modellierung dienten der über eine UV-Sonde gemessene CSB_{ges} im Zulauf A-Stufe, die Zuflußmenge und die Überschußschlammabzugsmengen. Die O_2 -Verhältnisse in der intermittierend belüfteten A-Stufe (15 Min. belüftet - 45 Min. unbelüftet) wurden im Modell näherungsweise durch eine konstant geringe Belüftung mit O_2 ca. 0,2 mg/l

abgebildet, davon ausgehend, daß der O₂-Gehalt eine untergeordnete Rolle bei der Elimination von part.CSB in der A-Stufe spielt.

Besonderes Merkmal an der A-Stufe Baesweiler ist die stark schwankende und von mehreren Regenwasserereignissen unterbrochene Zuflußganglinie (Abbildung 83).

Die Zulauffraktionierung des CSB erfolgte nach Standardwerten (Tabelle 42).

Der gesamte part.CSB im Ablauf der A-Stufe setzt sich im Modell aus den definitionsgemäß part. CSB-Fractionen X_S und X_I zusammen. Der Austrag von aktiver heterotr. Biomasse X_H aus der A-Stufe wurde nicht modelliert, da dies in erster Linie für die hier nicht erfolgte Simulation der nachfolgenden Stufe bedeutend ist.

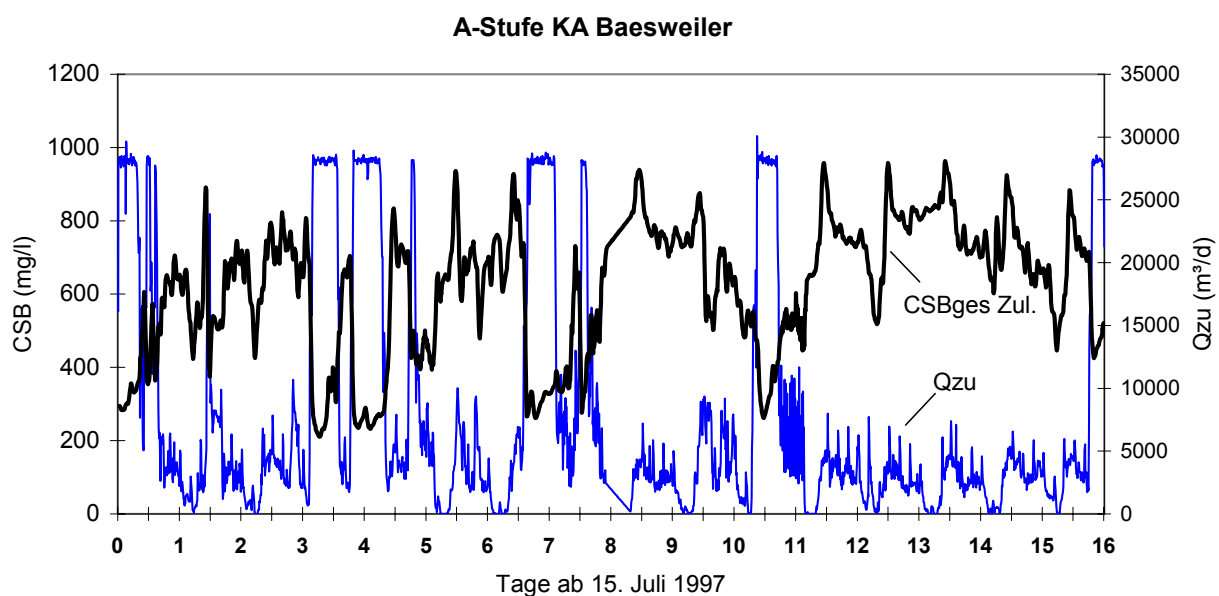


Abbildung 83: Eingangsdaten für Simulation: CSBzu (aus UV-Online), Qzu

Aufgrund der auf Anhieb guten Übereinstimmung von Mess- und Simulationsergebnissen mit $K_{enm} = 0,02$ konnte auf eine zeitaufwendige Kalibrierung des Modelles verzichtet werden. Die verwendeten Parameter und Zulauf-Fraktionierung (in Anlehnung an Literaturwerte) enthält Tabelle 42.

| | | | | | |
|----------------------------|------|--------------------------|---------------|--------------------|------|
| $\mu_H (20^\circ\text{C})$ | 6,0 | $b_H (20^\circ\text{C})$ | 0,62 | fSS | 0,15 |
| K_S | 4 | Y_H | 0,67 | fSI | 0,04 |
| $k_h (20^\circ\text{C})$ | 5,0 | Temp.°C | 18,0 | fXI | 0,15 |
| $K_X (20^\circ\text{C})$ | 0,03 | O ₂ | konst. ca.0,2 | fXH | 0,15 |
| K_{enm} | 0,02 | K_{OH} | 0,01 | $\eta_{CSB_{ges}}$ | 36 % |

Tabelle 42: Für Simulation (mit Enmeshment) von A-Stufe KA Baesweiler verwendete Parameter und Zul.CSB-Fractionen

9.3.1.3. Simulationsergebnisse

Der Vergleich des simulierten part. CSB mit dem über SCHLUMOSSED gemessenen part.CSB zeigt eine, von wenigen Tagen abgesehen, gute Übereinstimmung über den gesamten Simulationszeitraum (Abbildung 84).

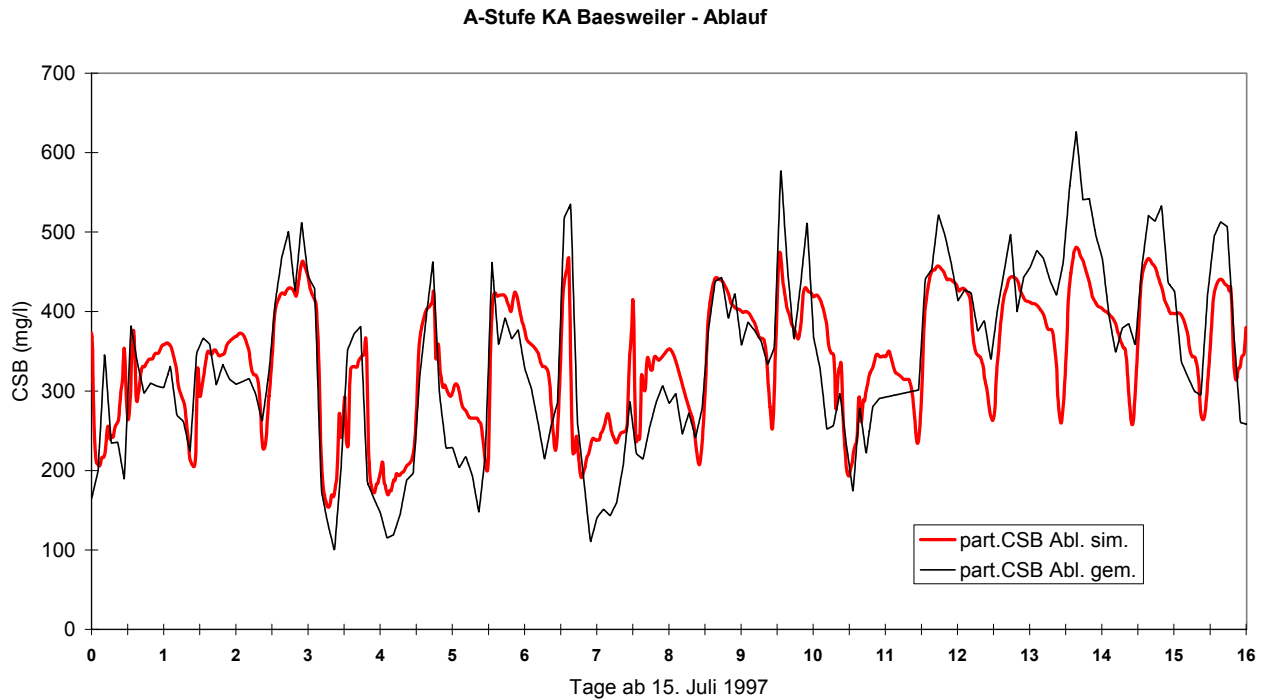


Abbildung 84: Über ENMESHMENT simulierter und mit SCHLUMOSSED gemessener part.CSB im Ablauf A-Stufe

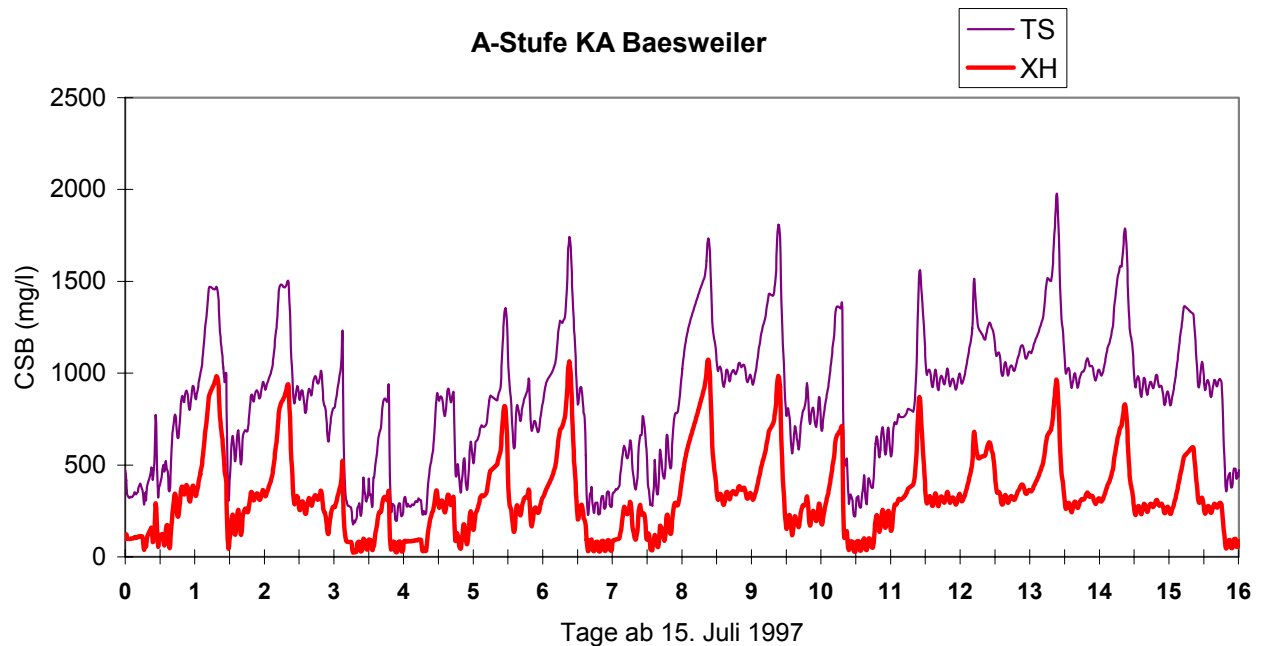


Abbildung 85: Über ENMESHMENT ($K_{enm}=0,02$) simulierte TS- und X_H -Konzentration (jeweils in mg CSB/l) ($TS = X_{S_{enm}} + X_{I_{enm}} + X_H + X_S + X_I$)

Modellierung

Zum Vergleich wurde die Simulation ohne Enmeshment nur mit ASM1 und einer Zwischenklärung mit Schlammabtrieb durchgeführt.

Einzige Unterschiede bei der Simulation mit Schlammabtrieb (10 % von CSB im Zulauf ZK):

$$t_{TS} \text{ (Mittel)} = 0,41 \text{ d}$$

$$\eta_{CSB_{ges}} = 45 \%$$

$$K_{enm} = 0$$

Wobei sich t_{TS} und $\eta_{CSB_{ges}}$ aufgrund des vorgegebenen ÜS-Abzuges und des gewählten Schlammabtriebes einstellten.

Das in Abbildung 86 dargestellte Ergebnis zeigt eine völlig unzureichende Abbildung der tatsächlichen Verhältnisse im Ablauf der Zwischenklärung in bezug auf den part.CSB und bestätigt, daß das Enmeshment-Modell zumindest der einfachen Variante „Schlammabtrieb“ vorzuziehen ist.

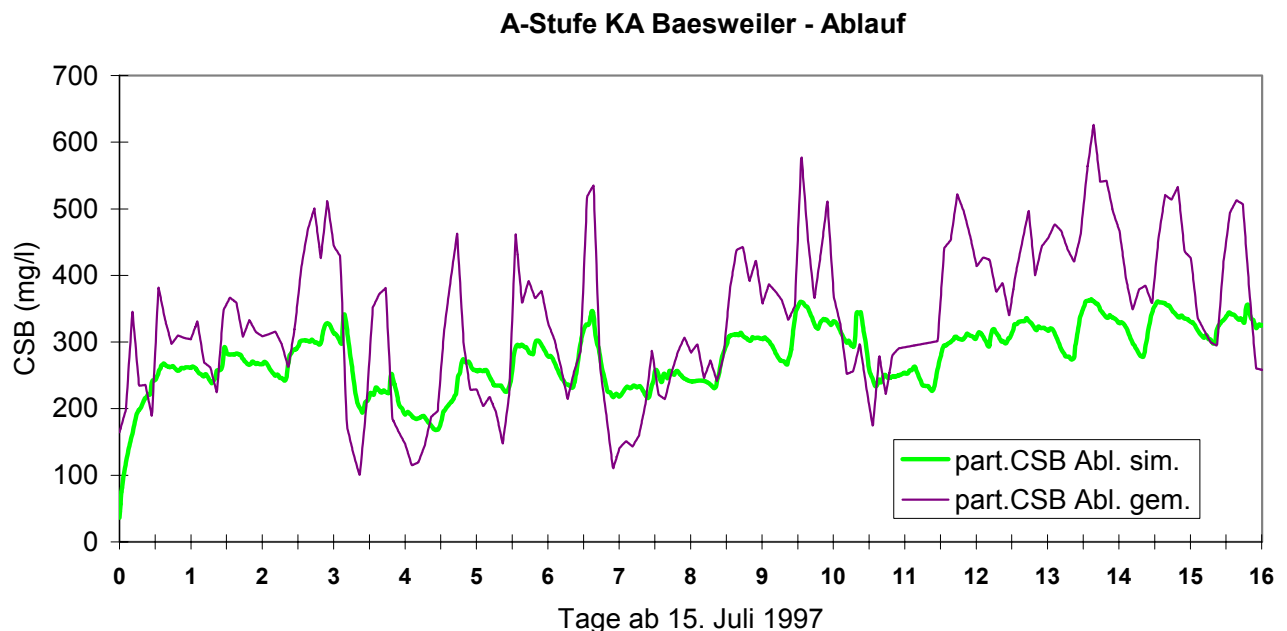


Abbildung 86: Über SCHLAMMABTRIEB simulierter und mit SCHLUMOSSED gemessener part.CSB im Ablauf A-Stufe

9.3.2. Kläranlage Beningsfeld

9.3.2.1. Zielsetzung

Die Simulation orientierte sich an den in Kap.8.2 dargestellten gut abgesicherten Ergebnissen der Bilanzierung, wobei auf die Simulation der Schlammbehandlung (anaerobe Faulung und Schlamm entwässerung) verzichtet wurde. Die Stickstoffrückbelastung lt. Bilanzierung wurde jedoch in den Eingangsdaten der Simulation berücksichtigt. Ziel der steady state Simulation war es zu untersuchen, ob sich der gemessene Überschussschlammanfall und der

Trockensubstanz-Gehalt in den beiden Belebungsstufen sowie die Konzentrationen im Ablauf A-Stufe aufgrund der vorgegebenen Zulaufbelastung mit dem nachstehend beschriebenen Modell simulieren läßt. Weiters sollten Informationen über die Größe der einzelnen CSB-Fractionen im Schlamm und im Abwasser gewonnen werden.

Das Enmeshment-Modell sollte sich bei der Kläranlage Beningsfeld besonders gut eignen, da die A-Stufe mit sehr geringem TS-Gehalt und folglich äußerst geringem Schlammalter (0,1 Tag) betrieben wurde und gemäß CSB-Bilanz lediglich ca. 10 % des Wirkungsgrades der A-Stufe auf O₂-Verbrauch zurückzuführen waren.

9.3.2.2. Modellaufbau, Eingangsgrößen und Kalibrierung

Als Simulationssoftware wurde wie für Baesweiler das Programm SIMBA, Version 3.3⁺, mit MATLAB 5.2 verwendet. Die verwendeten Prozesse orientierten sich am ASM1, mit folgenden Änderungen:

Der Prozeß „Ammonifikation“ wurde durch die stöchiometrische Verknüpfung der Stickstofffraktionen an den CSB ersetzt. Die Prozesse Enmeshment von X_S , X_I und X_P wurden eingeführt. Die beiden Belebungsstufen arbeiten mit dem gleichen mathematischen Modell und weitgehend identen Modellparametern.

Als Eingangsdaten für die Simulation dienten die für den Bilanzzeitraum August-September 1995 für den Zulauf der Kläranlage ermittelten mittleren CSB_{ges}- und NH₄-N-Konzentrationen, die Zulaufwassermenge sowie das Schlammalter in der 1. und 2. Stufe. Die NH₄-N-Konzentration wurde um die Rückbelastung aus der Schlammbehandlung entsprechend erhöht. Die CSB-Fraktionierung erfolgte über Standardwerte (Abbildung 87). Die N_{ges}-Konzentration im Anlagenzulauf ergibt sich im Modell automatisch durch Addition von NH₄-N und den organischen N-Fractionen des CSB.

Für A- und B-Stufe wurden für die A-Stufe in Anlehnung an das ASM1 sowie BORNEMANN et al (1998) folgende org.N-Fractionen angesetzt:

- $i_{NBM} = 0,08 \text{ g N/ g CSB}$ N-Gehalt der het.Biomasse (X_H)
- $i_{NX} = 0,04 \text{ g N/ g CSB}$ N-Gehalt des partikulären CSB (X_S , X_I)
- $i_{NX_{enm}} = 0,04 \text{ g N/ g CSB}$ N-Gehalt des CSB enmeshed ($X_{S_{enm}}$, $X_{I_{enm}}$)
- $i_{NP} = 0,04 \text{ g N/ g CSB}$ N-Gehalt des inerten Zerfallsproduktes (X_P , $X_{P_{enm}}$)
- $i_{NS} = 0,01 \text{ g N/ g CSB}$ N-Gehalt des gelösten CSB (S_S , S_I)

Für die B-Stufe wurden die Fractionen $i_{NX_{enm}}$ auf 0,05 und i_{NP} auf 0,07 (ähnlich Biomasse) erhöht, da sonst die N-Elimination gemäß Bilanzierung nicht erreicht worden wäre.

So wie in der A-Stufe i_{NP} für die N-Elimination praktisch keine Rolle spielt, so ist in der B-Stufe i_{NX} ohne Bedeutung, da sämtlicher partikulärer CSB weitgehend in X_H und CO₂ bzw. $X_{I_{enm}}$ und $X_{S_{enm}}$ umgewandelt wird und die Fractionen X_S und X_I und der mit ihnen verbundene Stickstoff somit im Überschußschlamm nicht mehr enthalten sind.

Gemäß Kap.9.2.1 wurde eine unterschiedliche Fraktionierung des gelösten CSB für die A-Stufe und für die B-Stufe vorgenommen. Der Anteil von SS_A an $SS_B (=SS_{ges})$ wurde mit 50 % angesetzt.

Der Überschußschlammabzug im Modell wurde über das vorgegebene Schlammalter geregelt. Dieses entsprach in der A-Stufe als auch in der B-Stufe genau jenem, das sich aus der Bilanzierung ergab (0,1 d bzw. 27 d). Die Einstellung des Schlammalters geschah durch Abzug des Überschußschlammes direkt aus dem Belebungsbecken nach der Formel

$$Q_{\text{ÜS}} = \text{Belebungsbeckenvolumen} / \text{Schlammalter.}$$

Um mit der sich ergebenden hohen ÜS-Menge nicht eine erhebliche Fracht an S_s , X_s und X_l mit abzuziehen, wurde eine Schlammeindickung ähnlich der Realität (Abzug aus dem Trichter des Zwischenklärbeckens) simuliert. Nach dem Enmeshment-Modell verbleiben X_s und X_l im Abwasser und gelangen so in die 2.Stufe.

Die O₂-Verhältnisse wurden in beiden Stufen durch eine Regelung des O₂-Gehaltes auf einen konstanten Sollwert hin abgebildet. In der A-Stufe betrug der O₂-Sollwert = 3 mg/l, wobei der A-Stufe in Anlehnung an DEMOULIN (1997) ein nicht belüftetes Volumen von 10 % zugeteilt wurde. Dies hat bei höherem Schlammalter den positiven Effekt, daß das Wachstum der het.Biomasse etwas gebremst ist. Bei dem simulierten Schlammalter von 0,1 Tagen war die Reduzierung des belüfteten Volumens praktisch ohne Einfluß, da infolge der geringen Biomassenkonzentration der mit dem Zulauf eingetragene Sauerstoff nicht aufgezehrt werden konnte und somit eine O₂-Konzentration von ca. 1 mg/l auch in der unbelüfteten Zone auftrat.

Als Ertragskoeffizient wurde $Y_H = 0,60$ gewählt, um das Biomassenwachstum etwas einzudämmen. Dies ist bei höherem Schlammalter (0,5 – 1 Tag) nützlich, in diesem Fall (Schlammalter 0,1 Tag) war die Verringerung gegenüber dem Standard-Yield 0,67 von geringem Einfluß.

Wie in Kap.5.2.4.2 erwähnt, wurde vom ISA (RWTH Aachen) mit A-Schlamm und Azetat ein het.Yield in etwa dieser Größe festgestellt, während in Ghent mit Azetat ein Yield von rd.0,70 gemessen wurde. Der Yield bei Rohabwasser könnte wieder ein anderer Wert sein. Die Wahl des Yields in der Simulation richtet sich häufig danach, ob der gemessene Schlammanfall nachsimuliert werden kann.

In der B-Stufe brachte der Standard-Yield $Y_H=0,67$ hinsichtlich Schlammanfall und N-Entfernung (der Yield beeinflusst OVD und OVC) die besten Ergebnisse.

Die Höchstlastbelegung wurde entsprechend den realen Verhältnissen als volldurchmischtes Becken ohne Kaskadierung modelliert. Die Schwachlastbelegung ist wie in der Natur in vier Blöcke - zwei unbelüftete und zwei belüftete - aufgeteilt.

In das Enmeshment-Modell der A-Stufe wurde der Realität entsprechend ein Abtrieb von X_H inkludiert, so daß f_{XH} im Ablauf A-Stufe etwa 10 % von CSB_{ges} betrug.

Die gewählte Fraktionierung der CSB-Konzentration im Kläranlagenzulauf orientierte sich an Literaturwerte (BORNEMANN et al., 1998). Die leicht abbaubare CSB Fraktion (SS) im Zulauf

zur A-Stufe wurde gegenüber dem KA Zulauf um 50 % vermindert und der gelöste inerte CSB (SI) dadurch entsprechend erhöht.

| | Zulauf KA | Zulauf A-Stufe |
|--|------------|----------------|
| Abbaubarer gelöster CSB (SS) | 15 % | 7,5 % |
| Inerter gelöster CSB (SI) | 3 % | 11 % |
| Inerter partikulärer CSB (XI) | 10 % | 10 % |
| Abbaubarer partikulärer CSB (XS) | 57 % | 57 % |
| Aktive het. Biomasse (X_H) | 15 % | 15 % |

| Parameter | A-Stufe | B-Stufe |
|----------------------|---------|---------|
| Y_H | 0,60 | 0,67 |
| Kenm | 0,10 | 0,025 |
| $\mu_{H,max}$ (20°C) | 5,0 | 4,0 |
| K_s | 5,0 | 5,0 |
| k_h (20°C) | 4,0 | 3,0 |
| K_x (20°C) | 0,5 | 0,03 |
| b_H (20°C) | 0,6 | 0,6 |
| η_{anox} | 0,75 | 0,80 |

Tabelle 43: Für Simulation (mit Enmeshment) der A-Stufe KA Beningsfeld verwendete Parameter

9.3.2.3. Simulationsergebnisse

Die Simulationsergebnisse sind in Abbildung 74, Seite 156 in direktem Vergleich zu den Werten der Bilanzierung dargestellt. Sie lassen sich wie folgt zusammenfassen:

a) Vergleich mit der Bilanzierung

Überschußschlammanfall und O_2 -Verbrauch in beiden Stufen sowie die CSB-Wirkungsgrade beider Stufen und der N-Wirkungsgrad der Gesamtanlage stimmen sehr gut mit den Ergebnissen der Bilanzierung überein. Größere Abweichungen gibt es nur beim Stickstoff Ablauf A-Stufe, der in der Simulation um 14 % höher liegt und beim CSB im Ablauf B-Stufe. Hier führt der Parametersatz für die CSB-Fraktionierung zu einer höheren CSB-Ablaufkonzentration. Eine Reduktion der S_f -Fraktion auf 2 % von CSB_{ges} Zulauf wäre notwendig (BORNEMANN et al., 1998, schlagen 5 % vor).

Der TS-Gehalt in der A-Stufe liegt beim vorgegebenen Schlammalter von 0,1 Tag mit 0,5 g/l nur wenig höher als der gemessene (0,3 g/l). In der B-Stufe ergibt die Simulation mit 2,9 g/l einen um 11 % höheren TS-Gehalt. Auch hier wurde der Simulation das über die Bilanz ermittelte Schlammalter vorgegeben.

b) Fraktionierung des CSB im Ablauf ZK und im Überschußschlamm

Aufgrund der Simulationsergebnisse setzen sich die organischen Überschußschlämme der beiden Belebungsstufen aus folgenden Anteilen zusammen:

| | A-Stufe |
|---|----------------|
| Abbaubarer partikulärer CSB ($X_{S_{enm}}$) | 54 % |
| Inerter partikulärer CSB ($X_{I_{enm}}$) | 11 % |
| Aktive het. Biomasse (X_H) | 35 % |
| | B-Stufe |
| Abbaubarer partikulärer CSB ($X_{S_{enm}}$) | 0 % |
| Inerter partikulärer CSB ($X_{I_{enm}}$) | 29 % |
| Aktive het. Biomasse (X_H) | 29 % |
| Inertes Zerfallsprodukt ($X_{P_{enm}}$) | 36 % |

Der A-Schlamm besteht zu 2/3 aus enmeshed partikulärem CSB und zu 1/3 aus aktiver Biomasse. Im B-Schlamm liegt der aktive Biomassenanteil infolge des hohen Schlammalters mit 29 % etwas niedriger als im A-Schlamm.

Während der A-Schlamm etwa zur Hälfte mit noch nicht abgebautem partikulärem CSB ($X_{S_{enm}}$) beladen ist, wurde dieser im B-Schlamm zur Gänze abgebaut und in X_H bzw. in Folge zu $X_{P_{enm}}$ umgesetzt.

Die CSB-Fractionen im Ablauf der Zwischenklärung und nach Änderung der Fraktionierung im Zulauf der B-Stufe sind wie folgt:

| | <u>Ablauf ZK</u> | <u>Zulauf B-Stufe</u> |
|--|------------------|-----------------------|
| Abbaubarer gelöster CSB (SS) | 3 % | 19 % |
| Abbaubarer partikulärer CSB (XS) | 56 % | 56 % |
| Inerter gelöster CSB (SI) | 22 % | 6 % |
| Inerter partikulärer CSB (XI) | 10 % | 10 % |
| Aktive het. Biomasse (XH) | 9 % | 9 % |

Lt. Simulation wurde SS_A in der A-Stufe trotz des geringen Schlammalters fast zur Gänze abgebaut (Restkonzentration im Ablauf ZK = 10 mg/l). Durch die Neu-Fraktionierung (Zulauf B-Stufe) stehen der B-Stufe jedoch 60 mg/l an leicht abbaubarem CSB zur Verfügung.

Bedeutung von K_{enm} für A- und B-Stufe

Für die A-Stufe mußte ein K_{enm} –Wert = 0,1 gewählt werden, um die CSB-Elimination der A-Stufe lt. Bilanzierung zu erreichen. Aufgrund der niedrigen X_H -Konzentration ist K_{enm} deutlich höher als bei der KA Baesweiler (0,02) sowie der Pilotanlage Eschweiler (0,017).

In der B-Stufe wurde K_{enm} mit 0,025 angenommen, was die vollständige Umwandlung von XS in $X_{S_{enm}}$ ermöglicht (ähnlich dem ASM1).

9.3.3. Versuchsanlage Eschweiler

9.3.3.1. Eingangsgroßen und Kalibrierung

Die in Kap. 5.2.1 beschriebene und in Kap. 8.3 bilanzierte Pilotanlage Eschweiler wurde mit dem selben Simulationsmodell und weitgehend identen Modellparametern wie die KA Beningsfeld stationär über die beiden Bilanzierungszeiträume (aerobe und interm.belüftete A-Stufe) simuliert.

Als Eingangsdaten für die Simulation dienten die im Zulauf der Pilotanlage gemessenen CSB_{ges}- und NH₄-N-Konzentrationen sowie die Zulaufwassermenge. Die NH₄-N-Konzentrationen mußten um ca. 10 % erhöht werden, um die im Anlagenablauf gemessenen Nitratkonzentration im Modell abbilden zu können.

Für A- und B-Stufe wurden die selben org.N-Fraktionen wie für die KA Beningsfeld angesetzt.

Der Überschußschlammabzug im Modell wurde wie bei Beningsfeld über die Vorgabe des mit Hilfe der Bilanzierung ermittelten Schlammalters geregelt.

Die O₂-Verhältnisse in der A-Stufe während der intermittierenden Betriebsweise wurden näherungsweise durch eine konstant geringe Belüftung mit O₂ ca. 0,2 mg/l abgebildet. Die aerobe A-Stufe wurde auf einen O₂-Sollwert = 2 mg/l belüftet. Wobei sowohl der A-Stufe mit aerober als auch mit intermittierender Belüftung wie bei Beningsfeld jeweils ein nicht belüftetes Volumen von 10 % zugeteilt wurde.

Die Höchstlastbelegung wurde entsprechend den realen Verhältnissen als volldurchmisches Becken ohne Kaskadierung modelliert. Die Schwachlastbelegung ist wie in der Natur in vier Blöcke - zwei unbelüftete und zwei belüftete - aufgeteilt.

In das Enmeshment-Modell der A-Stufe wurde der Realität entsprechend ein Abtrieb von X_H inkludiert, so daß fXH im Ablauf A-Stufe etwa 10 % von CSB_{ges} betrug.

Die gewählte Fraktionierung der CSB-Konzentration im Kläranlagenzulauf orientierte sich an Literaturwerte (BORNEMANN et al., 1998). Die leicht abbaubare CSB Fraktion (SS) im Zulauf zur A-Stufe wurde gegenüber dem KA Zulauf um 50 % vermindert und der gelöste inerte CSB (SI) dadurch entsprechend erhöht ($SS_A = 0,5 * SS_{ges}$).

| A-Stufe AEROB und INTERMITTIEREND: | Zulauf KA | Zulauf A-Stufe |
|---|------------------|-----------------------|
| Abbaubarer gelöster CSB (SS) | 10 % | 5 % |
| Inerter gelöster CSB (SI) | 3 % | 8 % |
| Inerter partikulärer CSB (XI) | 10 % | 10 % |
| Abbaubarer partikulärer CSB (XS) | 62 % | 62 % |
| Aktive het. Biomasse (X_H) | 15 % | 15 % |

9.3.3.2. Simulationsergebnisse

Die Simulationsergebnisse zeigen [Abbildung 87](#) und [Abbildung 88](#). Sie lassen sich wie folgt zusammenfassen:

a) Vergleich mit der Bilanzierung

Aufgrund der erwähnten Ungenauigkeiten in der Bilanzierung wurde kein Modellabgleich mit dem Ziel, eine möglichst gute Übereinstimmung mit den Bilanzierungsergebnissen herbeizuführen, durchgeführt. Dennoch ergibt sich beim aeroben Betrieb der A-Stufe eine zumeist gute Übereinstimmung von $\pm 10\%$. Bei der intermittierend belüfteten A-Stufe ergibt die Simulation einen deutlich höheren O₂-Verbrauch in der A-Stufe als lt. Bilanz (13 % gegenüber 7 %), was auf die zwar geringe, jedoch kontinuierliche Belüftung zurückzuführen sein dürfte. Folglich liegt auch die CSB-Elimination mit 46 % deutlich höher als in der Bilanz (41 %).

b) Fraktionierung des CSB im Überschussschlamm

Die Simulation mit dem Enmeshment-Modell ergibt einen aktiven Biomasseanteil (fXH) im Belebtschlamm der A-Stufe (entspricht der Überschussschlamm-Zusammensetzung) von 51 % bei aerober und nur 41 % bei intermittierender Betriebsweise jeweils bezogen auf CSB_{ges}. Letzteres entspricht etwa den vom ISA im gleichen Zeitraum mittels DNA-Analyse ermittelten Werten von rd. 40 % X_H (Proben vom 17.03 und 25.03.97).

Im Vergleich dazu wurden bei der Simulation von im Labor der Universität Ghent durchgeführten Batch-Tests mit dem gleichen, jedoch ausgezehrten Schlamm fXH-Werte von 20 - 40 % ermittelt. Die niedrigeren Werte dürften daran liegen, daß der in Ghent verwendete Schlamm längeren Hungerperioden ausgesetzt war und somit ein Teil der Biomasse entweder abgestorben oder einfach biologisch nicht aktiv war.

Die Simulation zeigt, daß sich mit dem Enmeshment-Modell die festgestellten relativ niedrigen (aktiven) Biomasse-Anteile im A-Stufen-Schlamm erklären lassen.

Aufgrund der Simulationsergebnisse setzen sich die organischen Überschussschlämme der beiden Belebungsstufen der Pilotanlage Eschweiler aus folgenden Anteilen zusammen:

| | A-Stufe: | |
|---|--------------|------------------------|
| | <u>aerob</u> | <u>intermittierend</u> |
| Abbaubarer partikulärer CSB ($X_{S_{enm}}$) | 37 % | 48 % |
| Inerter partikulärer CSB ($X_{I_{enm}}$) | 12 % | 11 % |
| Aktive het. Biomasse (XH) | 51 % | 41 % |
| | B-Stufe: | |
| | <u>aerob</u> | <u>intermittierend</u> |
| Abbaubarer partikulärer CSB ($X_{S_{enm}}$) | 0 % | 1 % |
| Inerter partikulärer CSB ($X_{I_{enm}}$) | 27 % | 28 % |
| Aktive het. Biomasse (XH) | 48 % | 49 % |
| Inertes Zerfallsprodukt ($X_{P_{enm}}$) | 25 % | 22 % |

Während der A-Stufen-Schlamm insbesondere bei der intermittierenden Betriebsweise in hohem Maße mit noch nicht abgebautem part. CSB beladen ist, besteht der B-Stufen-Schlamm etwa zur Hälfte aus inertem part. CSB ($X_{I_{enm}} + X_{P_{enm}}$).

Bedeutung von K_{enm} für A- und B-Stufe

In der A-Stufe wurde K_{enm} mit 0,017 für beide Betriebsweisen (aerob und interm.) gewählt. Damit entsprachen sowohl die TS-Konzentrationen in den beiden Stufen als auch die erreichten Wirkungsgrade betreffend CSB und Stickstoff etwa den Werten aus der Bilanzierung.

In der B-Stufe wurde K_{enm} beide Male mit 0,025 angenommen. Eine Erhöhung auf $K_{enm}=0,1$ bringt eine Verringerung des Nitrat-Ablaufwertes von rd. 0,5 mg/l, da X_S in der vorgeschalteten Deni-Zone schneller verfügbar ist. Grundsätzlich wird angenommen, daß der Enmeshment-Prozeß in der B-Stufe bei ähnlicher XH-Konzentration aufgrund der kompakteren und dichteren Belebtschlammflocken schneller abläuft als in der A-Stufe.

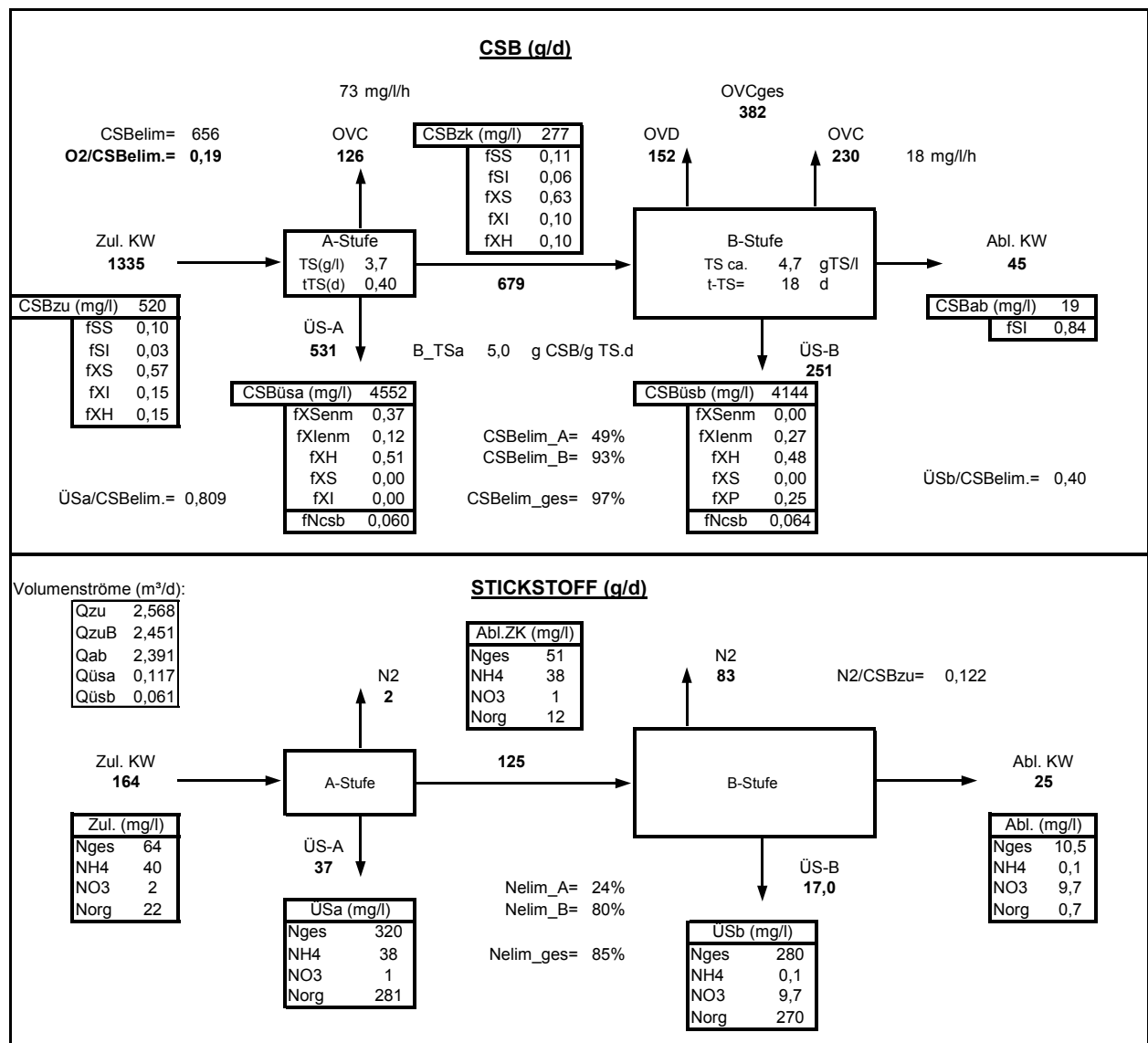


Abbildung 87: Bilanzierung Pilotanlage Eschweiler 15.02.-01.03.97 (A-Stufe AEROB) mit dem Enmeshment-Modell in SIMBA (steady-state-Simulation)

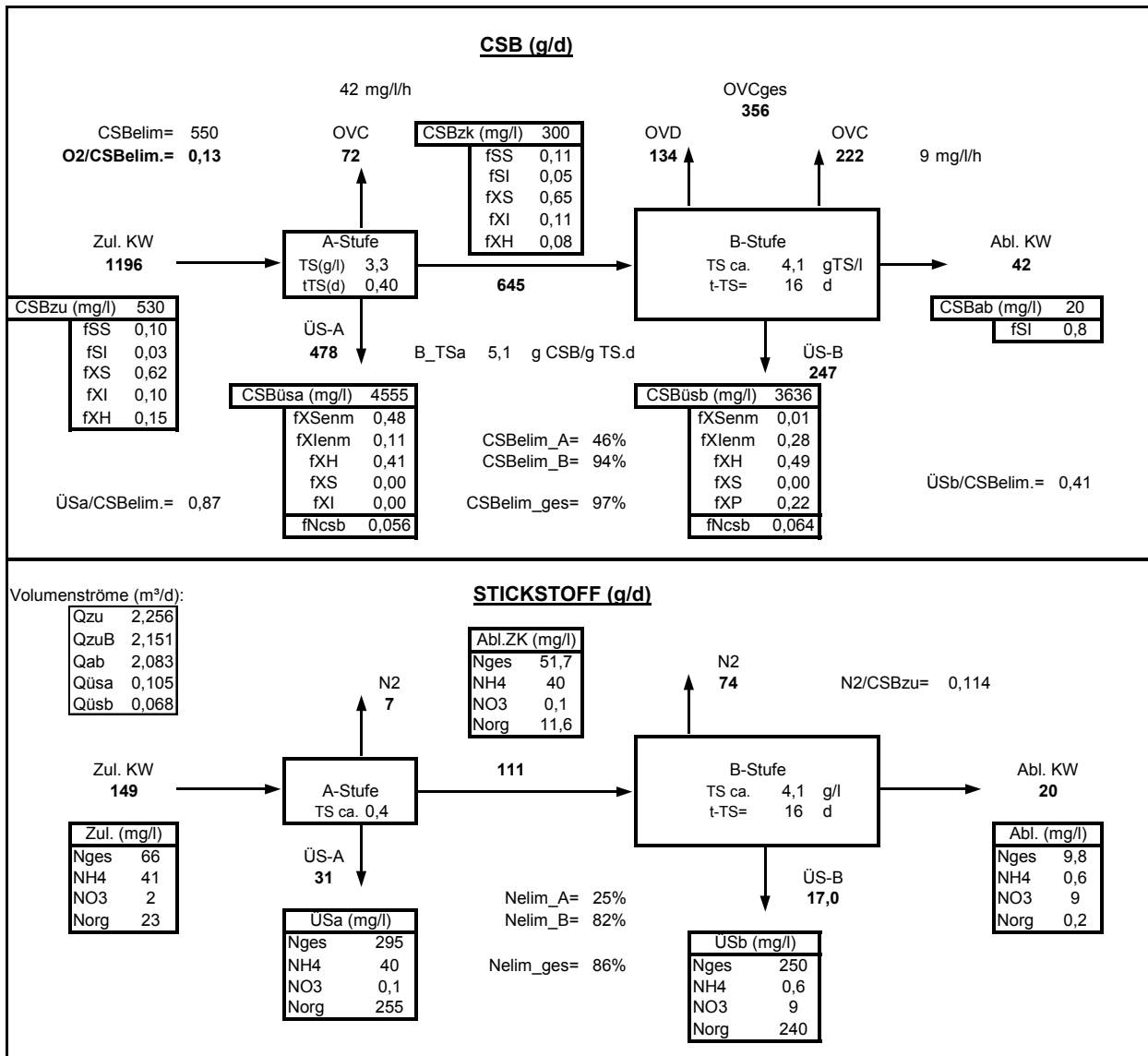


Abbildung 88: Bilanzierung der Pilotanlage Eschweiler 02.-13.03.1997 (A-Stufe INTERMITTIEREND belüftet) mit dem Enmeshment-Modell in SIMBA (steady-state-Simulation)

9.4. Zusammenfassung und Diskussion

Die Ergebnisse der dynamischen Simulation der A-Stufe Baesweiler zeigen, daß mit dem Enmeshment-Modell der partikuläre CSB im Ablauf der A-Stufe im Tagesgang gut nachsimuliert werden kann. Die Ergebnisse der steady state Simulation der KA Beningsfeld und der Pilotanlage Eschweiler ergeben eine zumeist gute Übereinstimmung mit den Bilanzierungsergebnissen und zeigen, daß mit dem verwendeten Modell sowohl die Wirkungsgrade bezüglich CSB und Stickstoff als auch die TS-Konzentrationen in A- und B-Stufe zufriedenstellend simuliert werden können.

Tabelle 44 enthält eine Gegenüberstellung der wesentlichen Simulationsergebnisse von Beningsfeld und Eschweiler hinsichtlich des CSB.

Modellierung

| | | KA Beningsfeld | Pilotanlage Eschweiler | |
|--|------|----------------|------------------------|-------------------------------|
| Betrieb A-Stufe | | aerob | aerob | Interm (O ₂ =0,2). |
| Temperatur | °C | 20 | 12 | 12 |
| t _{TS} A-Stufe | d | 0,10 | 0,40 | 0,40 |
| t _{TS} B-Stufe | d | 27 | 18 | 16 |
| t _{hyd} A-Stufe | h | 1,65 | 0,67 | 0,67 |
| TS A-Stufe | g/l | 0,5 | 3,7 | 3,3 |
| TS B-Stufe | g/l | 2,9 | 4,7 | 4,1 |
| K _{enm} A-Stufe | - | 0,10 | 0,017 | 0,017 |
| K _{enm} B-Stufe | - | 0,025 | 0,025 | 0,025 |
| CSB-Elimin. A-Stufe | % | 53 | 49 | 46 |
| O ₂ / CSB _{elim.} A-Stufe | % | 9 | 19 | 13 |
| CSB Ablauf A-Stufe | mg/l | 314 | 277 | 300 |
| SS _A Ablauf A-Stufe | mg/l | 10 | 4,5 | 6,5 |
| SS _A Zulauf A-Stufe | mg/l | 42 | 26 | 26,5 |
| CSB-Fraktionen Zulauf | | | | |
| f _{SS} Zulauf KA (fSS _B) | % | 15 | 10 | 10 |
| f _{SS} Zulauf A-Stufe (fSS _A) | % | 7,5 | 5 | 5 |
| f _{SI} Zulauf KA (fSI _B) | % | 3 | 3 | 3 |
| f _{SI} Zulauf A-Stufe (fSI _A) | % | 11 | 8 | 8 |
| f _{XS} | % | 57 | 62 | 62 |
| f _{XI} | % | 10 | 10 | 10 |
| f _{XH} | % | 15 | 15 | 15 |
| CSB-Fraktionen Ablauf A- / Zulauf B-Stufe | | | | |
| f _{SS} Ablauf A-Stufe (fSS _A) | % | 3 | 1,6 | 2,1 |
| f _{SS} Zulauf B-Stufe (fSS _B) | % | 19 | 11 | 11 |
| f _{SI} Ablauf A-Stufe (fSI _A) | % | 22 | 15 | 14 |
| f _{SI} Zulauf B-Stufe (fSI _B) | % | 6 | 6 | 5 |
| f _{XS} | % | 56 | 63 | 65 |
| f _{XI} | % | 10 | 10 | 11 |
| f _{XH} | % | 9 | 10 | 8 |
| CSB-Fraktionen Überschussschlamm A-Stufe | | | | |
| f _{XSenm} | % | 54 | 37 | 48 |
| f _{XIenm} | % | 11 | 12 | 11 |
| f _{XH} | % | 35 | 51 | 41 |
| CSB-Fraktionen Überschussschlamm B-Stufe | | | | |
| f _{XSenm} | % | 0 | 0 | 1 |
| f _{XIenm} | % | 34 | 27 | 28 |
| f _{XH} | % | 29 | 48 | 49 |
| f _{XPenm} | % | 36 | 25 | 22 |

Tabelle 44: Ausgewählte Ergebnisse der Simulation KA Beningsfeld und VA Eschweiler

Kontrolle des CSB-Wirkungsgrades und des TS-Gehaltes der A-Stufe

Der Wirkungsgrad der A-Stufe bezüglich CSB ist in Beningsfeld mit 53 % am höchsten und in der intermittierend belüfteten A-Stufe in Eschweiler mit 46 % am geringsten. Der CSB-Wirkungsgrad wurde in der Simulation über die Enmeshment-Rate K_{enm} so eingestellt, daß sowohl der Wirkungsgrad gemäß CSB-Bilanz als auch der gemessene TS-Gehalt möglichst gut abgebildet werden. In Beningsfeld gelang dies recht gut. In Eschweiler mußte der Wirkungsgrad erhöht werden, um die TS-Konzentration nicht zu groß werden zu lassen. Hier stellt sich abermals die Frage nach der Güte der Eingangsdaten der Bilanzierung.

Bei der Kontrolle des Wirkungsgrades der A-Stufe muß auch auf die N-Entfernung und Schlammproduktion der B-Stufe Rücksicht genommen werden, da die Zulauffraktionierung nur begrenzt wirksam ist und hier eine gewisse Bandbreite gemäß Literatur nicht verlassen werden sollte (z.B. $f_{Xf} = 0,10$ bis $0,15$). Die Übereinstimmung mit der Bilanzierung war bei Beningsfeld hinsichtlich N-Elimination sehr gut, der TS-Gehalt B-Stufe lag jedoch 11 % höher. In Eschweiler entsprach der simulierte TS-Gehalt genau dem gemessenen, dafür lag die N-Eliminationsleistung in der Simulation um ca. 4 % höher. In allen 3 Fällen war in Hinblick auf die B-Stufe eine relativ niedrige X_f -Fraktion im Anlagenzulauf von 10 % notwendig. Die S_s -Fraktion im Anlagenzulauf mußte in Eschweiler aufgrund einer zu guten N-Eliminationsleistung im Modell niedriger gewählt werden als in Beningsfeld (10 % gegenüber 15 %). Dafür wurde das Verhältnis SS_A/SS_B in allen 3 Fällen gleich mit 0,5 angesetzt. Eine Verringerung von μ_{Hmax} in der B-Stufe auf $2/d$ gemäß Kap. 6.4 hat keinen Einfluß auf die N-Eliminationsleistung.

Der O_2 -Verbrauch der A-Stufe stellt sich je nach Temperatur, X_H -Konzentration (als Folge des Schlammalters) und O_2 -Gehalt ein. Er lag in Beningsfeld mit 9 % von CSB_{elim} am kleinsten und in der aeroben A-Stufe Eschweiler mit 19 % von CSB_{elim} am höchsten. Letzteres entspricht dem von DEMOULIN (1997) für die KA Salzburg bei ähnlichen Temperaturen ermittelten Wert von $0,17 \text{ kg } O_2/\text{kg } CSB_{elim}$.

CSB-Wirkungsgrad und O_2 -Verbrauch der A-Stufe sind jedenfalls auch abhängig von der hydraulischen Aufenthaltszeit in der Höchstlastbelegung. Diese war in Beningsfeld mehr als doppelt so groß wie in Eschweiler.

S_s im Ablauf A-Stufe

In allen drei Fällen betrug die SS_A -Konzentration im Ablauf der A-Stufe maximal 3 % von CSB_{ges} . In Beningsfeld und in der intermittierend belüfteten A-Stufe von Eschweiler wurden 75 % von SS_A in der A-Stufe abgebaut, in der aeroben A-Stufe von Eschweiler waren es über 80 %. In Eschweiler war der Abbau von SS_A bereits durch den K_s -Wert limitiert (5 mg/l). Ohne die unterschiedliche CSB-Fraktionierung für die A- und die B-Stufe würde folglich kaum leicht abbaubarer CSB in die B-Stufe gelangen und somit die Substratversorgung der B-Stufe im Modell unterschätzt werden.

Bemerkenswert ist, daß selbst geringe O_2 -Konzentrationen ausreichen, um das leicht abbaubare Substrat bei einem Schlammalter von ca. 0,4 Tagen (TS ca. 3 g/l) größtenteils abzubauen.

CSB-Fractionen im Überschußschlamm

Die X_H -Fraktion in der A-Stufe ist in erster Linie eine Funktion des Schlammalters sowie der O_2 -Konzentration. Sie lag in Beningsfeld mit 35 % am niedrigsten und in der aeroben A-Stufe Eschweiler mit 51 % am höchsten. Die Rücknahme der O_2 -Versorgung in Eschweiler hatte eine geringere X_H -Fraktion von 41 % zugunsten eines höheren Anteils von XS_{enm} zur Folge. Dies entspricht den vom ISA im gleichen Zeitraum mittels DNA-Analyse ermittelten Werten von rd. 40 % X_H (Proben vom 17.03 und 25.03.97). Die intermittierende Belüftung der A-Stufe wirkt sich demnach nachteilig auf die Hydrolyse aus, da um ca. 25 % weniger heterotrophe Biomasse zur Verfügung steht.

Die X_H -Fraktion in der B-Stufe ist in erster Linie eine Funktion des Schlammalters sowie der X_H -Fraktion im Zulauf der B-Stufe. Letztere lag in allen 3 Fällen bei ca. 10 % von CSB_{ges} . Aufgrund des höheren Schlammalters war der Anteil von X_H in Beningsfeld mit 29 % deutlich kleiner als in Eschweiler mit fast 50 % von CSB_{ges} im Überschußschlamm.

Bedeutung von K_{enm}

Die Tatsache, daß für die KA Beningsfeld ein ca. 5-fach höherer Wert für K_{enm} notwendig ist als für Eschweiler und Baesweiler, zeigt, daß der Prozeß Enmeshment die Sedimentation in der Zwischenklärung berücksichtigt und diese bis zu einem gewissen Ausmaß natürlich auch dann stattfindet, wenn nur wenig aktive Biomasse (X_H) im System vorhanden ist. Letzteres war in Beningsfeld infolge des geringen Schlammalters der Fall. Da die Prozeßrate direkt von der X_H -Konzentration abhängt, ist in diesem Fall K_{enm} zu erhöhen.

Das Beispiel Baesweiler zeigt, daß eine stark schwankende hydraulische Aufenthaltszeit in der Zwischenklärung infolge Mischwassereinfluß im Prozeß Enmeshment über die analog dazu schwankende Aufenthaltszeit im Bioreaktor (Höchstlastbelegung) berücksichtigt ist. Aus diesem Grund können auch in diesem Fall mit einer konstanten Enmeshment-Rate K_{enm} gute Ergebnisse erzielt werden.

Andererseits geht aus den Ergebnissen und der direkten Abhängigkeit der Prozeßrate von X_H hervor, daß eine deutliche Änderung des mittleren Schlammalters und folglich der X_H -Konzentration eine Anpassung des Wertes für K_{enm} erfordert. In der betrieblichen Praxis wird man jedoch versuchen, eine optimale Einstellung für den A-Stufen-Betrieb zu finden und das Schlammalter weitgehend konstant zu halten. Daher kann auch K_{enm} im Modell weitgehend konstant eingestellt werden.

In der B-Stufe führt $K_{enm} = 0,025$ bei sinkendem Schlammalter zu einer Rest-Konzentration von XS_{enm} im Belebtschlamm (1 % von CSB_{ges} nach der intermittierend belüfteten A-Stufe in Eschweiler). Bei größerem Schlammalter wird XS_{enm} vollständig zu S_S hydrolysiert und in Folge abgebaut. Eine Erhöhung von K_{enm} würde die Hydrolyse beschleunigen, was auch eine Verbesserung der vorgeschalteten Denitrifikation zur Folge hätte.

Ein kleiner K_{enm} -Wert hätte umgekehrt eine ähnliche Wirkung wie die von NOWAK et al. (1999) aufgrund der Ergebnisse von Stabilisierungsversuchen vorgeschlagene Einführung einer sehr langsam abbaubaren partikulären CSB-Fraktion (X_V).

10. Zusammenfassung

10.1. Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit wurde mit dem Ziel verfaßt, zusätzliche Klarheit über die Wirkungsmechanismen betreffend Kohlenstoff-Elimination in höchst belasteten Belebtschlamm-anlagen mit einem Schlammalter kleiner 1 Tag und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination einer nachfolgenden Belebtschlammstufe bei einem zweistufigen Verfahrenskonzept zu erlangen.

Als Grundlage der Betrachtungen diene hierbei das weltweit anerkannte „Activated Sludge Model No.1“ (ASM1), welches die maßgeblichen biologischen Prozesse für Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und Denitrifikation in kommunalen Belebtschlammanlagen und deren Auswirkungen auf die CSB- und Stickstoffkonzentrationen des Abwassers und des Belebtschlammes sowie die O₂-Konzentration im Bioreaktor mathematisch beschreibt.

Da gemäß den Modellvorstellungen des ASM1 jeglicher heterotropher Stoffwechsel, ob unter aeroben oder (zwecks Stickstoffelimination) anoxischen Bedingungen, leicht abbaubaren CSB (S_s) benötigt und hoch belastete Belebtschlammanlagen einen hohen Wirkungsgrad bezüglich Gesamt-CSB aufweisen, wurde in den Mittelpunkt der Untersuchungen die Frage gestellt, welchen Abbau- und Eliminationsprozessen der leicht abbaubare CSB in Anlagen mit sehr niedrigem Schlammalter unterliegt.

In Hinblick auf die im ASM1 getroffenen Vereinfachungen, gültig für Anlagen mit Schlammalter größer ca. 5 Tagen, sowie vorhandener Untersuchungsergebnisse und (teils unterschiedlicher) Modellannahmen für Höchstlaststufen wurden den Untersuchungen folgende Hypothesen vorangestellt:

- Sehr niedriges Schlammalter (kleiner 1 Tag) führt zur Selektion von schnell wachsenden Bakterien, die nicht in der Lage sind, den gesamten leicht abbaubaren CSB des Abwassers zu metabolisieren
- Es findet keine physikalische Adsorption von leicht abbaubarem CSB statt
- Die intrazelluläre Speicherung von leicht abbaubarem CSB spielt in Höchstlaststufen eine untergeordnete Rolle

Da weiters der CSB-Wirkungsgrad von Anlagen mit so geringem Schlammalter überwiegend über Sedimentationsvorgänge im Absetzbecken erfolgt und diese mit den konventionellen dynamischen und statischen Modellen entweder sehr aufwendig oder recht ungenau simuliert werden können, wurde außerdem ein neuer Modellansatz zur Beschreibung des Schlammhaushaltes einer Höchstlaststufe entwickelt.

Die Untersuchungen wurden zu einem großen Teil an zweistufigen Belebungsanlagen, die nach dem AB-Verfahren konzipiert und betrieben wurden, durchgeführt, da kaum ein anderes Belebungsverfahren mit einem derart niedrigem Schlammalter (in der 1.Stufe) arbeitet. Die

experimentellen Untersuchungen fanden an den Universitäten Wien und Ghent sowie an den 2-stufigen Pilotanlagen Eschweiler und Wien sowie den AB-Anlagen Beningsfeld und Baesweiler statt. Das Schlammalter in der 1. Stufe lag zwischen 0,1 und 1 Tag.

10.2. Ergebnisse

Unvollständige Metabolisation von leicht abbaubarem CSB

Belebtschlamm mit einem Schlammalter kleiner 1 Tag vermag selbst bei längerer Belüftung nur etwa 50 % des gesamten leicht abbaubaren CSB im Rohabwasser abzubauen. Der Rest durchläuft als gleichsam inerte gelöster CSB die Höchstlaststufe und steht als leicht abbaubarer CSB in der nachfolgenden Schwachlaststufe (Schlammalter größer 5 Tage) für die Denitrifikation zur Verfügung. Dies bestärkt die Vermutung, daß es bei sehr niedrigem Schlammalter zu einer Selektion von schnell wachsenden Bakterien kommt, welche für ihr Wachstum nur bestimmte leicht abbaubare Substrate verwerten können.

Dies bedeutet weiters, daß die weit verbreitete Annahme, daß eine einzige Monod-Funktion zur Beschreibung der Beziehung zwischen heterotrophem Wachstum und Substratkonzentration ausreicht, nur für Systeme gilt, in denen die mittlere heterotrophe Wachstumsrate so niedrig ist, daß es zu keiner Selektion schnell wachsender Bakterien kommt. Dies dürfte bei Anlagen mit einem Schlammalter größer ca. 2 Tagen der Fall sein. Bei einem Schlammalter kleiner 1 Tag beträgt die Abbaubarkeit von S_S zwischen 40 % und 60 %. Bei Variation des Schlammalters zwischen 0,4 und 1,0 Tagen konnte keine Abhängigkeit der Abbaubarkeit vom Schlammalter in diesem Bereich festgestellt werden.

Die verringerte Abbaubarkeit von S_S ist einer der Gründe, warum in Höchstlaststufen nur zwischen ca. 10 % und 20 % des Gesamt-CSB im Zulauf metabolisiert werden und der O_2 -Verbrauch entsprechend gering ist. So ergab die Bilanzierung des Stoffstromes CSB für zwei Anlagen, daß in der ersten hoch belasteten Belebungsstufe selbst bei guter Belüftung und einem CSB-Wirkungsgrad von rd. 50 % je nach Schlammalter nur zwischen 10 % und 20 % des hier eliminierten CSB auf den O_2 -Verbrauch entfallen. Damit wurden frühere Untersuchungsergebnisse anderer Autoren bestätigt.

Um die Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebtschlammanlagen zu verbessern, ist bei der Bemessung und dem Betrieb solcher Anlagen folglich auf die Sicherstellung eines Schlammalters kleiner 1 Tag in der 1. Stufe zu achten.

Die zum Zwecke der dynamische Simulation oder der statischen Bemessung vorgenommene CSB-Fraktionierung ist nicht länger „abwasserspezifisch“ (z.B. gemäß Literaturwerten), sondern „schlammspezifisch“, das heißt für die erste höchst belastete und die nachfolgende schwach belastete Stufe unterschiedlich vorzunehmen. Daß eine unterschiedliche Fraktionierung nicht nur für den leicht abbaubaren (SS_A und SS_B) und den gelösten inerten CSB (SI_A und SI_B) vorzunehmen ist, sondern möglicherweise auch für den langsam abbaubaren und den partikulären inerten CSB, darauf lassen die Ergebnisse der Batch-Test-Simulationen schließen.

Keine physikalisch bedingte Adsorption von gelöstem CSB

Im höchstbelasteten Belebtschlamm tritt keine physikalisch bedingte Adsorption von gelöstem, flockungsfiltriertem CSB auf. Da der flockungsfiltrierte CSB den überwiegenden Teil des leicht abbaubaren CSB enthält, ist davon auszugehen, daß keine nennenswerte Adsorption von S_s in einer Höchstlaststufe auftritt. Das gleiche gilt für den inerten gelösten CSB S_I .

Geringe intrazelluläre Speicherung von gelöstem CSB in Form von PHB

Die intrazelluläre Speicherung in Form von Polyhydroxybuttersäure (PHB) spielt in einer Höchstlaststufe eine geringe Rolle. Je nach Biomassenkonzentration werden maximal ca. 10 % des leicht abbaubaren CSB in Form von PHB gespeichert. Da die Speicherpolymere aufgrund der hohen Belastung in der Regel nicht abgebaut werden können, wird die gespeicherte CSB-Menge großteils mit dem Überschussschlamm entfernt. Der Großteil der Konzentrationsverläufe des gelösten CSB im Batchreaktor weist weiters darauf hin, daß auch keine andere Form der intrazellulären oder extrazellulären Speicherung von leicht abbaubarem CSB in Anlagen mit einem Schlammalter kleiner 1 Tag auftritt. Dies ist ein weiteres Unterscheidungsmerkmal zwischen höchst und schwach belasteten Belebtschlammanlagen.

Beschreibung des Schlammhaushaltes mit Hilfe des Enmeshment-Modelles

Bei der Modellierung einer schwach belasteten Belebungsanlage gemäß ASM1 wird davon ausgegangen, daß sämtliche partikulären Stoffe mit dem Belebtschlamm in der Nachklärung zurückgehalten werden. Da der leicht abbaubare CSB aufgrund des hohen Schlammalters zur Gänze abgebaut wird, entspricht der CSB im Ablauf der Nachklärung somit weitgehend dem inerten gelösten CSB. In einer Höchstlaststufe kann man nicht mehr von diesen Vorstellungen ausgehen. Einerseits wird der leicht abbaubare CSB nur zum Teil abgebaut, andererseits werden die partikulären Stoffe nur zum Teil in den Belebtschlamm eingebunden. Die Bildung absetzbarer Belebtschlammflocken, bestehend aus Biomasse und lose angelagerten („enmeshed“) partikulären Stoffen (welche CSB, Stickstoff und Phosphor enthalten), läßt sich auf relativ einfache Weise mit dem Prozess „Enmeshment“ mathematisch modellieren. Auf diese Weise wird die Unterscheidung zwischen sedimentierfähigen und nicht sedimentierfähigen partikulären Stoffen in Abhängigkeit von der Biomassenkonzentration und der im Zuge der Modellkalibrierung ermittelten Enmeshmentrate von der Zwischenklärung in den Bioreaktor vorverlegt. Eine Simulation der Absetzvorgänge in der Zwischenklärung ist damit nicht mehr notwendig. Ein Vergleich mit Messreihen eines Schlammabsetzmessgerätes im Ablauf der Höchstlastbelegung zeigte eine gute Übereinstimmung und eine wesentlich zutreffendere Dynamik als der Ansatz der idealen Zwischenklärung mit Schlammabtrieb. Auch die Mittelwerte der CSB- und N-Bilanzierungen konnten in bezug auf Überschussschlammfall, O₂-Verbrauch und Abwasserkonzentrationen gut nachsimuliert werden. Bei allen Simulationen wurde das gleiche Modell (ASM1 modifiziert + Enmeshment) und weitgehend idente Modellparameter verwendet.

Der Anteil der heterotrophen Biomasse am CSB des Überschussschlammes der Höchstlaststufe lag zwischen 35 % und 50 % und ist in erster Linie eine Funktion des Schlammalters sowie der O₂-Konzentration. Eine niedrige O₂-Konzentration von ca. 0,2 mg/l führt zu einem deutlichen

Rückgang der Konzentration an heterotropher Biomasse, was sich folglich nachteilig auf die Hydrolyserate auswirkt. Die Ergebnisse der Batch-Test-Simulationen deuten weiters darauf hin, daß die Hydrolyserate bei fakultativ anaerober Betriebsweise der Höchstlaststufe (O_2 ca. 0,2 mg/l) auch bei gleicher Biomassenkonzentration gegenüber dem aeroben Betrieb deutlich zurückgeht. Die Untersuchungsergebnisse lassen insgesamt keine wesentlichen Vorteile der intermittierenden oder fakultativ anaeroben Betriebsweise gegenüber dem Betrieb der Höchstlaststufe mit guter O_2 -Versorgung in bezug auf die Stickstoffelimination der Gesamtanlage erkennen.

11. Summary

11.1. Goals

This PhD Thesis is a contribution to the knowledge of highly loaded activated sludge systems with a sludge age less than 1 day regarding carbon removal mechanisms and its consequences for the nitrogen removal in the subsequent stage of a 2-stage activated sludge system.

The basis of all considerations was the worldwide used "Activated Sludge Model No.1" (ASM1), which describes the relevant biological processes for carbon removal, nitrification and denitrification in municipal activated sludge systems and their impact on the COD- and N-concentrations of the wastewater and the activated sludge composition as well as on the oxygen concentration in the bioreactor.

According to the model concept of the ASM1, readily biodegradable COD is required for all heterotrophic processes, independent whether aerobic or anoxic conditions are applied. At the same time it is known that highly loaded activated sludge systems have a high removal efficiency for total COD. For these reasons the research focussed on the question to which extent readily biodegradable COD is degraded in low sludge age systems.

Considering the simplifications included in the ASM1, which was developed for systems with a sludge age above 5 days, as well as existing information and (partly different) model approaches in literature, it was hypothesized that

- A very low sludge age (less than 1 day) causes a selection of fast growing bacteria, which are not able to metabolise all of the readily biodegradable COD in the raw waste water
- no physical adsorption of soluble COD takes place
- the intracellular storage of readily biodegradable COD is of little relevance in systems with low sludge age

As the COD-removal in systems with low sludge age is strongly dependent on sedimentation processes in the clarifier, which are modelled either in a very complex or inaccurate way by conventional models, a new modelling approach for the separation of particulate material in highly loaded systems was developed.

The research was predominantly done at 2-stage activated sludge systems, which were designed and operated according to the AB technology. Hardly any other system applies a sludge age below 1 day. The experiments were performed at the universities of Vienna and Ghent as well as on 2-stage activated sludge systems in Germany and Vienna.

11.2. Results

Incomplete metabolisation of readily biodegradable COD

Activated sludge with a sludge age below 1 day can only degrade about half of the readily biodegradable COD (S_S) in the raw wastewater even after a longer aeration period. The other part of S_S remains in the wastewater and can thus be utilised for enhanced denitrification in the second stage. This supports the hypothesis that very low sludge ages result in a selection of fast growing bacteria, which can utilise only certain readily biodegradable substrates.

The simplified approach of only one Monod function to describe the relationship between heterotrophic growth rate and substrate concentration works sufficiently well in a long sludge age plant, as the actual mean growth rate is even lower than the minimum of all maximum growth rates of the different organisms on the various substrates. Therefore, most of the different substances can be degraded. At short sludge ages, however, the actual growth rates are much higher ($\mu_H = 1/SRT$). Only substances which support high growth rates can be degraded and only heterotrophic species, which are capable of those growth rates can survive in the system.

While at a sludge age above approx. 2 days the readily biodegradable COD fraction can be modelled as a single substrate and defined solely as a wastewater characteristic, independent of sludge age, at a sludge age below ca. 1 day only between 40 % and 60 % of S_S can be degraded. When varying sludge age between 0,4 and 1,0 days, degradation seemed to be independent of sludge age again.

The reduced degradability of S_S is one reason why in highly loaded systems according to mass balances only about 10 % to 20 % of the total COD of raw wastewater is metabolised and low oxygen consumption occurs.

To improve the nitrogen removal, 2-stage activated sludge systems should be designed and operated in a way that the applied sludge age in the first stage is less than 1 day, to avoid the reduction in the amount of S_S carried through to the second stage at higher sludge ages.

The fractionation of total COD for modelling or design of such systems depends on the sludge age and not on wastewater characteristics alone and is therefore different for the first and the second stage. Such a differentiation might be necessary not only for the readily biodegradable COD (SS_A and SS_B) and the soluble inert COD (SI_A and SI_B), but also for the slowly biodegradable and particulate inert COD. This is indicated by results from batch-test simulations.

No physically caused adsorption of soluble COD

With highly loaded activated sludge no physically caused adsorption of flocculated-filtrated COD was observed. As the flocculated-filtrated COD contains most of the readily biodegradable COD, it is concluded, that no significant adsorption of S_s occurs in a highly loaded activated sludge system. The same is concluded for the soluble inert COD.

Little intracellular storage of soluble COD

The intracellular storage of substrate as poly-hydroxybutyrate (PHB) is of little relevance in highly loaded activated sludge systems. Dependent on the biomass concentration a maximum of ca. 10 % of the readily biodegradable COD was stored as PHB. Due to the continuously high system loading the storage polymers can not be used for growth within the system. The stored substrate is thus removed from the system with the sludge wasted. The shape of the measured concentration curves indicated that storage of readily biodegradable COD occurred in neither an intracellular nor extracellular way.

Modelling the separation of particulate material by the Enmeshment process

When modelling a low load activated sludge system with the ASM1, it is assumed that all particulate substances of the wastewater are instantaneously enmeshed by the activated sludge. As the readily biodegradable COD is degraded in the system, the effluent COD consists only of soluble inert COD. The idea of complete enmeshment of particulate material is not applicable in highly loaded systems. Therefore, conventional models include either a separate model for the clarifier or use the simplified approach of a washout of particulate material relative to the total biomass concentration in the bioreactor. An alternative, presented in this thesis, is the introduction of an enmeshment process, which transforms suspended particulate material into settleable material. The process rate is mainly dependent on the enmeshment rate K_{enm} and the biomass concentration. Particulate material that is not enmeshed remains in the wastewater and is part of the total COD in the influent of the second stage. The model was tested by means of on-line measurements and COD- and N-mass balances and showed a good compliance with measured data with respect to the dynamic behaviour of concentrations as well as the mass of sludge wasted and oxygen consumed in the first stage.

The fraction of heterotrophic biomass in the total COD of the waste sludge in the highly loaded stage was between 35 % and 50 % and is mainly dependent on sludge age and oxygen concentration. A low O_2 concentration of about 0,2 mg/l causes a significant reduction of heterotrophic biomass and hence less hydrolysis of slowly biodegradable COD. The results of the batch-test simulations indicate furthermore that the hydrolysis rate is reduced if the bioreactor is operated under facultative anaerobic conditions (O_2 ca. 0,2 mg/l). From the simulation and mass balances it can not be concluded that an intermittent or facultative anaerobic operation mode in the first stage leads to a significantly higher nitrogen removal of the two stage system in comparison to a fully aerobic operation mode in the first stage.

12. Literaturverzeichnis

- ATV (2000): *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. Arbeitsblatt A 131, Regelwerk der Abwassertechnischen Vereinigung e.V.
- ATV-Arbeitsausschuß 2.6 (1994): *Umgestaltung zweistufiger biologischer Kläranlagen zur Stickstoff-Elimination*. Korrespondenz Abwasser, 41. Jahrg., 1/94.
- BAETENS D., VANROLLEGHEM P.A., VAN LOOSDRECHT M.C.M und HOSTEN L. (1999): *Temperature Effects in Bio-P-Removal*. Wat. Sci. Technol. Vol 39 No 1 pp 215–225 © IWA Publishing 1999
- BILI, V. (1996): *Grundlegende Untersuchungen über die Elimination von Nährstoffen aus kommunalem Abwasser durch ein zweistufiges Behandlungskonzept*. GWA Bd. 157, Dissertation, Aachen.
- BILI V., GRODITZKI D. (1997): *Halbtechnischer AB-Versuchsbetrieb auf der Kläranlage Eschweiler*. Abschlußbericht des Forschungsinstitutes für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) zum Forschungsprojekt A-Stufen-Simulation, Phase I. Aachen im Dezember 1997
- BÖHNKE, B. (1977): *Das Adsorptions-Belebungsverfahren*. Korrespondenz Abwasser, 24. Jahrg., 2/77.
- BÖHNKE, B. (1983): *Vergleichende Betrachtung von Versuchs- und Betriebsergebnissen der zweistufigen AB-Technik unter besonderer Berücksichtigung mikrobiologischer Reaktionsmechanismen*. Korrespondenz Abwasser 8/83.
- BÖHNKE, B. (1986): *Mikrokinetische Grundlagen für die hohe Prozeßstabilität und Reinigungsleistungen von 2-stufigen biologischen Anlagen mit vorgeschalteter A-Stufe*. Abwassertechnik, 3/86.
- BÖHNKE, B. und PINNEKAMP, J. (1989): *Nitrifikation und Denitrifikation in ein- und zweistufigen Belebungsanlagen*. Korrespondenz Abwasser, 5/89.
- BÖHNKE, B. (1989): *Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung. Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen*. Korrespondenz Abwasser, 36. Jahrg., 9/89.
- BÖHNKE, B. (1994): *Stickstoffelimination in Adsorptions-Belebungsanlagen (AB-Anlagen). 1. Teil*. Korrespondenz Abwasser, 6/94.
- BÖHNKE, B. und BILI, V. (1995): *Zweistufige Anlagen zur Stickstoffelimination*. GWA Bd. 152, Aachen.

Literatur

- BÖHNKE, B., BILI, V., BRAUTLECHT, P. (1998): *Leistungs- und Kostenvergleich für ein- und zweistufige Belebungsverfahren*. Korrespondenz Abwasser, 9/98.
- BORNEMANN, C., LONDONG, J., FREUND, M., NOWAK, O., OTTERPOHL, R., ROLFS, T. (1998): *Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr.1 der IAWQ*. Korrespondenz Abwasser, 3/98.
- CLAYTON, J.A., EKAMA, G.A., WENTZEL, M.C. und MARAIS, G. v. R. (1991). *Denitrification kinetics in biological nitrogen and phosphorus removal activated sludge systems treating municipal waste waters*. Wat. Sci. Technol. Vol.23. Kyoto, pp. 1025-1035.
- COEN F. und VANROLLEGHEM P.A. (1997): *Transient dynamic phenomena of different time scales in batch experiments designed to characterise activated sludge biokinetics*. International Symposium on Environmental Biotechnology, April 1997.
- CRONE M. (1998): *Die Belüftung macht's. Optimierte Stickstoffelimination durch separate Teilstrombehandlung von Prozeßwasser aus der Schlammmentwässerung*. Abwasserberatung NRW (D), Abwasser REPORT, Ausgabe 3/98.
- DECKER, J. (1992): *Untersuchungen zur Nitrifikation und Denitrifikation in ein- und zweistufigen Belebungsanlagen*. Korrespondenz Abwasser, 2/92.
- DEMOULIN, G. (1997): *CSB-gestützte Berechnung von AB-Anlagen unter Berücksichtigung der weitergehenden Nährstoffelimination*. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA), Bd.164, Dissertation, Aachen.
- DEMOULIN, G. (1998a): *CSB-gestützte Bemessung und Simulation von AB-Anlagen*. Korrespondenz Abwasser, 3/98.
- DEMOULIN, G. (1998b): *Persönliches Gespräch*. Salzburg, Nov.1998.
- DOLD, P.L., WENTZEL, M.C., BILLING, A.E., EKAMA, G.A. und MARAIS, G.v. R. (1991): *Activated Sludge System Simulation Programs - Nitrification and Nitrification/Denitrification Systems*. Version 1.0, Research Report for Water Research Commission, South Africa.
- DOLD, P.L., EKAMA G.A. und MARAIS, G.v. R. (1980). *A general model for the activated sludge process*. Prog. Wat. Tech. Vol. 12, Toronto, pp. 47-77
- EKAMA, G.A. und MARAIS, G.v. R. (1979): *The dynamic behaviour of the activated sludge process*. Journal Water Pollution Control Fed., 51

Literatur

- EKAMA, G.A., DOLD, P.L. und MARAIS, G.v. R. (1986): *Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems*. Wat. Sci. Technol. 18 (6) pp 91- 114.
- EKAMA, G.A. und MARAIS, G.v. R. (1995): *Carbonaceous material removal*. Vorlesungsskriptum für "Waste water treatment, Part I" 1995, Universität Kapstadt
- ERNST P. (1998): *Ein Beitrag zur Bestimmung des leicht abbaubaren CSB mittels Sauerstoffatmungsmessungen. Messungen an einer hochbelasteten Belebungsstufe*. Diplom-Arbeit E224, Inst. für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien.
- FRANZ A. (1993): *Chemische und mikrobiologische Grundlagen der Stickstoff- und Phosphorentfernung*. Wiener Mitteilungen, Band 110, Wien.
- FREUND M., ROLFS T., LIEBESKIND M. (1996): *Erfahrungen mit der dynamischen Simulation mehrstufiger Abwasserreinigungsanlagen*. awt 5/96
- FUCHS A., STAUDINGER G. (1999): *Characterising the clarification of the supernatant of activated sludges*. Water Research 33, No. 11, pp 2527-2534.
- GETHKE H.G. (1983): *Untersuchung und Anwendung eines zweistufigen Belebungsverfahrens mit einer Hochlastbelegung in der 1.Stufe und einer Schwachlastbelegung in der 2.Stufe*. GWA Band 66, Aachen.
- GERHARDT P., MURRAY R.G.E., WOOD W.A., KRIEG N.R. (1994): *Methods for general and molecular bacteriology*. American Society for Microbiology, ISBN: 1555810489 Washington, D.C.
- GOEL R., MINO T., SATOH H. und MATSUO T. (1998): *Intracellular storage compounds, oxygen uptake rates and biomass yield with readily and slowly degradable substrates*. Wat.Sci. Technol. Vol 38 No 8-9 pp 85–93 © IWA Publishing 1998
- GUJER, W. und KAPPELER, J. (1992): *Modelling population dynamics in activated sludge systems*. Wat. Sci. Technol. 25 (6).
- GUJER W., HENZE M., MINO T. und VAN LOOSDRECHT M (1999): *Activated sludge model No. 3*. Wat. Sci. Technol. Vol 39 No 1 pp 183–193 © IWA Publishing 1999
- HAIDER S. (1994): *Stand und Erkenntnisse der Optimierungsarbeit Zentralkläranlage Pulheim*. Interner Bericht der Dr.-Ing. B.Diering GmbH, Aachen.
- HAIDER R. und HAIDER S. (1998): *Overestimated COD values for raw wastewaters extracted by vacuum sampling devices due to sedimentation effects*. Wat. Sci. Technol. Vol 37 No 12 pp 293–300 © IWA Publishing 1998

Literatur

- HENZE, M., GRADY, C.P.L. Jr, GUJER, W., MARAIS, G. v. R. und MATSUO, T. (1987). *Activated sludge model No. 1*. IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1, London.
- HENZE M. (1992): *Characterisation of wastewater for modelling of activated sludge process*. Wat. Sci. Technol. 25 (6).
- HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M.C., MARAIS, G. v. R. (1995). *Activated sludge model No. 2*. IAWQ Task Group on mathematical modelling for Design and Operation of biological wastewater treatment processes, ISBN: 900222 00 0, IWA Publishing.
- HENZE M., GUJER W., MINO T. und VAN LOOSDRECHT M (2000): *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Task Group on Mathematical Modelling, ISBN 1 900222 24 8, IWA Publishing.
- KAPP H. (1984): *Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt*. München
- KAYSER R. (1995): *Möglichkeiten zur Stickstoffelimination in zweistufigen Abwasserbehandlungsanlagen durch Prozeßmodifikation und betriebliche Maßnahmen*. WAR Bd.85, Technische Hochschule Darmstadt.
- KONG Z., VANROLLEGHEM P.A., WILLEMS P. und VERSTRAETE W. (1996): *Simultaneous determination of inhibition kinetics of carbon oxidation and nitrification with a respirometer*. Water Research 30 (4), pp 825-836.
- KRAUTH K. (1991): *Bemessung von ein- und zweistufigen Anlagen zur Stickstoffelimination*. GWA, Bd.126, Aachen
- KROISS H. (1981): *Adsorptions- und Speichervorgänge beim Belebungsverfahren*. Grundlagen der Abwasserreinigung. GWF Wasser, Abwasser. Heft 19, Band 1, S 101-122. Oldenbourg.
- KROISS H. (1993): *Bemessung und Grundlagen der Bemessung für Anlagen zur Stickstoffentfernung*. Wiener Mitteilungen, Band 110, Wien.
- KROISS H. (1994): *Überlegungen zum Vergleich verschiedener Verfahren und Konzepte der Abwasserreinigung*. Wiener Mitteilungen, Band 117, Wien.
- KROISS H., ALBERT C., HAIDER S., MÜLLER-RECHBERGER H., NOWAK O., SVARDAL K., WANDL G., WINKLER S. (2001): *Bericht über die Pilotversuche und die Entwicklung eines dynamischen Simulationsmodells für die HKA 2*. Abschlußbericht der Technischen Universität Wien, Instit. Prof. Kroiss, zum F&E-Projekt, unveröffentlicht.

Literatur

- KUNZ, P. (1992): *Umwelt-Bioverfahrenstechnik*. Vieweg-Verlag
- MALZ F. (1986): *Grundlagen über physikalisch-chemische Reaktionssysteme in der A-Stufe*. Abwassertechnik, Heft 1/86.
- MALZ F. und BILI V. (1992): *Über biologische und chemische Verfahrensschritte in sehr hoch belasteten Belebungsstufen und deren Wirkung auf die Elimination von Abwasserinhaltsstoffen*. Abwassertechnik (awt), Heft 2/92.
- MAMAIS D., JENKIN D. und PITT P. (1993): *A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater*. Water Research 27(1), pp 195-97, 1993.
- NOWAK O. und SVARDAL K. (1993): *Nitrifikation - Denitrifikation*. Wiener Mitteilungen, Bd.91, 2.Auflage, Wien.
- NOWAK O. (1993): *Der Einfluß der Kläranlagenbehandlung und Entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage*. Wiener Mitteilungen, Bd.110, Wien.
- NOWAK O. (1997): *Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation*. Wiener Mitteilungen „Modellanwendung bei Planung und Betrieb“, Bd.137, Wien.
- NOWAK O., SVARDAL K., FRANZ A., KUEHN V. (1999): *Degradation of particulate matter – a comparison of different model concepts*. Wat. Sci. Technol. Vol 39 No 1 pp 119–127 © IWA Publishing 1999
- OBENAUS F. (1998): *Mündliche Mitteilung*, SIMBA-Anwendertreffen, Magdeburg, Nov.1998
- OTTERPOHL R. (1995): *Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebes kommunaler Kläranlagen*. Dissertation. GWA, Bd.151, Aachen
- PRENDL L. (1997): *Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung*. Dissertation. Wiener Mitteilungen, Bd.139, Wien.
- REICHERT P. (1994): *Concepts underlying a Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems*. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 7. Dübendorf (CH)
- SCHRAMMEK, RECKNAGEL, SPRENGER (1995): *Taschenbuch für Heizung und Klimatechnik*. Seite 75, 67. Auflage, Oldenbourg Verlag.
- SOLLFRANK, U., GUJER, W. (1991): *Characterization of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process*. Wat. Sci. Technol. 23 (Kyoto).

Literatur

- SOLLFRANK U., KAPPELER J., GUJER W. (1992): *Temperature effects on wastewater characterization and the release of soluble inert organic material*. Wat. Sci. Technol. Vol 25 No 6 pp 33-41.
- SPANJERS H. und VANROLLEGHEM P.A. (1995): *Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge*. Wat. Sci. Technol. Vol 31 No 2 pp 105–114 © IWA Publishing 1995
- SVARDAL K. (1998): *Mündliche Mitteilung*. Wien.
- SVARDAL K. (2001): *Mündliche Mitteilung*. Wien.
- VAN LOOSDRECHT M.C.M., POT M. und HEIJNEN J.J (1996): *Importance of bacterial storage polymers in activated sludge processes*. IAWQ-Conference on Sequencing Batch Reactor Technology, München, 18.-20. März 1996.
- VANROLLEGHEM P.A. (1994): *On-line modelling and control of activated sludge processes: Development of an adaptive sensor*. PhD Thesis, Fac. Agricultural and Applied Biological Sciences, University Ghent, Belgium, 1994.
- VANROLLEGHEM P.A., KONG Z., und VERSTRAETE W. (1994): *An on-line respirographic biosensor for the characterization of load and toxicity of wastewaters*. J.Chem.Tech.Biotechnol. 1994, 59
- VON DER EMDE, W. (1957): *Beitrag zu Versuchen zur Abwasserreinigung mit belebtem Schlamm*. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover, Heft 1.
- VON DER EMDE, W. (1957): *Beitrag zu Versuchen zur Abwasserreinigung mit belebtem Schlamm*. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover, Heft 1, Seite 10.
- VON DER EMDE, W. (1998): *Geschichte des Belebungsverfahrens*. Korrespondenz Abwasser, 45. Jahrg., 6/98.
- WENTZEL M.C. und EKAMA G.A. (1995): *Evaluation of a physical (flocculation-filtration) method to determine readily biodegradable COD*. Department of Civil Eng., Universität Kapstadt.
- WENTZEL M.C. und EKAMA G.A. (1995 b): *Modelling of biological nutrient removal activated sludge systems - an overview*. Kapitel 14 des Vorlesungsskriptums für den Kurs „Wastewater Treatment Part 2“, Department of Civil Eng., Universität Kapstadt.
- WENTZEL M.C. (1995): *Mündliche Mitteilung*. Sept.1995, Kapstadt.

Literatur

WENTZEL M.C. (1998): *Schriftliche Mitteilung*. Nov.1998, Kapstadt - Wien.

WILEN B.-M. und BALMER P. (1998): *Short term effects of dissolved oxygen concentration on the turbidity of the supernatant of activated sludge*. Wat. Sci. Technol. Vol 38 No 3 pp 25–33 © IWA Publishing 1998.

WILEN B.-M. und BALMER P. (1999): *The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs*. Water Research 33(2) 1999.

WINKLER S., MÜLLER-RECHBERGER H., NOWAK O., SVARDAL K., WANDL G. (2001). *A new approach towards modelling of the carbon degradation cycle at two-stage activated sludge plants*. Wat. Sci. Technol. Vol 43 No 7 pp 19–27 © IWA Publishing 2001

13. Abkürzungsverzeichnis

| | | |
|---------------------------------|------------------------|--|
| A | | A-Stufen-Schlamm |
| aer | | Belüftung in RODTOX |
| Al | mg/l | Aluminium (in Form von Al-Sulfat) |
| AN | | Anaerobbecken |
| AQUASIM | | Simulationssoftware von G.Reichert |
| ASM1 | | Activated Sludge Model No.1 der IAWQ-Arbeitsgruppe |
| AW | | Abwasser |
| AC | mg/l | Azetat |
| B | | B-Stufen-Schlamm |
| Batch-Test I | | Aerober Batch-Test mit RODTOX ohne Hemmung |
| Batch-Test II, III | | Aerober Batch-Test mit RODTOX mit Hemmung (CN, NA) |
| b_H | 1/d | Sterberate der heterotrophen Organismen |
| $b_{H(20^\circ C)}$ | 1/d | Sterberate der heterotrophen Organismen bei 20°C |
| BSB_5 | mg/l | Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen |
| C_e | mg O ₂ /l | O ₂ -Konzentration im stationären Zustand |
| CN | mg/l | Kalium-Zyanid |
| C_s | mg O ₂ /l | O ₂ -Konzentration bei Sättigung |
| CSB | mg/l | Chemischer Sauerstoffbedarf |
| $CSB_{0,45\mu}$ | mg/l | CSB membranfiltriert (Filter mit 0,45 µ Porenweite) |
| $CSB_{f_{lo-f}}$ | mg/l | CSB flockungsfiltriert |
| $CSB_{f_{lo-f}}$ lt. OUR | mg CSB/l | theoretischer $CSB_{f_{lo-f}}$ nach Abzug des veratmeten S_s (aus OUR) von $CSB_{f_{lo-f}}$ -Ausgangskonzentration |
| CSB_{ges} | mg/l | CSB gesamt |
| dC/dt | mg O ₂ /l/h | Änderung der O ₂ -Konzentration mit der Zeit |
| η | - | Wirkungsgrad |
| η_{anox} | - | Abminderung heterotrophes Wachstum unter anoxischen Bedingungen |
| f_{XH} | g CSB/ g CSB | Anteil der aktiven heterotr.Biomasse am Gesamt-CSB des Belebtschlammes bzw. des Abwassers |
| HB | | Höchstlastbelegung |
| ini | | Initial concentration (Anfangskonzentration) |
| ISA | | Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen |
| ISV | ml/g | Index Schlammvolumen |
| K_{cn} | mg CSB/l | Sättigungskonstante bei der Hemmung durch Zyanid |
| K_{cn_H} | mg CSB/l | Sättigungskonstante bei der Hemmung des het.Wachstums durch Zyanid |

Abkürzungsverzeichnis

| | | |
|------------------------|-------------------------|---|
| K_{cn_kh} | mg CSB/l | Sättigungskonstante bei der Hemmung der Hydrolyse durch Zyanid |
| K_{enm} | 1/d | Enmeshment-Rate |
| k_{La} | 1/h | Belüftungskoeffizient |
| K_{OH} | mg O ₂ /l | Halbwertskoeffizient für die O ₂ -Aufnahme der het.Biomasse |
| K_{NOH} | mg NO ₃ -N/l | Halbwertskoeff. für die Nitrataufnahme der het.Biomasse |
| K_S | mg CSB/l | Halbwertskoeffizient bei der Veratmung von S_S |
| K_X | mg CSB/l | Halbwertskoeffizient für die Hydrolyse von X_S |
| μ_H | 1/d | max. Wachstumsrate der heterotr. Organismen |
| NA | mg/l | Nalidixic Acid |
| oTS | g/l | organischer TS |
| OVC (= OUR) | mg O ₂ /l/h | O ₂ -Verbrauchsrate für die Kohlenstoffatmung |
| OVD | mg O ₂ /l/h | O ₂ -Verbrauchsrate für die Denitrifikation |
| OVN | mg O ₂ /l/h | O ₂ -Verbrauchsrate für die Nitrifikation |
| OUR (= OVC) | mg O ₂ /l/h | Oxygen Uptake Rate (O ₂ -Verbrauchsrate) des Belebtschlammes (Schlammatmung) |
| OUR _c | mg O ₂ /l/h | O ₂ -Verbrauchsrate für den Kohlenstoffabbau (=OUR) |
| OUR _{dn} | mg O ₂ /l/h | O ₂ -Verbrauchsrate für die Denitrifikation (anoxische Bedingungen) |
| OUR _n | mg O ₂ /l/h | O ₂ -Verbrauchsrate für die Nitrifikation |
| OUR von SS2 | mg O ₂ /l/h | OUR aufgrund von zu S_S hydrolysiertem X_S |
| OUR von X_S | mg O ₂ /l/h | OUR aufgrund von zu S_S hydrolysiertem X_S |
| OUR_e | mg O ₂ /l/h | OUR ohne Substrat (endogene Atmung, Grundatmung) |
| OUR_s | mg O ₂ /l/h | OUR bei Vorliegen von Substrat (Substratatmung) |
| PHB | | Polyhydroxybuttersäure (Speicherpolymer) |
| ROD TOX | | Gerät zur Schlammatmungsmessung (R apid O xxygen D emand and T OXicity tester) |
| ROD TOX A | | ROD TOX für Versuche mit A-Stufen-Schlamm |
| ROD TOX B | | ROD TOX für Versuche mit B-Stufen-Schlamm |
| SF | | Sandfang |
| S_I | mg/l | Inerter gelöster CSB |
| S_{IA} | mg CSB/l | für A-Stufen-Schlamm inerter gelöster CSB |
| S_{IB} | mg CSB/l | für B-Stufen-Schlamm inerter gelöster CSB |
| SO | mg/l | O ₂ -Konzentration |
| S_S | mg/l | Leicht abbaubarer CSB |
| SS_A | mg CSB/l | für A-Stufen-Schlamm leicht abbaubarer CSB |
| SS_{AW} | mg/l | S_S im Abwasser |
| SS_B | mg CSB/l | für B-Stufen-Schlamm leicht abbaubarer CSB = SS_{ges} |
| SS_{ini} | mg/l | Anfangskonzentration von S_S (nach Substratzugabe) |
| $SS_{Schl.}$ | mg CSB/l | S_S im Belebtschlamm |

Abkürzungsverzeichnis

| | | |
|-----------------|--|--|
| τ | Minuten | Zeitkonstante für Start-up-Term bei Wachstum und Hydrolyse |
| t | Tage | Aktuelle Zeit |
| t_0 | Tage | Anfangszeit |
| TR | g/l | Schlamm-Trockenrückstand |
| TS | g/l | Schlamm-Trockensubstanz |
| TS ₀ | mg/l | Abfiltrierbare Stoffe im Abwasser |
| ÜS | | Überschußschlamm |
| V_{AW} | Liter | Volumen Abwasser |
| $V_{Schl.}$ | Liter | Volumen Belebtschlamm |
| v_{dn} | mg N/ (g oTS.h) | Spezif. Denitrifikationsgeschwindigkeit |
| v_S | cm/s | Sinkgeschwindigkeit der Schlammflocken |
| X_H | mg/l | aktive heterotrophe Biomasse |
| X_I | mg/l | Inerter partikulärer CSB |
| X_P | mg CSB/l | inertes Biomassenerfallsprodukt |
| X_S | mg/l | Langsam abbaubarer CSB |
| X_{S_A} | mg CSB/l | für A-Stufen-Schlamm langsam abbaubarer CSB |
| $X_{S_{AW}}$ | mg CSB/l | X_S im Abwasser |
| X_{S_B} | mg CSB/l | für B-Stufen-Schlamm langsam abbaubarer CSB |
| $X_{S_{Schl.}}$ | mg CSB/l | X_S im Belebtschlamm |
| Y_H | g CSB _{Zelle} / g CSB _{Substrat} | Yield (Ertragskoeffizient) der heterotrophen Organismen |
| ZK | | Zwischenklärung |
| ZKB | | Zwischenklärbecken |

14. ANHANG

14.1. ANHANG A – Versuche in Wien

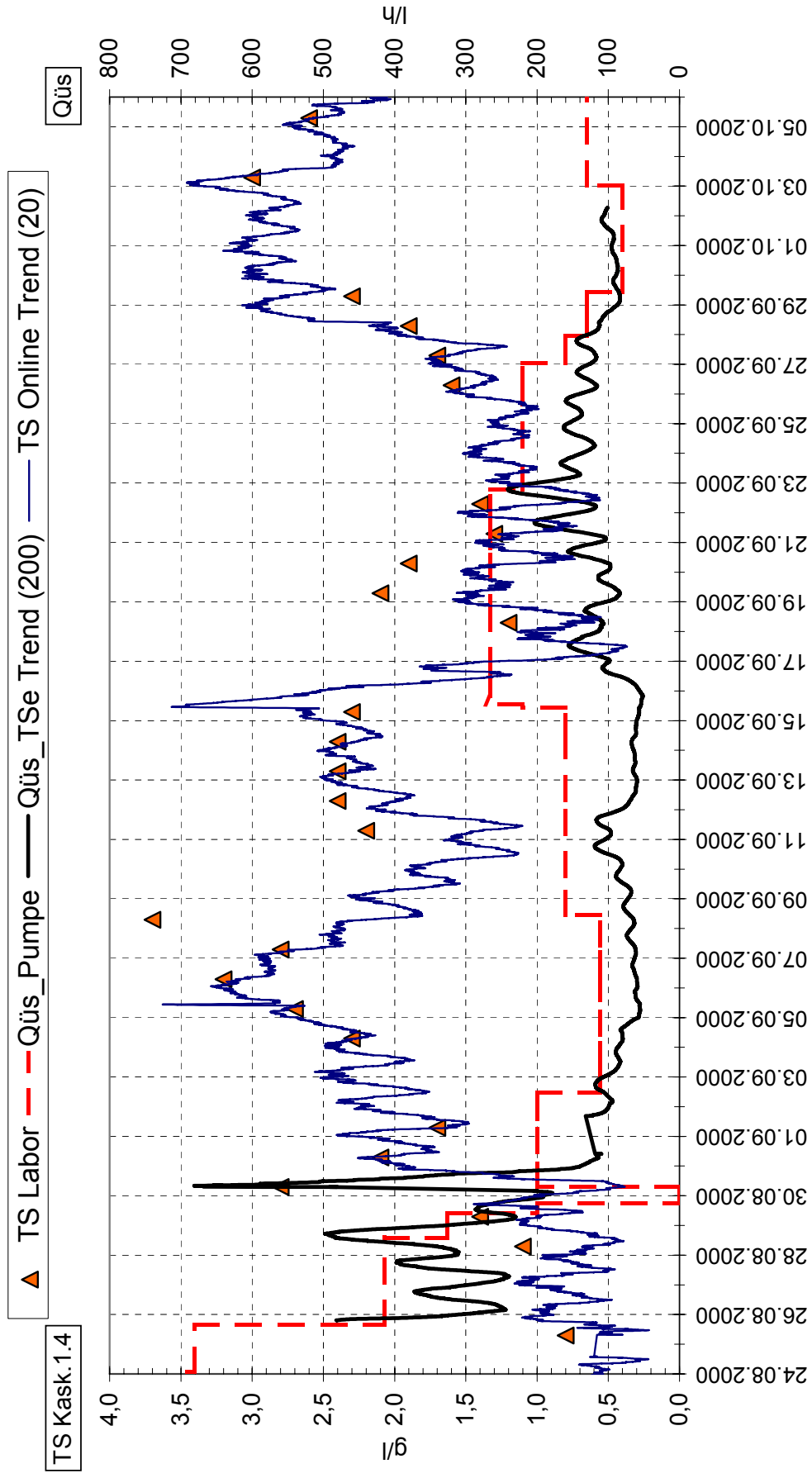


Abbildung 89: TS-Konzentration in Kask.1.4 der Versuchsanlage Wien It. Online-Messung sowie Labor (Stichproben), ÜS-Menge infolge Pumpbetrieb sowie ÜS-Menge aliquot dem gemessenen Schlammabtrieb (Qüs_TSe)

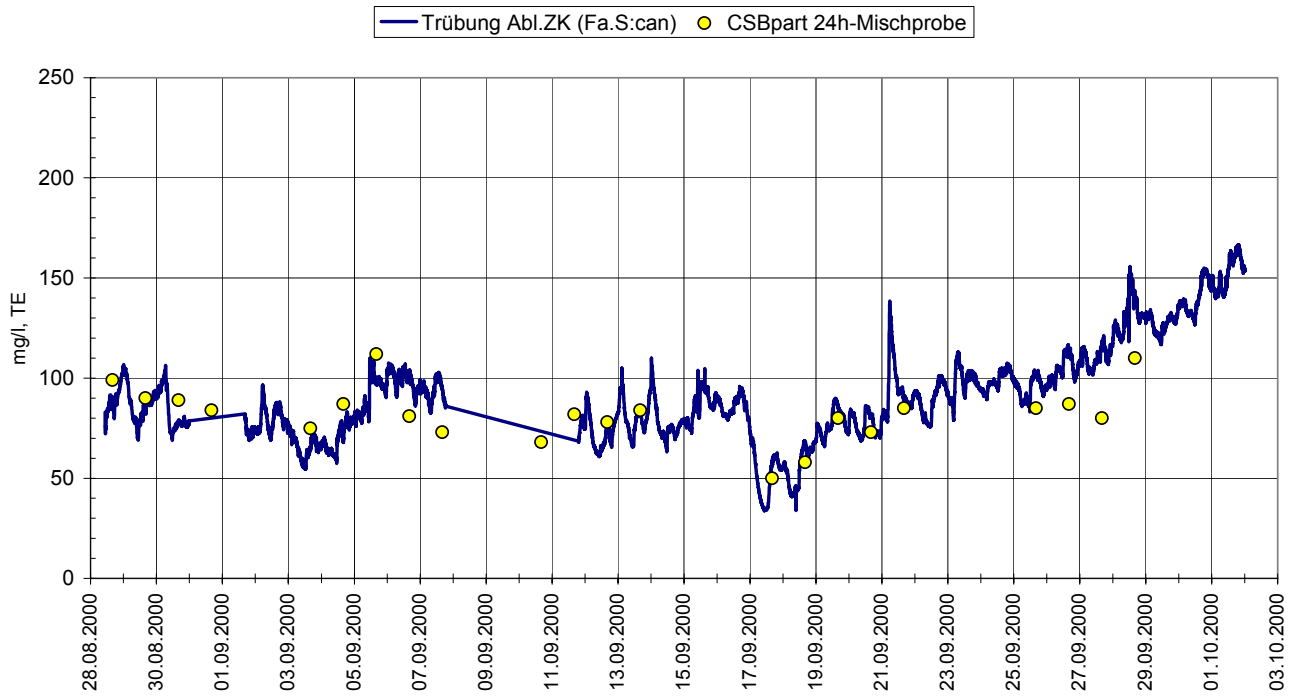


Abbildung 90: Online gemessene Trübung im Ablauf Zwischenklärung (UV-VIS-Sonde) im Vergleich zu den aus CSB_{ges} und CSB_{μ} errechneten part.CSB-Konzentrationen in den Tagesmischproben

Versuch 2.6+3.6 (Schlammalter 0,67 d)

Es zeigt sich ein ähnliches Bild wie beim Versuch 2.4+3.4. Während sich der membranfiltrierte CSB im A-Schlamm nicht weiter verringert, wird er vom B-Schlamm weiter abgebaut (von 70 mg/l, theoretisch und gemessen, bis auf 38 mg/l innerhalb von 4 Stunden).

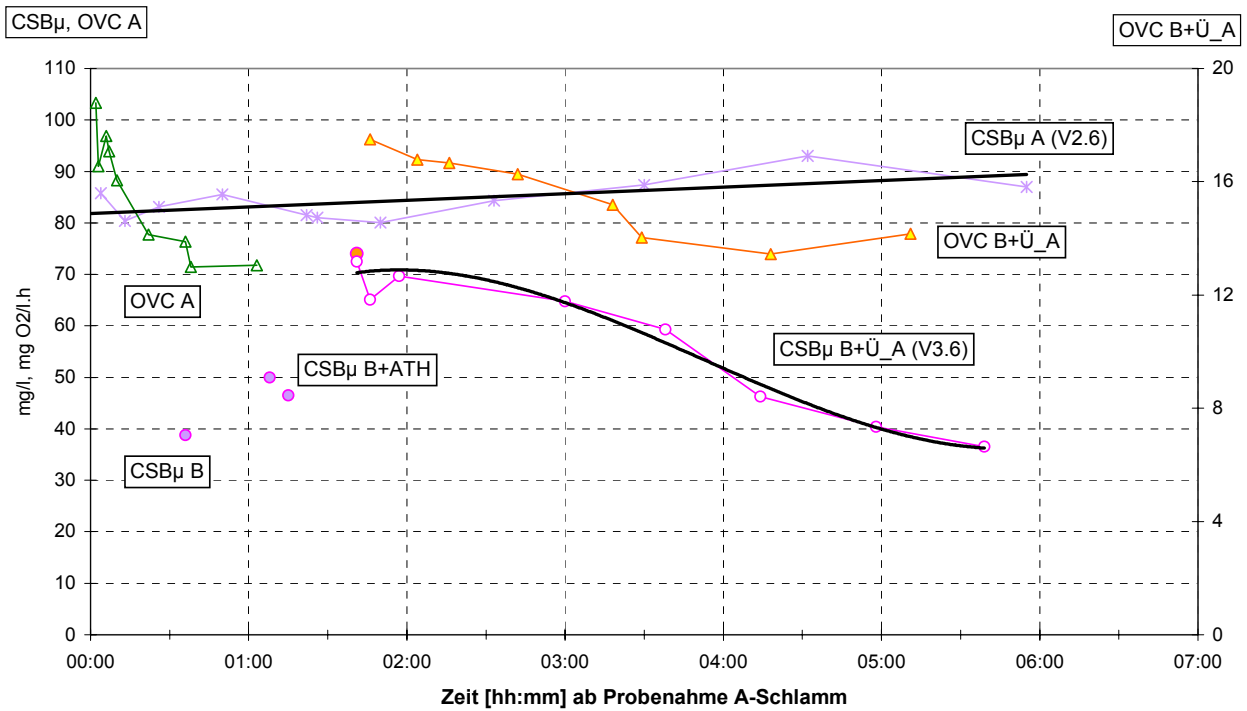
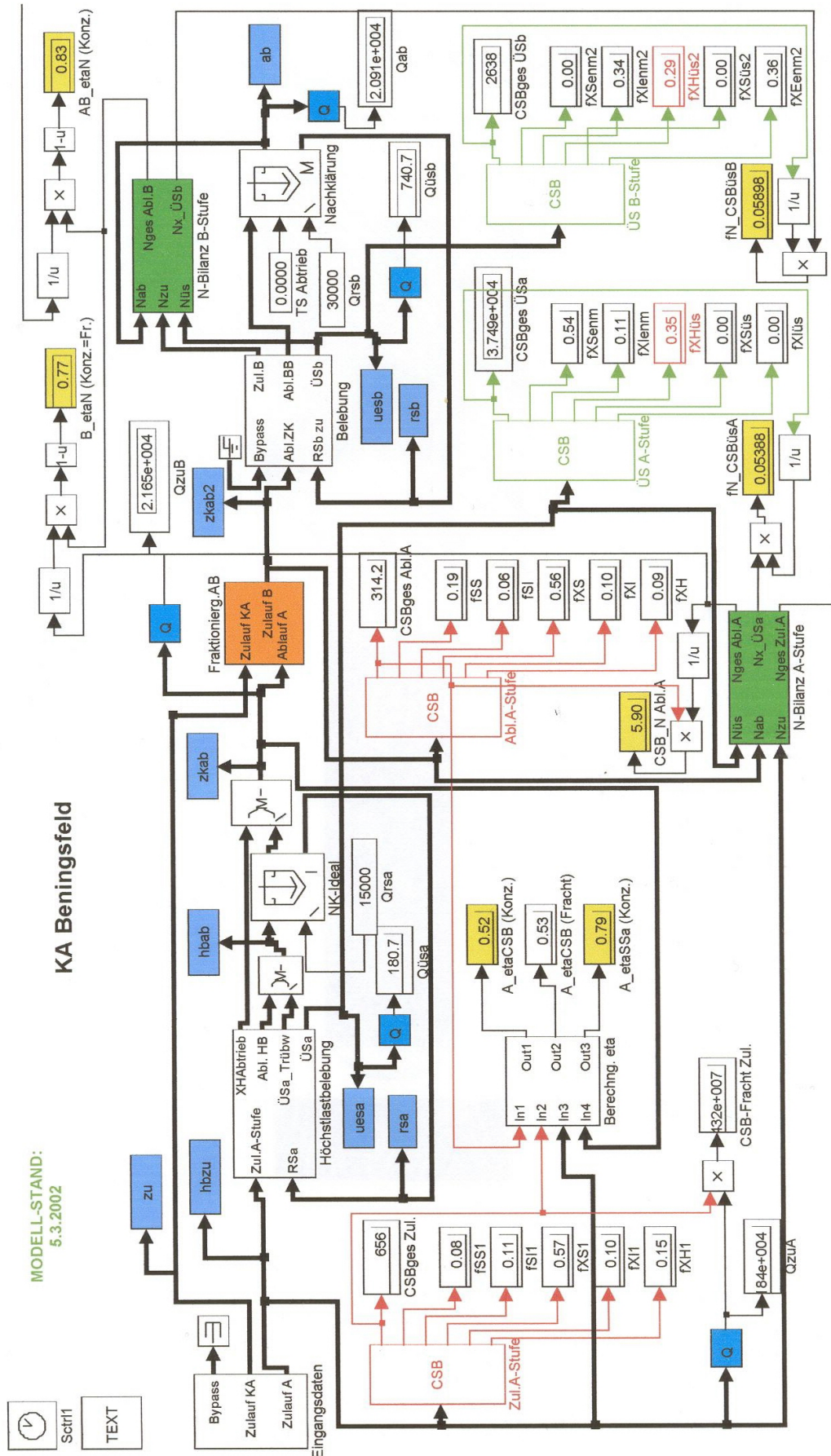


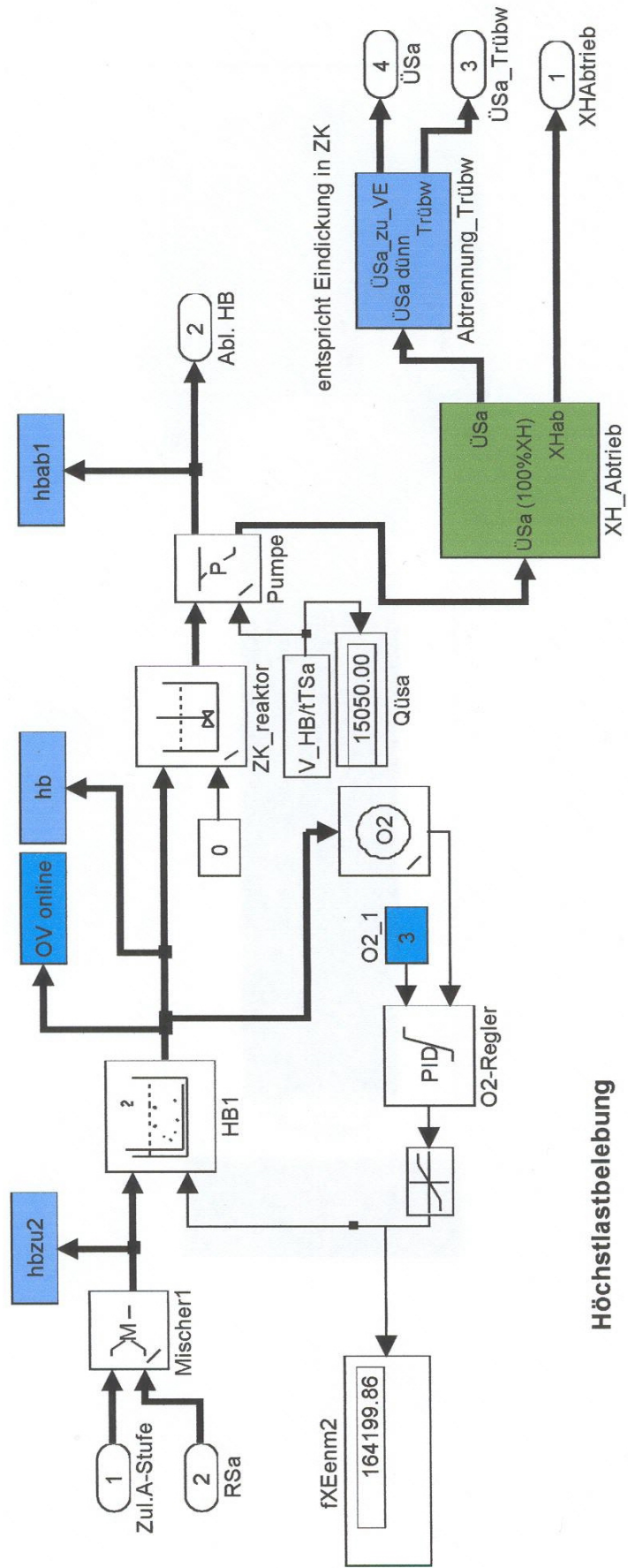
Abbildung 91: CSB_μ und Atmungsaktivität während Versuch 2.6+3.6 ($S_{I_B} / S_{I_A} = 0,43$)
 [Si-Versuche00 / V2.6_V3.6]

| Batch-Versuch | CSB _{ATH} im B-Schlamm (mg/l) | CSB _{ATH} im B-Schlamm+Ü_A (mg/l) |
|---------------|--|--|
| 2.2+3.2 | 6 | 1,3 |
| 2.1+3.1 | 13,5 | 7,9 |
| 2.4+3.4 | 8,1 | 2,7 |
| 2.5+3.5 | 16,5 | 4,5 |
| 2.6+3.6 | 9,3 | 2,5 |
| 2.0+3.0 | 48,1 | 31,7 |
| 2.7+3.7 | 12,5 | 3,4 |

Tabelle 45: CSB-Aufstockung im Batch-Versuch durch Zugabe von ATH

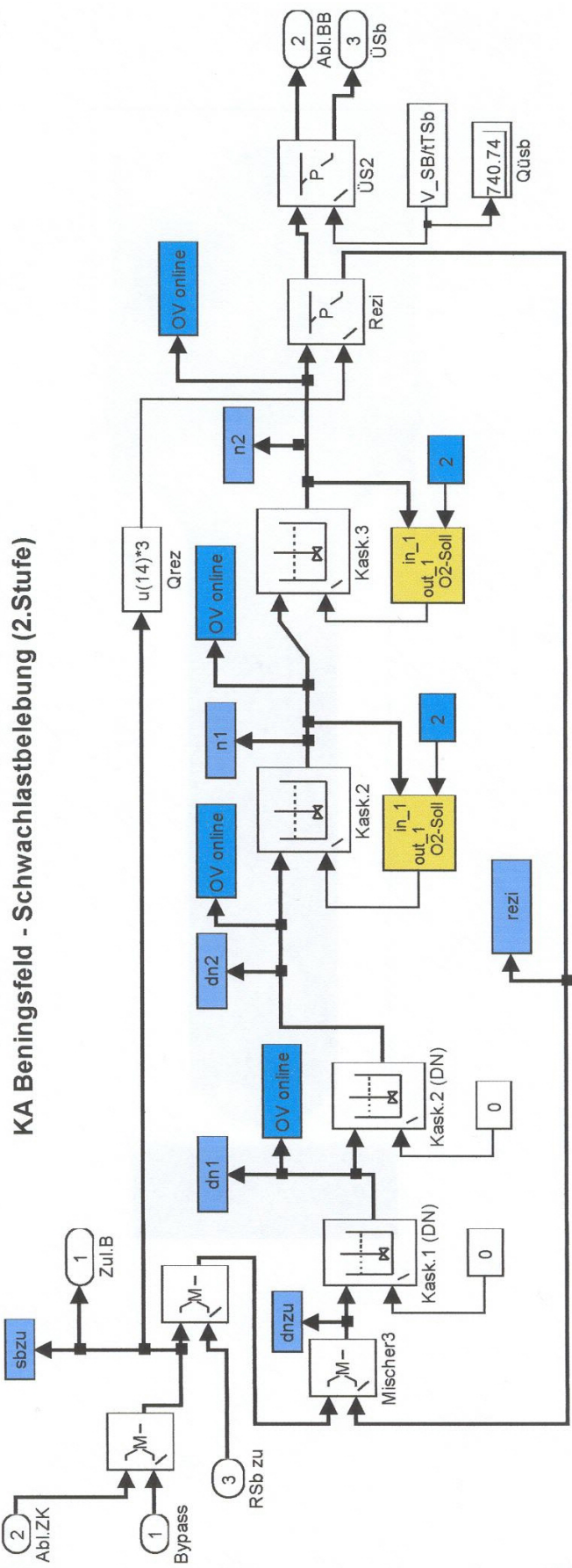
14.2. ANHANG B – Modellierung





Höchstlastbelegung

sowie Abtrennung von XS und XI aus ÜS, da nicht zum ÜS gehörig
(Enmeshment-Modell: kein Absetzen in ZK)



Anhang A

```
function pbio=setpbihs(T); % Haider, 18-02-98
% setpbio  pbio=setpbio(T)
%
%       Diese Funktion berechnet die stöchiometrischen und kinetischen
%       Parameter der Prozesse im Belebungsbecken (pbio) als Funktion der
%       Abwassertemperatur in grd Celsius (T)
%
%       % A-Stufe Beningsfeld
pbio=[
%HetGrowth
0.60; % YH (1)
5*exp(-0.069*(20-T)); % mueH (2)
5; % KS(3)
0.2; % KOH (4)
0.1; % KalkH [mol/m^3] (5)
0.5; % KNOH (6)
0.0001; % KNH (7)
0.6*exp(-0.11*(20-T)); % bH (8)
0.75; % etaH (9)
%AutGrowth
0.24; % YA (10)
0.95*exp(-0.098*(20-T)); % muA (11)
0.5; % KNHA (12)
0.1; % KOA (13)
0.5; % KalkA [mol/m^3] (14)
0.15*exp(-0.098*(20-T)); % bA (15)
%Hydrolyse
4.0*exp(-0.04*(20-T)); % kh (16)
0.5*exp(-0.04*(20-T)); % kx (17)
0.2; % KOHY Monod aerob(Svardal)(18)
0.5; % KNOHY Monod anox(Svardal)(19)
0.5; % etaHY anox (20)
%Fraktionen
0.08; % fXE Zerfallsprodukt inert (g CSB/g CSB)(21)
0.08; % fN von XH,XA (22) (g N/g CSB)
0.04; % fN von XS,XI,XP (23) (g N/g CSB)
0.01; % fN von SS,SI (24) (g N/g CSB)
0.04; % fN von XSenm,XIenm(25) (g N/g CSB)
0.04; % fN von .....? (26) (g N/g CSB)
%Enmeshment
0.1; % kenm1 (A-Stufe) (27)
];

% A-Stufe Beningsfeld
```

Anhang A

```
function pbio=setpbih2(T); % Haider, 18-02-98
% setpbio  pbio=setpbio(T)
%
%       Diese Funktion berechnet die stöchiometrischen und kinetischen
%       Parameter der Prozesse im Belebtecken (pbio) als Funktion der
%       Abwassertemperatur in grd Celsius (T)
%
%       % B-Stufe Beningsfeld

pbio=[
    %HetGrowth
    0.67; % YH (1)
    4*exp(-0.069*(20-T)); % mueH (2)
    5; % KS (3)
    0.2; % KOH (4)
    0.1; % KalkH [mol/m^3] (5)
    0.5; % KNOH (6)
    0.001; % KNH (7)
    0.6*exp(-0.069*(20-T)); % bH (8)
    0.8; % etaH (9)
    %AutGrowth
    0.24; % YA (10)
    0.90*exp(-0.098*(20-T)); % muA (11)
    0.5*exp(-0.069*(20-T)); % KNHA (12)
    0.2; % KOA (13)
    0.25; % KalkA [mol/m^3] (14)
    0.15*exp(-0.08*(20-T)); % bA (15)
    %Hydrolyse
    3.0*exp(-0.11*(20-T)); % kh (16)
    0.03*exp(-0.11*(20-T)); % kx (17)
    0.2; % KOHY Monod aerob(Svardal)(18)
    0.5; % KNOHY Monod anox(Svardal)(19)
    0.6; % etaHY anox (20)
    %Fraktionen
    0.08; % fXE Zerfallsprodukt inert (g CSB/g CSB) (21)
    0.08; % fN von XH,XA (22) (g N/g CSB)
    0.04; % fN von XS,XI (23) (g N/g CSB)
    0.01; % fN von SS,SI (24) (g N/g CSB)
    0.05; % fN von XSenm,XIenm(25) (g N/g CSB)
    0.07; % fN von XPenm (XP) (26) (g N/g CSB)
    %Enmeshment
    0.025; % kenm1 (27)
];

% B-Stufe Beningsfeld
```

```
function [SIZ,PAR,Phydro]=b_astufe(pr);
% Stand: 29-04-98, Haider (Vorlage: Haider b_asml, modifiziert)
% Heterotrophes Wachstum
YH =pr(1);           % A-Stufe Beningsfeld
mueH=pr(2)          % Biolog. Parameter siehe setpbihs.m
KS=pr(3);
KOH=pr(4);
KALKH=pr(5);
KNOH=pr(6);
KNH=pr(7);
bH =pr(8);
etaH=pr(9);

% Autotrophe
YA =pr(10);
mueA=pr(11);
KNA=pr(12);
KOA= pr(13);
KALKA=pr(14);
bA =pr(15);

% Hydrolyse
KH=pr(16)
KX=pr(17)
KOHY= pr(18);
KNOHY=pr(19);
etaHy=pr(20);
fXE=pr(21);
fN=pr(22);
fNi=pr(23);
fNs=pr(24);
fNx2=pr(25);
fNx3=pr(26);
Kenm1=pr(27);
Kenm2=pr(28);

%/* Sauerstoffeintrag */
alpha =pr(29);%in Maske
SOsatt =pr(30);%in Maske
Rlu =pr(31);%in Maske
Tiefe =pr(32);%in Maske

%Hydraulik
Vmin =pr(33);%in Maske
Abb =pr(34);%Berechnung
bbb =pr(35);%Berechnung
kab =pr(36);%Berechnung

Phydro=[Vmin;
```



```

function [SIZ,PAR,Phydro]=b_bstuf(pr);
% Stand: 29-04-98, Haider (Vorlage: Haider b_asml, modifiziert)
% Heterotrophes Wachstum
YH =pr(1)
mueH=pr(2);
KS=pr(3);
KOH=pr(4);
KALKH=pr(5);
KNOH=pr(6);
KNH=pr(7);
bH =pr(8)
etaH=pr(9);

% Autotrophe
YA =pr(10);
mueA=pr(11);
KNA=pr(12);
KOA= pr(13);
KALKA=pr(14);
bA =pr(15);

% Hydrolyse
KH=pr(16);
KX=pr(17);
KOHY= pr(18);
KNOHY=pr(19);
etaHy=pr(20);
fXE=pr(21);
fN=pr(22);
fNi=pr(23);
fNs=pr(24);
fNx2=pr(25);
fNxe=pr(26);
KenmJ=pr(27);
Kenm2=pr(28);

%/* Sauerstoffeintrag */
alpha =pr(29);%in Maske
SOSatt =pr(30);%in Maske
Rlu =pr(31);%in Maske
Tiefe =pr(32);%in Maske

%Hydraulik
Vmin =pr(33);%in Maske
Abb =pr(34);%Berechnung
bbb =pr(35);%Berechnung
kab =pr(36);%Berechnung

```


| |
|--|
| WIENER MITTEILUNGEN WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER |
|--|

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

| Band Nr | | Preis € |
|---------|---|------------|
| 1 | Das Wasser (1968) Kresser W. | vergriffen |
| 2 | Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H. | vergriffen |
| 3 | Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W. | vergriffen |
| 4 | Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969 | vergriffen |
| 5 | Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970 | vergriffen |
| 6 | Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971 | vergriffen |
| 7 | Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972 | vergriffen |
| 8 | Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F. | vergriffen |
| 9 | Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.: | 18 |
| 10 | 1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972) | vergriffen |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|---|------------|
| 11 | Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D. | vergriffen |
| 12 | Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973 | vergriffen |
| 13 | Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K. | vergriffen |
| 14 | Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973 | vergriffen |
| 15 | Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974 | vergriffen |
| 16 | Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W. | vergriffen |
| 17 | Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.: | 18 |
| 18 | Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975 | vergriffen |
| 19 | Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976 | 10 |
| 20 | Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976 | vergriffen |
| 21 | Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977 | 22 |
| 22 | Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977 | vergriffen |
| 23 | Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J. | vergriffen |
| 24 | Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A. | vergriffen |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|--|------------|
| 25 | Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H. | vergriffen |
| 26 | Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D. | vergriffen |
| 27 | Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978 | vergriffen |
| 28 | Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979 | vergriffen |
| 29 | Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H. | vergriffen |
| 30 | Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag | vergriffen |
| 31 | Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W. | vergriffen |
| 32 | Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980 | 25 |
| 33 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980) | vergriffen |
| 34 | Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980 | vergriffen |
| 35 | Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G. | vergriffen |
| 36 | Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W. | vergriffen |
| 37 | Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E. | vergriffen |
| 38 | Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.: | vergriffen |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|--|------------|
| 39 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2 | vergriffen |
| 40 | Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981 | vergriffen |
| 41 | Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981 | 29 |
| 42 | Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R. | 22 |
| 43 | Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981) | 25 |
| 44 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3 | 25 |
| 45 | Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982 | 29 |
| 46 | Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W. | vergriffen |
| 47 | Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982 | vergriffen |
| 48 | Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach | vergriffen |
| 49 | Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag | vergriffen |
| 50 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4 | vergriffen |
| 51 | Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983 | vergriffen |
| 52 | Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983 | vergriffen |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|---|------------|
| 53 | Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984 | vergriffen |
| 54 | Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984 | vergriffen |
| 55 | Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984) | 26 |
| 56 | Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985 | vergriffen |
| 57 | Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985 | vergriffen |
| 58 | Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985 | vergriffen |
| 59 | Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B. | 23 |
| 60 | Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985) | 16 |
| 61 | Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H. | vergriffen |
| 62 | Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H. | vergriffen |
| 63 | Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A. | vergriffen |
| 64 | Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986 | vergriffen |
| 65 | Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986 | vergriffen |
| 66 | Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986 | 29 |
| 67 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986) | vergriffen |

| Band Nr | Preis € |
|---|------------|
| 68 Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H. | 22 |
| 69 Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987 | vergriffen |
| 70 Flußbau und Fischerei (1987) | vergriffen |
| 71 Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987 | vergriffen |
| 72 Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E. | vergriffen |
| 73 Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988 | vergriffen |
| 74 Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988) | 22 |
| 75 Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988 | vergriffen |
| 76 Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988 | vergriffen |
| 77 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987) | vergriffen |
| 78 Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P. | 25 |
| 79 Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989 | vergriffen |
| 80 Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S. | vergriffen |
| 81 Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien | vergriffen |
| 82 Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989 | vergriffen |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|---|------------------|
| 83 | Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium | 18 |
| 84 | Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien | 29 |
| 85 | Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W. | 18 |
| 86 | Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W. | 25 |
| 87 | Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990 | vergriffen |
| 88 | Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989 | vergriffen |
| 89 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9 | vergriffen |
| 90 | A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H. | 18 |
| 91 | Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G. | 18 |
| 92 | Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P. | nicht erschienen |
| 93 | Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J. | 18 |
| 94 | Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W. | 18 |
| 95 | Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K. | 22 |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|--|------------|
| 96 | EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien | 29 |
| 97 | Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien | 25 |
| 98 | Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991 | 36 |
| 99 | Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, | 22 |
| 100 | Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien | vergriffen |
| 101 | Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B. | 18 |
| 102 | Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O. | i.V. |
| 103 | Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992 | 36 |
| 104 | Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control | vergriffen |
| 105 | Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien | 22 |
| 106 | Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H. | 22 |
| 107 | Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992 | 29 |
| 108 | Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992 | 29 |
| 109 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994 | i.V. |

| Band Nr | Preis € |
|--|------------|
| 110 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien | 36 |
| 111 Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993 | vergriffen |
| 112 Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993) | 18 |
| 113 Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung | vergriffen |
| 114 Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994 | vergriffen |
| 115 Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2 | 22 |
| 116 Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0 | 25 |
| 117 Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9 | 25 |
| 118 3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7 | 19 |
| 119 Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg | vergriffen |
| 120 Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1 | 32 |
| 121 Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X | 29 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 122 | Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H. | 18 |
| 123 | Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H. | 22 |
| 124 | Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4 | 22 |
| 125 | Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2 | 32 |
| 126 | Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0 | 29 |
| 127 | Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9 | 29 |
| 128 | Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5 | 0 |
| 129 | Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9 | vergriffen |
| 130 | Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7 | 36 |
| 131 | Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5 | 29 |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|---|------------|
| 132 | Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3 | vergriffen |
| 133 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0 | 12 |
| 134 | Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X | 22 |
| 135 | Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8 | 36 |
| 136 | 1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6 | i.V. |
| 137 | Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4 | 32 |
| 138 | Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2 | 25 |
| 139 | Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6 | 22 |
| 140 | Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4 | 25 |
| 141 | Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2 | 36 |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|--|------------|
| 142 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0 | 18 |
| 143 | Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9 | 22 |
| 144 | Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7 | 29 |
| 145 | Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5 | vergriffen |
| 146 | 2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3 | i.V. |
| 147 | Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1 | 36 |
| 148 | Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C | 36 |
| 149 | Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4 | 22 |
| 150 | Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1 | 36 |
| 151 | Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X | 29 |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|--|------------|
| 152 | Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8 | 25 |
| 153 | Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6 | vergriffen |
| 154 | Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4 | 29 |
| 155 | Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2 | 32 |
| 156 | Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0 | 22 |
| 157 | Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9 | 25 |
| 158 | Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7 | vergriffen |
| 159 | Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0 | 22 |
| 160 | Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9 | 25 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 161 | Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000) Präsentation eines Forschungsprojektes ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien ISBN 3-85234-052-7 | vergriffen |
| 162 | Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien ISBN 3-85234-053-5 | 25 |
| 163 | Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein ISBN 3-85234-054-3 | 25 |
| 164 | Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000) ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien ISBN 3-85234-055-1 | i.V. |
| 165 | Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000) Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St. ISBN 3-85234-056-x | 25 |
| 166 | Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001) ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien ISBN 3-85234-057-8 | 40 |
| 167 | Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001) Laber J. ISBN 3-85234-058-6 | 25 |
| 168 | Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001) ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien. ISBN 3-85234-059-4 | 29 |
| 169 | Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001) Langergraber G. ISBN 3-85234-060-8 | 25 |
| 170 | Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001) Bogner ISBN 3-85234-061-6 | i.V. |
| 171 | Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001) ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien ISBN 3-85234-062-4 | 25 |

| Band Nr | | Preis € |
|---------|---|---------|
| 172 | Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2 | 30 |
| 173 | Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0 | 20 |
| 174 | Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9 | 25 |
| 175 | Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7 | i.V. |
| 176 | Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5 | 30 |
| 177 | Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3 | 30 |
| 178 | Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-85234-069-1 | 30 |
| 179 | Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5 | i.V. |
| 180 | Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3 | 30 |
| 181 | Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1 | 30 |

| Band Nr | | Preis € |
|------------|--|---------|
| 182 | Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X | i.V. |
| 183 | Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8 | 40 |
| 184 | Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6 | 30 |
| 185 | Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4 | 30 |
| 186 | Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2 | 30 |
| 187 | Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütewirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0 | 40 |
| 188 | CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9 | 30 |
| 189 | Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2 | 25 |

Blaue Reihe

In der „Blauen Reihe“ erscheinen Projektberichte des Instituts für Wassergüte und Abfallwirtschaft, die von allgemeinem Interesse sind und aufwendig in 4-Farbendruck und A4 Größe produziert werden.

Folgende Bände sind erhältlich:

| Band Nr | Preis € |
|---|-------------------|
| 001 Abwasserentsorgung Lainsitztal Begutachtung in technischer, wirtschaftlicher und ökologischer Hinsicht 1996, 321 Seiten + umfangreicher Datenteil, 60 Abbildungen, Plan | vergriffen |
| 002 Adaptierung von Oberösterreichischen Tauchkörperanlagen in Hinblick auf die Anforderungen der 1.AEV für kommunales Abwasser 1998, 182 Seiten + umfangreicher Datenteil, 70 Abbildungen | 43,60 |
| 003 Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten Erhebung für Österreich 1998, 166 Seiten + umfangreicher Datenteil, 55 Abbildungen | 43,60 |
| 004 Auswirkungen der Versickerung von biologisch gereinigtem Abwasser auf das Grundwasser 2002, 256 Seiten + CD | 60,00 |

Alle Bestellungen sind zu richten an:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien
Bestellung Wiener Mitteilungen

Karlsplatz 13/2261
1040 Wien

Fax Bestellungen an:
E-Mail Bestellungen an:

+43 / 1 / 58801 - 22699
iwag@iwag.tuwien.ac.at

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170