

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Ein Beitrag zur Beurteilung  
der Wechselwirkungen  
zwischen Kläranlagentechnik,  
-betrieb und Gewässergüte des Vorfluters,  
der an der Kläranlage entspringt**

Andreas Franz

**Band 140 - Wien 1998**

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

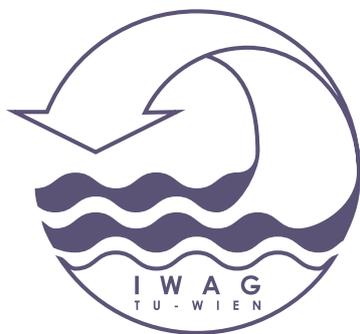
**Band 140**

**Ein Beitrag zur Beurteilung  
der Wechselwirkungen  
zwischen Kläranlagentechnik,  
-betrieb und Gewässergüte des Vorfluters,  
der an der Kläranlage entspringt**

Andreas Franz

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

Dissertationsschrift zur Erlangung des akademischen Grades  
eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat)  
an der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck  
Naturwissenschaftliche Fakultät  
ausgeführt am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien



Institut für Wassergüte  
und Abfallwirtschaft  
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226  
1040 Wien

Alle Rechte vorbehalten.  
Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,  
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

Druck: Riegelnik  
1080, Piaristengasse 19

ISBN 3 - 85234 - 031 - 4

## Vorwort

Der vorliegende Band, die Dissertation von Dr. Andreas Franz, ist das wissenschaftliche Ergebnis einer über 2 Jahre dauernden Forschungstätigkeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien. Ermöglicht wurde diese Arbeit durch die Österreichische Kommunal Kredit AG (ÖKK), die in sehr unbürokratischer Weise das Vorhaben finanziell unterstützt hat.

Das zentrale Anliegen der Forschungsarbeit war die Klärung der Frage, ob ein Gewässer, das nahezu ausschließlich aus dem Ablauf einer Kläranlage gespeist wird, mit der aktuellen Vorstellung einer ausreichenden Güte dieses Gewässers in Einklang zu bringen ist. Diese Fragestellung ist vor allem für die östlichen und südöstlichen Gebiete Österreichs von großer Bedeutung, weil dort oft sehr kleine Gewässer das Abwasser größerer Siedlungsgebiete aufnehmen müssen.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde beispielhaft eine Kläranlage (Mödling, NÖ) über ca. 2 Jahre im Normalbetrieb beobachtet um die Reinigungsleistung bei allen Betriebszuständen mit der Gewässergüte in Beziehung zu setzen. Es wurde dabei bewußt eine sehr einfache Anlage mit nur einer wesentlichen Reinigungsstufe (Belebungsanlage ohne Vorklärung mit Nährstoffentfernung) gewählt, um auch den möglichen Effekt bzw. den Bedarf kostenintensiver zusätzlicher Nachbehandlungsstufen abschätzen zu können.

Das Ergebnis der interdisziplinären Forschung zwischen Ingenieurwissenschaft, Biologie und Chemie geht allerdings weit über die grundlegende Fragestellung hinaus. Die wissenschaftliche Durchdringung der großen Datenfülle ist für alle Abwasserreinigungsanlagen nach dem Belebungsverfahren von großer Bedeutung. Detailprobleme bei den Vorgängen der Schlammstabilisierung, der simultanen Nitrifikation und Denitrifikation und vor allem der biologischen P-Entfernung könnten aufgedeckt und teilweise auch neuen Lösungen zugeführt werden.

Die Bemessung von derartigen Kläranlagen mit sehr hoher stabiler Reinigungsleistung konnte auf eine wesentlich verbesserte Grundlage gestellt werden. Das Ergebnis einer sehr einfachen und robusten Steuerung der Sauerstoffzufuhr konnte statistisch hervorragend abgesichert werden.

Die Veröffentlichung des Bandes wird für die Fachwelt eine Fundgrube gesicherter Daten und Zusammenhänge zugänglich machen, allerdings auch neue Fragen aufwerfen, die nach Antworten suchen.

An dieser Stelle soll noch einmal der ÖKK für die finanzielle Unterstützung gedankt werden, die nicht nur praxisrelevante neue Einsichten ermöglicht hat, sondern auch einer ganzen Reihe von jungen Forschern Arbeitsmöglichkeiten eröffnet hat.



## KURZFASSUNG

Abwassereinleitungen in Fließgewässer mit geringer Eigenwasserführung stellen hohe Anforderungen an die Reinigungsleistung und die Betriebssicherheit von Abwasserreinigungsanlagen, wenn den Zielen des Österreichischen Wasserrechtsgesetzes nach Schutz und Reinhaltung der Gewässer entsprochen werden soll. Die Suche nach ökologisch vertretbaren und ökonomisch realisierbaren Lösungskonzepten führt zu den Fragen nach der erreichbaren Reinigungsleistung und der Betriebssicherheit der Kläranlagen sowie der "tolerierbaren" Vorfluterbelastungen, um eine Beeinträchtigung des Fließgewässers zu vermeiden. Zur Beurteilung des Reinigungsverfahrens sind umfassende Betriebsergebnisse sowie Gewässergüteuntersuchungen des empfangenden Vorfluters erforderlich. In einem mehr als zweijährigen Forschungsprogramm auf der Kläranlage Mödling (NÖ) wurden diese Zusammenhänge zwischen Abwasserreinigung und Gewässerschutz näher beleuchtet. Diese Abwasserreinigungsanlage ist für 100.000 EW ausgelegt, und reinigt vorwiegend kommunales Abwasser von acht Gemeinden, die überwiegend nach dem Mischverfahren entwässert werden. Das gereinigte Abwasser wird in den Krottenbach eingeleitet, dessen natürlicher Abfluß zirka 10% des eingeleiteten Kläranlagenablaufes beträgt.

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag in der Aufklärung der Zusammenhänge zwischen der Belastung der Anlage, der Reinigungsleistung (hinsichtlich CSB-, N- und P-Entfernung) unter praxisrelevanten Betriebsbedingungen, der Betriebssicherheit der Anlage sowie des Einflusses des Kläranlagenablaufes auf die Gewässergüte des Vorfluters. Darüber hinaus sollten hygienische und ökotoxikologische Aspekte der Wasserqualität des Kläranlagenablaufes und des Vorfluters untersucht werden. Hinsichtlich der Verwertung des Klärschlammes dieser Anlage ohne getrennte Schlammstabilisierung sollten die Wechselwirkungen zwischen CSB- und N-Entfernung untersucht werden.

Die Grundlage zur Charakterisierung des Reinigungsprozesses und der Stoffströme stellten Massenbilanzen für CSB, N und P dar. Weiters wurde eine umfassende Datengrundlage erarbeitet, die einen Verfahrensvergleich mit anderen Anlagen sowie eine Beurteilung der Verfahrenskonzeption der bestehenden Anlage ermöglicht. Statistische Auswertungen der Ablaufparameter und der Entfernungsgrade stellen die Grundlage zur Beurteilung des Reinigungsverfahrens und der Betriebssicherheit der Anlage dar. Eine einfache

Methode wurde entwickelt und angewandt, um die spezifischen Frachten für Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen im zu entsorgenden Klärschlamm nach vollständiger Stabilisierung zu ermitteln. Die aus der CSB- und N-Bilanz der Kläranlage Mödling ermittelten Werte für die einwohnerwert-spezifischen Frachten im Überschussschlamm wurden dabei als Ausgangswerte für die Auswertungen der Stabilisierungsversuche im Laborversuch angesetzt.

Saprobiologische Gewässergüteuntersuchungen des Vorfluters zeigten die langfristigen Auswirkungen des Kläranlagenablaufes auf die Gewässerbiozönose auf. Ökotoxikologische Laboruntersuchungen an Algen, Rotatorien, Kleinkrebsen und Bakterien wurden mit Ablauf- und Vorfluterproben durchgeführt. Die Belastung des Kläranlagenablaufes sowie des Ablaufes nach einer Sandfiltrationsstufe im Pilotmaßstab mit Fäkalkeimen wurde mit klassischen mikrobiologischen Methoden ermittelt.

Ein wesentlicher Aspekt dieser Untersuchungen bestand in der Ermittlung der Zusammenhänge zwischen dem "Normalbetrieb" der Anlage und der resultierenden Ablaufqualität. In einem Zeitraum von mehr als zwei Jahren wurden verschiedene Betriebsverhältnisse sowie sich ergebende Betriebsprobleme untersucht. Das Anlagenkonzept erwies sich als erfolgreich hinsichtlich der geforderten Reinigungsleistung an einem abflußarmen Vorfluter. Ein solides und hochwertiges Planungskonzept sowie eine "verlässliche" und einfache Anlagenausstattung können dabei als die wesentlichen Voraussetzungen für eine hohe Reinigungsleistung sowie hohe Betriebssicherheit erachtet werden. Hinsichtlich der entfernten Schmutzfrachten wurden für 1993  $\eta_{\text{CSB}} = 94 \%$ ,  $\eta_{\text{Ges-N}} = 87 \%$ ,  $\eta_{\text{Ges-P}} = 87 \%$  mit chemischer P-Fällung und  $\eta_{\text{Ges-P}} = 67 \%$  ohne Fällung ermittelt. Die Ablaufkonzentrationen im Gesamtzeitraum betragen im Mittel CSB = 23 mg/l (85%-Perzentil CSB = 25 mg/l), TOC = 6,8 mg/l (85%-Perzentil TOC = 8,0 mg/l), SS = 5 mg/l (85%-Perzentil SS = 5,0 mg/l),  $\text{NH}_4\text{-N} = 0,3 \text{ mg/l}$  (85%-Perzentil  $\text{NH}_4\text{-N} = 0,3 \text{ mg/l}$ ),  $\text{NO}_3\text{-N} = 3,1 \text{ mg/l}$  (85%-Perzentil  $\text{NO}_3\text{-N} = 4,7 \text{ mg/l}$ ) und Ges-P = 0,6 mg/l (85%-Perzentil Ges-P = 0,8 mg/l) mit Fällung und Ges-P = 1,4 mg/l (85%-Perzentil Ges-P = 1,7 mg/l) ohne Fällung. Die Zugabe von Eisen-III-Chlorid zur P-Fällung führte zu keiner merkbaren Beeinträchtigung der vermehrten biologischen P-Entfernung (Bio-P). Die P-Rücklösung im Nachklärbecken zeigte eine deutliche Abhängigkeit vom Rücklaufverhältnis, unabhängig von den Nitratkonzentrationen im Ablauf von 5-6 mg/l. Es konnte über Massenbilanzen nachgewiesen werden, daß eine vermehrte biologische P-Aufnahme auch unter anoxischen Bedingungen (Anaerobstufe II) auftritt.

Die Konzentrationen für die Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen im Vorfluter unterhalb der Einleitung der Kläranlage (BSB<sub>5</sub> 1-2 mg/l, TOC 6,8 mg/l, DOC 4-5 mg/l; NH<sub>4</sub>-N 0,3 mg/l, NO<sub>3</sub>-N 3,1 mg/l, NO<sub>2</sub>-N 0,03 mg/l) erreichen die Immissionswerte im Entwurf zur österreichischen Immissionsverordnung für Cyprinidengewässer.

Bei störungsfreiem Betrieb konnte mit Hilfe einer Sandfiltrationsanlage (Flockungsfiltration mit Eisenfällung) im Pilotmaßstab eine Ges-P-Ablaufkonzentration von  $\leq 0,3$  mg/l und ein Schwebstoffgehalt von  $\leq 2$  mg/l erreicht werden. Hinsichtlich der Ges-P Konzentrationen wurde damit den Anforderungen der 1.EVO 1991 für Seeneinzugsgebiete (für Kläranlagen  $>30.000$  EW) entsprochen. Die hygienischen Anforderungen an die Beschaffenheit von Badegewässern (ÖNORM 6230) konnten weder im Ablauf der Nachklärbecken noch mit der nachgeschalteten Sandfiltrationsstufe eingehalten werden. Die Anforderungen an die hygienische Beschaffenheit der oberirdischen Zuflüsse zu Badegewässern wurden teilweise bereits im Kläranlagenablauf ohne Sandfiltrationsstufe erreicht.

Durch die Einleitung des Ablaufes dieser einstufigen Belebungsanlage ohne Vorklärung ( $t_{TS} > 25$ d) und dem Reinigungsziel der Anlage entsprechend niedrig belasteten Nachklärbecken, konnte im Vorfluter unterhalb der Einleitung der Kläranlage eine saprobiologische Gewässergüte von II erreicht werden. Der Abfluß, die Nährstoffkonzentrationen, die Beschattung und die Ökomorphologie des Fließgewässers bestimmen dabei gemeinsam die Gewässergüte.

Mit dem einstufigen Belebungsverfahren ohne Vorklärung und ohne getrennte Schlammstabilisierung kann eine nahezu vollständige Ges-N-Entfernung erreicht werden. Dem stehen jedoch doppelt so hohe Frachten an organischen Feststoffen und N-Frachten im zu entsorgenden Klärschlamm gegenüber. Die erreichten geringen Ges-N-Ablaufkonzentrationen und der einwohnerwert-spezifische Schlammanfall sind voneinander abhängig und können nicht gleichzeitig vermindert werden. Die Untersuchungsergebnisse aus Versuchen zur getrennten Stabilisierung des Schlammes ergaben unabhängig von der spezifischen organischen Fracht im rohen Überschußschlamm eine einwohnerwert-spezifische Fracht im vollständig stabilisierten Schlamm von 18g oTS/EW/d. Vergleichbare Ergebnisse wurden auch unter anaeroben Bedingungen erhalten (42d Faulzeit, 35°C). Nach getrennter aerober Stabilisierung verblieben (durch Nitrifikation und Denitrifikation) nur mehr 1,2g N/EW/d im zu entsorgenden Klärschlamm.

Die entwickelte Methodik der Massenbilanzen zur Beurteilung der Daten, der statistischen Auswertungen der Reinigungsleistung sowie der saprobiologischen Güteuntersuchung des Vorfluters kann auch auf vergleichbare Fälle angewandt werden. Die durchgeführten Untersuchungen können damit einen Beitrag dazu leisten, wie die Reinigungsleistung einer Kläranlage und die Gewässergüte des Vorfluters in Beziehung gebracht werden können. Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse können weitere Entscheidungen hinsichtlich Planung und Betrieb von Belebtschlammanlagen getroffen werden, insbesondere dort, wo nicht das Emissionsprinzip maßgebend für die Reinigungsleistung ist, sondern die Immissionssituation des (schwachen) Vorfluters.

## SUMMARY

Discharge of purified wastewater to small receiving waters with a low dilution rate (flow in river versus flow of wastewater discharged) requires reliability and high treatment efficiency of the treatment process, to fulfill the requirements of the Amendment 1990 of the Austrian Water Act 1959. Therefore, the question arises to which extent treatment efficiency can reliably be achieved and what the corresponding tolerance loading levels are for avoiding a deterioration of the receiving river quality. Herein is a great deal of disagreement between designers and limnologists. Apart from these principal aspects, detailed operational results of wastewater treatment plants are required for the evaluation of design combined with characterization of saprobity of the receiving rivers. According to these considerations a research program was carried out at the Mödling wastewater treatment plant (100,000 PE) over a period of more than two years. The Mödling plant located in the south of Vienna has a catchment area of about 100 km<sup>2</sup>. The plant treats mainly municipal wastewater from eight communities drained by a combined sewer system. The average flow of the small receiving river (Krottenbach) is less than one tenth of the average discharge of the Mödling wastewater treatment plant.

The major point of the investigations was the relationship between loading, operational conditions, treatment efficiency (COD, N, P) and saprobity of the small receiving river as well as fecal contamination and toxicological aspects of the effluent of the plant. In regard to final disposal of waste sludge from a treatment plant without a separate sludge stabilization process, interactions between COD and nitrogen removal had to be examined.

Mass balances for COD, N and P were used for the validation of the data, characterizing the treatment process and for the illustration of mass fluxes. A comprehensive data base has been worked out for process comparison and design evaluation. Statistical characterization of the effluent parameters and removal efficiencies was used for the evaluation of the design and operation of the plant. In regard to sludge stabilization a simple method has been developed and used to investigate the specific load (per capita) of organic matter (gVSS/PE/d) and nitrogen (gN/PE/d) in the waste sludge after extensive stabilization. In order to find out the extent of VSS degradation by separate sludge stabilization, sludge from Mödling plant was separately aerated for several weeks at different temperatures. To evaluate the specific load of VSS in the waste sludge after

extensive stabilization, values measured for the VSS concentration at the beginning of the tests were related to the specific organic load in the excess sludge determined from operational data.

Classic saprobiological analysis of the receiving creek showed the long term effect of the effluent of the plant. Growth inhibition test and mortality test with algae, rotatoria, crustacea and bacteria were applied for the toxicological characterization of the effluent and the receiving river water quality. Fecal contamination of the effluent of the plant with and without a sand filtration unit in pilot scale was investigated by common microbiological methods.

One important goal of this research program was to investigate the relationship between normal operation of the treatment plant over a period of more than two years and the effluent quality. In this period several modes of operation were investigated and all kinds of operational problems occurred. Nevertheless the concept has proved to be successful. The high reliability of operation and the high treatment efficiency were found to depend on a sophisticated design concept, reliable as well as simple equipment and the quality of plant management. In regard to pollutant loads, average removal efficiencies ( $\eta$ ) for  $\eta_{\text{COD}} = 94\%$ ,  $\eta_{\text{total N}} = 87\%$ ,  $\eta_{\text{total P}} = 87\%$  with precipitation and  $\eta_{\text{total P}} = 67\%$  without precipitation were obtained in 1993. Corresponding average effluent values over the whole investigation period were COD = 23 mg/l (85%-probability COD = 25 mg/l), TOC = 6.8 mg/l (85%-probability TOC = 8.0 mg/l), SS = 5 mg/l (85%-probability SS = 5.0 mg/l),  $\text{NH}_4\text{-N} = 0.3$  mg/l (85%-probability  $\text{NH}_4\text{-N} = 0.3$  mg/l),  $\text{NO}_3\text{-N} = 3.1$  mg/l (85%-probability  $\text{NO}_3\text{-N} = 4.7$  mg/l) and total P = 0.6 mg/l (85%-probability total P = 0.8 mg/l) with precipitation and total P = 1.4 mg/l (85%-probability total P = 1.7 mg/l) without precipitation. Over long periods an effluent very low in phosphate could be obtained with a reduced addition of precipitant combined with enhanced biological phosphorus removal. The addition of precipitant did not influence biological phosphorus removal at all. Resolubilisation of phosphorus in the final sedimentation tanks increased with decreasing return sludge ratio (increased detention time of the MLSS), regardless of nitrate concentrations in the effluent of the aeration tank of about 5-6 mg/l. Enhanced phosphorus-uptake under anoxic conditions was shown by mass balances for anaerobic tank II.

Downstream the plant, carbonaceous pollution ( $\text{BOD}_5$  1-2 mg/l, TOC 6.8 mg/l, DOC 4-5 mg/l) and nitrogen compounds ( $\text{NH}_4\text{-N}$  0.3 mg/l,  $\text{NO}_3\text{-N}$  3.1 mg/l,  $\text{NO}_2\text{-N}$  0.03 mg/l) met the Austrian immission standards for running waters.

Provided high reliability of operation, total phosphorus concentrations of  $\leq 0.3$  mg/l and SS-concentrations of  $\leq 2$  mg/l in the effluent could be achieved with sand filtration. The reduction of total colony count, E. coli, fecal coliforms and salmonella was not sufficient to fulfill the requirements of the Austrian and European Community guidelines for bathing waters. This results had been brought out by investigation of the effluent of the final sedimentation tanks of the plant and the effluent of a sand filtration unit in pilot scale.

Excellent river quality (saprobic class II) of the small receiving water could be achieved by discharging the effluent of this single-stage activated sludge plant (SRT > 25 d) without primary sedimentation and with low loaded clarifiers. Saprobity is mainly influenced by flow and nutrient concentrations in the effluent, shadowing and the conditions at the bottom of the river, too. Therefore, integrated and immission oriented strategies are required including river restoration measures.

By the single-stage activated sludge process without primary sedimentation and without separate sludge stabilization, almost complete nitrogen removal can be achieved. However, the specific organic and nitrogen loads in the waste sludge are up to two times higher than in separately stabilized sludge. Therefore it seems to be difficult to obtain both a high extent of nitrogen removal and a fairly well stabilized sludge, by means of this process without separate stabilization. Extensive aerobic stabilization resulted in a waste sludge production of about 18 g VSS/PE/d independent of different specific organic loads in the 'raw' excess sludge. The same result was obtained by sludge stabilization under anaerobic conditions (SRT 42 days; 35°C). After extensive separate aerobic stabilization, only 1.2 g N/PE/d remained in the waste sludge leaving the plant due to nitrification and denitrification.

Mass balances for a validation of the data and statistical characterization of treatment efficiency combined with saprobiological characterization of the receiving river have proved the applicability of the methods developed to similar cases. These investigations may serve as an example, how to relate treatment efficiency to saprobity of small receiving rivers. Based on the information gathered this way major decisions concerning the design and operation of activated sludge plants could be made, especially for cases where the environmental standard for small receiving waters are decisive.

1. EINFÜHRUNG .....	1
2. GEWÄSSERSCHUTZ UND ABWASSERREINIGUNG .....	5
2.1. ALLGEMEINES .....	5
2.2. UMSETZUNG DER ZIELE VON GEWÄSSERSCHUTZMASSNAHMEN .....	6
2.3. AUSWIRKUNGEN VON ABWASSEREINLEITUNGEN AUF DEN VORFLUTER .....	6
2.3.1. Abwasserinhaltsstoffe, Selbstreinigung und Gewässergüte.....	6
2.3.2. Auswirkungen der Einleitung von abbaubaren organischen Substanzen (Rohabwasser) auf den Sauerstoffgehalt in einem Fließgewässer.....	16
2.3.3. Der Einfluß der Verdünnung von Schmutzstoffen auf die Abwasserreinigung und den Vorfluter.....	23
2.3.3.1. Fremdwasser und Reinigungsleistung von Abwasserreinigungsanlagen.....	23
2.3.3.2. Veränderung der Konzentrationen und Frachten von eingeleiteten Stoffen im Vorfluter durch Verdünnung.....	28
2.4. FORMULIERUNG VON FORDERUNGEN BEZÜGLICH DER ABLAUFQUALITÄT VON REINIGUNGSANLAGEN .....	33
2.5. KONSEQUENZEN AUS DEM ZUSAMMENHANG ZWISCHEN REINIGUNGSLEISTUNG UND VORFLUTERQUALITÄT .....	33
2.6. DIE ERWEITERUNG DER KLÄRANLAGE MÖDLING ALS BEISPIEL FÜR DIE UMSETZUNG VON STRENGEN GEWÄSSERSCHUTZMASSNAHMEN AN EINEM ABFLUSSARMEN VORFLUTER .....	34
2.6.1. Lage, Einzugsgebiet und Vorflutersituation .....	34
2.6.2. Anforderungen an die Reinigungsleistung und baulichen Entwicklung der KA-Mödling .....	35

2.7. KRITERIEN UND METHODEN FÜR DIE BEURTEILUNG DES ABWASSERREINIGUNGSKONZEPTEDES DER KLÄRANLAGE MÖDLING .....	37
3. KENNGRÖSSEN FÜR DIE UMSETZUNGEN DER MASSGEBLICHEN ABWASSERINHALTSSTOFFE BEIM BELEBUNGSVERFAHREN.....	40
3.1. ABWASSER ALS SUBSTRAT DER MIKROORGANISMEN .....	40
3.2. ANALYSENMETHODEN .....	43
3.3. KOHLENSTOFFVERBINDUNGEN .....	45
3.4. PHOSPHORVERBINDUNGEN.....	50
3.5. STICKSTOFFVERBINDUNGEN .....	53
3.6. DAS SCHLAMMALTER .....	58
4. DIE ARA MÖDLING .....	60
4.1. BESCHREIBUNG DER ANLAGE .....	60
5. PARAMETER ZUR BEURTEILUNG DER BELASTUNG, REINIGUNGSLEISTUNG SOWIE BETRIEBSSICHERHEIT.....	64
5.1. BELASTUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE MÖDLING ALS GRUNDLAGE FÜR DIE BEWERTUNG DER REINIGUNGSLEISTUNG UND BETRIEBSSICHERHEIT .....	64
5.1.1. Abwasseranfall und Temperatur .....	64
5.1.2. Schmutzstoffe und (Bemessungs-) spezifische Frachten .....	65
5.1.3. Auslastung der Kläranlage Mödling .....	67
5.2. REINIGUNGSLEISTUNG UND BETRIEBSSICHERHEIT .....	69
5.2.1. Reinigungsleistung der Anlage unter praxisrelevanten Betriebsbedingungen.....	69
5.2.2. Einflußparameter auf die Stabilität der Ablaufqualität (Grenzwerte und Über- bzw. Unterschreitungshäufigkeit).....	75

5.2.3.	Qualität der Eigenüberwachung .....	81
5.3.	SPEZIELLE UNTERSUCHUNGEN ZUR ERMITTLUNG DER MAßGEBLICHEN EINFLUßFAKTOREN AUF DIE ABLAUFQUALITÄT .....	86
5.3.1.	Veränderungen der Zulaufbedingungen .....	86
5.3.2.	Wechselwirkungen zwischen Betrieb und Ablaufqualität - der Einfluß verschiedener Betriebsweisen und Betriebsstörungen auf den Ablauf.....	93
5.3.2.1.	Veränderung der Betriebsweise .....	94
5.3.2.2.	Betriebsstörungen.....	97
5.3.3.3.	"Betriebsfehler" .....	97
5.3.3.4.	Zusammenfassung und Schlußfolgerungen aus den Untersuchungen der Wechselwirkungen zwischen Betrieb und Ablaufqualität.....	102
5.3.3.	Einfluß der Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken auf die Ablaufqualität bei vermehrter biologischer Phosphorentfernung .....	104
5.3.4.	Untersuchungen zur Abschätzung der Phosphorrücklösung und Denitrifikation in den Anaerobbecken I und II unter verschiedenen Betriebsbedingungen.....	111
5.3.4.1.	Grundlagen der Berechnungen.....	111
5.3.4.2.	Beeinflussung der Phosphorablaufwerte durch Denitrifikationsvorgänge in den "Anaerobbecken" .....	112
5.3.4.3.	Abschätzung der Rücklösung und der Denitrifikation in den "Anaerobbecken" .....	115
6.	BILANZIERUNG EINWOHNERWERTSPEZIFISCHER FRACHTEN (ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER MASSENBILANZEN) .....	119
6.1.	BILANZIERUNG ÜBER EINWOHNERWERTSPEZIFISCHE FRACHTEN .....	119
6.2.	CSB-BILANZ - SCHLAMMSTABILISIERUNG .....	119
6.2.1.	Spezifische organische Fracht im Klärschlamm bei getrennter aerober Stabilisierung .....	123

6.2.2.	Spezifische organische Fracht im Schlamm nach mesophiler Schlammfäulung .....	128
6.2.3.	Spezifische organische Fracht im Klärschlamm nach theoretischen Überlegungen.....	131
6.2.4.	Sauerstoffverbrauch und Überschußschlammproduktion .....	132
6.3.	PHOSPHOR-BILANZ .....	137
6.4.	STICKSTOFF-BILANZ.....	140
6.4.1.	Spezifische Stickstofffrachten und Stickstoffentfernung bei getrennter aerober Stabilisierung .....	142
6.5.	SCHWERMETALLGEHALTE IM KLÄRSCHLAMM UND ABLAUF DER KLÄRANLAGE MÖDLING - ERMITTLUNG EINWOHNERWERTSPEZIFISCHER SCHWERMETALLFRACHTEN UND ENTFERNUNGSWIRKUNGSGRADE .....	147
7.	VORFLUTERUNTERSUCHUNGEN (ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN).....	150
7.1.	ERLÄUTERUNG DER UNTERSUCHUNGSZIELE.....	150
7.2.	CHARAKTERISIERUNG DER BEPROBUNGSSTELLEN AM VORFLUTER (KROTTENBACH).....	151
7.3.	ERGEBNISSE DER VORFLUTER- UND ABLAUFUNTERSUCHUNGEN .....	154
7.3.1.	Chemische und physikalische Parameter .....	154
	Beurteilung der chemisch-physikalischen Parameter .....	162
7.3.2.	Biologische Gewässergüte .....	163
7.3.3.	Bakteriologisch-hygienische "Wasserqualität".....	165
7.3.4.	Ökotoxikologische Untersuchungen.....	170
8.	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	171
8.1.	STAND DER TECHNIK - STAND DES WISSENS, VORGABEN UND ZIELE DER UNTERSUCHUNGEN.....	171
8.2.	CHARAKTERISIERUNG DER ÖRTLICHEN SITUATION .....	172

## INHALTSVERZEICHNIS

8.3. CHARAKTERISIERUNG DES VORFLUTERS .....	172
8.4. CHARAKTERISIERUNG DES ABWASSERS .....	173
8.5. KURZBESCHREIBUNG DER KLÄRANLAGE .....	173
8.6. CHARAKTERISIERUNG DER TATSÄCHLICHEN BELASTUNG IN HINBLICK AUF DIE BEMESSUNG .....	174
8.7. CHARAKTERISTIK DES BETRIEBES DER KLÄRANLAGE.....	174
8.8. SCHLUSSFOLGERUNGEN AUS DEN ERGEBNISSEN.....	175
8.9. AUSBLICK .....	179
9. LITERATURVERZEICHNIS .....	180
10. ANHANG .....	191

Abbildung 2.1.	Beziehung zwischen Trophie und Saprobie. ....	10
Abbildung 2.2.	Abbau organischer Stoffe in einem Standversuch (geschlossenes System) - konzentrationsabhängiger Substratabbau. ....	18
Abbildung 2.3.	Abhängigkeit der Sauerstoffaufnahme (OA) von der Temperatur .....	19
Abbildung 2.4.	Schematische Darstellung einer longitudinalen Sauerstoffganglinie eines Fließgewässers bei konstantem Sauerstoffeintrag nach einer punktuellen Einleitung von Rohabwasser im Sommer und Winter bzw. bei Einleitung von biologisch gereinigtem Abwasser .....	21
Abbildung 2.5.	Schematische Darstellung einer longitudinalen Sauerstoffganglinie eines Fließgewässers bei konstantem Sauerstoffeintrag und bei zunehmender Belastung mit abbaubaren organischen Stoffen (nach STREETER u. PHELPS zit. in UHLMANN (1988) und WUHRMANN (1974). ....	22
Abbildung 2.6.	Beziehung zwischen Wachstumsrate $\mu$ und Substratkonzentration $S_e$ , nach Monod .....	24
Abbildung 2.7.	Lineare Zunahme der Restverschmutzung (als Fracht) eines abbaubaren Stoffes mit steigender Fremdwassermenge (Zulauffracht und Ablaufkonzentration wurden als konstant angenommen) .....	25
Abbildung 2.8.	Rückgang der Konzentration eines nicht bzw. nicht weiter abbaubaren Abwasserinhaltsstoffes mit steigendem Fremdwasseranteil im Zulauf zur Kläranlage .....	26
Abbildung 2.9.	Abnahme des Wirkungsgrades der Phosphorentfernung mit steigendem Fremdwasseranteil .....	27
Abbildung 2.10.	Zunahme der Phosphorfracht im Ablauf der Kläranlage mit steigendem Fremdwasseranteil .....	27
Abbildung 2.11.	Anstieg der DOC-Konzentration im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle bei steigender Verdünnung durch den Vorfluter .....	29
Abbildung 2.12.	Anstieg der Konzentration von z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$ im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle bei steigender Verdünnung des eingeleiteten Kläranlagenablaufes durch den Vorfluter .....	31

Abbildung 2.13.	Einfluß der Verdünnung auf die maximal zulässige Ammonium-Ablaufkonzentration einer Kläranlage bei $\text{NH}_4\text{-N}$ maximal = 0,5 mg/l im Vorfluter .....	32
Abbildung 2.14	Bestimmungstücke und Kontrollmöglichkeiten zur Bewertung der Reinigungsleistung.....	38
Abbildung 3.1.	CSB-Bilanz einer Belebungsanlage .....	46
Abbildung 3.2.	CSB-Bilanz eines Faulbehälters .....	49
Abbildung 3.3.	Phosphorbilanz einer Belebungsanlage .....	51
Abbildung 3.4.	Vergleich des ermittelten $\dot{U}\text{S}$ -Abzuges aus $\text{QRS}^*\text{TS-RS}$ mit den berechneten Werten des Überschußschlammanfalls aus der Phosphorbilanz (Kläranlage Mödling).....	52
Abbildung 3.5.	Stickstoffbilanz einer Belebungsanlage.....	54
Abbildung 4.1.	Lageplan der Kläranlage Mödling .....	60
Abbildung 4.2.	Verfahrensschema der Kläranlage Mödling mit simultaner Nitrifikation - Denitrifikation und vermehrter biologischer und/oder chemischer P-Entfernung .....	62
Abbildung 5.1.	Erforderliches Beckenvolumen für die KA-Mödling in Abhängigkeit von der Temperatur bei Bemessungsbelastung (Fällmittelzugabe mit $\beta=1,8$ ). Anpassung des ATV-A 131 an das erforderliche Reinigungsziel der Anlage Mödling.....	69
Abbildung 5.2.	Ganglinien der N- und P-Ablaufparameter sowie Abwasseranfall und Temperaturen im Belebungsbecken .....	71
Abbildung 5.3.	Ges-P-Entfernungsgrad in Abhängigkeit vom $\beta$ -Wert bezogen auf den Gesamtphosphor im Zulauf (1993) .....	72
Abbildung 5.4.	Entfernungsgrade für CSB .....	73
Abbildung 5.5.	Entfernungsgrade für Ges-Phosphor.....	74
Abbildung 5.6.	Entfernungsgrade für Gesamtstickstoff .....	74
Abbildung 5.7.	Vergleichsanalysen : Analysenwerte von Ablaufproben durchgeführt durch die TU-Wien - und - Eigenanalytik des Kläranlagenabors .....	82-83
Abbildung 5.8.	Vergleichsanalysen: Analysenwerte von Zulaufproben durchgeführt durch die TU-Wien - und - Eigenanalytik des Kläranlagenabors .....	84-85

Abbildung 5.9.	Gegenüberstellung des täglichen Abwasseranfalls ( $m^3/d$ ) mit dem einwohnerwertspezifischen Abwasseranfall ( $l/EW/d$ ) ermittelt nach den Einwohnerwerten aus der täglichen CSB-Zulaufkraft sowie unter der Annahme von $120\text{ g CSB}/EW/d$ (Zeitraum 1993). ....	87
Abbildung 5.10.	Häufigkeitsverteilung des einwohnerwert spezifischen Abwasseranfalls. ....	88
Abbildung 5.11.	Tagesganglinien der Zulaufmengen, CSB-, TKN und Ges-P-Zulaufkräften .....	89-90
Abbildung 5.12.	Ermittelte optimale Einschaltfolge der Rotoren .....	94
Abbildung 5.13.	Veränderungen der Belüftungseinstellungen (Okt.-Dez. 1992).....	96
Abbildung 5.14.	Auswirkungen einer zu geringen Sauerstoffzufuhr zufolge einer zu geringen Eintauchtiefe der Rotoren .....	98
Abbildung 5.15	Umstellung der automatischen Belüftungsregelung bei Reparatur einer defekten Sauerstoffsonde .....	98
Abbildung 5.16.	Ammonium Ablaufkonzentrationen .....	99
Abbildung 5.17.	Nitrat-Ablaufkonzentrationen 1992-1994 .....	100
Abbildung 5.18.	Phosphatkonzentrationen im Ablauf 1992-1994 .....	101
Abbildung 5.19.	CSB und TOC Ablaufkonzentrationen 1992-1994 .....	101
Abbildung 5.20.	Gegenüberstellung vom mittlerer Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken und der Erhöhung der $PO_4\text{-P}$ Ablaufwerte des Belebungsbeckens II durch Rücklösevorgänge im Schlammbett der Nachklärung. (Zeitraum ohne Fällung). ....	105
Abbildung 5.21.	P-Rücklösung im Nachklärbecken (Dez. 93 - März 94) durch ein zu geringes Rücklaufverhältnis - und damit durch eine zu lange Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken. ....	106
Abbildung 5.22.	Vergleich von Schlammspiegelhöhe und P-Rücklösung im NKB; Zeitraum Dez.-Jän. 1993/94 ohne Fällung.....	107
Abbildung 5.23.	Monatsmittelwerte der Nährstoffe vom KA-Ablauf (Tagesmischproben) und Ablauf Belebungsbeckens II (Stichproben) sowie das Rücklaufverhältnis (RV).....	108
Abbildung 5.24.	Höhe des Schlammspiegels (SSp) und Sichttiefe (ST) in den Nachklärbecken .....	110

Abbildung 5.25.	Gegenüberstellung der gemessenen und theoretisch ermittelten Ammoniumwerte im Ablauf des Anaerobbeckens II.....	113
Abbildung 5.26	Tagesgang der Nährstoffkonzentrationen im Ablauf des Anaerobbeckens II am 7./8.1.1993. Beeinträchtigung der P-Rücklösung durch Nitratdurchbrüche .....	113
Abbildung 5.27.	Abhängigkeit der Phosphatablaufwerte vom Nitrat im Ablauf. Anaerobbecken I war außer Betrieb, Anaerobbecken II in Betrieb, Belebtschlamm wurde vom Belebungsbecken I in das Anaerobbecken II geführt.....	114
Abbildung 5.28.	Abhängigkeit der Phosphatablaufwerte vom Nitrat im Ablauf. Beide Anaerobbecken waren in Betrieb, Belebtschlammrückführung vom Belebungsbecken I in das Anaerobbecken II war nicht in Betrieb. ....	114
Abbildung 5.29.	P-Rücklösung im Anaerobbecken in Abhängigkeit der Feststoffkonzentration (CSB der Trockensubstanz); Simulation. ....	116
Abbildung 6.1.	CSB-Bilanz für 1993 ; Werte in g CSB/EW/d .....	120
Abbildung 6.2.	Abnahme der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm der Kläranlage Mödling bei getrennter aerober Stabilisierung im Standversuch .....	123
Abbildung 6.3.	Abhängigkeit der erforderlichen Belüftungszeit des Belebtschlammes zur "vollständigen (getrennten) aeroben Stabilisierung" von der Temperatur .....	125
Abbildung 6.4.	Abnahme der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm der Kläranlage Wulkatal bei getrennter aerober Stabilisierung im Standversuch .....	127
Abbildung 6.5.	Abnahme der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm der Kläranlagen Mödling und Wulkatal bei beheizter Schlammfäulung (35°C) im Standversuch und Durchlaufreaktor mit tTS 42 d .....	129
Abbildung 6.6.	OVC/ $\eta$ CSB : Vergleich von bilanzierten/berechneten Werten für den Zeitraum 1992-1994 mit Ergebnissen aus der Simulation. Vergleichsschlammalter für T = 15°C .....	133
Abbildung 6.7.	Theoretische Abnahme der spezifischen oTS-Fracht bei getrennter aerober Stabilisierung (Simulation ASIM 3.0, für Oktober 1993).....	136

Abbildung 6.8.	Phosphorbilanz für 1993 ; Werte in g P/EW/d. Die Bilanzierung wurde bezogen auf die einwohnerwertspezifische Fracht von 1,55 g P/EW/d und eine Phosphorentfernung bei Fällung $\eta_{\text{PFällung}}$ von 85% .....139
Abbildung 6.9.	Phosphorbilanz 1993 (12 Monate) unter Auswertung der einzelnen Monate mit/ohne Fällung ; Werte in g P/EW/d....139
Abbildung 6.10.	Stickstoffbilanz 1993 ; Werte in g N/EW/d.....142
Abbildung 6.11.	Abnahme der spezifischen Stickstofffracht im Überschußschlamm der Kläranlage Mödling bei getrennter aerober Stabilisierung im Standversuch .....143
Abbildung 6.12.	Stickstoffbilanz 1993 bei getrennter aerober Stabilisierung Annahme $KS(N) = 1,15 \text{ g N/EW/d}$ ; Werte in g N/EW/d ....146
Abbildung 7.1.	Gefälle und Verlauf des Krottenbaches (Vorfluter der Kläranlage Mödling), nach FISCHER (1995) .....152

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1.	Mindestanforderungen für kommunale Abwasserreinigungsanlagen über 50.000 EW (1991) und Grenzwerte der Kläranlage Mödling (1987).....	36
Tabelle 3.1.	Zusammenfassung der Analysen- und Bestimmungsmethoden .....	44-45
Tabelle 3.2.	Stöchiometrischer Sauerstoffverbrauch für die Stickstoffumsetzungen .....	55
Tabelle 4.1.	Auslegungsdaten, Nutzinhalte und maschinelle Einrichtungen .....	61
Tabelle 5.1.	Gegenüberstellung der Parameter nach A 131 mit den Zulaufkonzentrationen und einwohnerwertspezifischen Frachten der KA-Mödling .....	65
Tabelle 5.2.	Zulaufkonzentrationen (mg/l) (1992-1994).....	67
Tabelle 5.3.	Zulauffrachten (kg/d) und Abwasseranfall (m <sup>3</sup> /d) (1992-1994).....	67
Tabelle 5.4.	Wirkungsgrade der Schmutzstoffentfernung in % (1992-1994).....	70
Tabelle 5.5.	Ablaufkonzentrationen in mg/l (1992-1994).....	70
Tabelle 5.6.	Monatsmittelwerte Ges-P im Ablauf (bei Simultanfällung).....	72
Tabelle 5.7.	Überschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade für Kohlenstoffverbindungen entsprechend den Emissionsbegrenzungen für kommunales Abwasser der 1. EVO (1991) .....	77
Tabelle 5.8.	Überschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade für Stickstoffverbindungen (Ammonium und Gesamtstickstoff) entsprechend den Emissionsbegrenzungen für kommunales Abwasser der 1. EVO (1991) .....	78
Tabelle 5.9.	Überschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade für Phosphorverbindungen (mit Fällung Feb-Juni 1993) entsprechend den Emissionsbegrenzungen für kommunales Abwasser der 1. EVO (1991) .....	79
Tabelle 5.10.	Anzahl der Überschreitungen bei verschiedenen angenommenen "Ammoniumgrenzwerten" (0,5 mg/l -	

	5,0 mg/l) und steigenden Zulaufmengen für >12°C und für >8°C Belebungsbeckentemperatur.....	80
Tabelle 5.11.	Stickstoffentfernung für den Zeitraum 1992-1994.....	80
Tabelle 5.12.	24h-Untersuchungen aus verschiedenen Monaten mit unterschiedlichen Belastungsbereichen .....	91
Tabelle 5.13.	P-Rücklösung und Denitrifikation in den Anaerobbecken (1993) .....	117-118
Tabelle 6.1.	CSB-Bilanz von 1992, 1993 und 1994 .....	121
Tabelle 6.2.	Vergleich der Beckenvolumina und Betriebsergebnisse der Kläranlagen Mödling und Wulkatal (NOWAK et al. 1995).....	126
Tabelle 6.3.	Mesophile Schlammfäulung von Belebtschlämmen: Vergleich der Ergebnisse aus den Standversuchen und den kontinuierlich beschickten Faulbehältern .....	130
Tabelle 6.4.	Phosphor-Bilanz von 1992, 1993 und 1994 .....	138
Tabelle 6.5.	Stickstoff-Bilanz von 1992, 1993 und 1994.....	141
Tabelle 6.6.	Stickstoffbilanzen für den Monat März 1993, denen verschiedene spezifische Stickstofffrachten im Klärschlamm zugrunde gelegt wurden .....	145
Tabelle 6.7.	Schwermetallgehalte im Rechen- und Sandfanggut und in Schlammproben (Sept. 1994) - Mittelwerte aus 3 bis 8 Messungen.....	147
Tabelle 6.8.	Schwermetallgehalte von membranfiltrierten Ablaufproben (mg/l).....	148
Tabelle 6.9.	Spezifische Fracht an Schwermetallen im Klärschlamm der Kläranlage Mödling .....	149
Tabelle 6.10.	Spezifische Schwermetallfrachten im Klärschlamm und im Ablauf sowie Schwermetallrückhalt.....	149
Tabelle 7.1.	Chemisch-physikalische Analysendaten von 1994/95 im Längsprofil des Krottenbaches, aus FISCHER (1995). 156-159	
Tabelle 7.2.	Vergleich - vorläufige Immissionsbegrenzungen, Ablaufwerte lt. Wasserrechtsbescheid sowie die erhobenen Untersuchungsdaten vom Ablauf der Kläranlage Mödling und Vorfluter (Krottenbach).....	160
Tabelle 7.3.	Gewässergüteklassen und Saprobienstufen, Grenzwerte des Saprobienindex nach LAWA (1976).....	163

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 7.4.	Vergleich der saprobiologischen Gewässergüte unterhalb der Einleitung der Kläranlage Mödling mit der Ausbaustufe der Anlage 1979 bis 1993 .....	164
Tabelle 7.5.	Kolonie bildende Einheiten (KBE/ml) von Zulauf und Ablauf der Kläranlage Mödling sowie der Filtrationsstufe im Pilotmaßstab -Mittelwerte und Schwankungsbreite .....	166
Tabelle 7.6.	Klassifizierung der Koloniezahl der heterotrophen Bakterien nach KOHL (1975).....	167
Tabelle 7.7.	Vergleich der Keimzahlreduktion in der Biologie und der Flockungsfiltration der Kläranlage Werdhölzli (Heise und Pfund, 1990) mit den Ergebnissen der Kläranlage Mödling .....	169
Tabelle 8.1.	Mindestanforderungen für kommunale Abwasserreinigungsanlagen über 50.000 EW (1990) und Grenzwerte der Kläranlage Mödling (1987).....	176

SYMBOLVERZEICHNIS

a. B.	-	außer Betrieb
AN	-	Anaerobbecken
ATH		Allylthioharnstoff (Nitrifikationshemmstoff)
aTS	g/l	anorganische Trockensubstanz, Glührückstand
BB	-	Belebungsbecken
BSB <sub>5</sub>	mg/l	biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen
BS		Belebtschlamm
b	1/d	Zerfallsrate der Biomasse
β	mol/mol	beta-Wert, mol Fe zu mol P
CH <sub>4</sub>		Methan
CO <sub>2</sub>		Kohlendioxid
cs	mg O <sub>2</sub> /l	Sättigungsgehalt von Sauerstoff
cx	mg O <sub>2</sub> /l	Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken
CSB	mg/l	Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC	mg/l	dissolved organic carbon, gelöster organischer Kohlenstoff
EW	-	Einwohnerwerte ("EGW")
EW	g/EW/d	Einwohnerwert spezifische Fracht
η	kg/d	entfernte Fracht
η	%	Entfernungswirkungsgrad
-F	kg/d, g/EW/d	Fracht, z.B. CSB-F = CSB-Fracht
ff	-	faltenfiltrierte Probe
fp	gCSB/gCS B	Anteil der Biomasse, der beim Zerfall zu inerten organischen Stoffen führt
Ges-N	mg/l	Gesamtstickstoff (TKN+NO <sub>x</sub> -N)
Ges-P	mg/l	Gesamtphosphor
i. B.	-	in Betrieb
ISV	ml/g	Schlammvolumenindex
KA-	-	Kläranlage
KFP	-	Kammerfilterpresse

SYMBOLVERZEICHNIS

KS	-	Klärschlamm
MÜSE	-	Maschinelle Überschußschlamm Eindickung
mf	-	membranfiltrierte Probe
ND		denitrifizierter Stickstoff
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	Gehalt an Ammonium-Stickstoff
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	Gehalt an Nitrit-Stickstoff
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	Gehalt an Nitrat-Stickstoff
NO <sub>x</sub> -N	mg/l	Gehalt an Nitrat-Stickstoff + Nitrit-Stickstoff
NKB	-	Nachklärbacken
μ	1/d	Wachstumsrate der Biomasse
OC	gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> /h	Sauerstoffzufuhr
Op	kgO <sub>2</sub> /kWh	Sauerstoffertrag
OVC-F	kg/d	Sauerstoffverbrauch für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen
OV-F	kg/d	Gesamtsauerstoffverbrauch
OVN-F	kg/d	Sauerstoffverbrauch für die Oxidation der Stickstoffverbindungen
oTS	g/l, %	organische Trockensubstanz, Glühverlust
P	kWh/d	Energieverbrauch für die Belüftung
Q	m <sup>3</sup> /d	Volumen, z.B. Q <sub>0</sub> = täglicher Abwasseranfall
QRI	-	interne Belebtschlammrückführung vom Belebungsbecken I in das Anaerobbecken II
RV	%	Rücklaufverhältnis
S	mg/l	Substratkonzentration
SS	mg/l	Schwebstoffgehalt im Ablauf (Membranfiltration)
SB	-	Schlammbehandlung
Schl. b.	-	Rückläufe aus der Schlammbehandlung
SSp	m	Schlamm Spiegel
ST	cm	Sichttiefe
TKN	mg/l	total Kjeldahl nitrogen, gesamter reduzierter Stickstoff
TOC	mg/l	total organic carbon, gesamter organischer Kohlenstoff

SYMBOLVERZEICHNIS

TS	g/l	Trockensubstanzgehalt
$t_{TS}$	d	Schlammalter
$t_{TS(15)}$	d	Vergleichsschlammalter für 15°C, Umrechnung des Schlammalters unter Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate der Mikroorganismen
$t_{TS_{ges}}$	g	Aerobes + anoxisches + anaerobes Schlammalter
TS <sub>o</sub>	mg/l	Schwebstoffgehalt im Zulauf (Membranfiltration)
ÜS		Überschußschlamm
V	m <sup>3</sup>	Beckenvolumen

Indices:

o	Zulauf
e	Ablauf
AN	Anaerobbecken
BB	Belebungsbecken
rück	Rückbelastung

## SYMBOLVERZEICHNIS

## SYMBOLVERZEICHNIS

# 1. EINFÜHRUNG UND ZIELSETZUNG

Die Reinigung von Abwasser, sei es kommunalen (häuslichen), gewerblichen oder industriellen Ursprungs, stellt eine Notwendigkeit zur Reinhaltung der Gewässer dar. Dies wird durch das schon länger sensibilisierte Umweltbewußtsein der Öffentlichkeit akzeptiert und mit einer zielgerichteten Gesetzgebung zum vorsorgenden Schutz und zur Sanierung der Gewässer durchgesetzt. Der erreichte Standard in der Gesetzgebung für die Wasserwirtschaft in Österreich ist das Ergebnis einer langjährigen Entwicklung, die stets mit den steigenden Ansprüchen an die Gewässerqualität und mit einer Weiterentwicklung in der Abwasserreinigungstechnologie einher ging (OBERLEITNER, 1994 a, 1994 b, 1994 c). Durch die in den letzten Jahren verstärkten Forderungen nach weitgehender Stickstoff- und Phosphorentfernung, welche nicht nur in der österreichischen Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990, sondern auch im Rahmen der Beschlüsse der Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 1991) ihren Niederschlag fanden, wurden die Anforderungen an die Abwasserreinigung erheblich verschärft. Dabei rückte nicht nur die Gewässergüte im Vorfluter als vorrangiges Ziel in den Vordergrund, sondern es wurde auch der Schritt von der nutzungsadäquaten Betrachtung des Wasser zum Gewässer als Lebensraum - als ökologisches Gefüge - vollzogen.

Bei der Abwasserreinigung entsprechend den heute allgemein anerkannten Regeln der Technik wirken mechanische, biologische und chemische Prozesse zusammen. Unter den biologischen Abwasserreinigungsverfahren nimmt das Belebtschlammverfahren (Belebungsverfahren) eine bedeutende Stellung ein, wegen seiner relativ einfachen Steuerbarkeit und flexiblen Verfahrensführung, Anpassungsfähigkeit an verschiedene Milieubedingungen und Abwasserinhaltsstoffe und damit Stabilität hinsichtlich einer weitgehenden Reinigungsleistung (von der EMDE, 1957).

In technologischer Definition ist das Belebtschlammverfahren ein kontinuierlich beschickter Reaktor mit Biomasserückführung. Dabei laufen im Prinzip ähnliche Selektionsprozesse und Abbauvorgänge für Kohlenstoffverbindungen und Nährstoffe simultan ab, die den natürlichen Selbstreinigungsvorgängen in einem Fließgewässer entlang der Fließstrecke entsprechen. Die sonst im Gewässer ablaufenden Prozesse werden dabei auf kleinstem Raum konzentriert und erfolgen

dadurch bedeutend schneller. Das Belebtschlammverfahren arbeitet mit einem kurzen Teilstück der Destruenten-Saprophagennahrungskette. Diese besteht aus den Bakterien-, Ciliaten-, Rotatorien- und Nematodenarten, welche sich entsprechend der jeweiligen Abwasserzusammensetzung, Belastung der Abwasserreinigungsanlage, der Temperatur und der eingesetzten Verfahrenswahl entwickeln. Neben diesen genannten Parametern stellt das Schlammalter, i.e. die mittlere Aufenthaltszeit der Biomasse im System, den bedeutendsten Selektionsdruck für die Zusammensetzung der Biozönose dar.

Das Belebungsverfahren ist im wesentlichen von den vier Faktoren Abwasser (Zusammensetzung und Menge), belebter Schlamm (Beschaffenheit und Menge), Sauerstoff (zugeführte Menge, Gehalt und Verteilung im Belebungsbecken) und Betrieb abhängig, die durch verschiedene Wechselbeziehungen miteinander verknüpft sind. Alle vier Faktoren müssen ausgewogen zusammenwirken, um eine gute Reinigungsleistung zu erzielen. Ziel der verfahrenstechnischen und betrieblichen Maßnahmen ist es die Abwasserinhaltsstoffe so weit abzubauen, umzuwandeln bzw. aus dem Abwasser zu entfernen, daß durch die Einleitung von gereinigtem Abwasser in den Vorfluter keine wesentliche Beeinflussung der Vorfluterbiozönose entsteht.

Durch das Ziel des Abwasserreinigungsprozesses - nämlich der Stoffentfernung bzw. Stoffumwandlung - unterscheiden sich Belebtschlammanlagen grundlegend von biotechnologischen Fermentationsprozessen hinsichtlich

- des Substrateinsatzes (Qualität)
- des Massendurchsatzes
- der Prozeßführung (Raum-Zeit-Ausbeute, Prozeßgeschwindigkeit) und
- der Eingriffsmöglichkeiten in den Prozeß (u.a. pH, Temperatur).

Während in biotechnologischen Prozessen die Produktion eines Stoffes durch genetisch idente Mikroorganismen unter definierten Bedingungen im Vordergrund steht, so ist das vorrangige Ziel der Abwasserreinigung die weitgehende und kostengünstige Entfernung verschiedener Stoffe durch unterschiedliche Mikroorganismen mit größtmöglicher Sicherheit (SVARDAL, 1993). Die Optimierung des Reinigungsprozesses erfolgt nicht über das Substrat und/oder durch Steigerungen der Prozeßgeschwindigkeiten, sondern dadurch, daß den Bakterien verfahrenstechnisch die Möglichkeiten zu maximaler Substratausnutzung geboten werden. Dabei bestimmen die Stoffumsetzungen langfristig die Zusammensetzung der Population (Mischbiozönose), und die

Bedingungen im Belebungsbecken (Substratkonzentration, Sauerstoffgehalt und -verteilung) beeinflussen die Geschwindigkeit der Umsetzungen (KROISS 1994a).

Die uns für die Charakterisierung des Abwassers sowie für die Beschreibung dieser komplexen biologischen und chemischen Vorgänge zur Verfügung stehenden Möglichkeiten basieren zumeist auf sogenannten Summenparametern und nur bei wenigen Parametern auf Einzelstoffanalytik. Dieser Umstand sowie die Tatsache, daß der belebte Schlamm eine den jeweiligen Umweltbedingungen entsprechende natürliche Population (Mischbiozönose) darstellt, erfordert, daß in die Bemessung und in den Betrieb der Abwasserreinigungsanlagen auch nach dem derzeitigen Stand des Wissens noch zahlreiche empirische Erkenntnisse einfließen.

Die Entwicklung der Bemessungsansätze für Belebungsanlagen begann mit abwassertechnischen Kennwerten wie der hydraulischen Aufenthaltszeit im Belüftungsbecken, später der Schlammbelastung, und mit der biologischen Stickstoffentfernung, die vom Wachstum spezieller Mikroorganismen abhängig ist, wurde das Schlammalter als Bemessungsparameter eingeführt. Das Arbeitsblatt A 131 der deutschen "Abwassertechnischen Vereinigung" (ATV) (1991) stellt innerhalb eines gewissen Geltungsbereiches gegenwärtig eine allgemein anerkannte Bemessungsrichtlinie für einstufige Belebungsanlagen dar, mit der bei geeigneter Anwendung, die gesetzlichen Anforderungen hinsichtlich der Emissionen erfüllt werden.

Trotz des großen Erfahrungspotentials im Bereich der Belebungsverfahren und der intensiven Forschung in den letzten Jahrzehnten auf dem Gebiet der Grundlagen und auch auf Seiten der Verfahrenstechnik, sind aber dennoch etliche Fragen ungeklärt geblieben.

- Mit den gestiegenen Anforderungen an die Effektivität und Betriebsstabilität der Abwasserreinigungsanlagen stieg auch die Komplexität in der Beschreibung der damit verbundenen dynamischen biologischen und chemischen Prozesse, sowie deren Wechselwirkungen und gegenseitigen Abhängigkeiten.
- Ebenso bestehen noch erhebliche Unsicherheiten bei der Bewertung der längerfristigen Auswirkungen von biologisch weitgehend gereinigtem Abwasser auf die Vorfluterbiozönose in einem Gewässerökosystem und daraus

rückwirkend notwendige Informationen für die Planung und den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen.

Aus dem Zusammenhang zwischen dem Verständnis mikrobiologischer und chemischer Prozesse, welche die Grundlage für die Bemessung und den Betrieb darstellen und der praktischen Bewährung der auf Basis dieser Bemessungsverfahren entstandenen Anlagen und ihrer Leistungsfähigkeit, erwachsen die Fragestellungen,

1. nach welchen Kriterien ein Abwasserreinigungskonzept auf der Grundlage von großtechnischer Betriebserfahrung zu bewerten ist (und damit auch für andere Anlagen und Anlagentypen vergleichbar wird), wenn man die erzielte Reinigungsleistung mit den Auswirkungen auf das Fließgewässerökosystem des Vorfluters in Beziehung setzt.
2. welche Kriterien und Verfahrensparameter maßgeblich sind, um mit größtmöglicher Sicherheit eine, den gesetzlichen Anforderungen entsprechende, geringe Emission zu gewährleisten - und welche Rückwirkungen auf den Kläranlagenbetrieb dadurch entstehen.
3. welche Schlußfolgerungen aus den Wechselwirkungen zwischen Ablaufqualität der Abwasserreinigungsanlage und Vorfluterqualität für die Planung und den Betrieb von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen möglich sind.

Es kann im Rahmen dieser Ausführungen eine Aufklärung der Zusammenhänge erwartet werden, die zwischen technischem Aufwand, Betriebssicherheit, sowie zu erwartender Reinigungsleistung einer einstufigen Belebtschlammanlage ohne Vorklärung und der Gewässergüte des empfangenden Vorfluters (mit einer geringen Eigenwasserführung) bestehen.

Die Erörterung der allgemeinen Grundlagen der Mikrobiologie und Abwassertechnik wurden dabei soweit mit aufgenommen, wie diese für die anwendungsbezogene Bearbeitung der genannten Fragestellungen von Bedeutung sind.

## 1. EINFÜHRUNG UND ZIELSETZUNG

## 2. GEWÄSSERSCHUTZ UND ABWASSERREINIGUNG

### 2.1. ALLGEMEINES

Der vorsorgende Gewässerschutz verbunden mit einer Abschätzung der Belastbarkeit aquatischer Ökosysteme sowie die Beurteilungskriterien für Gewässernutzungen fordern immer mehr eine umfassende Kenntnis sowohl über das Verteilungsmuster relevanter Substanzen als auch über deren unmittelbare und langfristige Wirkungen auf die limnischen Biozöosen. Um dem Ziel der Verwirklichung eines umfassenden Schutzes des Menschen und seiner Umweltbereiche immer näher zu gelangen, muß sowohl die Gewässerbelastung durch höhere gesetzliche Anforderungen an die Abwasserreinigung minimiert werden, als auch eine Reihe fundierter nutzungsspezifischer Qualitätsnormen erarbeitet werden. Wenn zum Erreichen eines angestrebten Gewässergütezustandes die Emissionsbegrenzungen nicht ausreichen, müssen zusätzliche Forderungen nach dem Immissionsprinzip gestellt werden. Diese weitgehenden Forderungen werden als Qualitätsziele (Richtwerte) formuliert. Die politische Umsetzung des Richtwertes kann schließlich zu dem verbindlichen Grenzwert führen.

WUHRMANN (1980) formulierte in heute gleich aktueller Weise die Schwierigkeiten der Definition der Ziele des Gewässerschutzes in Hinblick auf die Gewässerschutztechnik -

- *in quantifizierbaren Größen für die Beschreibung von Gewässerschutzzuständen,*
- *in der Quantifizierung der Wechselwirkungen zwischen Gewässerbelastung und Wirkungen dieser Belastungen im Gewässer*

Die vorrangigen Ziele der Abwasserreinigung liegen im vorsorgenden Schutz der Allgemeinheit vor der Verbreitung abwasserbürtiger Krankheitserreger sowie in der Erfüllung der Anforderungen gesetzter Gewässerschutzziele. Die daraus erwachsenden Wechselwirkungen zwischen den gegenwärtig definierten Qualitätszielen und den Anforderungen an die technische Umsetzung können sowohl von Seiten der Limnologie als auch von Seiten der Abwassertechnik

betrachtet werden. Im folgenden werden einige spezielle Aspekte der Wechselwirkungen zwischen Abwasserreinigung, Reinigungsleistung und Gewässergüte des empfangenden Vorfluters behandelt. Eine umfassende Darstellung der allgemeinen Grundlagen, wird im Rahmen dieser Ausführungen nicht angestrebt. Dafür sei vor allem hinsichtlich der Auswirkungen von Nährstoffeinträgen in Fließgewässern auf die grundlegenden Arbeiten von HAMM (1991), RHEINHEIMER (1991), RHEINHEIMER *et al.* (1988) und KUMMERT und STUMM (1989) verwiesen.

## **2.2. UMSETZUNG DER ZIELE VON GEWÄSSERSCHUTZMASSNAHMEN**

Die Ansprüche an die Abwasserreinigung und die daraus erwachsenden Konsequenzen für den Bau und den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen ergeben sich aus den Zielen der Gewässerschutzmaßnahmen. In Österreich wurden bei der WRG-Novelle 1990 zwei Strategien zur Gewässerreinigung verankert:

- das Vorsorgeprinzip geht unabhängig von der Vorflutersituation von einer generellen Forderung nach Minimierung der Gewässerbelastung aus (1. EVO 1991),
- das Immissionsprinzip leitet die zulässigen Emissionsgrenzwerte von der spezifischen Gewässersituation ab, wobei die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit bzw. der ökologischen Funktionsfähigkeit im Vordergrund stehen.

## **2.3. AUSWIRKUNGEN VON ABWASSEREINLEITUNGEN AUF DEN VORFLUTER**

### **2.3.1. Abwasserinhaltsstoffe, Selbstreinigung und Gewässergüte**

Die Zielsetzungen des Gewässerschutzes werden von der Art der Gewässernutzung bestimmt und sind, seit man aktiven Gewässerschutz betreibt, kaum Veränderungen unterworfen. Was sich allerdings ändert, sind die Bewertungsmaßstäbe und die Gewässerschutztechnologie, weil sie sich den anthropogen bedingten Gewässerbeeinträchtigungen laufend anpassen muß. Der Erfolg oder Mißerfolg von Gewässerschutzmaßnahmen wird anhand des Zustandes (chemische und physikalische Parameter, Struktur der Biozöosen) und der Qualität (Bewertung von Zuständen mittels Vorschriften und Normen) gemessen, die in den oft verwendeten Begriffen Gewässergüte und Selbstreinigungsvermögen des Gewässers zum Ausdruck kommen.

Im deutschen Sprachraum existieren im Zusammenhang mit der Beurteilung von Fließgewässern etliche Begriffe, die von verschiedenen Autoren in mitunter verwirrender Weise verwendet werden, z.B. Wassergüte, Gewässergüte, Gütezustand, Gewässerqualität, u.v.m. (siehe dazu MEISRIEMLER und MÜLLER, 1985). So werden ursprünglich rein der saprobiologischen Untersuchung vorbehaltene Begriffe auch für ausschließlich chemisch-physikalische Untersuchungen verwendet. In den weiteren Ausführungen wird unter Gewässergüte die Charakterisierung des Gewässers mit dem Saprobienstadium verstanden, während die Wasserqualität über physikalisch-chemische und mikrobiologische Analysen bzw. Eigenschaften des Wassers beschrieben wird.

Ebenso - meist unscharf definiert - wird in der Literatur mit der Bezeichnung der "biologischen Selbstreinigung", des "Selbstreinigungspotentials" oder des "Selbstreinigungsgrades" eines Gewässers rein qualitativ zum Ausdruck gebracht, daß das Gewässer "automatisch" mit eingeleiteten "Abwasser"-Inhaltsstoffen "fertig wird" (u.a. MÜLLER, 1984, UHLMANN, 1988, SCHUBERT, 1991). Der Begriff des Selbstreinigungsvermögens im engeren Sinn, als Erfassung der Veränderung chemischer Kenngrößen in der fließenden Welle entlang des Fließweges, impliziert nämlich, daß das Gewässer ein zu quantifizierendes Ausmaß an Vermögen hat, durch anthropogene Einflüsse eingetragene Stoffe aus der fließenden Welle zu eliminieren (FLECKSEDER, 1990). WUHRMANN (1974) beschreibt die Vorgänge der Selbstreinigung als ein Zusammenwirken von unterschiedlichen Reaktionen und Abläufen. Zur "quantitativen Beurteilung" der Vorgänge der Selbstreinigung nennt WUHRMANN (1969, 1974) drei Maßzahlen mit Bezug auf die mikrobiellen Umsetzungen in Fließgewässern:

- Die "Größe der Selbstreinigung"  $S_m$ , d.h. die Verminderung der Fracht in einem Fließabschnitt (Masse pro Zeiteinheit)

$$S_m = Q * (c_0 - c_u) \quad [\text{mol/s}]$$

- Die "Selbstreinigungsgeschwindigkeit",  $S_r$ , d.h. die Abnahme der Konzentration pro Zeiteinheit in einem Fließabschnitt bei konstantem Abfluß)

$$S_r = \frac{c_0 - c_u}{t} \quad [\text{mol/m}^3/\text{s}]$$

- Die "spezifische Selbstreinigungsleistung der Biomasse",  $S_e$ , d.h. die Verminderung der Fracht bezogen auf die gesamte Biomasse  $G$  in einem Fließabschnitt.

$$S_e = \frac{S_m}{G} \quad [\text{mol/g/s}]$$

Unter Berücksichtigung der Geometrie des Fließgewässers und der Verteilung der Biomasse beschreibt WUHRMANN die Selbstreinigungsrate allgemein als

$$S_r = \frac{Q * (c_0 - c_u)}{t * (g' * P * v + g'' * Q)} * \left( \frac{g'}{R} + g'' \right) \quad [\text{mol/m}^3/\text{s}]$$

**LEGENDE:**

$S_r$ .....	Selbstreinigungsrate (mol/m <sup>3</sup> /s oder g/m <sup>3</sup> /s)
$Q$ .....	Abfluß (m <sup>3</sup> /s)
$c_0, c_u$ .....	Stoffkonzentration im oberen und unteren Bereich der Selbstreinigungsstrecke (mol oder g/m <sup>3</sup> )
$t$ .....	Fließzeit des Selbstreinigungsbereiches (s)
$G$ .....	gesamte Biomasse (g)
$g'$ .....	sessile Biomasse (g/m <sup>2</sup> )
$g''$ .....	suspendierte Biomasse (g/m <sup>3</sup> )
$P$ .....	Länge der benetzten Fläche (m)
$R$ .....	hydraulischer Radius (m)
$v$ .....	Fließgeschwindigkeit (m/s)

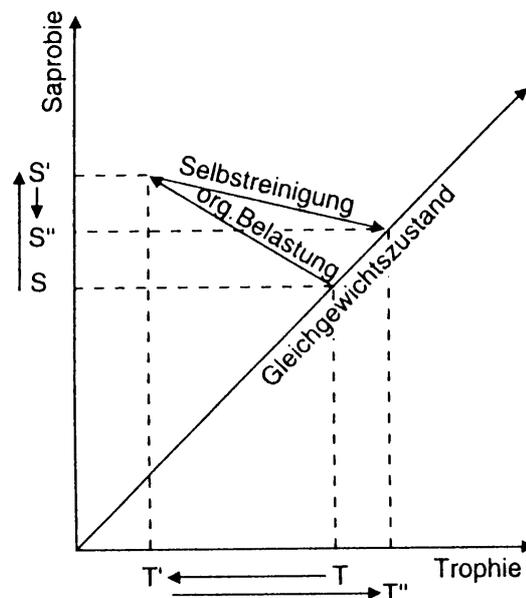
Als bestimmende Faktoren der so definierten Selbstreinigung sind neben der Art und Zusammensetzung der Biomasse und deren Verteilung, die Kontaktzeit, die Stoffkonzentration, sowie Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH, Licht u.a.m. zu nennen. Versuche zur quantitativen Beschreibung der Selbstreinigungsvorgänge, wie sie unter anderem von STREETER und PHELPS (1925) mit dem Summenparameter-BSB als "Substratkonzentration" durchgeführt wurde, können

demnach diese Zusammenhänge nur unzureichend wiedergeben (siehe dazu Kap.2.3.2). In der ÖNORM 6232 (1995) wird das "Selbstreinigungsvermögen" definiert und über die saprobiologische Gewässergüte quantifizierend dargestellt: *Das Maß des Abbaues von Nährstoffen und organischer Substanz im Verlaufe einer Gewässerstrecke charakterisiert das Vermögen eines Gewässers zur Selbstreinigung. Jedes Gewässer hat ein natürliches Selbstreinigungsvermögen, das für den jeweiligen Gewässertyp charakteristisch ist. Ein Überfordern des Selbstreinigungsvermögens erkennt man daran, daß sich infolge der zugeführten Belastung bei ansonst gleichbleibenden Milieubedingungen ein unvollständiger Abbau der organischen Substanz bis zur Verschiebung der Gewässergüte ergibt. ... Der Begriff der Gewässergüte stellt ein Qualitätsmerkmal einer Gewässerstrecke im Hinblick auf die Gewässernutzung dar. Der Grad der Verunreinigung mit organisch abbaubaren Stoffen wird als saprobielle Gewässergüte bezeichnet.*

Wie bereits ausgeführt, definiert WUHRMANN (1969, 1974) den Vorgang der Selbstreinigung als *Summe aller Prozesse, welche zu einer Verminderung der Konzentration als auch der Fracht eines (leicht abbaubaren organischen) Verunreinigungsstoffes in der Vorflut führen.* NUSCH et al. (1991) weist in ähnlicher Weise darauf hin, daß *in Fließgewässern für die geochemischen und die biologischen Abläufe sowie für die trophischen Beziehungen weniger die Konzentration an Stoffen oder Nahrungspartikeln als vielmehr die jeweiligen Nachlieferungsraten wesentlich sind*, die im wesentlichen auch einer Fracht entsprechen. SCHUBERT (1991) definiert die Selbstreinigung folgendermaßen. *In einem stabilen Ökosystem befinden sich Trophie (Intensität der autotrophen Produktion) und Saprobie (Intensität der heterotrophen Produktion) in einem dynamischen Gleichgewicht und das Verhältnis von Primärproduktion und Atmung/Abbau beträgt 1, was u.a. durch die enge Verknüpfung der Organismen im Nahrungsgefüge gewährleistet wird. Eine Erhöhung des verwertbaren Angebotes an organischen Substraten (z.B. durch Abwässer) führt zu einer Verschiebung in Richtung Saprobie, bzw. in Richtung Trophie, wenn verstärkt anorganische Nährstoffe (z.B. Abtrag von Düngemitteln) angeboten werden. Im Laufe der Zeit werden diese Ungleichheiten wieder abgebaut. Allerdings wird der ursprüngliche Zustand nicht wieder völlig erreicht, da die Nährstoffkonzentrationen ansteigen und damit das Gleichgewicht zwischen Trophie und Saprobie auf ein höheres Niveau gehoben wird (zur Erläuterung siehe Abbildung 2.1.). Die dabei stattfindenden Vorgänge werden unter dem Begriff Selbstreinigung zusammengefaßt. Im Vordergrund steht der Abbau von*

- primären (organische Abwasserinhaltsstoffe, Fallaub) oder
- sekundären (aus natürlich oder anthropogen zugeführten anorganischen Nährstoffen bzw. aus Mineralisationsprodukten autotroph gebildete Biomasse) organischen Verunreinigungen durch
  - physikalische (Verdünnung, Sauerstoffeintrag durch Turbulenz),
  - physikochemische (Flockung, Sedimentation),
  - chemische (Oxidation) und hauptsächlich biologische (Stoffwechsel) Prozesse.

....Das Fortschreiten der Selbstreinigungsprozesse wird besonders deutlich in abwasserbelasteten Fließgewässern, weil hier der Wassertransport die zeitliche Abfolge mit einer räumlichen verknüpft.



**Abbildung 2.1.:** Beziehung zwischen Trophie und Saprobie. Bei der Belastung eines Fließgewässers mit organischen Stoffen nimmt die Saprobie von S nach S' zu, die Trophie von T nach T' ab. Bei der Selbstreinigung regulieren sich beide Größen beispielsweise von S' auf T'' ein (aus SCHWOERBEL, 1993).

Ogleich in den Ausführungen von SCHUBERT deutlich unterschieden wird zwischen dem Abbau leicht abbaubarer organischer Substanzen des Rohabwassers sowie den Folgen des Eintrages von Nährstoffen (N, P), so

unterbleibt die notwendige Differenzierung zwischen der Betrachtung der Konzentrationen und der Frachten eingeleiteter Stoffe bei großen und kleinen Vorflutern, sowie die nähere Definition des Begriffes "der organischen Substrate des Abwassers".

Für die Beschreibung der chemischen, physikalischen und biologischen Veränderungen des Fließgewässers unterhalb der Einleitungsstelle werden oftmals nur Konzentrationen oder Konzentrationsveränderungen herangezogen, obwohl auch die eingeleiteten Frachten der Schmutzstoffe maßgebend sein können. Dies vor allem bei kleinen und mittleren Vorflutern mit einem kleinen hydraulischen Radius und damit einem, für den Stoffumsatz bedeutenden Anteil sessiler Biomasse, deren Wachstum und "Abbauleistung" von den umgesetzten Stofffrachten bestimmt wird.

Bei dem genannten allgemeinen Begriff der "organischen Substrate des Abwassers" ist zu unterscheiden zwischen den

- (1) "abbaubaren" organischen Stoffen (Kohlenstoffverbindungen) des Rohabwassers und den
- (2) "inerten" gelösten organischen Stoffen des biologisch gereinigten Abwassers aus Anlagen nach dem Stand der Technik, die aufgrund der derzeitigen Anforderungen an die Nährstoffentfernung ein relativ hohes Schlammalter aufweisen und damit gleichzeitig die Kohlenstoffverbindungen des Zulaufes aerob und anoxisch weitgehend abbauen. Ist ein hoher Schwebstoffrückhalt durch ausreichend dimensionierte und ordnungsgemäß betriebene Nachklärbecken gegeben, so können die "inerten" organischen Stoffe im Ablauf dem sog. "Rest-CSB" gleichgesetzt werden.

Die Begriffe abbaubar und inert sind in diesem Zusammenhang unscharf voneinander abgegrenzt. In den nachfolgenden Ausführungen werden unter abbaubaren organischen Stoffen jene Verbindungen verstanden, die von organotrophen Boden- und Wasserorganismen (v.a. Bakterien) ohne nennenswerte Verzögerung als Substrate für den Bau- und Betriebsstoffwechsel genutzt werden können, sog. leicht abbaubarer CSB im Rohabwasser. Als inerte organische Stoffe werden die gelösten Endprodukte des biologischen Abbaues der Abwasserinhaltsstoffe und der Biomasse durch den Belebtschlamm verstanden.

Als dritte Stoffgruppe sind die Nährstoffe (Eutrophierungsfaktoren - Nitrat und vor allem Phosphat) des biologisch gereinigten Abwassers zu nennen und hinsichtlich der Wirkungen und Folgen im Gewässer von den organischen bzw. reduzierten Stickstoffverbindungen (organischer Stickstoff, Ammonium) des Rohabwassers scharf zu trennen, welche durch die Nitrifikation im Gewässer eine Sauerstoffzehrung verursachen und bei alkalischen pH-Werten zu Ammoniaktoxizität führen können. Synergistische Effekte von ungenügender Sauerstoffversorgung und erhöhten Ammoniakkonzentrationen führen dabei zu einer zusätzlichen Erhöhung der Mortalität und Driftrate der Fische und Kleinlebewesen (GAMMETER, FRUTIGER, 1989).

In beiden Fällen - (1.) Rohabwassers und (2.) biologisch gereinigtes Abwasser - wird zur Quantifizierung der organischen Inhaltsstoffe oftmals der Parameter biochemischer Sauerstoffbedarf ( $BSB_5$ ) herangezogen, der bei gleicher Konzentration oder auch eingeleiteter Fracht, unterschiedliche Stoffgruppen beim Rohabwasser bzw. biologisch gereinigtem Abwasser umfaßt und daher auch unterschiedliche Auswirkungen im Vorfluter bewirkt, d.h.

$BSB_5$  im Rohabwasser  $\neq$   $BSB_5$  im biologisch gereinigten Abwasser

WUHRMANN (1969) hielt bereits vor mehr als 25 Jahren hinsichtlich der *Bedeutung der Verdünnung des Abwassers in der Vorflut für die Dimensionierung von Kläranlagen die Trennung der Abwasserinhaltsstoffe in die Gruppen*

- *biologisch "aktiv", d.h. als Substrat für den Bau- und Energiestoffwechsel von Organismen ausnutzbar und*
- *biologisch "inert", d.h. nicht oder nur sehr langsam fermentativ angreifbar von entscheidender Bedeutung.*

Die verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe sind daher hinsichtlich ihrer unmittelbaren Wirkungen und Folgen für das Gewässerökosystem nicht als gleichwertig anzusehen. Daraus folgt die Unterscheidung, daß

- Rohabwassereinleitung (gelöste leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen, Schwebstoffe, reduzierte N-Verbindungen, P-Verbindungen) in ein Fließgewässer zu primären Verunreinigungsfolgen führt. Dazu zählen unter anderem
  - Veränderung der Saprobie durch Verschlammung des Boden-Lückensystems,

- Zunahme der Drift und Mortalität des autochthonen Makrozoobenthos
  - Verlandung,
  - Veränderung des Lichtklimas,
  - Massenentwicklung heterotropher Bakterien,
  - Störung der Sauerstoffbilanz durch Kohlenstoffabbau und Nitrifikation,
  - Ammoniaktoxizität, Nitrittoxizität
- Die nachfolgende Eutrophierung (i.e. die Folgen der massive Zunahme der phototrophen Biomasse -Phytoplankton, Phyto**b**enthon, Maktophyten - durch ein erhöhtes Angebot an pflanzenverfügbaren Nährstoffen) führt in einem weiteren Schritt, durch die Produktion und Hydolyse abbaubarer Substanz, zu sekundären Verunreinigungsfolgen. NUSCH et al. (1991) gibt dazu an, daß pro  $\mu\text{g/l P}$  etwa 0,5 bis  $1 \mu\text{g/l}$  Chlorophyll erzeugt werden, und pro  $\mu\text{g/l}$  Chlorophyll steigt der CSB um 80 bis  $110 \mu\text{g/l}$  und der BSB<sub>5</sub> um etwa 20-60  $\mu\text{g/l}$  an.  
Zu den Folgen der Eutrophierung zählen verstärkte diurnale pH-Schwankungen (→ erhöhte Ammoniakbildung bei höheren pH-Werten) und Sauerstoffschwankungen mit erheblicher Übersättigung tagsüber und u.U. vollständigem Defizit während der Nacht und damit verstärkter Neigung zur H<sub>2</sub>S-Bildung.
  - Bei Einleitung von biologisch gereinigtem Abwasser (oxidierte N-Verbindungen, P-Verbindungen, biologisch weitgehend inerte Kohlenstoffverbindungen) - bei weitgehendem Schwebstoffrückhalt in der Anlage - wird das Ausmaß der Eutrophierung vorwiegend über das gelöste Orthophosphat bestimmt. Ein ausgewogenes N/P-Verhältnis wird mit 16 angenommen, N/P<10 wird üblicherweise als N-limitiert, N/P>20 als P-limitiert bezeichnet (JUNGWIRT, MOOG, 1995). Da in den meisten Fließgewässer, Seen und Aestuarien der Phosphor der limitierende Nährstoff ist, bedeutet dies, daß der Reduktion der Phosphorfracht (durch P-Fällung in der Kläranlage sowie durch Reduktion der Fremdwassermenge) ein wesentlicher Stellenwert bei der Reduktion der Eutrophierung zukommt. Die Fähigkeit zur P-Speicherung, welche einigen planktischen Algen eine Vorratswirtschaft und Ausnutzung der P-Reserven erlaubt, auch wenn das "Außenmedium" bereits P-verarmt ist, stellt dabei jedoch einen zusätzlich zu berücksichtigenden Aspekt bei der langfristigen Beurteilung von gesetzten Gewässerschutzmaßnahmen dar.

Übersteigt das N/P-Verhältnis den Wert 20, so liegt ein N-Überschuß vor, womit gerechnet werden muß, daß sich eine einseitige Algenpopulation einstellt (ZOBRIST *et al.*, 1990).

- Treten deutliche Temperaturveränderungen im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle auf, so führt dies zu einer Veränderung der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Löslichkeit, des Dissoziationsgleichgewichtes zwischen NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub> sowie zu einer Veränderung der Aktivität und des Biorhythmus der Wasserorganismen (bei Fehlen von jahreszeitlich bedingten Temperaturschwankungen) und damit zu einer Verschiebung des Artenspektrums.

Für die Beurteilung der Einflüsse, die durch eine Einleitung von Abwasser in den Vorfluter entstehen, ist daher zu unterscheiden :

- mit welchen Parametern (Einzelstoffe, summarische Größen) eine von Abwasser resp. von Kläranlagenabläufen verursachte Verunreinigung gemessen werden soll
- welche Konzentration von welchen Stoffen unterhalb der Einleitungsstelle im Fließgewässer zulässig ist und
- welche "Maßzahlen" oder Beobachtungen die Folgeerscheinungen dieser Stoffe im Gewässer beschreiben; z.B. die biologische Gewässergüte, deren Einteilungsschema auf die Folgeerscheinungen zurückgeht, welche die Art und Konzentration bestimmter organischer Verbindungen im Wasser unter gegebenen hydrographischen und physikalischen Bedingungen verursachen. Es können aber damit keine unmittelbaren quantitativen Schlußfolgerungen über das Ausmaß der Verunreinigung gezogen werden. Daraus ergibt sich, daß als sinnvolle Maßstäbe für Kläranlagenberechnungen nur Parameter in Frage kommen, welche eine eindeutige Beziehung zu den, in der Anlage ablaufenden, chemischen und biochemischen Reaktionen schaffen und analytisch eindeutig und reproduzierbar sind.

Das Ausmaß und die Art der Veränderungen der Wasserqualität und auch der sessilen und suspendierten Biozönose im Fließgewässer nach Abwassereinleitung werden bestimmt durch

- den Abfluß des Vorfluters (Verdünnungsverhältnis von eingeleitetem Abwasser zur Wasserführung des Fließgewässers, Schleppkraft des Wassers für die Umwälzung des sedimentierten Bodenschlammes und der schlammbewohnenden Tiere)

- den hydraulischen Radius (Querschnittsfläche des Fließgewässers zu benetztem Umfang), der die Art und Verteilung der Biomasse im Vorfluter in Abhängigkeit von den Aufwuchsflächen für die Organismen bestimmt
- die Struktur des Fließgewässers (Sohl- und Uferstruktur, Fließgeschwindigkeit, Strömungsverhältnisse, Untergrundbeschaffenheit - Hartböden bzw. Weichböden), die durch getroffene Ausbaumaßnahmen, aber auch durch den Abfluß beeinflusst wird
- die Vorbelastung des Fließgewässers hinsichtlich Kohlenstoffverbindungen und Nährstoffen, Temperatur, Sauerstoffangebot sowie Schwebstoffgehalt (Lichtklima)

sowie durch

- die Qualität und Quantität des eingeleiteten Abwassers (Rohabwasser, mitunter toxische Abwasserinhaltsstoffe, Abwasserinhaltsstoffe von biologisch gereinigtem Abwasser)
- die zeitliche und räumliche Erstreckung der Einleitung (kontinuierliche oder diskontinuierliche Einleitung mit größeren zeitlichen Abständen, lokale "punktuelle" Einleitung oder ein gleichmäßiger Eintrag von Stoffen über einen längeren Fließabschnitt).

Bei einem gleichmäßigen Eintrag von Stoffen über einen längeren Fließabschnitt stellt sich ein Gleichgewicht zwischen den zugeführten Stoffen und dem Verbrauch durch die Gewässerbiozöosen ein. In Abhängigkeit von der Größe des Fließgewässers verhält sich dabei der betrachtete Fließabschnitt wie ein Chemostat-Fermenter mit suspendierter und/oder festsitzender Biomasse. Bei ausreichender Turbulenz gibt es keinen "Gradienten" in der Stoffzusammensetzung, der Aktivität oder der Zusammensetzung der Biozönose.

Eine "punktuelle" Einleitung führt zur Einstellung eines "Gradienten" in der Biozönose (hinsichtlich der Menge, da die Wachstumsrate von der Konzentration abhängig ist, und hinsichtlich der Zusammensetzung der Biozönose, aufgrund der veränderten Substratbedingungen) und damit auch beim Stoffabbau. Das Fließgewässer ist dabei vergleichbar einem "Rohrreaktor mit festsitzender Biomasse", z.B. einem Tropfkörper. Als klassisches Beispiel für die räumliche Erstreckung der Veränderungen ist der Begriff der Selbstreinigungsstrecke des Fließgewässers zu nennen. Es ist jedoch dabei auch zwischen abflußarmen und abflußstarken Vorflutern zu unterscheiden.

Bei kleinen Vorflutern kann bei kontinuierlicher punktueller Einleitung von biologisch leicht abbaubaren Stoffen (z.B. im Rohabwasser) davon ausgegangen werden, daß sich unterhalb der Einleitung an den Grenzflächen Sediment/Wasserkörper ein hoch aktiver Aufwuchs aus heterotrophen Organismen ausbildet. Für den biologischen Abbau sind dabei die Umsetzungsgeschwindigkeiten der "vorhandenen" sessilen Biomasse maßgebend (Umsatzgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Substratkonzentration - Michaelis-Menten Funktion). Die Menge der gebildeten Biomasse wird längerfristig durch die Fracht an Substrat bestimmt.

Bei großen Vorflutern mit einem großen hydraulischen Radius, d.h. einem geringeren benetzten Umfang im Vergleich zur Querschnittsfläche, ist für den Abbau die suspendierte Biomasse im Wasserkörper relevant. Die Wachstumsrate der Organismen und damit die Menge der gebildeten Biomasse (und in weiterer Folge die abgebaute Fracht) über die Fließstrecke wird vorwiegend durch die sich einstellende Konzentration unterhalb der Einleitungsstelle bestimmt (Wachstumsrate in Abhängigkeit der Konzentration).

Bei diskontinuierlicher Einleitung von Rohabwasser ist bei kleinen und großen Vorflutern die Menge der gebildeten suspendierten Biomasse über die Fließstrecke maßgebend.

Die Vorbelastung des Vorfluters bestimmt in Abhängigkeit von der eingeleiteten Abwasserschmutzfracht die Höhe der Konzentrationen und der Frachten an Schmutzstoffen unterhalb der Einleitung sowie die Menge der "vorhandenen" suspendierten und sessilen Biomasse und damit auch die Länge der Selbstreinigungsstrecke.

### **2.3.2. Auswirkungen der Einleitung von abbaubaren organischen Substanzen (Rohabwasser) auf den Sauerstoffgehalt in einem Fließgewässer**

Der Schwerpunkt der Betrachtungen dieser vorliegenden Arbeit liegt in der Beurteilung der Wechselwirkungen zwischen der Abwasserreinigung mit weitgehender Nährstoffentfernung (und damit einhergehend geringen Kohlenstoffemissionen) und der Gewässergüte des Vorfluters, der zu 90% mit dem Ablauf der untersuchten Kläranlage Mödling gespeist wird.

Die nun folgenden Ausführungen über die Auswirkungen der Einleitung von Rohabwasser in ein Fließgewässer stehen damit nicht im Widerspruch, sondern sollen

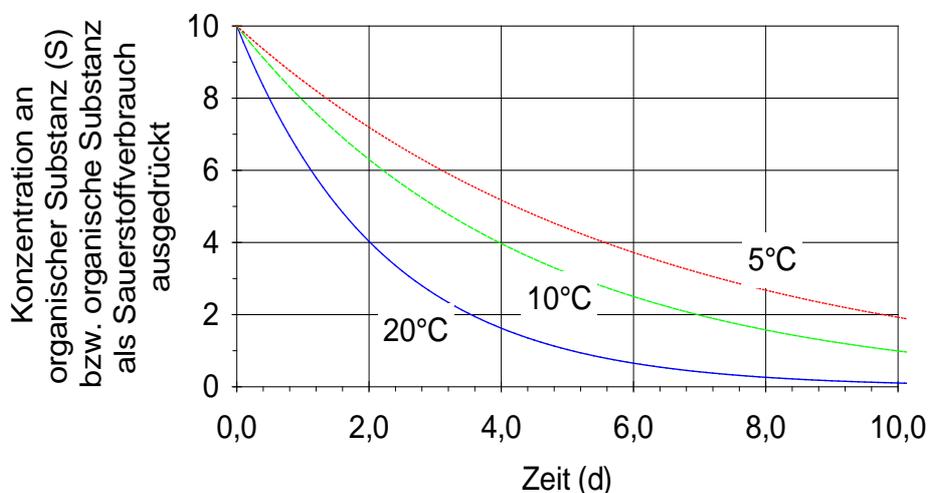
1. den Stellenwert der Betriebssicherheit von Abwasserreinigungsanlagen hervorheben, die in abflußarme Vorfluter einleiten,
2. auf die Notwendigkeit der weitgehenden Vermeidung von Rohabwasserabwurf in den Vorfluter und damit auf die Zweckmäßigkeit von Regenrückhaltebecken für den Mischwasserfall sowie deren ordnungsgemäße Wartung hervorheben.

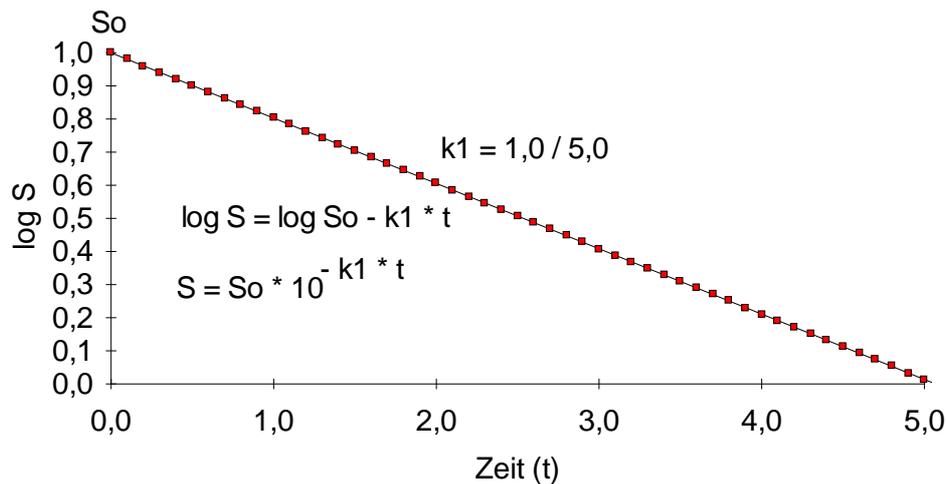
Aus diesem Zusammenhang ergibt sich auch die grundlegende Frage nach der "Aktualität" der Gewässergütebeurteilung nach den Saprobitätsstufen unter dem Aspekt der Ablaufqualität moderner Abwasserreinigungsanlagen (nach dem derzeitigen Stand der Technik), die, bei ausreichendem Schwebstoffrückhalt und ordnungsgemäßem Betrieb der Anlage, neben den Nährstoffen (Nitrat und Phosphat), Kohlenstoffverbindungen weitgehend als sog. "Rest-CSB" emittieren. Das System der Saprobien (gr. sapos = Fäulnis) nach KOLKWITZ und MARSON (1909), sowie dessen Weiterentwicklung durch u.a. LIEBMANN (1962), PANTLE und BUCK (1955) sowie ZELINKA & MARVAN (1961), baut hingegen auf den *verschiedenen Abstufungen der Selbstreinigung in den Gewässern durch fäulnisfähiges Abwasser* auf, die polysaprobe bis oligosaprobe Zonen umfassen. ELSTER (1982) führt dazu aus, daß das Saprobien-system (fußend auf den Benthalförmern der Makroinvertebraten) und die darauf basierenden Gütekriterien einen wichtigen Teilaspekt zur Kontrolle der leicht abbaubaren organischen Abwässer in den Gewässern und zur Kontrolle der Kläranlagen darstellen, für die Bestimmung der Saprobität des Wassers sowie der nutzungsorientierten Wasserqualität ist sie allerdings nicht mehr ausreichend. Zudem ist zu berücksichtigen, daß die Leitorganismen der niederen Saprobienstufen vielmehr Indikatoren der Trophie sind und eine Einstufung in eine bestimmte Saprobitätsstufe nach dem Saprobien-system umso problematischer wird, je niedriger die organische Belastung des untersuchten Gewässers ist (ELSTER, 1966).

Daraus wird auch erkennbar, daß die Summenparameter wie der BSB<sub>5</sub> im Ablauf von Anlagen nach dem Stand der Technik nicht mehr zeitgemäß sind, da sie beim Ablauf von biologisch gereinigtem Abwasser - abweichend von der ursprünglichen Aussagekraft der unmittelbaren Sauerstoffzehrung durch Rohabwassereinleitung - an Aussagekraft verloren haben.

## Veränderung des Sauerstoffhaushaltes bei Rohabwassereinleitung durch mikrobielle Aktivitäten in einem Fließgewässer:

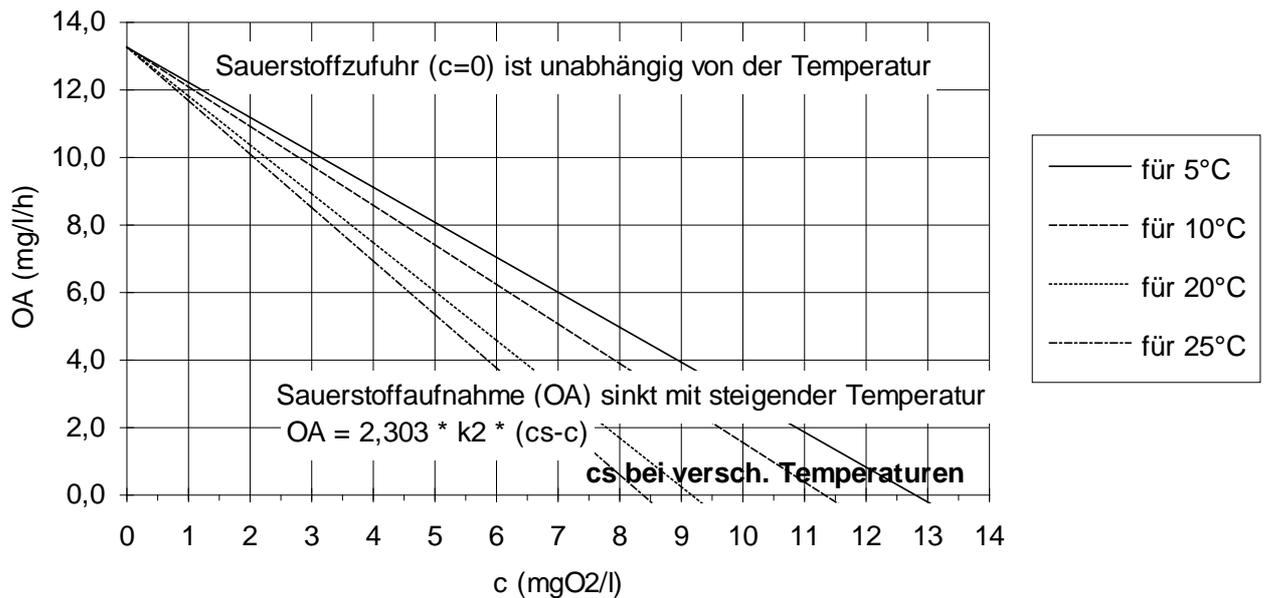
Die abbaubaren organischen Verunreinigungen im Gewässer werden unter Sauerstoffverbrauch und entsprechend dem Zellertrag in heterotrophe Biomasse umgewandelt. Bestimmende Faktoren sind dabei die Menge und Art an abbaubaren organischen Stoffen, Nährstoffe, die Bakterienzahl sowie die Milieubedingungen (Mischung, Temperatur, pH, Sauerstoffgehalt). Für den Abbau der organischen Stoffe kann von einer Entfernung gleicher Prozentsätze der noch vorhandenen organischen Stoffe in gleichen Zeiträumen ausgegangen werden, d.h. einem konzentrationsabhängigem Abbau (Reaktion 1.Ordnung) (Abb. 2.2.). Je größer die vorhandene Bakterienzahl ist, desto schneller erfolgt der Abbau. Auch bei großer Verdünnung von Rohabwasser (z.B 1:400) und demzufolge geringen Konzentrationen an leicht abbaubaren organischen Stoffen (z.B. CSB = 300 mg/l;  $300/400 = 0,75$  mg CSB/l) im Gewässer wird eine hohe Abbaugeschwindigkeit erreicht (Massenentwicklungen), da die Konzentrationen, bei der die halbe maximale Abbaugeschwindigkeit durch die Bakterien erfolgt, gering ist (niederer  $K_s$ -Wert für eine organische Einzelsubstanz für eine bestimmte Bakterienart). WUHRMANN (1974, 1980) stellte bei Untersuchungen an Modellbächen fest, die mit Grundwasser gespeist wurden, daß ab 0,5 mg TOC/l (entsprechend rund 0,3 mg DOC/l; vorgeklärtes Abwasser) ein makroskopisch sichtbarer Aufwuchs von organotrophen Mikroorganismen erkennbar wird und ab 1,5 mg TOC/l (rund 0,9 mg DOC/l; vorgeklärtes Abwasser) ein Überwuchern der Algen durch die organotrophen Organismen stattfindet ("Sphaerotilus-Bach").





**Abbildung 2.2.: Abbau organischer Stoffe in einem Standversuch (geschlossenes System) - konzentrationsabhängiger Substratabbau.**

Der Sauerstoffverbrauch für den Abbau organischer Substanz unter aeroben Bedingungen ist direkt abhängig von den abgebauten organischen Stoffen und daher proportional der Menge heterotropher Biomasse. Der Sauerstoffgehalt im Gewässer ist abhängig vom vorhandenen Sauerstoff, dem Sauerstoffverbrauch und der Sauerstoffaufnahme. Die Einflußfaktoren für die Sauerstoffaufnahme sind der vorhandene Sauerstoffgehalt, Mischung bzw. Turbulenz, Temperatur, das Verhältnis Breite zu Tiefe und die biogene Sauerstoffzufuhr durch die Pflanzen. Die Sauerstoffzufuhr ist nur geringfügig von der Temperatur abhängig, da mit steigender Temperatur zwar die Sauerstoffsättigung abnimmt, der Sauerstofftransport durch Diffusion aber zunimmt. Für die Sauerstoffaufnahme im Gewässer ist das Sättigungsdefizit (D), d.h. die Differenz zwischen der Sauerstoffsättigung in Abhängigkeit von der Temperatur (cs) und dem aktuellen Sauerstoffgehalt im Gewässer (c) entscheidend. Das Ausmaß und der Verlauf des Sättigungsdefizites ist dabei vergleichbar dem Sauerstoffverbrauch für den Abbau organischer Substanzen (Reaktion 1. Ordnung). Für eine Sauerstoffkonzentration (c) im Gewässer ist das Sättigungsdefizit und damit auch die Sauerstoffaufnahme umso geringer, je höher die Temperatur im Gewässer ist (Abb. 2.3.).



**Abbildung 2.3.: Abhängigkeit der Sauerstoffaufnahme (OA) von der Temperatur**

Annahmen: Geschwindigkeitsbeiwert der Belüftung  $k_2(20^\circ\text{C})$  sei 0,64/h,  
Fließgeschwindigkeit ( $v$ ) sei = 0,4 m/s, Tiefe ( $z$ ) = 0,3 m

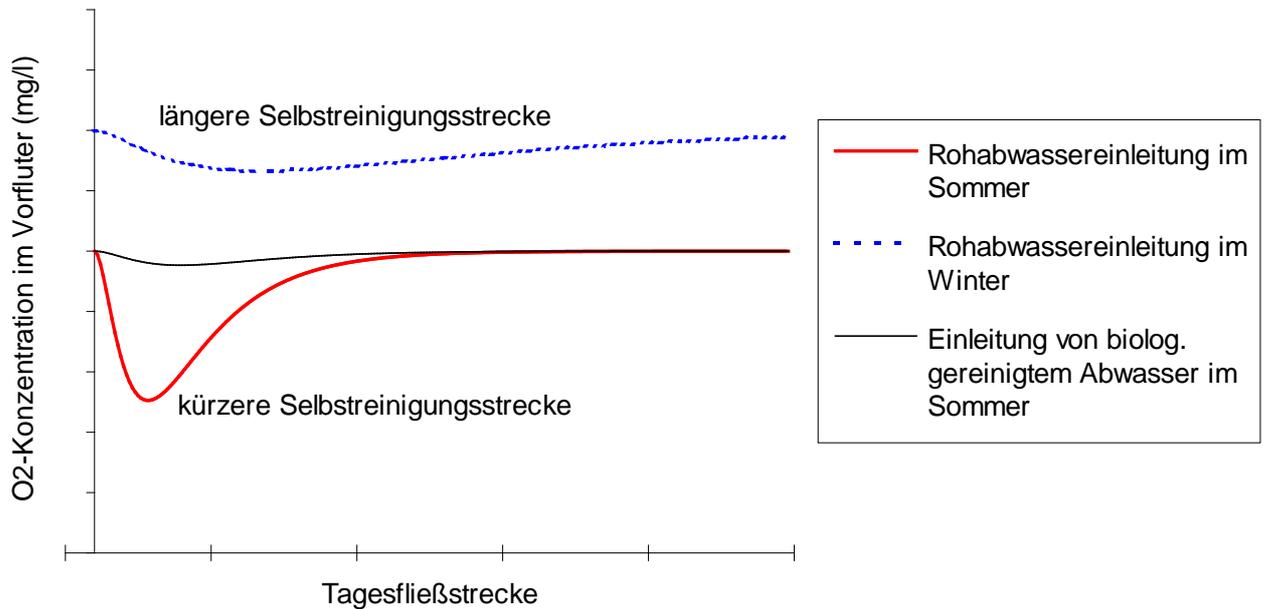
$$k_2 \approx \frac{5,026}{24} * \frac{v^{0,97}}{z^{1,67}} ; k_2(T) = k_2(20^\circ\text{C}) * 1,0241^{(T-20)} \text{ nach UHLMANN (1988)}$$

Der Sauerstoffgehalt vor der Rohabwassereinleitung sowie der Sauerstoffverbrauch und die Sauerstoffaufnahme ergeben die sog. "Sauerstofflinie" oder "Löffelkurve". Die damit verbundene Veränderung der Wasserbeschaffenheit als Folge der Einleitung abbaubarer organischer Substanzen führt zu einer Intensitätsveränderung der Abbau- und Umbauprozesse. Die dabei auftretende Sukzession, der die Selbstreinigung bewerkstelligenden Organismengruppen, kommt in den Begriffen polysaprob →  $\alpha$ -mesosaprob →  $\beta$ -mesosaprob zum Ausdruck.

Die dabei auftretenden sog. Indikatororganismen stellen die Grundlage der saprobiellen Gewässergüteklassifizierung dar.

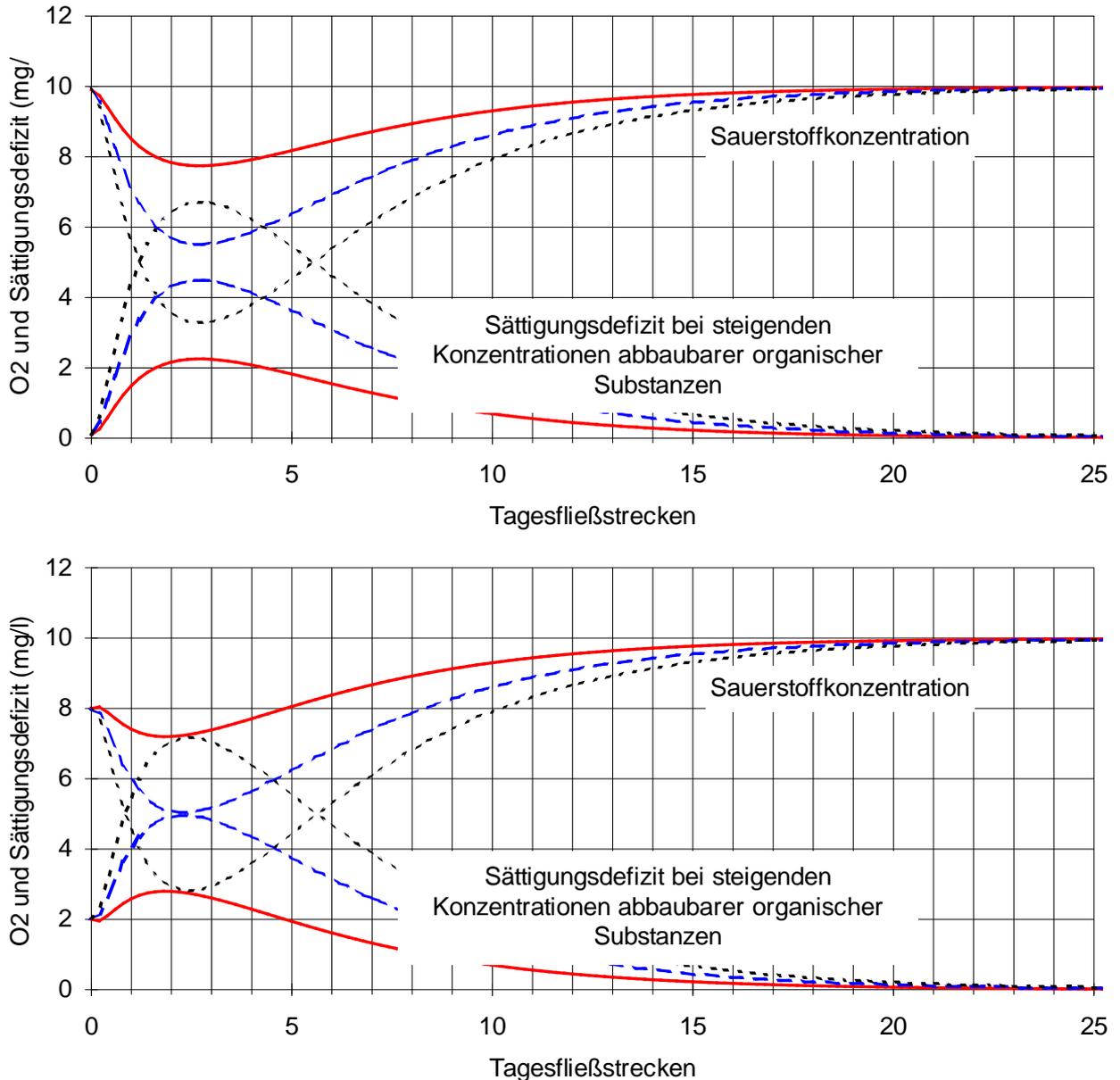
Die Änderung des Sauerstoffgehaltes in einem Fließgewässer unterhalb der Einleitungsstelle von Rohabwasser zeigt einen unterschiedlichen Verlauf in Abhängigkeit der Temperatur und der vorhandenen Konzentration.

- Bei höheren Wassertemperaturen erfolgt ein schnelleres Wachstum der Organismen und ein höherer Stoffumsatz. Bei höheren Temperaturen kommt daher die kritische Fließzeit - bis zum Sauerstofftiefpunkt - früher, die Selbstreinigungsstrecke ist kürzer.
- Im Winter ist die Selbstreinigungsstrecke wesentlich länger - mit geringerem Sauerstofftiefpunkt - da bei tieferen Temperaturen infolge des verringerten Biomassewachstums ein nicht so weitgehender Stoffabbau erfolgt, als bei höheren Temperaturen (siehe Abb. 2.2. und Abb. 2.4.).
- Die Einleitung von biologisch gereinigtem Abwasser führt vergleichsweise zu einer wesentlich geringeren Beeinflussung der Sauerstoffkonzentration (Abb. 2.4).
- Bei gleicher Temperatur und unterschiedlicher Konzentration wird die kritische Fließzeit bis zum Sauerstofftiefpunkt mit steigender Konzentration an abbaubaren organischen Substanzen länger und das maximale Sauerstoffdefizit höher (Abb. 2.5.).
- Ist die sessile Biomasse bedeutend für die Veratmung der abbaubaren organischen Substanzen und erfolgt eine kontinuierliche Einleitung bzw. ist zusätzlich noch eine bedeutende Vorbelastung im Vorfluter gegeben, so ist von einem nicht verzögerten Abfall der Sauerstoffkonzentration auszugehen. Bei diskontinuierlicher Einleitung und einer Sauerstoff limitierten suspendierten Biomasse erfolgt die Sauerstoffabnahme verzögert, entsprechend dem Zuwachs der Biomasse.



**Abbildung 2.4.:** Schematische Darstellung einer longitudinalen Sauerstoffganglinie eines Fließgewässers bei konstantem Sauerstoffeintrag nach einer punktuellen Einleitung von Rohabwasser im Sommer und Winter bzw. bei Einleitung von biologisch gereinigtem Abwasser

Die Ermittlung des Sauerstoffdefizits nach STREETER und PHELPS (1925) (zit. in UHLMANN 1988, WUHRMANN 1974, FLECKSEDER 1991) ermöglicht eine anschauliche Darstellung der Wirkung des mikrobiellen Sauerstoffverbrauches und der atmosphärischen Belüftung in einem bestimmten Volumenelement der Selbstreinigungsstrecke, berücksichtigt aber nur den Sauerstoffverbrauch der suspendierten Biomasse und den Sauerstoffgehalt in der fließenden Welle. Der Sauerstoffverbrauch der heterotrophen Biozönosen im Benthos und Interstitial, die in seichten Fließgewässern maßgeblich für den Abbau der Stoffe sind, bleibt in dieser Modellbetrachtung ebenso unberücksichtigt, wie die Tag/Nacht-Veränderung der Sauerstoffamplitude durch die phototrophen Biozönosen. Da die Sauerstoffproduktion durch Photosynthese nur auf Abschätzungen beruhen kann, ist die genaue Ermittlung des weiteren bestimmenden Parameters, der Sauerstoffzufuhr, nur schwer möglich.



**Abbildung 2.5.: Schematische Darstellung einer longitudinalen Sauerstoffganglinie eines Fließgewässers bei konstantem Sauerstoffeintrag und bei zunehmender Belastung mit abbaubaren organischen Stoffen (nach STREETER u. PHELPS zit. in UHLMANN (1988) und WUHRMANN (1974)).**

**LEGENDE ZU ABBILDUNG 2.5.**

- Ansteigen des Sättigungsdefizites mit steigenden Konzentrationen an leicht abbaubaren Stoffen.
- Geringfügig belastetes Fließgewässer mit 10 mgO<sub>2</sub>/l oberhalb der Einleitung und geringem Sättigungsdefizit (Abbildung oben).
  - Stärker vorbelastetes Fließgewässer mit 8 mgO<sub>2</sub>/l oberhalb der Einleitung und 2 mgO<sub>2</sub>/l Sättigungsdefizit (Abbildung unten) modifiziert nach UHLMANN (1988).

Es erscheint wichtig in diesem Zusammenhang darauf hinzuweisen, daß die Untersuchungen und darauf aufbauenden Betrachtungen von STREETER und PHELPS (1925) (zit. in FLECKSEDER, 1991) nicht aus den Fragen entstanden, wie der Stoffeintrag vom Gewässer ferngehalten werden könne, sondern mit der Zielrichtung einer Maximierung der Benutzung der Gewässer zur Befruchtung mit Abwasserinhaltsstoffen bei gleichzeitiger Minimierung des von Seite der Menschen zu erbringenden Aufwandes in der Abwasserreinigung.

### **2.3.3. Der Einfluß der Verdünnung von Schmutzstoffen auf die Abwasserreinigung und den Vorfluter**

#### **2.3.3.1. Fremdwasser und Reinigungsleistung von Abwasserreinigungsanlagen**

Der Zusammenhang zwischen der Konzentration eines Stoffes und dem Wachstum der Biomasse stellt bei den Fließgewässerbiozöosen und auch bei den Belebtschlamm-biozöosen in der Abwasserreinigung einen zentralen Aspekt dar. Während für das Wachstum und den Stoffumsatz der Wasserorganismen, die sich einstellenden verschiedenen Konzentrationen entlang der Fließstrecke maßgeblich sind, so ist für die Belebtschlammorganismen, die sich einstellende Konzentration im Belebungsbecken entscheidend für den Stoffabbau.

Die Verdünnung von Rohabwasser im Zulauf zu einer Kläranlage durch Grund- und Oberflächenwasser (Fremdwasser) führt zu einer Verminderung der Reinigungsleistung und i.d.R. zu einer Erhöhung der Kosten für Bau und Betrieb der Anlagen (KROISS, PRENDL 1996).

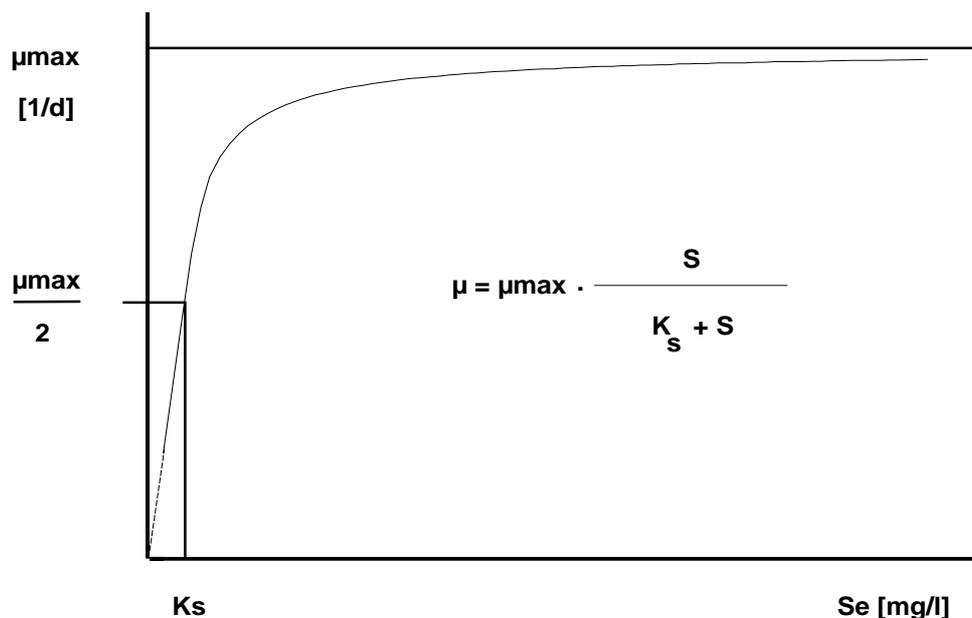
Die Auswirkungen des Einflusses von Fremdwasser auf die Abwasserreinigung liegen in

1. der Verminderung der Separationsleistung von Sandfang (v.a. Langsandfang) und Absetzbecken (Vorklärbecken, ev. Nachklärbecken),
2. der Beeinträchtigung der biologischen Reinigung,
3. der Verminderung der Entfernungswirkungsgrade z.B. für Phosphor,
4. der Veränderung der Zulaufqualität (Erhöhung des Sauerstoff- und Nitratgehaltes). So werden bei einem Zellertrag der Denitrifikanten von  $Y$  0,63 gCSB/gCSB für die Denitrifikation von 1 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  7,7 mg/l leicht abbaubarer CSB verbraucht.

5. der Verminderung des Temperaturabfalles ( $\Delta$  Temp., in °C) im Belebungsbecken im Mischwasserfall und bei Schneeschmelze) und damit einem nicht so starken Rückgang der Nitrifikationsleistung.
6. einer geringeren Schwankung der hydraulischen Belastung im Mischwasserfall.
7. Verdünnung des sog. "Rest-CSB" im Ablauf der Kläranlage.

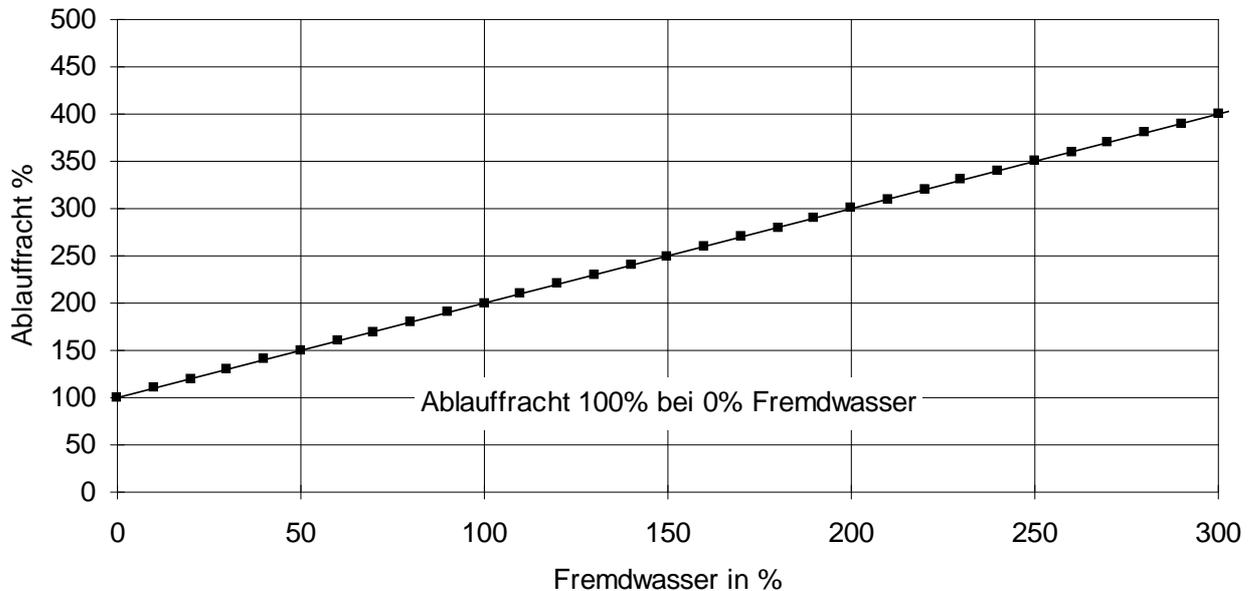
Hinsichtlich des Einflusses von Fremdwasser auf die biologische Reinigung ist zwischen abbaubaren und nicht abbaubaren bzw. entsprechend dem Schlammalter nicht weiter abbaubaren Stoffen zu unterscheiden.

- Liegt die Zulaufkonzentration eines abbaubaren Stoffes (biologisch oxidierbaren Stoffes) (z.B. Ammonium, abbaubare Kohlenstoffverbindungen) über der Gleichgewichtskonzentration, die sich entsprechend dem ungehemmten biologischen Abbau im Ablauf der Kläranlage einstellt, so ist für die Ablaufkonzentration des abbaubaren Stoffes die Zulaufkonzentration nicht maßgebend. Dies ergibt sich aus dem Zusammenhang zwischen Wachstumsrate ( $\mu$ ) (= reziprokes Schlammalter) und der Ablaufkonzentration eines abbaubaren Stoffes ( $S_e$ ) nach der "Monod-Kurve" (Abb. 2.6.).



**Abbildung 2.6.: Beziehung zwischen Wachstumsrate  $\mu$  und Substratkonzentration  $S_e$ , nach Monod**

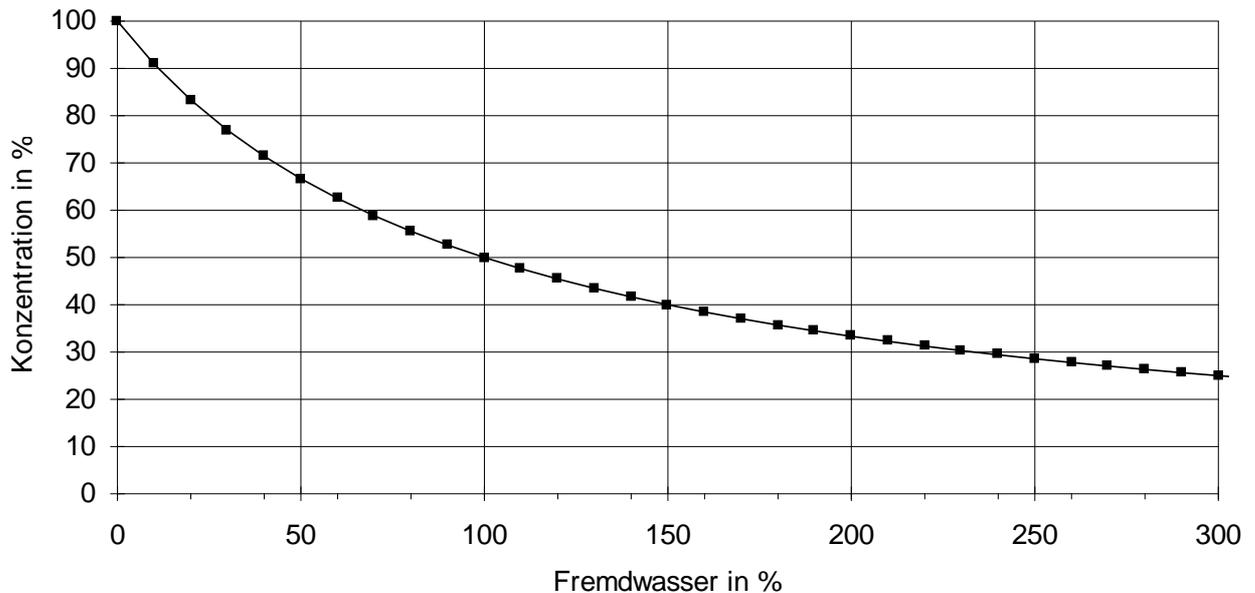
Für eine konstant angenommene Zulauffracht und bei gleichbleibender Ablaufkonzentration steigt daher die Ablaufracht eines abbaubaren Stoffes mit der Wassermenge (Fremdwassermenge) linear an (Abb. 2.7.).



**Abbildung 2.7.:** **Lineare Zunahme der Restverschmutzung (als Fracht) eines abbaubaren Stoffes mit steigender Fremdwassermenge (Zulauffracht und Ablaufkonzentration wurden als konstant angenommen)**

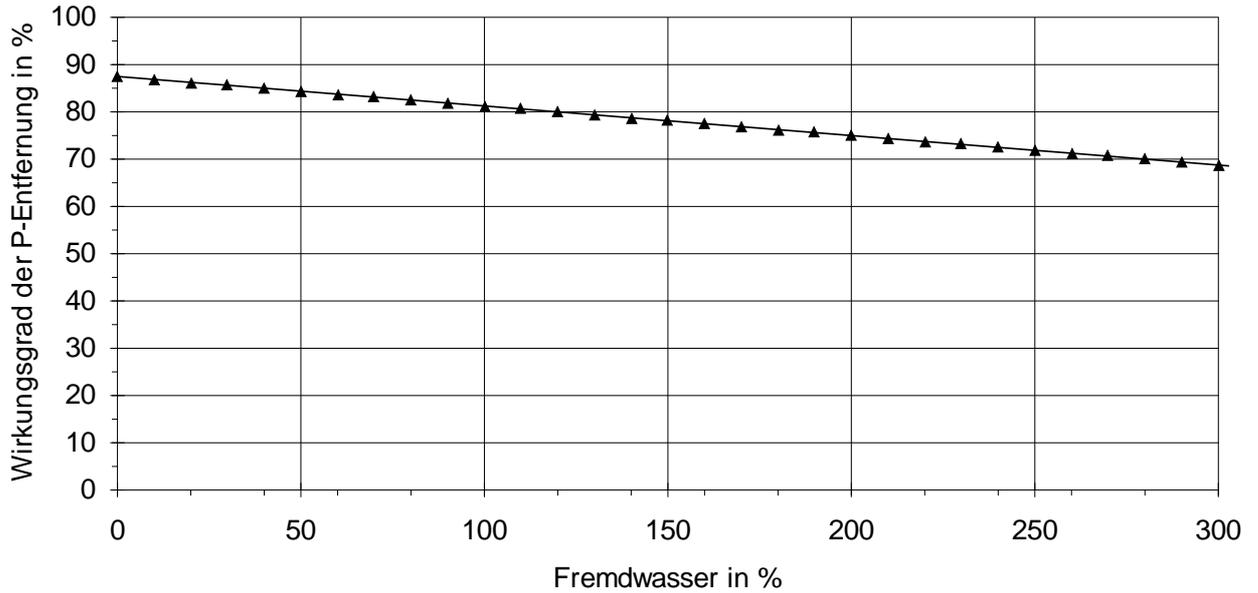
- Bei einem nicht oder nicht mehr weiter abbaubaren Stoff sinkt dessen Ablaufkonzentration bei gleicher Fracht (Zulauffracht bzw. Fracht der inerten organischen und anorganischen Produkten aus dem Abbauprozess der Belebtschlammorganismen) mit der Wassermenge (Abb. 2.8.). So führt ein höherer Fremdwasseranfall zu einer Verminderung der Konzentration an biologisch inerte Restverschmutzung (sog. Rest-CSB) im Ablauf der Kläranlage.
- Bei Verdünnung des Zulaufes durch Fremdwasser kann man annehmen, daß schwer abbaubare Stoffe nicht abgebaut werden und die abbaubaren Stoffe weniger weit abgebaut werden. Die erreichbare Ablaufkonzentration ist zwar vom Schlammalter abhängig, liegt jedoch die Zulaufkonzentration unter der

Gleichgewichtskonzentration im Ablauf, so kann man davon ausgehen, daß der Stoff nicht abgebaut wird.



**Abbildung 2.8.: Rückgang der Konzentration eines nicht bzw. nicht weiter abbaubaren Abwasserinhaltsstoffes mit steigendem Fremdwasseranteil im Zulauf zur Kläranlage. 100% entspricht der Konzentration bei 0% Fremdwasser**

- Eine Überlagerung der Vorgänge, die bei steigendem Fremdwasseranteil für die abbaubaren und nicht abbaubaren Stoffe bereits erwähnt wurden, tritt bei der Phosphorentfernung durch chemische Fällung ein. Bei gleicher Ges-P Zulauffracht kommt es bei einer sich einstellenden Gleichgewichts-Ablaufkonzentration von  $\text{PO}_4\text{-P}$  mit zunehmendem Fremdwasseranteil zu einem Anstieg der Ablaufracht. Die nicht fällbare P-Restkonzentration im Ablauf sinkt mit zunehmender Wassermenge, wobei die Ablaufracht gleichbleibt. Infolge des Anstiegs fällbaren Phosphats mit der Wassermenge, steigt letztendlich die P-Ablaufracht ( $\text{PO}_4\text{-P}$  + nicht fällbarer P) linear mit der Fremdwassermenge an (Abb. 2.10.). Die Folge ist ein verminderter Entfernungswirkungsgrad (Abb. 2.9.).



**Abbildung 2.9.: Abnahme des Wirkungsgrades der Phosphorentfernung mit steigendem Fremdwasseranteil**

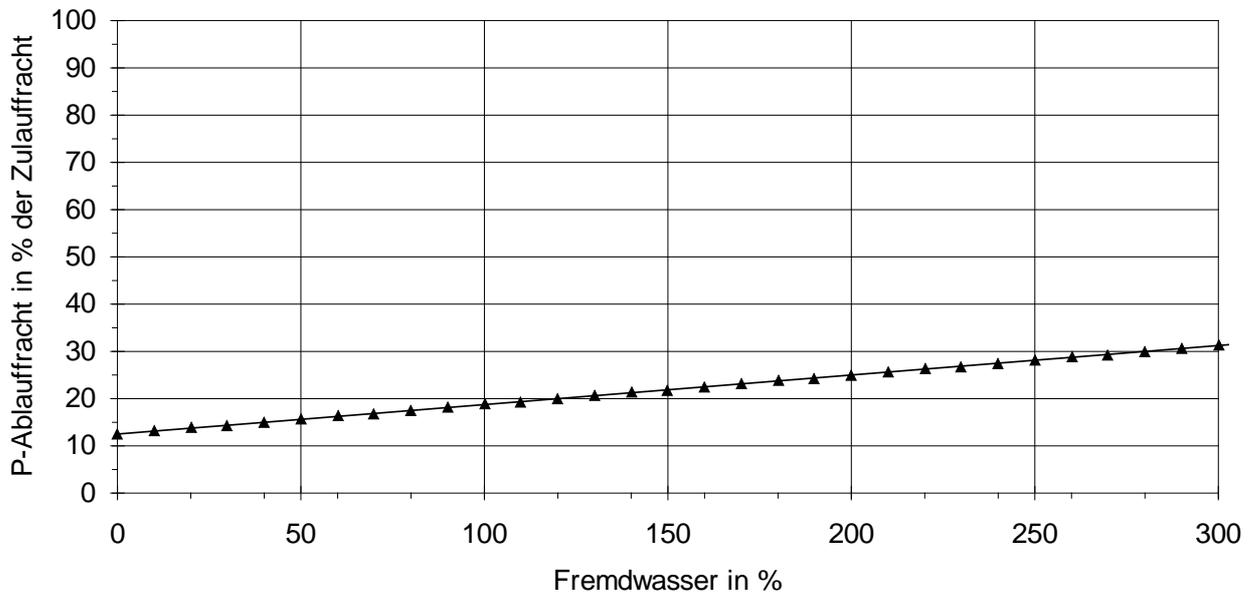
**LEGENDE ZU ABBILDUNG 2.9.:**

Annahmen :  $\beta$ -Wert = konstant

Zulaufkonzentration ohne Fremdwasser 8 mg Ges-P/l (1,6 g P/EW/d, 200 l/EW/d)

Ablaufkonzentration unter Gleichgewichtsbedingungen 0,5 mg PO<sub>4</sub>-P/l

Nicht fällbare Restkonzentration im Ablauf ohne Fremdwasser 0,5 mg PO<sub>4</sub>-P/l



### **Abbildung 2.10.: Zunahme der Phosphorfracht im Ablauf der Kläranlage mit steigendem Fremdwasseranteil**

#### **2.3.3.2. Veränderung der Konzentrationen und Frachten von eingeleiteten Stoffen im Vorfluter durch Verdünnung**

Bei der Einleitung von Abwasser in einen Vorfluter ist zu unterscheiden zwischen

- der unmittelbaren Wirkung und den Folgen der Einleitung auf den Vorfluter (Primärverschmutzung, Eutrophierung, Sekundärverschmutzung, siehe Kap. 2.3.1.) und
- hinsichtlich der Konzentrations- und Frachtveränderungen im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle in Abhängigkeit der verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe und der Verdünnung durch den Vorfluter.

In den folgenden Ausführungen werden für einen abflußarmen Vorfluter - wie dem Krottenbach - die verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe nach deren Verhalten bezüglich Konzentrations- und Frachtveränderungen - jedoch unabhängig von derer Wirkung - dargestellt:

1. Rohabwassereinleitung mit Mischwassereinfluß (verminderte Konzentrationen an Schmutzstoffen mit steigender Wassermenge bei gleichen einwohnerwertspezifischen Frachten)

Toxische Stoffe (im z.B. Rohabwasser oder im Ablauf von Kläranlagen, wenn der Stoff biologisch nicht abbaubar ist)

Gelöster Rest-CSB im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage z.B. als DOC (Abb. 2.11.)

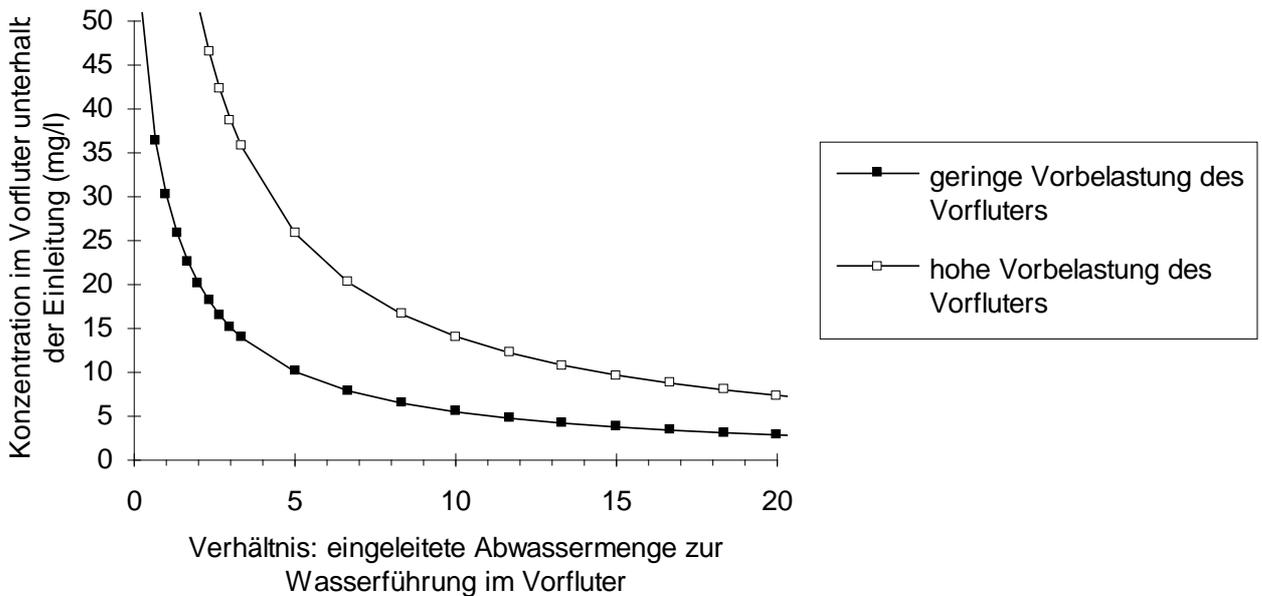
Nicht fällbare P-Restkonzentration im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage

- Verhalten der Emission hinsichtlich Konzentration und Fracht:

Die eingeleitete Konzentration sinkt mit zunehmender Wassermenge, die in den Vorfluter eingeleitet wird, die eingeleitete Fracht bleibt gleich.

• Veränderung der Konzentration und Fracht unterhalb der Einleitungsstelle im Vorfluter:

Die Einleitung von gleichen Stoff-Frachten führt bei steigender Verdünnung durch den Vorfluter zu einem Konzentrationsanstieg der Stoffe unterhalb der Einleitungsstelle. Die Höhe der Konzentration und der Fracht im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle werden durch die Vorbelastung des Vorfluters, d.h. durch die Schmutzfracht im Vorfluter vor der Einleitung bestimmt. Anders ausgedrückt bedeutet dies, daß mit steigender Konzentration bei abnehmender Wassermenge, die in den Vorfluter eingeleitet wird, die Konzentrationen der Stoffe im Vorfluter unterhalb der Einleitung ansteigen.



**Abbildung 2.11.: Anstieg der DOC-Konzentration im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle bei steigender Verdünnung durch den Vorfluter; Eingeleitete DOC-Fracht der Kläranlage = konstant.**

**LEGENDE ZU ABBILDUNG 2.11.**

Annahmen:

bei Verhältnis	10:1	Q (l/s)	z.B. DOC (mg/l)	z.B. DOC (mg/l)
Abwasser	10	300	5,5	5,5
Vorfluter	1	30	geringe Vorbelastung 5,5	hohe Vorbelastung 100

2. Die zweite Gruppe umfaßt Stoffe, deren Konzentration im Ablauf der Kläranlage einer Gleichgewichtseinstellung durch den biologischen Abbau in der Anlage unterliegen z.B. Ammonium, chemisch fällbares Orthophosphat, Nitrat.

• Verhalten der Emission hinsichtlich Konzentration und Fracht:

Die Konzentration des eingeleiteten Abwassers bleibt gleich und die Fracht steigt mit der emittierten Wassermenge an.

• Veränderung der Konzentration und Fracht unterhalb der Einleitungsstelle im Vorfluter:

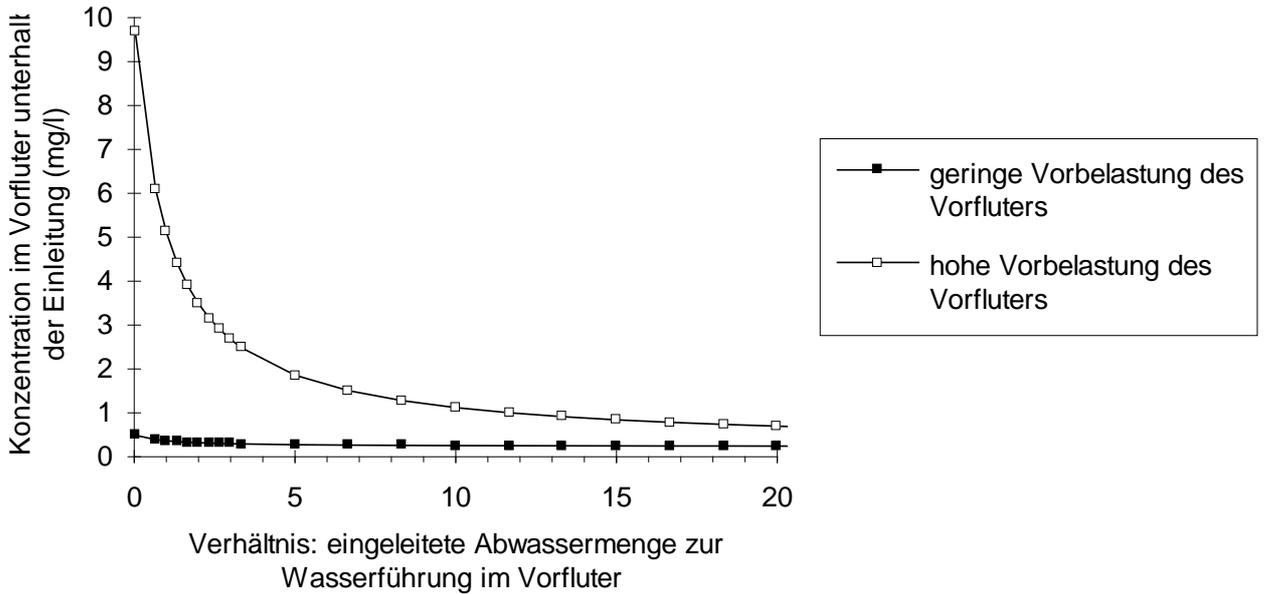
Wird biologisch gereinigtes Abwasser eingeleitet, so steigt bei gleicher Ablaufkonzentration von z.B. Ammonium mit der Wassermenge auch die eingeleitete Fracht an. Mit zunehmender Verdünnung durch den Vorfluter

(a) steigt die Konzentration im Vorfluter, wenn die eingeleitete Konzentration geringer ist, als die Konzentration des Vorfluters oberhalb der Einleitung (Abb. 2.12)

(b) sinkt die Konzentration im Vorfluter, wenn die eingeleitete Konzentration größer ist, Konzentration des Vorfluters oberhalb der Einleitung

(c) Die Konzentration im Vorfluter bleibt gleich, wenn die eingeleitete Konzentration gleich der Konzentration des Vorfluters oberhalb der Einleitung ist.

Die Fracht im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle sinkt in allen drei Fällen (a), (b) und (c) bei zunehmender Verdünnung durch den Vorfluter und bei Reduktion des Fremdwasseranteils im Zulauf zur Kläranlage. Die Höhe der Schmutzfracht im Vorfluter oberhalb der Einleitungsstelle bestimmt analog zu (1.) die Höhe der Konzentration und Fracht unterhalb der Einleitung mit.



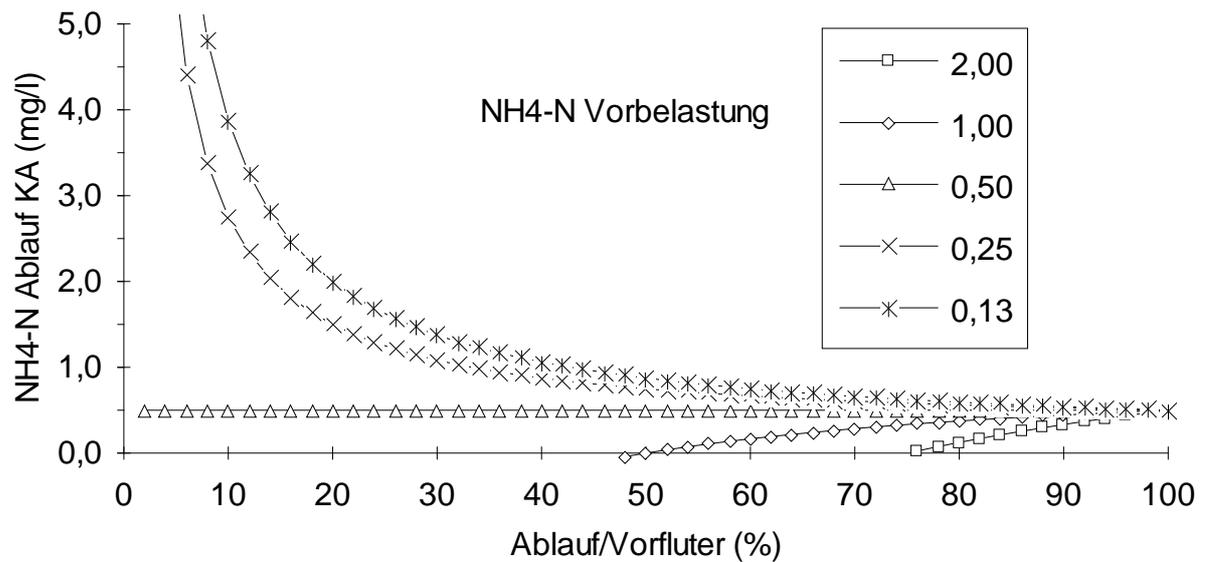
**Abbildung 2.12.: Anstieg der  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle bei steigender Verdünnung des eingeleiteten Kläranlagenablaufes durch den Vorfluter; Eingeleitete  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration = konstant.**

**LEGENDE ZU ABBILDUNG 2.12.:**

Annahmen:

bei Verhältnis	10:1	Q (l/s)	z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)
Ablauf	10	300	0,2	0,2
Vorfluter	1	30	geringe Vorbelastung 0,5	hohe Vorbelastung 10

Für einen Immissionsfall zeigt sich ein geringer Spielraum hinsichtlich der Höhe der maximalen Ablaufkonzentrationen der Kläranlage bei geringer Verdünnung durch den Vorfluter bzw. bei geringer Vorbelastung des Vorfluters (Abb. 2.13.). So liegen bei einem abflußarmen Fließgewässer mit einer Vorbelastung von  $1 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$  die maximal zulässigen Ablaufkonzentrationen der einleitenden Kläranlage bei  $<0,5 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ , wenn der Ablauf mindestens 50% des Gesamtabflusses des Vorfluters darstellt.



**Abbildung 2.13.: Einfluß der Verdünnung auf die maximal zulässige Ammonium-Ablaufkonzentration einer Kläranlage: NH<sub>4</sub>-N maximal sei = 0,5 mg/l im Vorfluter**

#### Schlußfolgerungen:

- Die Reduktion von Fremdwasser im Zulauf zu einer Kläranlage führt z.B. beim Rest-CSB zu einem Konzentrationsanstieg im Vorfluter.
- Bei biologisch noch abbaubaren Stoffen (Ammonium, Nitrat) und auch beim Orthophosphat führt die Reduktion von Fremdwasser - je nach Vorfluterbelastung - zu einem Anstieg/einer Abnahme/Gleichbleiben der Konzentration im Vorfluter, aber in jedem Fall zu einer Frachtverminderung im Vorfluter.
- Bei der Einleitung von abbaubaren organischen Stoffen (Rohabwasser) in den Vorfluter besteht die Möglichkeit der Frachtreduktion im Vorfluter nur in der möglichst weitgehenden Vermeidung der Einleitung !

## **2.4. FORMULIERUNG VON FORDERUNGEN BEZÜGLICH DER ABLAUFQUALITÄT VON REINIGUNGSANLAGEN**

Der Vorfluter als Gewässerökosystem wird hinsichtlich des Zustandes als auch des Pufferpotentials sowohl von den Ausbaumaßnahmen (Begradigung, künstliches Trapezprofil, Uferbewuchs) als auch vom Verdünnungsverhältnis und von der Ablaufqualität (Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH, Abwasserinhaltsstoffe) der Kläranlage geprägt. Je größer dabei der Einfluß des gereinigten Abwassers wird, desto unmittelbarer wird die Vorfluterbiozönose von Konzentrationsschwankungen im Ablauf beeinflusst. Aus diesen Zusammenhängen von Gewässergüte und Ablaufqualität umschrieb WUHRMANN bereits 1969 die wesentlichen Zielsetzungen für die Reinigungsleistung von Kläranlagen :

- 1. Kläranlagenabflüsse sollen frei sein von organischen sedimentierbaren Verbindungen. Meßtechnisch: keine ungelösten Partikel, welche auf Membranfiltern zurückbleiben. In der Praxis muß diese Forderung leider erheblich gemildert werden.*
- 2. Sie müssen frei sein von organischen gelösten Verbindungen ... sogenannte "gut abbaubare" Stoffe, d.h. von Substanzen, die zu Störungen der Sauerstoffbilanz oder zu Vorflutbiozönosen mit ungünstigerer Klassierung als beta-mesosaprob führen. Verfahrenstechnisch bedeutet dies, daß eine volle biologische Reinigung durchgeführt werden muß.*
- 3. Elimination gelöster, biologisch schwer oder nicht abbaubarer organischer oder anorganischer Stoffe, soweit ihre Anwesenheit im Vorfluter die Zielsetzungen des Gewässerschutzes verletzt.*
- 4. Verminderung von unentbehrlichen Nährionen (Stickstoff- und Phosphorverbindungen)*

## **2.5. KONSEQUENZEN AUS DEM ZUSAMMENHANG ZWISCHEN REINIGUNGSLEISTUNG UND VORFLUTERQUALITÄT**

In den Gewässerschutzmaßnahmen sind sowohl Konzentrationswerte (Emissionen, Immissionen) und Entfernungswirkungsgrade als auch Gewässergütekriterien festgelegt. Da die Gewässergüte im Vorfluter die

langfristigen Folgeerscheinungen der Abwassereinleitung beschreiben kann, jedoch nicht einen für die Bemessung oder den Betrieb einer Anlage maßgeblichen Parameter darstellt, können nur aus dem Betrieb einer bestehenden Anlage bei einer gegebenen Auslastung und deren Ablaufqualität und der resultierenden Gewässergüte im Vorfluter, Rückschlüsse auf die maßgeblichen Bemessungs- und Betriebsparameter geschlossen werden, die zu dieser Vorfluterqualität geführt haben.

Daraus folgt die Notwendigkeit der:

1. Formulierung der "erforderlichen Reinigungsleistung" in der Form technisch und volkswirtschaftlich realisierbarer Forderungen.
2. Kenntnis der ökologischen und chemischen Auswirkungen des gereinigten Abwassers auf die Vorfluterqualität (bei geringem Verdünnungsverhältnis des gereinigten und abgeleiteten Abwassers).
3. Kenntnis der Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung, sodaß mit einer festzulegenden Sicherheit voraussagbar und gezielt jene Ablaufqualität entsteht, welche die postulierten Gewässerschutzziele erreichen läßt.

## **2.6. DIE ERWEITERUNG DER KLÄRANLAGE MÖDLING ALS BEISPIEL FÜR DIE UMSETZUNG VON STRENGEN GEWÄSSERSCHUTZMAßNAHMEN AN EINEM ABFLUSSARMEN VORFLUTER**

### **2.6.1. Lage, Einzugsgebiet und Vorflutersituation**

Die Kläranlage Mödling liegt südlich von Wien am Rande des Wienerwaldes. Die jährliche Niederschlagshöhe im Einzugsgebiet der Kläranlage liegt bei ca. 700 mm. Das Einzugsgebiet der Kläranlage umfaßt acht Gemeinden mit insgesamt 96 km<sup>2</sup> Größe mit unterschiedlicher Bebauungsdichte und einer Höhendifferenz von ca. 300 m. Hieraus ergibt sich eine Hauptsammlerlänge von 25 km und spürbare klimatische Unterschiede innerhalb des Einzugsgebietes mit

entsprechenden Auswirkungen auf den Mischwasserabfluß. Der Mödlinger Sammler ist als Trennkanal und der Brunner Hauptsammler als Mischkanal ausgeführt. Teilweise undichte Kanäle sowie Fehlanlüsse führen zu einem hohen Fremdwasseranteil (~50 %) im Rohabwasser. Die Beschickung der Anlage ist zufolge des Brunner Sammlers insgesamt charakteristisch für ein Mischverfahren.

Der Vorfluter der Kläranlage Mödling ist der Krottenbach, mit einer Länge von rund 7,5 km bis zur Mündung in den Mödlingbach und einem mittleren Gefälle von 4,1‰ (Einleitung der Kläranlage bis Mündung in den Mödlingbach). Der mittlere Abfluß des Krottenbaches beträgt rund 30 l/s, der maßgebliche Niederwasserabfluß  $Q_{95\%}$  liegt in der Größenordnung von 10 l/s. Da im Jahresmittel der Abfluß der Kläranlage bei 250-300 l/s liegt und somit den Abfluß des Krottenbaches etwa 10-fach übersteigt, ist folglich für die Wasserqualität und die biologische Gewässergüte des Krottenbaches der Ablauf der Kläranlage maßgebend. Daneben ergeben sich Belastungen des Krottenbaches durch Regenüberläufe im Oberlauf.

### **2.6.2. Anforderungen an die Reinigungsleistung und baulichen Entwicklung der KA-Mödling**

Am gleichen Standort wie heute wurde erstmals im Jahre 1904 eine biologische Kläranlage mit Absetzbecken und Filtration gebaut, die in dieser Form bis Anfang der Siebzigerjahre der Reinigung der Abwässer der Stadt Mödling und anliegender Gemeinden diente (CSÉPAI, 1969). In den folgenden Jahren wurde die Anlage mehrmals erweitert und im Jahre 1982 bis auf 100.000 EW<sub>54</sub> und 90 %ige BSB<sub>5</sub>-Entfernung ausgebaut. Unter normalen Betriebsbedingungen konnte eine BSB<sub>5</sub>-Entfernung von 80 % erreicht werden (v.d. EMDE, 1984c). Unterhalb der Kläranlage wies der Vorfluter eine biologische Gewässergüte von IV auf und zeigte massive Eutrophierungserscheinungen (BSB<sub>5</sub> = 25 mg/l, NH<sub>4</sub>-N = 27 mg/l) sowie Geruchsbelästigungen.

An dieser Stelle sei noch der Hinweis erlaubt, daß der Krottenbach nicht erst durch die Einleitung des Kläranlagenablaufs in seiner Qualität beeinträchtigt wurde. In den Ausführungen "Das Gebiet des Schwechatflusses in Niederösterreich" (1878) ist über den Krottenbach vermerkt: *Benützt wird derselbe bloss zur Bewässerung von Wiesen, und zwar in allen drei*

*Gemeindebezirken (Brunn, Biedermannsdorf, Achau); zu anderen Zwecken ist er theils der geringen Menge, theils der Unreinheit des Wassers wegen unverwendbar.*

Die Veränderungen der wasserrechtlichen Auflagen machten eine wesentliche Erweiterung der Kläranlage notwendig und 1988 wurde die Kläranlage bei gleicher Ausbaugröße von 100.000 EW abermals erweitert, um mit den in den Krottenbach abgeleiteten Abwässern eine biologische Güte von II bis III einzuhalten. Diese neuen Anforderungen an die Reinigungsleistung bestanden in der gesicherten und ganzjährigen Nitrifikation sowie in der BSB<sub>5</sub>- und Nährstoffentfernung mit einem hohen Wirkungsgrad. Mit der Wahl der damals neuen Bemessungsgröße Schlammalter, das, gemeinsam mit der Temperatur und dem Anteil der Denitrifikationszone, über Wachstum und Absterben der Bakterien in einem kausalen Zusammenhang mit der Reinigungsleistung steht, war eine Möglichkeit gefunden, stabil niedrige Ammoniumablaufwerte und damit verbunden eine weitgehende Entfernung der Kohlenstoffverbindungen zu gewährleisten.

**Tabelle 2.1.: Mindestanforderungen für kommunale Abwasserreinigungsanlagen über 50.000 EW (1991) und Grenzwerte der Kläranlage Mödling (1987)**

	Mindestanforderungen für KA >50.000 EW <sup>1)</sup>	Grenzwerte der Kläranlage Mödling		
		Trockenwetterfall	Mischwasserfall	
BSB <sub>5</sub> (+ATH)	15	15	15	mg/l
CSB	75	-	-	mg/l
TOC	25	-	-	mg/l
NH <sub>4</sub> -N	5 (über 12°C)	3 (Sommer) ; 5 (Winter)	-	mg/l
NO <sub>3</sub> -N	-	8	-	mg/l
Ges-P	1	1	-	mg/l
Schwebstoffe	-	30	30	mg/l
η BSB <sub>5</sub>	95	-	-	%
η CSB und Ges-P	85	-	-	%
η N (TKN+NO <sub>3</sub> -N)	70 (>12°C) ; 60 (8-12°C)	-	-	%

### **LEGENDE ZU TABELLE 2.1.**

1) Bei Mischkanalisation gilt für den Trockenwetterzufluß laut 1.EVO (1991) §4 (2):

*Ein Emissionswert für einen Abwasserparameter ... gilt im Rahmen der Eigenüberwachung als eingehalten, wenn bei fünf aufeinanderfolgenden Messungen vier Meßwerte unter dem Emissionswert bzw. über dem Wirkungsgrad liegen und lediglich ein Meßwert den Emissionswert um nicht mehr als 50% (bei Ammonium nicht mehr als 100%) überschreitet bzw. unter dem Wirkungsgrad liegt ("4von5"-Regel).*

Hinsichtlich der Reinigungsleistung der Kläranlage wurde mit dem Wasserrechtsbescheid aus 1987 bei Trockenwetter (bis 2.880 m<sup>3</sup>/h bzw. 40.000 m<sup>3</sup>/d) ein BSB<sub>5</sub> im Ablauf von 15 mg/l, eine Ablaufkonzentration von Ammoniumstickstoff von 3 mg/l (Sommer) bzw. 5 mg/l (Winter) und von Nitratstickstoff von 8 mg/l sowie hinsichtlich der Phosphorverbindungen eine Konzentration von 1 mg/l Ges-P als jeweiliger Tagesmittelwert unabhängig von der Temperatur im Belebungsbecken festgelegt (Tab.2.1). Im Mischwasserfall (3.924 m<sup>3</sup>/h), der über das maximale Abfuhrvermögen der Sammelkanäle (4.000 m<sup>3</sup>/h) festgelegt wurde, sind 15 mg/l BSB<sub>5</sub> im Ablauf einzuhalten. Für Trocken- und Regenwetter gilt eine maximale Schwebstoffkonzentration im Ablauf von 30 mg/l ebenfalls als Tagesmittelwert.

## **2.7. KRITERIEN UND METHODEN FÜR DIE BEURTEILUNG DES ABWASSERREINIGUNGSKONZEPTES DER KLÄRANLAGE MÖDLING**

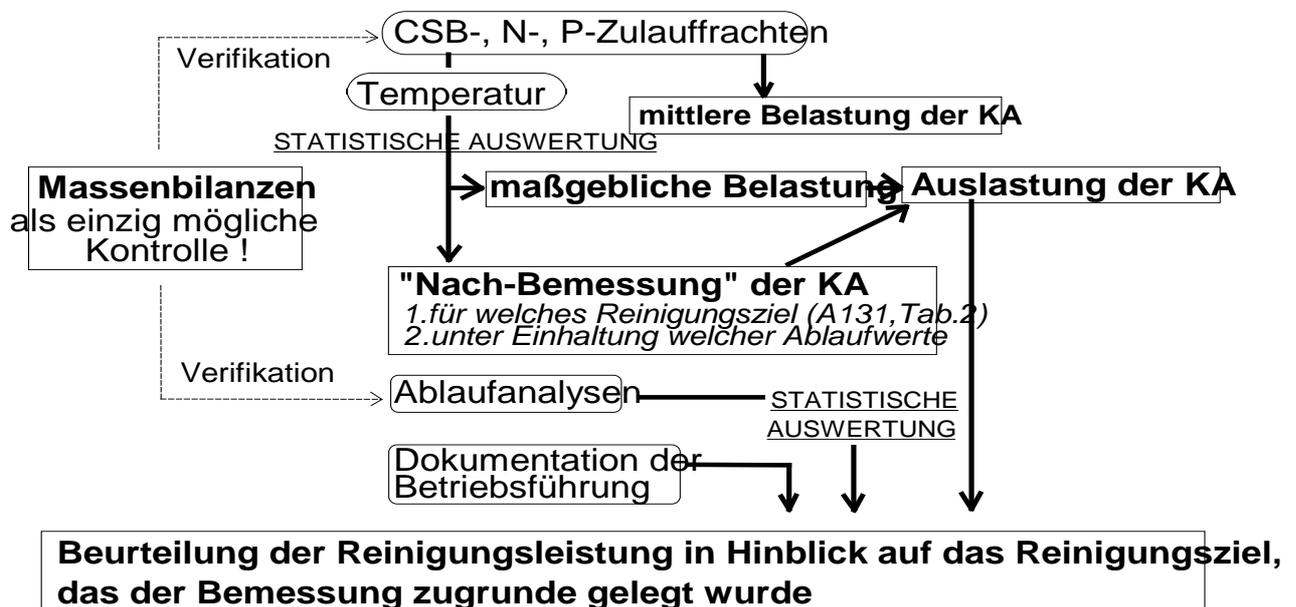
Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden folgende Kriterien für die verfahrenstechnische Beurteilung der Kläranlage Mödling herangezogen :

1. Erfüllbarkeit der Zielsetzung bezüglich Reinigungsleistung unter Berücksichtigung der Auslastung (maßgebliche Belastung) der Anlage.
2. Reinigungsleistung im Bemessungsfall
3. Flexibilität des Betriebes bei schwankender bzw. bei "unüblicher" Belastung - und Stabilität des Betriebes und der Ablaufwerte gegenüber der Normalbelastung
4. Betriebssicherheit, Redundanz bei Reparatur- und Instandhaltungsarbeiten

5. Robustheit und Flexibilität der Meß- und Regelungsstrategie
6. Möglichkeiten der betrieblichen Optimierung zur Minimierung der Restverschmutzung
7. Bewertung des Kosten-Nutzen Verhältnisses im Zusammenhang mit der Betriebssicherheit

Die Umsetzung dieser Kriterien erfolgte anhand folgender Vorgangsweisen:

- Erhebung der maßgeblichen Belastung der Anlage. Dabei kann die Ermittlung der Auslastung nur anhand jener Parameter erfolgen, die auch der Bemessung der Anlage zugrunde gelegt würden. Nur ein Vergleich auf der Basis der selben Vorgangsweise der Datenerhebung (Zulauffrachten) sowie der Berechnungen unter Berücksichtigung des Reinigungszieles liefert Aussagen über den Auslastungsgrad, der für die Bewertung des Reinigungsergebnisses relevant ist (Abb. 2.14.).



**Abbildung 2.14: Bestimmungstücke und Kontrollmöglichkeiten zur Bewertung der Reinigungsleistung**

- Statistische Auswertung der Reinigungsleistung (Ablaufwerte, Entfernungswirkungsgrade).
- Überprüfung der ermittelten Parameter auf Plausibilität. Massenbilanzen sind dabei nicht nur für das Verständnis der Vorgänge bei der

Abwasserreinigung wertvoll, sie sind auch ein gutes Werkzeug zur Beurteilung von Betriebsergebnissen, die meist nur auf Tagesmittelwerten beruhen. Mit ihr können systematische Fehler erkannt und behoben werden, da sie keine Sicherheiten gegenüber Meßfehlern (Probenahme, Analytik, Volumenströme) haben. Massenbilanzen sind daher eine gute Methode, um Stoffumsetzungen und die gegenseitigen Abhängigkeiten über längere Zeiträume zu überprüfen. Im Einzelnen wurden Bilanzen für den CSB sowie für Stickstoff und Phosphor erstellt.

- Zur Beurteilung der Wasserbeschaffenheit des Ablaufes und des Vorfluters wurden chemisch-physikalische Parameter entsprechend dem Entwurf zur Immissionsverordnung herangezogen.
- Als "längerfristige Kontrollmöglichkeit" des Kläranlagenablaufes wurden saprobiologische Untersuchungen des Vorfluters durchgeführt.
- Vergleichende Untersuchungen der erzielten Ablaufqualität mit dem gereinigten Abwasser einer nachgeschalteten Sandfiltration im halbtechnischen Maßstab.
- Eine hygienische Beurteilung des Ablaufes erfolgte durch bakteriologische Parameter, wie Gesamtkeimzahl, E. coli, Fäkalcoliforme, Salmonellen.
- Um die Bandbreite von Beeinträchtigungen der verschiedenen Glieder der Nahrungskette darstellen zu können, wurden mit den Wasserproben vom Ablauf und aus dem Krottenbach ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt.
- Die Frage der Kosten-Nutzen Rechnung muß im Zusammenhang mit der "Sicherheit" des Einhaltens der geforderten Reinigungsleistung gesehen werden. Da es derzeit keine allgemein anerkannte Definition für den Begriff der Sicherheit des Reinigungsergebnisses von Kläranlagen gibt, können nur Sicherheitsaspekte für die Prozeßabläufe im Normalbetrieb und bei ungewöhnlichen oder seltenen Belastungszuständen (v. a. für die Nitrifikation) und Sicherheit gegen die Auswirkungen technischer Gebrechen unterschieden werden (KROISS, 1995).

### **3. KENNGRÖSSEN FÜR DIE UMSETZUNGEN DER MASSGEBLICHEN ABWASSERINHALTSSTOFFE BEIM BELEBUNGSVERFAHREN**

#### **3.1. ABWASSER ALS SUBSTRAT DER MIKROORGANISMEN**

Für das Wachstum von Mikroorganismen stellt das Abwasser ein komplexes Substrat dar, dessen Inhaltsstoffe (Kohlenstoff- Stickstoff- und Phosphorverbindungen, Spurenelemente) sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen größtenteils metabolisiert werden können. Die stoffwechselphysiologische Flexibilität (Potenz) der Mikroorganismen, die "Effizienz der Stoffwechselwege" hinsichtlich Energiegewinnung sowie limitierende Faktoren (Minimumfaktor) für katabolische und anabolische Reaktionen sind entscheidend für die dabei umgesetzten Substratmengen. Unter Vernachlässigung der Energie für die "Erhaltung der Zellen" ("maintenance energy") sowie von Energieverlusten durch eine "verminderte Kopplung" zwischen Katabolismus und Wachstum ("energy uncoupling"), ist der Biomassezuwachs abhängig von der "freien Energie" des Substrates (CSB - als "Energieparameter" der organischen Stoffe) und dem Wirkungsgrad der Umsetzungen (McCARTY 1965). Unter "maintenance energy" sind alle Energie verbrauchenden Vorgänge zu verstehen, die unabhängig vom Wachstum für die Zellen notwendig sind. Dazu zählen die "Erneuerung" des Zellmaterials ("turnover"), Erhaltung der intrazellulären Ionenzusammensetzung und des intrazellulären pH-Wertes sowie die Erhaltung des pools an Metaboliten und Enzymen in der Zellflüssigkeit (Cytoplasma). Eine "verminderte Kopplung" zwischen Katabolismus und Wachstum bedeutet, daß die Rate des Substrat-Katabolismus nicht vom Bedarf an ATP und der elektrochemischen Potentialdifferenz für Protonen ( $\Delta\mu_{H^+}$ ) abhängig ist. Für Mikroorganismen kann jedoch auch eine "lose" Kopplung des Energiegewinns vom Katabolismus in Abhängigkeit vom verfügbaren Substrat sowie eine Veränderung der Substratspezifität bei vorübergehender Substratlimitierung einen Selektionsvorteil bedeuten (POINDEXTER 1987, HAROLD 1986). Der Zellertrag und damit der Biomassezuwachs ist daher vom Anteil des "Erhaltungsstoffwechsels" am gesamt metabolisierten Substrat, sowie von der Menge und der Art des Substrates selbst

abhängig (STOUTHAMER 1978, FORREST und WALKER 1971, McCARTY 1965).

Der Aufklärung mikrobiologischer Zusammenhänge in der Abwasserreinigung liegt das vorrangige Ziel zugrunde, möglichst zuverlässige Grundlagen für Planung und Betrieb zu ermitteln. Um die komplexen Stoffflüsse quantifizierend darstellen zu können, sind sowohl Vereinfachungen erforderlich, welche die einzelnen mikrobiellen und chemischen Vorgänge betreffen, als auch die zu deren Beschreibung notwendigen Analysenparameter. Die mikrobiellen Umsetzungen beim Belebungsverfahren können durch folgende Zusammenhänge und Faktoren erklärt und vereinfacht dargestellt werden (KROISS 1993a):

- Massenbilanzen (Substrat und/oder Biomassetransport),
- Kinetik (Beschreibung möglicher Gleichgewichtszustände und Anpassung an dynamisch Belastungszustände)
- Mischungsverhältnisse in einem Reaktor.

Ebenso baut das mathematische Modell zur Simulation des dynamischen Verhaltens von Belebungsanlagen (IAWPRC Activated Sludge Modell No.1. 1986, IAWQ Activated Sludge Modell No.2 1995) sowie davon abgeleitete Simulationsmodelle im wesentlichen auch auf diesen Zusammenhängen auf. Entwickelt wurden diese Modelle zur kinetischen Beschreibung der Prozesse von Substratabbau und Biomasseproduktion, um die stoffwechselphysiologischen Zusammenhänge und das Verhalten der Mischbiozöten bei unterschiedlichem Substratangebot (Zusammensetzung, Menge) und Milieubedingungen (aerob, anoxisch, anaerob) sowohl für stationäre als auch für dynamische Betriebs- und Belastungsbedingungen abschätzen zu können. Über erhobene Massenbilanzen zur Beschreibung der Stoffumsetzungen und teilweise auch über Laborversuche können die Prozeßparameter für den jeweiligen Anwendungsfall abgeschätzt und anhand von Betriebsergebnissen verifiziert werden. Für diese Anwendungen können für begrenzte Betrachtungszeiträume die Zusammenhänge für Zunahme und Abnahme der Biomasse, Substratabbau und -umsatz mit "gleichbleibenden" Parametern für Zellertrag ( $Y$ ), Substratspezifität ( $K_s$ ), Wachstumsrate ( $\mu$ ) und Zerfallsrate ( $b$ ) beschrieben werden.

Um die Gesamtheit der Stoffflüsse für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen den einzelnen mikrobiologischen Prozessen quantitativ zuordnen zu können, ist es notwendig, deren möglichst genaue Abfolge und auch deren "Leistungsgrenze" zu kennen. Andernfalls ist eine Kalibrierung eines jeden Modells anhand von Analysen- und Betriebsdaten einer Kläranlage nicht möglich. Je größer der Abstand der mittleren Belastung von der "Leistungsgrenze" einer Abwasserreinigungsanlage ist, und damit je geringer die Ablaufwerte bei richtiger Betriebsweise sind, desto schwieriger ist daher die Abschätzung der Kapazität und Leistungsgrenzen der dabei beteiligten mikrobiologischen Prozesse (Nitrifikation, Denitrifikation, vermehrte biologische Phosphorentfernung - "Bio-P", Wachstum und Aktivitätsverlust - "Absterben" der Mikroorganismen).

Bei der Nitrifikation kann man davon ausgehen, daß zwei autotrophe substratspezifische (Ammonium, Nitrit) Bakteriengruppen unter aeroben Bedingungen Energie aus der Ammoniumoxidation gewinnen und entsprechend den Zuwachs- und Zerfallsprozessen Biomasse aufbauen. Deren Kapazität und auch Menge kann über Sauerstoffverbrauchsmessungen (Atmungsmessung) bei bekannter Größe des aeroben Volumens relativ genau ermittelt werden. Bei Anlagen mit simultaner Nitrifikation-Denitrifikation ist dies verfahrensbedingt nicht möglich. Der ungestörte Ablauf der Nitrifikation kann im Betrieb von Kläranlagen durch die Ammonium- und Nitratlaufwerte analytisch einfach und auch genau überprüft werden. Beeinträchtigungen der Nitrifikation durch z.B. Sauerstoffunterversorgung oder durch Hemmstoffe können ebenfalls durch Sauerstoffverbrauchsmessungen erfaßt werden.

Weitaus differenzierter stellen sich jedoch alle CSB-abhängigen mikrobiologischen Vorgänge dar, wie die Denitrifikation, vermehrte biologische Phosphorentfernung und auch die Schlammstabilisierung. Der CSB als chemische Summenparameter umfaßt eine Vielzahl von Fraktionen (gelöst, partikulär, biologisch abbaubar und nicht abbaubar), die größtenteils über Metabolisierung, Fermentation und Hydrolyse durch heterotrophe Mikroorganismen ineinander übergeführt werden können. Sowohl zur Denitrifikation als auch zur vermehrten biologischen Phosphorentfernung sind verschiedene heterotrophe biochemisch "omnipotente" Bakterienspecies befähigt, die abwasserspezifisch und zum Teil auch verfahrensspezifisch in unterschiedlicher Populationszusammensetzung und mit teilweise ähnlichen aber auch unterschiedlichen Eigenschaften auftreten (Substratspezifität, Milieu aerob-anoxisch-anaerob). Damit ergibt sich nicht nur eine "Nahrungskette" mit bekannten Zwischenprodukten - wie bei anaeroben

Umsetzungen (Schlammfäulung), sondern ein "Nahrungsnetz" innerhalb der mikrobiellen Gemeinschaften (SLATER, 1981). Die verschiedenen Substrate (organische Säuren, Kohlenhydrate, Lipide) sowie die Zwischen- und Endprodukte, die bei diesen biologischen Prozessen auftreten, sind teilweise nicht bekannt oder aber analytisch nicht faßbar. In Abhängigkeit vom Verfahren sowie von Belastung und Betrieb treten diese Prozesse meist gleichzeitig auf und Verschiebungen zwischen den einzelnen Prozessen durch z.B. Substratkonkurrenz oder Co-Metabolismus sind nur schwer festzustellen.

Die Kenngrößen für die Umsetzungen der Abwasserinhaltsstoffe müssen daher charakteristisch für den Prozeß sowie analytisch einfach und genau bestimmbar sein, wenn aus Betriebsergebnissen Schlußfolgerungen für die Verfahrenstechnik und Planung gezogen werden sollen, und wenn die Auswirkungen verfahrenstechnischer Maßnahmen über Betriebsergebnisse beurteilt werden sollen.

### **3.2. ANALYSENMETHODEN**

Die Analytik in der Abwasserreinigung bezieht sich vor allem auf jene chemischen Parameter, die eine direkte oder indirekte Beeinflussung (Sauerstoffzehrung, Eutrophierung, Toxizität) für ein Gewässer darstellen bzw. die Beschreibung eines Prozeßablaufes in der Anlage ermöglichen.

Da in Belebtschlammanlagen zumindest teilweise die selben Stoffumsetzungen durch Mikroorganismen ablaufen, stellen die Parameter der Gewässerchemie auch größtenteils die maßgeblichen chemischen und biochemischen Größen für die Bemessung und den Betrieb von Belebtschlammanlagen dar.

Die abwasserrelevanten Analysenparameter und -methoden sowie Hinweise zur Probenahme und -vorbehandlung sind bei MOSER (1993), MOSER und THONHAUSER (1994) und MOSER und KREUZINGER (1995) umfassend dargestellt.

Tabelle 3.1. zeigt eine Übersicht über die bestimmten Parameter sowie die angewandten Methoden im Rahmen dieser Untersuchungen.

**Tabelle 3.1. Zusammenfassung der verwendeten Analysen- und Bestimmungsmethoden**

Parameter	Kurz	Einheit	Bestimmung / Methode
Gehalt an gelöstem Sauerstoff	O <sub>2</sub>	%; mg/l	WTW, Oxy 91, vorort
Temperatur	T	°C	Temperaturfühler der Sauerstoffelektrode, vorort
Leitfähigkeit	Lf	µS / cm	WTW, LF 56, vorort
pH-Wert	pH	pH-Einheit	WTW, pH 91, vorort
Säurekapazität	SK 4,3	mmol/l	Titration mit 0,1 N HCl bis pH 4,3 DEV H 7
Ammonium-Stickstoff	NH <sub>4</sub> -N	mg / l	DEV E 5
Nitrat-Stickstoff	NO <sub>3</sub> -N	mg / l	Standard Methods (APHA, 1989)
Nitrit-Stickstoff	NO <sub>2</sub> -N	mg / l	Standard Methods (APHA, 1989)
Ortho-Phosphat-Phosphor	PO <sub>4</sub> -P	mg / l	DEV-D11
Gesamt-Phosphor	Ges-P	mg / l	DEV-H 11 und Continous Flow/ Perchlorsäure/ UV- Aufschluß
Kjeldahl-Stickstoff	TKN	mg / l	DEV-H 11
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	mg / l	DEV-H 41
Biochemischer Sauerstoffbedarf	BSB <sub>5</sub>	mg / l	DEV-H 51
Gesamter organischer Kohlenstoff	TOC	mg / l	DIN 38409, Teil 3 mit Hochtemperatur-oxidation bei 680°C mit SHIMDADZU TOC-500
Gelöster organischer Kohlenstoff	DOC	mg / l	DIN 38409, Teil 3 mit Hochtemperatur-oxidation bei 680°C mit SHIMDADZU TOC-500
Schwebstoffe (abfiltrierbare Stoffe)	SS	mg / l	Membranfiltration 0,45 µm, Trocknung bei 105°C
Trockensubstanz Schlamm	TS	g / l	DEV S 2
organische Trockensubstanz (Glühverlust) Schlamm	oTS	g / l	DEV S 3
Sauerstoffverbrauch des Belebtschlammes	-	mg / l / h	nach FRANZ (1993)
Schlammindex	ISV	ml / g	DEV S 10
Chlorid	Cl	mg / l	Ionenchromatographie; PRP-X 100-Säule; 2mM Kaliumhydrogenphthalat mit 10% Methanol (2ml/min), pH 5,0 (KOH); T=40°C; Detektion bei 265nm
Sulfat	SO <sub>4</sub>	mg / l	Ionenchromatographie; analog zu Cl
CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S im Faulgas	-	-	Dräger - Röhrchen
Schwermetalle nach Aufschluß (Zn, Pb, Cd, Ni, Cu)	-	-	ICP-AES

Fortsetzung nächste Seite

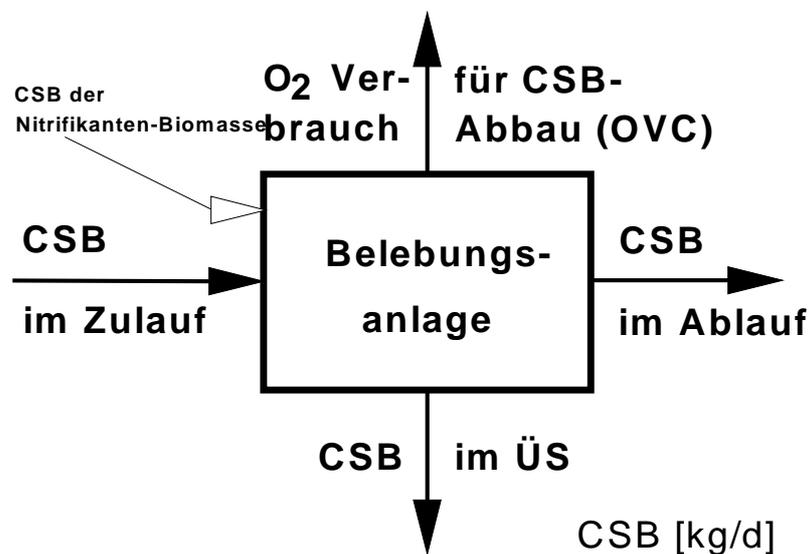
Parameter	Kurz	Einheit	Bestimmung / Methode
Koloniezahl der heterotrophen saprophytischen Keime ("Gesamtkeimzahl")	GKZ	Keime / ml	Plattengußverfahren mit Nähragar nach DEV K 5.2., Inkubation bei 20±2°C und 37±1°C; 24±2 h und 44±4 h ; Anzahl der mit 6 bis 8facher Lupenvergrößerung sichtbaren Kolonien
Escherichia coli Fäkalcoliforme	E.coli FC	Keime / ml	Membranfiltration mittels 0,2µm Zellulosenitratfilter, mFC-Agar Difco 44°C, 24h Inkubation; Endo C- Agar (Merck) 45°C; 24 h Inkubation E.coli Kontrolle auf Fluorocult Plate Count Agar (Merck) 37°C, 24 h Inkubation, - mittels UV
Salmonellen	-	pos. / neg.	über Regeneration und Anreicherung : - 200 ml Wasserprobe membranfiltriert 0,2µm - Membranfilter in Salmosyst-Regeneration (37°C, 8h), - Anreicherung (37°C, 22h), - Differenzierung auf Rambach-Agar (37°C, 24h)

### 3.3. KOHLENSTOFFVERBINDUNGEN

Organische Kohlenstoffverbindungen kommen im Abwasser in einer großen Zahl von chemisch unterschiedlichen Stoffen vor, die analytisch kaum oder nur mit hohem Aufwand identifiziert oder quantitativ bestimmt werden können. Praktisch stehen daher nur Summenparameter zur Verfügung, um die Gesamtheit der im Wasser vorliegenden organischen Substanzen zu erfassen. Zur analytischen Erfassung der organischen Verbindungen kann man entweder direkt die Masse an Kohlenstoff bestimmen (TOC - Total Organic Carbon, DOC - Dissolved Organic Carbon), die zur Mineralisation der organischen Stoffe zu CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>O verbrauchte Sauerstoffmenge (BSB<sub>5</sub> - Biochemischer Sauerstoffbedarf) oder die theoretischen Sauerstoffäquivalente der organischen Stoffe (Reduktionsäquivalente) messen (CSB - Chemischer Sauerstoffbedarf).

Der wichtigste chemische Parameter, über den die Umsetzungen der Kohlenstoffverbindungen bei der Abwasserreinigung dargestellt werden können, ist der CSB, durch den nahezu alle oxidierbaren organischen Verbindungen im Zulauf und Ablauf der Anlage, sowie im Belebtschlamm, erfaßt werden können. Analytisch handelt es sich beim CSB um eine Größe, die der organischen Substanz äquivalent ist, d.h. es ist die Menge Sauerstoff, die zur vollständigen Oxidation der organischen Substanz erforderlich ist (BORTLISZ, 1978). Kaliumdichromat oxidiert die reduzierten organischen Stoffe - sowie Nitrit und

reduzierten Schwefel ( $\text{H}_2\text{S}, \text{HS}^-, \text{S}^{2-}$ ) - bei einer definierten chemischen Na $\text{O}$ xidation quantitativ bis hin zum  $\text{CO}_2$  - bzw. Nitrat und Sulfat - soda $\beta$  der CSB dem totalen Sauerstoffbedarf (TSB) zur vollst $\ddot{a}$ ndigen Oxidation gleichgesetzt werden kann (SPRENGER, 1976). Da mit diesem Parameter die maximal  $\ddot{u}$ bertragbaren Elektronen $\ddot{a}$ quivalente dargestellt werden k $\ddot{o}$ nnen, ergibt sich die M $\ddot{o}$ glichkeit der Bilanzierung dieses Parameters. Der Sauerstoffverbrauch f $\ddot{u}$ r die Kohlenstoffatmung (OVC) und die gebildete Biomasse ( $\ddot{U}_{\text{CSB}}$ ) der Mikroorganismen sowie das abbaubare Substrat (CSB) werden als Bilanzierungsparameter bei Belebungsanlagen herangezogen (KROISS 1993a, NOWAK, SVARDAL 1990, v.d. EMDE, 1980) Abb. 3.1. Der Anteil an autotrophen Mikroorganismen (Nitrifikanten) am biologischen  $\ddot{U}$ berschu $\ddot{s}$ schlammanfall ist bei kommunalem Abwasser mit relativ niedrigem N/CSB-Verh $\ddot{a}$ ltnis im Zulauf gering und kann - insbesondere beim einstufigen Belebungsverfahren ohne Vorkl $\ddot{a}$ rung - sowie unter Ber $\ddot{u}$ cksichtigung der Schwankungsbreite der  $\ddot{u}$ brigen Bilanzierungsparameter vereinfachend vernachl $\ddot{a}$ sstigt werden.



**Abbildung 3.1.: CSB-Bilanz einer Belebungsanlage**

Aufgrund dieser Eignung als umfassender Bilanzierungsparameter wird den Modellvorstellungen zur Beschreibung der Stoffumsetzungen in einer Belebungsanlage, die dem "Activated Sludge Model No. 1 und No. 2 zugrunde liegen, ebenfalls der CSB als Grundlage der Berechnungen gew $\ddot{a}$ hlt. Die Aufteilung des entfernten CSB ( $\eta_{\text{CSB}} = \text{entfernter abbaubarer CSB} + \text{CSB in}$

nicht abgebauten Feststoffen) in Sauerstoffverbrauch und Überschussschlammanfall ist nach HENZE *et al.* 1986 und 1995 abhängig -,

- vom Schlammalter (gesamt = aerob + anoxisch + anaerob)
- vom Zellertrag (yield) der Biomasse,
- von der Zerfallsrate der Biomasse
- vom abbaubaren Anteil der abgestorbenen Biomasse
- den Feststoffen im Zulauf und
- der Temperatur sowie dem Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken

Die auf die Beurteilung des Betriebes einer Belebungsanlage angewandte Methode der CSB-Bilanzierung geht davon aus, daß unter Gleichgewichtsbedingungen die entfernte CSB-Fracht ( $\eta_{\text{CSB-F}}$  = Differenz aus der CSB-Fracht im Zulauf,  $\text{CSB}_o\text{-F}$ , und der CSB-Fracht im Ablauf,  $\text{CSB}_e\text{-F}$ , der Belebungsanlage) der Summe aus Überschussschlammproduktion ( $\dot{U}_{\text{CSB-F}}$  in kg CSB/d) und Sauerstoffverbrauch (= "Substratatmung"  $\text{OVC-F}$  in  $\text{kgO}_2\text{/d}$ ) für die Kohlenstoffatmung entspricht. Die CSB-Bilanz ist im Betrieb nur als Gleichgewichtszustand über einen längeren Zeitraum (mindestens zwei Schlammalter) zu erstellen,

- weil dann alle kurzfristigen Speicheränderungen in der Anlage praktisch keinen Einfluß haben
- da über kurze Zeiträume (z. B. ein Tag) die Messung der zu bestimmenden Parameter mit zu großen Unsicherheiten behaftet ist.

Jedoch auch bei Bilanzzeiträumen von zirka zwei Schlammaltern sind Speichervorgänge und damit verbundene Veränderungen des Trockensubstanzgehaltes im Belebungsbecken noch zu beachten (NOWAK, 1996b).

Entsprechend den Zusammenhängen in Abbildung 3.1. ergibt sich die CSB-Bilanz unter Gleichgewichtsbedingungen zu :

$$\text{CSB}_o\text{-F} - \text{CSB}_e\text{-F} = \dot{U}_{\text{CSB-F}} + \text{OVC-F} = \eta_{\text{CSB-F}} \text{ [kg CSB(bzw.O}_2\text{)/d]}$$

$$\frac{\dot{U}_{\text{CSB-F}}}{\eta_{\text{CSB-F}}} + \frac{\text{OVC-F}}{\eta_{\text{CSB-F}}} = 1$$

### 3. ABWASSERKENNGRÖSSEN UND DEREN ANWENDUNG

$$\dot{U}S_{\text{CSB-F}} = \left( \dot{U}S_{\text{TS-F}} + \text{TS}_{\text{e-F}} + \frac{\Delta \text{TS}_{\text{BB}} * V_{\text{BB}}}{\Delta t} \right) \times \frac{\text{CSB}_{\text{TS}}}{\text{TS}_{\text{BB}}} \quad [\text{kg CSB/d}]$$

**LEGENDE**

CSB <sub>o</sub> -F , CSB <sub>e</sub> -F...	CSB-Fracht im Zulauf bzw. Ablauf	[kg/d]
ηCSB-F .....	entfernte CSB-Fracht	[kg/d]
ÜSCSB -F.....	CSB-Fracht des Belebtschlammes (Überschußschlamm)	[kg/d]
OVC-F.....	Sauerstoffverbrauch beim Abbau von Kohlenstoffverbindungen	[kg/d]
ÜST <sub>S</sub> -F .....	Trockensubstanzfracht des Überschußschlammes	[kg/d]
TS <sub>e</sub> -F .....	Schwebstofffracht im Ablauf der Kläranlage	[kg/d]
± Δ TS <sub>BB</sub> .....	Veränderung der Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken im jeweiligen Beobachtungszeitraum	[kg/m <sup>3</sup> ]
V <sub>BB</sub> .....	Belebungsbeckenvolumen	[m <sup>3</sup> ]
Δ t .....	Beobachtungszeitraum	[d]
CSB <sub>TS</sub> .....	CSB der Trockensubstanz des Belebtschlammes	[kg/m <sup>3</sup> ]
TS <sub>BB</sub> .....	Trockensubstanzkonzentration des Belebtschlammes	[kg/m <sup>3</sup> ]

Aufgrund des relativ hohen Trockensubstanzgehaltes und der zahlreichen Grobstoffe im Belebtschlamm der Kläranlage Mödling (keine Vorklärung) kam es analysenbedingt zu Schwankungen in den CSB-Werten des Belebtschlammes und somit zu großen Unterschieden in den CSB/oTS-Verhältnissen innerhalb weniger Wochen, d.h. während eines Schlammalters. Obwohl der Mittelwert (CSB/oTS = 1,58) und der Median (CSB/oTS = 1,53) von 108 Einzelanalysen im Zeitraum 1992-94 nicht stark voneinander abwichen, so lagen doch die Einzelergebnisse zwischen 2,78 und 0,93. Damit ergibt sich in Bezug auf Mittelwert und Standardabweichung bei  $\mu = 1,58$  und  $\sigma = 0,24$ , daß rund 95% der CSB/oTS-Verhältnisse zwischen 1,1 und 2,1 liegen. Das CSB/TS Verhältnis, das in der CSB-Bilanz maßgeblich in die Berechnung des Überschußschlammes ( $\dot{U}_{CSB}$ ) eingeht, mußte daher vereinfacht unter Einbeziehung der organischen Trockensubstanz erfolgen, da die angeführte Streuung der durchgeführten Schlammanalysen bezüglich CSB keine zuverlässigen und damit bilanzierbaren Meßwerte zuließ. Die organische Trockensubstanz der Belebtschlammproben wurde mit dem CSB nach HOOVER und PORGES (1952) in Beziehung gebracht:

$$\text{oTS (\%)} * 1,42 = \text{CSB/TS} \quad [\text{g/g}]$$

Grundlage dieser Umrechnung stellt der CSB der Biomassesummenformel (C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N) nach HOOVER und PORGES (1952) dar, der sich mit 160gO<sub>2</sub>/113g Biomasse, entsprechend 1,416gCSB/g Biomasse (≈oTS) ergibt. SERVICI und BOGAN (1963) sowie McCARTY (1965) zitieren Umrechnungsfaktoren in der Literatur zwischen 1,22 - 1,84.

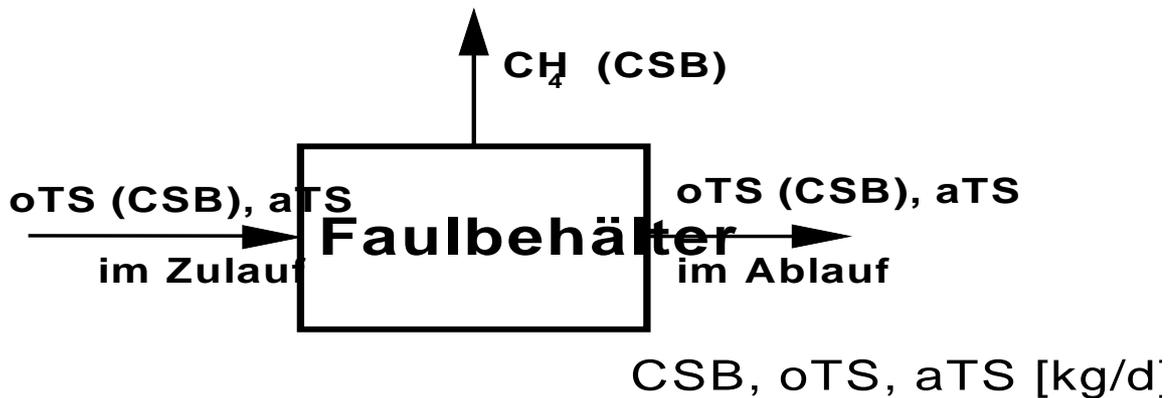
Zur Bilanzierung anaerober Prozesse (Schlammfäulung) können die Parameter (CSB, TC, S) herangezogen werden (SVARDAL, 1991). Als einfache Vorgehensweise besteht die Möglichkeit der Bilanzierung der anorganischen Trockensubstanz (aTS, Glührückstand) und der organischen Trockensubstanz (oTS, Glühverlust) sowie der Messung des Faulgasanfalls (Abb. 3.2.).

Faulgas besteht zu 20-40% aus CO<sub>2</sub> und 60-80% Methan (CH<sub>4</sub>) (KAPP, 1984). Geht man davon aus, daß 1 g oTS 1,42 g CSB entsprechen und pro abgebautem Gramm CSB 0,35 N l CH<sub>4</sub> entstehen (~0,5 N l CH<sub>4</sub>/ g η oTS), so ergibt sich die abgebaute oTS-Fracht bei der Schlammfäulung zu

$$\eta \text{ oTS-Fracht} * 1,42 = \frac{Q_{FG} * (\text{Vol \% CH}_4)}{0,35}$$

**LEGENDE**

- η oTS-Fracht ..... abgebaute Fracht organischer Stoffe [kg]
- 1,42..... CSB/oTS [kg/kg]
- Q<sub>FG</sub>..... gebildete Faulgasmenge (m<sup>3</sup>)
- Vol% CH<sub>4</sub>..... Volumsprozent Methan (100-Vol% CO<sub>2</sub>-gemessen)
- 0,35..... CH<sub>4</sub>/ηoTS [Nm<sup>3</sup>/kg]



**Abbildung 3.2.: CSB-Bilanz eines Faulbehälters**

### 3.4. PHOSPHORVERBINDUNGEN

Phosphor liegt im Abwasser als Ortho-Phosphat, kondensierte Phosphate und zum Teil als organische Phosphorverbindungen vor und ist im Gegensatz zu allen anderen Elementen (C, N, S) ausschließlich in der höchstmöglichen Oxidationsform (+5) vorhanden. Phosphor verursacht daher keine unmittelbare Sauerstoffzehrung in der Kläranlage bzw. im Gewässer. Für die Eutrophierung hat der Phosphor seine Bedeutung als "Minimumfaktor", d.h. seine Konzentration bestimmt unter sonst nicht limitierenden Bedingungen das Ausmaß der Primärproduktion im Gewässer (NUSCH *et al.* 1991).

Die einwohnerwertspezifischen Phosphorfrachten sind im häuslichen Rohabwasser durch die Verminderung der Phosphorbelastung aus Wasch- und Reinigungsmitteln stark gesunken. In einer umfangreichen Studie ermittelte ANDREOTTOLA *et al.* (1994) im Mittel 1,7 g P/EW/d für häusliches Abwasser und 0,2 -1,9 g P/EW/d in nicht häuslichem Abwasser. Nach NOWAK *et al.* (1995) kann in Österreich bei kommunalem Abwasser von einer einwohnerwertspezifischen Fracht von 1,5 g P/EW/d ausgegangen werden.

Phosphor, der mit dem Zulauf in die Belebungsanlage gelangt, ist über einen längeren Zeitraum ("mehrere Schlammalter") entweder im Ablauf oder im anfallenden Überschussschlamm wiederzufinden, da er nicht über die Gasphase aus dem System entweichen kann (Abb. 3.3.).

Da sich die Phosphorfracht, die mit dem Zulauf in die Belebungsanlage gelangt, über einen längeren Zeitraum ("mehrere Schlammalter") entweder im Ablauf oder im anfallenden Überschussschlamm wiederfindet, und damit frei von der Menge des gemessenen Überschussschlammes ist, stellt der Phosphor den verlässlichsten Bilanzierungsparameter dar. Die Phosphorbilanz eignet sich daher gut zur Überprüfung des gemessenen Überschussschlammmanfalles, wenn die P-Frachten im Zulauf, Ablauf und im Belebtschlamm bekannt sind. Wird der Phosphor durch Zugabe von Metallsalzen gefällt und ist ein ordnungsgemäßer Betrieb der Nachklärung mit nur geringem Schwerstoffgehalt gewährleistet, so ist der überwiegende Anteil der P-Fracht aus dem Zulauf im Überschussschlamm wiederzufinden. Dadurch ist der "P-Verlust" über den Ablauf keinen großen Schwankungen unterworfen und die Genauigkeit der Phosphorbilanz wird erhöht.

Eine Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den aus der Phosphorbilanz ermittelten Überschussschlammengen kann daher als Bestätigung des gemessenen Überschussschlammmanfalls angesehen werden.

Wird in der Schlammbehandlung Eisenchlorid-Lösung eingesetzt, so sind die Phosphorrückläufe im Bereich der Erfassungsgenauigkeit und damit zu vernachlässigen.

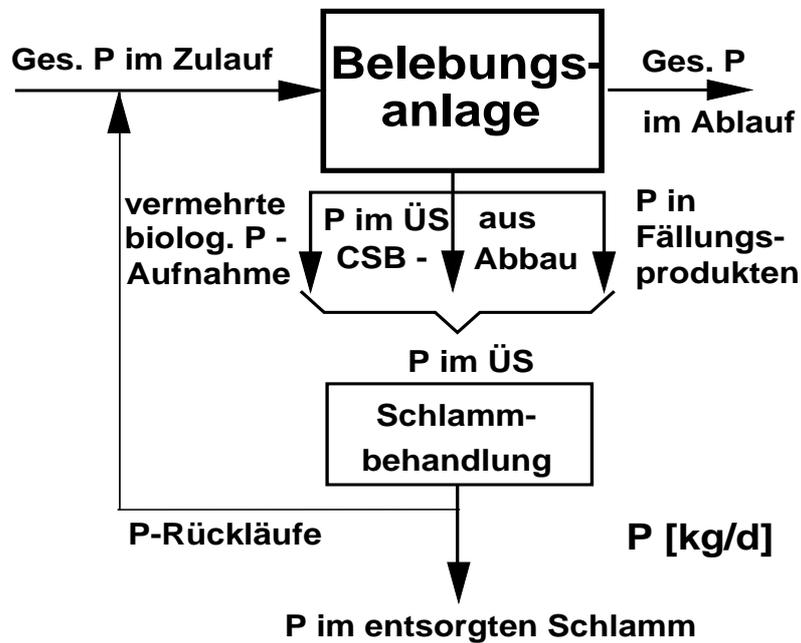


Abbildung 3.3.: Phosphorbilanz einer Belebungsanlage

Die Phosphorbilanz kann über folgende Zusammenhänge dargestellt werden:

$$\eta_{\text{Ges-P-F}} = \dot{ÜS-P-F} = \text{Ges-P}_0\text{-F} - \text{Ges-P}_e\text{-F} \quad [\text{kg/d}]$$

$$\frac{P_{\text{BS}}}{\text{TS}_{\text{BB}}} = \frac{\dot{ÜS-P-F}}{\dot{ÜS-TS-F}} \quad \text{bzw.} \quad \frac{P_{\text{BS}}}{\text{CSB}_{\text{TS}}} = \frac{\dot{ÜS-P-F}}{\dot{ÜS}_{\text{CSB-F}}} \quad \text{und} \quad \dot{ÜS}_{\text{CSB-F}} = \dot{ÜS-TS-F} \times \frac{\text{CSB}_{\text{TS}}}{\text{TS}_{\text{BB}}}$$

**LEGENDE**

- Ges-P<sub>0</sub>-F, Ges-P<sub>e</sub>-F P-Fracht im Zulauf bzw. Ablauf [kg/d]
- $\eta_{\text{Ges-P-F}}$ ..... entfernter P, P-Fracht im Überschussschlamm gebunden [kg/d]
- P<sub>BS</sub> ..... P-Gehalt des Belebtschlammes [kg/m<sup>3</sup>]
- TS<sub>BB</sub>..... Trockensubstanzgehalt des Belebtschlammes [kg/m<sup>3</sup>]
- ÜS-P-F..... P-Fracht im Überschussschlamm [kg/d]
- ÜS-TS-F, ÜS<sub>CSB-F</sub> Trockensubstanzfracht-, CSB-Fracht im Überschussschlamm [kg/d]
- CSB<sub>TS</sub>..... CSB der Trockensubstanz des Belebtschlammes [kg/m<sup>3</sup>]
- TS<sub>BB</sub>..... Trockensubstanzkonzentration des Belebtschlammes [kg/m<sup>3</sup>]

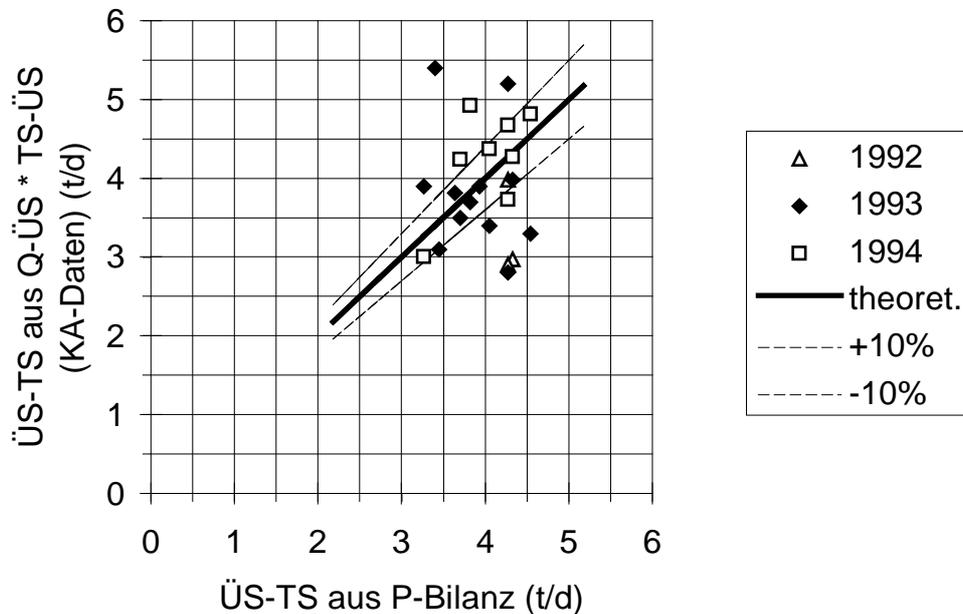
Somit ergibt sich der ermittelte Überschussschlammanfall aus der Phosphorbilanz zu

$$\ddot{U}S-TS-F = \frac{\ddot{U}S - P - F * TS_{BB}}{P_{BS}} \quad [\text{kg/d}]$$

**LEGENDE**

$\ddot{U}S-P-F$ .....	Phosphorfracht im Überschussschlamm	[kg/d]
$P_{BS}$ .....	Phosphorgehalt des Belebtschlammes	[kg/m <sup>3</sup> ]
$TS_{BB}$ .....	Trockensubstanzgehalt des Belebtschlammes	[kg/m <sup>3</sup> ]

Als Beispiel für die Notwendigkeit der Überprüfung ermittelter Datensätze sei die, in Abbildung 3.4. dargestellte Gegenüberstellung des berechneten Überschussschlammanfalls aus der Phosphorbilanz mit den Aufzeichnungen der Kläranlage Mödling über den kontinuierlichen Überschussschlammabzug und den bestimmten Trockensubstanzgehalt des Überschussschlammes aufgezeigt.



**Abbildung 3.4.: Vergleich des ermittelten ÜS-Abzuges aus QRS\*TS-RS mit den berechneten Werten des Überschussschlamm-anfalls aus der Phosphorbilanz (Kläranlage Mödling).**

Obwohl für die Berechnung des Überschussschlammmanfalls aus Überschussschlammmenge (Q-ÜS) und Trockensubstanzgehalt (TS-ÜS = TS des Rücklaufschlammes), die sich ändernden Trockensubstanzgehalte in den einzelnen Becken über den jeweiligen Bilanzzeitraum berücksichtigt wurden, konnte nicht für alle Monate eine zufriedenstellende Übereinstimmung mit den

Ergebnissen der P-Bilanz gefunden werden. Die möglichen Ursachen dafür lassen sich nur sehr schwer abschätzen. Es kann nur vermutet werden, daß sich ändernde interne Volumenstöße bzw. Rücklaufverhältnisse gemeinsam mit veränderten Schlammabsetzeigenschaften sowie ungleichmäßiger Überschußschlammabzug zu diesen Ungenauigkeiten führen. Besonders auffällig zeigen sich die Unterschiede in den Monaten März und Oktober 93 mit 27% bzw. 33% Abweichung vom ermittelten Wert aus der Phosphorbilanz. Ebenso wenig können aber Ungenauigkeiten der ÜS-Mengenmessung oder die Trockensubstanzbestimmung nicht repräsentativer Proben sowie Ungenauigkeiten in der P-Analytik ausgeschlossen werden. Für die weiteren Berechnungen und Bilanzierungen wurde der ermittelte Überschußschlamm aus der Phosphorbilanz herangezogen.

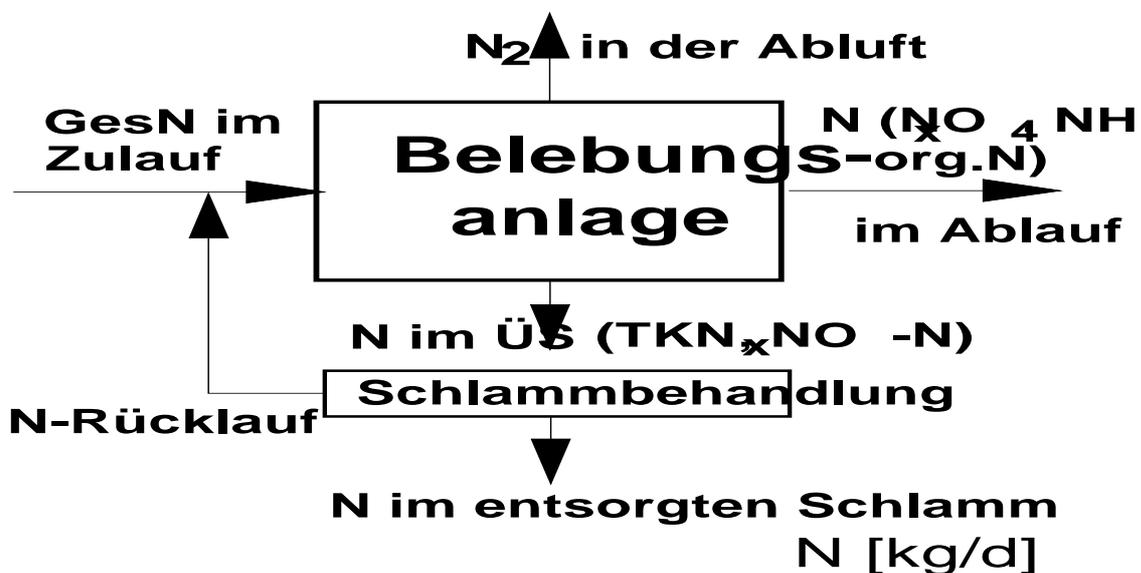
### **3.5. STICKSTOFFVERBINDUNGEN**

Die reduzierten Stickstoffverbindungen werden über den TKN (Total Kjeldahl Nitrogen) erfaßt und stellen nach den Kohlenstoffverbindungen mengenmäßig die wichtigsten Komponenten im kommunalen Abwasser dar (anteilmäßig 8-10% der CSB-Fracht). Nach EASTHAM (1981) fallen stoffwechselbedingt 11-17 g N/EW/d an, wobei 10,5-16 g unmittelbar wasserlöslich sind. Die nach ATV-Arbeitsblatt A-131 (1991) vorgeschlagene einwohnerwertspezifische Stickstofffracht wurde mit 11 g N/EW/d angesetzt. Harnstoff und andere organische Stickstoffverbindungen werden zum Teil bereits im Kanalnetz durch Bakterien hydrolysiert und in Ammonium übergeführt. Der Grad der Hydrolyse der organische Stickstoffverbindungen im Kanalnetz ist unter anderem von der Temperatur, der Art der Stickstoffverbindungen, der Schichtdicke der Sielhaut, der Fließzeit und der Abwasserzusammensetzung abhängig. Oxidierter Stickstoff in Form von Nitrat kommt im häuslichen Abwasser meist nicht vor, kann aber durch Fremdwasser ins Kanalnetz gelangen und stellt ein Erschwernis für die Denitrifikation und die vermehrte biologische Phosphorentfernung dar. Neben dem Anteil an Stickstoff, der in die Biomasse eingebaut wird und mit dem Überschußschlamm aus dem System entfernt werden kann, wird der für den Aufbau der Biomasse nicht erforderliche Ammonstickstoff nitrifiziert. Geht man von einer festen Kopplung zwischen Wachstum und Umsatz (Abbau) aus, so ist die in einem Belebungsbecken vorhandene Anzahl an Nitrifikanten abhängig von der Stickstofffracht, die während eines Schlammalters nitrifiziert worden ist.

Während der Zuwachs an Nitrifikanten von der nitrifizierten N-Fracht und dem aeroben Schlammalter abhängt, ist der Verlust an Nitrifikanten durch Absterbevorgänge vom Schlammalter, vom Sauerstoffgehalt und der Temperatur abhängig (NOWAK, 1996a). Mit steigendem Schlammalter und steigender Temperatur sowie unter ausschließlich aeroben Bedingungen nimmt der Einfluß der Absterbevorgänge zu, sodaß mit höherem Schlammalter der Gewinn an zusätzlicher Nitrifikationskapazität kleiner wird. Eine Steigerung der Nitrifikationskapazität kann daher in einem gewissen Umfang nur durch eine Vergrößerung des aeroben Volumens erfolgen. Die tatsächliche Entfernung des Stickstoffs aus dem Abwasser erfolgt durch den Einbau des Stickstoffs in den Belebtschlamm (Überschußschlamm) und durch den Vorgang der Denitrifikation. Für die Denitrifikation gibt es dabei den Zusammenhang zwischen der CSB- und der N-Bilanz, d.h. es kann nur soviel Nitrat entfernt werden, als Sauerstoffbedarf in den anoxischen Zonen auftritt und es kann nur so viel Nitrat denitrifiziert werden, das zuvor nitrifiziert wurde und anschließend in die Denitrifikationszone gelangt.

Die Stoffflüsse der Stickstoffkomponenten sind komplexer als für den CSB und den Phosphor, da

- bei der Denitrifikation aus der biologischen Stufe, sowie bei der Schlammentwässerung bzw.-lagerung gasförmig entweichender Stickstoff nicht erfaßbar ist und daher Fehlbeträge der Bilanz der Denitrifikation zugerechnet werden
- bei der Denitrifikation eine Abhängigkeit mit dem C-Abbau gegeben ist.



**Abbildung 3.5.: Stickstoffbilanz einer Belebungsanlage**

Die Stickstoff-Bilanz stellt daher im Gegensatz zur Phosphor-Bilanz oder CSB-Bilanz, für die alle Größen anhand von Kläranlagendaten und ergänzenden Meßdaten ermittelt werden können, eine offene Bilanz dar (SCHWEIGHOFER, 1994). Die Stofftransportvorgänge beim Stickstoff können als Massenbilanz entsprechend der Darstellung in Abbildung 3.5. wie folgt ausgeführt werden

$$\text{TKN}_0\text{-F} = \text{TKN-F}_e + \text{NO}_3\text{-N-F}_e + \text{ND-F} + \text{ÜS(N)-F} \quad [\text{kg/d}]$$

$$\text{ÜS(N)-F} = Q_{\text{ÜS}} * \text{TS}_{\text{ÜS}} * \text{N-TS} \quad [\text{kg/d}]$$

**LEGENDE**

- TKN<sub>0</sub>-F , TKN<sub>e</sub>-F.. TKN-Fracht im Zulauf bzw. Ablauf der Abwasserreinigungsanlage [kg/d]  
 NO<sub>3</sub>-N-F<sub>e</sub> ..... Nitratfracht im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage [kg/d]  
 ND -F..... Stickstofffracht die über Denitrifikation aus dem Reinigungssystem über die Abluft entfernt wird [kg/d]  
 ÜS(N)-F..... Stickstofffracht die in den gebildeten Überschußschlamm eingeht [kg/d]  
 Q<sub>ÜS</sub>..... Menge an abgezogenem Überschußschlamm [m<sup>3</sup>/d]  
 TS ÜS ..... Trockensubstanzgehalt des Überschußschlammes [kg/m<sup>3</sup>]  
 N-TS ..... Stickstoffkonzentration im Überschußschlamm [kg/m<sup>3</sup>]

Dabei können nur jene Stickstoffverbindungen denitrifiziert werden, die zuvor durch Nitrifikation in Nitrit und Nitrat übergeführt werden. Bei der Nitrifikation entsteht rein stöchiometrisch ein Sauerstoffverbrauch von 4,57 g Sauerstoff pro Gramm NO<sub>3</sub>-N (Tab. 3.2.). Bei der Denitrifikation von 1 g NO<sub>3</sub>-N werden 2,86 g Sauerstoff für die Kohlenstoffatmung verfügbar. Für die Nitrifikation und Denitrifikation von 1g TKN bis zum gasförmigen Stickstoff werden unter Berücksichtigung der Nitrifikantenmenge, die in den Überschußschlamm eingeht sowie dem Anteil der wieder veratmet wird, ca. 1,6 g Sauerstoff verbraucht (NOWAK und SVARDAL, 1990, FRANZ, 1993).

**Tabelle 3.2.: Stöchiometrischer Sauerstoffverbrauch für die Stickstoffumsetzungen**

Prozeßschritte	gO <sub>2</sub> /gN (gebildet)
NH <sub>4</sub> → NO <sub>2</sub>	3,43
NH <sub>4</sub> → NO <sub>3</sub>	4,57
NO <sub>3</sub> → N <sub>2</sub> (gasförmig)	2,86

$\text{NH}_4 \rightarrow \text{N}_2$ (gasförmig)	1,71
--	------

- Der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation und Denitrifikation setzt sich daher zusammen aus dem Sauerstoffverbrauch für die tatsächlich denitrifizierte Stickstofffracht und für die Nitrifikation des im Ablauf vorhandenen Nitrats.

$$\text{OVN-F} = 1,6 * [\text{TKN}_0\text{-F} - \text{ÜS(N)-F} - (\text{org.N}_e + \text{NH}_4\text{-N}_e) * \text{Q}_0] + 2,86 * (\text{NO}_3\text{-N}_e * \text{Q}_0) \quad [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

**LEGENDE**

OVN-F.....	Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation und Denitrifikation	[kg/d]
TKN <sub>0</sub> -F .....	TKN-Fracht im Zulauf der Abwasserreinigungsanlage	[kg/d]
ÜS(N)-F.....	Stickstofffracht die in den gebildeten Überschussschlamm eingeht	[kg/d]
org.N <sub>e</sub> + NH <sub>4</sub> -N <sub>e</sub> .....	TKN-Konzentration im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage	[kg/m <sup>3</sup> ]
Q <sub>0</sub> .....	täglicher Abwasseranfall	[m <sup>3</sup> /d]
NO <sub>3</sub> -N-F <sub>e</sub> .....	Nitratfracht im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage	[kg/d]

- Der Gesamtsauerstoffverbrauch als Fracht OV-F ergibt sich aus der Summe von OVC -Fracht, die sich aus der CSB-Bilanz ermitteln läßt, und der OVN-Fracht.

$$\text{OV-F} = \text{OVC-F} + \text{OVN-F} \quad [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

- Parallel zur Berechnung von OV-F über die Stickstoff- und CSB-Bilanz läßt sich der Gesamtsauerstoffverbrauch auch aus der Sauerstoffzufuhr abschätzen, die aus dem Sauerstoffertrag und der Energie für die Belüftung ermittelt werden kann. Da bei simultaner Nitrifikation/Denitrifikation nicht von einem im Belebungsbecken einheitlichen Sauerstoffgehalt ausgegangen werden kann, wurde stark vereinfacht vom jeweiligen "Tagesmittelwert" für den Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken (cx) ausgegangen.

$$\text{OV-F} = \text{OC} * 24 * \frac{\text{CS-CX}}{\text{CS}} * \text{V}_{\text{BB}} \approx \text{P} * \text{O}_p * \frac{\text{CS-CX}}{\text{CS}} \quad [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

**LEGENDE**

OC.....	Sauerstoffzufuhr	[kgO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> /h]
V <sub>BB</sub> .....	Belebungsbeckenvolumen	[m <sup>3</sup> ]
O <sub>p</sub> .....	Sauerstoffertrag	[kgO <sub>2</sub> /kWh]

P..... Energie für die Belüftung [kWh/d]  
 cx..... aktueller Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken [kg/m<sup>3</sup>]  
 cs ..... Sättigungswert im Betrieb [kg/m<sup>3</sup>]

- Das Verhältnis von anoxischem Volumen zum Gesamtvolumen  $V_D/V_{ges} = (V_{ges} - V_N)/V_{ges}$  kann über das erforderliche (minimale) aerobe Volumen  $V_N$  (min) abgeschätzt werden, das über Sauerstoffverbrauchsmessungen ("Stickstoffmaximalatmung" OVNmax) und die tatsächlich nitrifizierte Stickstofffracht im Monatsmittel näherungsweise bestimmt werden kann. Die Bezeichnung minimales aerobes Volumen wurde gewählt, da bei den sehr geringen Ammoniumkonzentrationen im Ablauf (i.d.R. <1 mg/l NH<sub>4</sub>-N) der Kläranlage Mödling davon ausgegangen werden kann, daß die Nitrifikanten hinsichtlich ihrer Aktivität unterhalb der Leistungsgrenze liegen, die über die Stickstoffmaximalatmung ermittelt wird. Weiters wurde von einem ungehemmten Ablauf der Stickstoffoxidation und demzufolge von einem niederen Halbsättigungswert für die Ammoniumoxidation ausgegangen.

$$V_{ges} = V_D + V_N \quad [m^3]$$

$$V_N \text{ (min.)} = \frac{TKNo - F - TKNe - F - \dot{U}S(N) - F}{\frac{OVN \text{ max}}{4,3} * \frac{S}{k_s + S}} \quad [m^3]$$

**LEGENDE**

$V_{ges}$ .....gesamtes Belebungsbeckenvolumen (aerob+anoxisch+anaerob) [m<sup>3</sup>]  
 $V_D$ .....Denitrifikationsvolumen [m<sup>3</sup>]  
 $V_N$  (min.)..... minimales aerobes Volumen [m<sup>3</sup>]  
 TKNo-F, TKNe-F... TKN-Fracht im Zulauf und Ablauf [kg/d]  
 $\dot{U}S(N)$ -F..... Stickstofffracht im Überschußschlamm [kg/d]  
 OVNmax ..... Stickstoffmaximalatmung, ermittelter Sauerstoffverbrauch für die biochemische Oxidation von Ammonium im batch-Versuch [kg/m<sup>3</sup>/d]  
 S..... Ammoniumkonzentration im Ablauf der Kläranlage  
 ks ..... Ammoniumkonzentration, bei der die Wachstumsrate  $\mu$  ihren halben maximalen Wert erreicht ( $\mu = \mu_{max}/2$ ), Annahme 0,2 mg/l

- Ist die Größe der Denitrifikationszone vorgegeben und damit bekannt, so kann der maximal denitrifizierbare Stickstoff ( $N_D$ ) berechnet werden nach

### 3. ABWASSERKENNGRÖSSEN UND DEREN ANWENDUNG

$$N_D = \frac{OVC - NO_3}{2,86} = \frac{\frac{OVC - F}{\eta_{CSB} - F} * \frac{V_D}{V_{ges}} * f_D}{2,86} * \eta_{CSB}$$

[mgN/l Abwasser]

**LEGENDE**

$\eta_{\text{CSB-F}}$ .....	entfernte CSB-Fracht	[kg/d]
OVC-F.....	Sauerstoffverbrauch beim Abbau der Kohlenstoffverbindungen	[kg/d]
$\eta_{\text{CSB}}$ .....	entfernter CSB	[mg/l]
$V_{\text{D}}$ .....	Denitrifikationsvolumen	[m <sup>3</sup> ]
$V_{\text{ges}}$ .....	gesamtes Belebungsbeckenvolumen	[m <sup>3</sup> ]
$f_{\text{D}}$ .....	Verhältnis zwischen der anoxischen Atmung (Nitratatmung) und dem Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau mit 0,75 nach KAYSER (1985). NOWAK und SVARDAL (1990) geben bei simultaner Denitrifikation "etwa 0,7" an. FLADERER (1992) ermittelte in Abhängigkeit vom Substrat Werte zwischen 1 (Acetat) und 0,35-0,4 für die endogene Atmung.	

Bei simultaner Nitrifikation-Denitrifikation ist eine Festlegung definierter aerober oder anoxischer Zonen nicht möglich. Die Denitrifikationszone ( $V_{\text{D}}$ ) kann daher nur näherungsweise ermittelt werden, z.B. über das minimal erforderliche aerobe Volumen ( $V_{\text{Nmin}}$ ) nach  $V_{\text{D}} = V_{\text{ges}} - V_{\text{Nmin}}$ .

**3.6. DAS SCHLAMMALTER**

Das Schlammalter ( $t_{\text{TS}}$ ) gibt die mittlere Verweilzeit der Feststoffe im System an, d.h. wie lange die Mikroorganismen im Durchschnitt im Belebungsbecken verbleiben, bevor sie mit dem Überschussschlamm aus dem System abgezogen werden. Das Schlammalter ist wesentlich länger (mehrere Tage) als die Aufenthaltszeit des Abwassers im Belebungsbecken (mehrere Stunden). Das Schlammalter und die Temperatur im Belebungsbecken entscheiden, welche Bakterien sich im Belebtschlamm vermehren können. Das Schlammalter stellt auch den wichtigsten Selektionsdruck für die Belebtschlamm-biozönose dar.

Der Ermittlung des Schlammalters aus der Feststoffbilanz wird allgemein folgender Zusammenhang zugrunde gelegt

$$t_{\text{TSges}} = \frac{\text{Masse der Feststoffe im Belebungsbecken [kg]}}{\text{Produktion an Feststoffen [kg / d]}} \quad [\text{d}]$$

Für die Kläranlage Mödling ergibt sich das Gesamtschlammalter zu

$$t_{\text{TSges}} = \frac{\text{TS}_{\text{BB}} * V_{\text{BB}} + \text{TS}_{\text{Anaer I+II}} * V_{\text{Anaer I+II}}}{Q_{\text{ÜS}} * \text{ÜS}_{\text{TS}} + Q * \text{TS}_e + \frac{\Delta \text{TS}_{\text{BB}} * V_{\text{BB}}}{\Delta t}} \quad [\text{d}]$$

bzw. mit Hilfe der Phosphorbilanz

$$t_{\text{TSges}} = \frac{\text{TS}_{\text{BB}} * V_{\text{BB}} + \text{TS}_{\text{Anaer I+II}} * V_{\text{Anaer I+II}}}{\text{ÜS} - \text{P} - \text{F} * \frac{\text{TS}_{\text{BB}}}{P_{\text{BS}}}} \quad [\text{d}]$$

- Die Umrechnung des Schlammalters in ein sogenanntes **Vergleichsschlammalter** erfolgte unter Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate und der Zerfallsrate der Mikroorganismen und ermöglicht den Vergleich der Reinigungsleistung und auch der Bilanzparameter wie Sauerstoffverbrauch und Schlammfall bei verschiedenen Schlammaltern in unterschiedlichen Temperaturbereichen.

Diese Umrechnung ergibt sich für die Belebungsbeckentemperatur der Kläranlage Mödling im Jahresmittel von 15°C zu

$$t_{\text{TS}'(15)} = t_{\text{TS}} * f_T \quad (\text{Belebungsbeckentemperatur} - 15^\circ\text{C}) \quad [\text{d}]$$

mit  $f_T = 1,1$  für Nitrifikanten und 1,07 für heterotrophe Bakterien.

- Das aerobe Schlammalter, als entscheidendes Kriterium für den Erhalt der Nitrifikation ergibt sich zu

$$t_{\text{TS-A}} = t_{\text{TS}} * \frac{V_{\text{N}}}{V_{\text{BB}}} \quad [\text{d}]$$

Da bei simultaner Nitrifikation und Denitrifikation die aeroben Beckenbereiche vom Volumen nicht starr vorgegeben sind, sondern über Ein- und Ausschalten sowie über die Laufzeit der Rotoren verändert werden können, ist - wie erwähnt - die Ermittlung des aeroben Volumens  $V_{\text{N}}$  nur näherungsweise möglich.

## 4. DIE ARA MÖDLING

### 4.1. BESCHREIBUNG DER ANLAGE

Die Kläranlage Mödling wurde als erste Anlage mit vermehrter biologischer Phosphorentfernung geplant und ging 1990 in Betrieb (MATSCHÉ *et al.* 1992, CSÉPAI 1993, v.d.EMDE 1986). Die Ausbaugröße beträgt 100.000 EW mit einer Raumbelastung von  $0,48 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3/\text{d}$  (Tab. 4.1.). Die Steuerung der Sauerstoffzufuhr erfolgt über den Sauerstoffgehalt in den beiden Umlaufbecken, der in jedem Becken an einer Stelle in drei verschiedenen Tiefen gemessen wird. Die Belebungsbecken der ursprünglichen hoch belasteten Belebtschlammanlage wurden zu Anaerobbecken umgebaut (Abb. 4.1.).

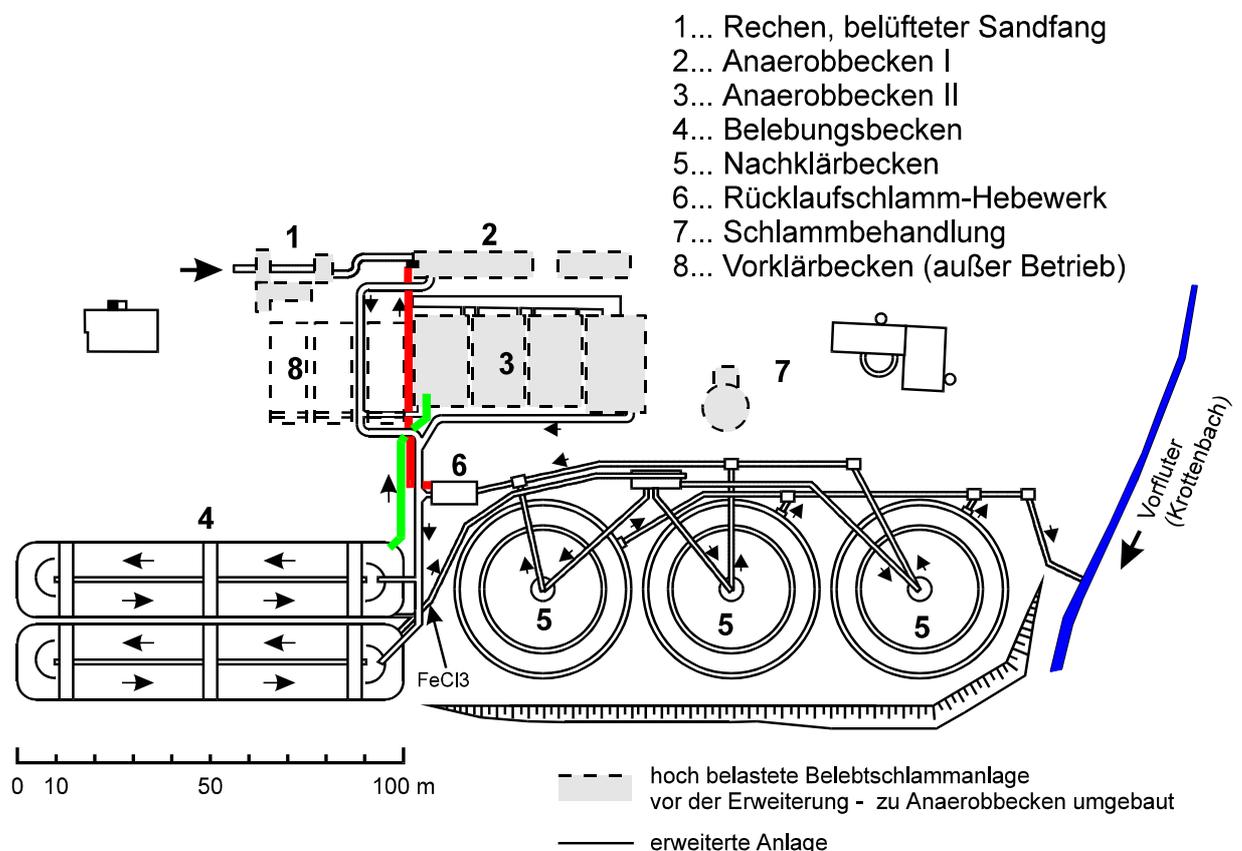
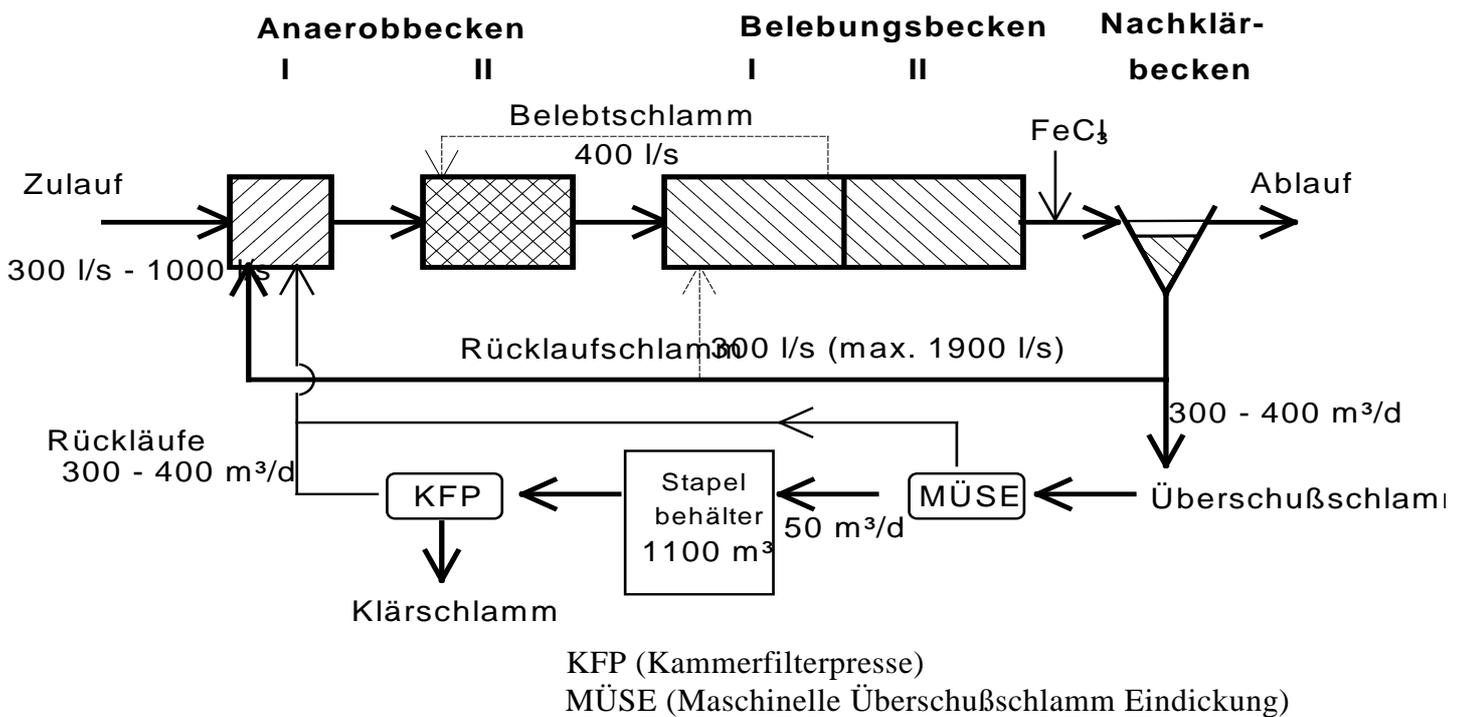


Abbildung 4.1.: Lageplan der Kläranlage Mödling

Das Konzept der Anlage kann bezeichnet werden als niedrig belastete einstufige Belebungsanlage ohne Vorklärung und ohne getrennte Schlammstabilisierung, mit simultaner Nitrifikation-Denitrifikation und biologischer und chemischer Phosphorentfernung (Simultanfällung). Demnach besteht bei dieser Kläranlage keine Trennung zwischen mechanischer und biologischer Reinigung sowie zwischen Abwasserreinigung und Schlammstabilisierung. Alle diese Vorgänge finden in nur einem Reaktor, dem Belebungsbecken statt.

**Tabelle 4.1.: Auslegungsdaten, Nutzinhalte und maschinelle Einrichtungen**

Ausbaugröße	100000	EW
Trockenwetterzufluß	40000	m <sup>3</sup> /d
	bzw. 2880	m <sup>3</sup> /h
Mischwasserzufluß	3924	m <sup>3</sup> /h
Raumbelastung (Belebung + Anaerobbecken)	0,33	kgBSB <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> /d
Trockensubstanzgehalt (Sommer/Winter)	5 / 6,5	kgTS/m <sup>3</sup>
Fällmittel (FeSO <sub>4</sub> )	40	g/m <sup>3</sup>
Schlammalter-Belebung (Sommer/Winter)	9 / 12	d
TKN/CSB im Zulauf	0,1	-
Ges-P/CSB im Zulauf	0,025	-
Grob-/Feinrechen	30/15 bzw. 10	mm
Belüfteter Sandfang; 70 m <sup>2</sup> Oberfläche	208	m <sup>3</sup>
Anaerobbecken I	1000	m <sup>3</sup>
Anaerobbecken II	4600	m <sup>3</sup>
2 Belebungsbecken in Serie (V <sub>ges</sub> )	12500	m <sup>3</sup>
3 Nachklärbecken , Ø 45 m , mittlere Wassertiefe 3 m	14310	m <sup>3</sup>
Oberflächenbeschickung bei q <sub>max</sub>	0,84	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> *h
3 Rücklaufschlammumpfen (Schneckenpumpen)	2*800 , 1*300	l/s
Rückführung von Belebtschlamm in das Anaerobbecken II	400	l/s



**Abbildung 4.2.: Verfahrensschema mit simultaner Nitrifikation - Denitrifikation und vermehrter biologischer und/oder chemischer P-Entfernung**

Das Rohabwasser gelangt nach Durchlauf der Grob- und Feinrechen in einen belüfteten Sandfang und anschließend in das erste Anaerobbecken, wo es mit Rücklaufschlamm vermischt wird. Im Mischwasserfall wird der Rücklaufschlamm sowohl in das Anaerobbecken I als auch in das Belebungsbecken I geführt (Abb. 4.2.). Nach Durchfluß des zweiten Anaerobbeckens werden die beiden Belebungsbecken in Serie durchflossen.

Die beiden Anaerobbecken dienen zusammen mit den Belebungsbecken der biologischen Phosphorentfernung. Bei Bedarf kann aber zusätzlich der Phosphor chemisch gefällt werden. Die Zugabe des Fällmittels (FeCl<sub>3</sub>-Lösung) erfolgte im Ablauf des Belebungsbeckens II über eine Dosierpumpe. Die Rückführung von Belebtschlamm aus dem Belebungsbecken I in das Anaerobbecken II vergrößert das anoxische Volumen, sodaß in Abhängigkeit von der Zulauffracht und dem Trockensubstanzgehalt im Anaerobbecken II denitrifiziert oder Phosphor rückgelöst wird.

In den beiden in Serie geschalteten Belebungsbecken erfolgt der Abbau des  $\text{BSB}_5$  und die simultane Nitrifikation und Denitrifikation. Die Regelung des Sauerstoffeintrages und damit verbunden die Steuerung der Nitrifikation und Denitrifikation erfolgt über automatisches Ein- und Ausschalten der insgesamt 12-Stabwalzenbelüfter ( $\varnothing$  1 m, Länge 9 m, 40 kW), die über kontinuierliche Messungen des Sauerstoffgehaltes durch Sauerstoffsonden angesteuert werden.

Aus den abgedeckten Belebungsbecken gelangt der Belebtschlamm in ein Entgasungsgerinne und über ein Verteilbauwerk in die drei Nachklärbecken. Der Ablauf wird in den Krottenbach eingeleitet.

Die Entnahme des Überschussschlammes erfolgt aus dem Rücklaufschlamm. Der Überschussschlamm wird in Siebtrommeln unter Flockungsmittelzugabe maschinell eingedickt, zwischengestapelt und mittels Kammerfilterpresse nach Zugabe von Konditionierungsmitteln entwässert und deponiert. Die Rückläufe aus der Schlammbehandlung werden in das Anaerobbecken I eingeleitet.

## **5. PARAMETER ZUR BEURTEILUNG DER BELASTUNG, REINIGUNGSLEISTUNG SOWIE BETRIEBSSICHERHEIT**

### **5.1. BELASTUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE MÖDLING ALS GRUNDLAGE FÜR DIE BEWERTUNG DER REINIGUNGSLEISTUNG UND BETRIEBSSICHERHEIT**

#### **5.1.1. Abwasseranfall und Temperatur**

Die Temperatur in den Belebungsbecken beträgt im Jahresmittel 14-15°C. Die mittlere Belebungsbeckentemperatur im Zeitraum März 1992 bis August 1994 beträgt 14,9°C, die minimale Temperatur 9,1°C und die Maximaltemperatur 21,2°C jeweils als Tagesmittelwert. Die tiefsten Belebungsbeckentemperaturen wurden in den Monaten Februar/März mit knapp unter 11°C im Monatsmittel aufgezeichnet. Die tiefsten Temperaturen im Wochenmittel betragen 10°C. Für das Jahr 1993 wurde ermittelt, daß

0 % der Temperaturen im Belebungsbecken <8°C lagen

28 % der Temperaturen im Belebungsbecken zwischen 8°C und 12°C lagen

72 % der Temperaturen im Belebungsbecken > 12°C lagen

Die Tagesabwassermenge über den gesamten Zeitraum von 1992 bis 1994 lag im Mittel bei knapp 23.000 m<sup>3</sup>/d, mit Spitzenwerten von 53.000 m<sup>3</sup>/d und teilweise darüber. 85 % der anfallenden Abwassermengen lagen unter 28.151 m<sup>3</sup>/d. Die größten Zulaufspitzen im Stundenmittel lagen bei 2.800 m<sup>3</sup>/h, was etwa dem Bemessungswert entspricht. Bei Trockenwetter lag der minimale Zufluß in den Nachtstunden bei 360-430 m<sup>3</sup>/h und die Tagesspitze bei ca. 1000 m<sup>3</sup>/h. Aus der Häufigkeitsverteilung der Zulaufmengen ergibt sich bei Trockenwetter ein Abwasseranfall von 25.000 m<sup>3</sup>/d als 85%-Wert. Für das Jahr 1993 wurde ein Gesamtabwasseranfall von 8.082.059 m<sup>3</sup> ermittelt. Legt man einen einwohnerwertspezifischen Abwasseranfall von 200 l/EW/d zugrunde, so ergibt dies für die Anlage eine hydraulische Belastung von ca. 110.000 EW.

### 5.1.2. Schmutzstoffe und (Bemessungs-) spezifische Frachten

Das zu behandelnde Abwasser kann als kommunales Abwasser mit einem hohen Fremdwasseranteil (ca. 50%; siehe dazu Abb. 5.9., 5.10.) charakterisiert werden. Im Zeitraum 1992-94 wurden in den Monaten März - Mai bis zu 6,8 mg/l NO<sub>3</sub>-N in der Tagesmischprobe und bis zu 2,3 mg/l als Monatsmittelwert im Zulauf festgestellt.

Ein Vergleich der ermittelten Zulaufwerte der KA-Mödling mit den für kommunales Abwasser angegebenen Parametern nach der ATV Bemessungsrichtlinie A 131 zeigt, daß die einwohnerwertspezifischen Frachten an Phosphor und Stickstoff um 36% bzw. 10 % geringer sind als jene der Kohlenstoffparameter (Tab. 5.1.). Auf Basis von 120 gCSB/EW/d betrug die spezifische Phosphorfracht im Zulauf knapp unter 1,6 gP/EW/d und die spezifische Stickstofffracht zirka 10 g/EW/d.

**Tabelle 5.1.: Gegenüberstellung der Parameter nach A 131 mit den Zulaufkonzentrationen und einwohnerwertspezifischen Frachten der KA-Mödling (Mittelwerte aus 1992-1994)**

Parameter		lt. A 131	Mittelwert	Anzahl der Meßwerte
CSB	mg/l	600	306	441
BSB <sub>5</sub>	mg/l	300	122	60
abf. Stoffe (TS <sub>0</sub> )	mg/l	350	156	448
N	mg/l	55	25	507
P	mg/l	12,5	4,0	509
CSB	g/EW/d	120	120	
N	g/EW/d	11	9,9 *)	
P	g/EW/d	2,5	1,6 *)	
Q	l/EW/d	200	388 *)	212

#### LEGENDE ZU TABELLE 5.1.

\*) ..... Datengrundlage von 1993

Das relativ hohe Verhältnis von CSB/BSB<sub>5</sub> der rohen homogenisierten Zulaufproben von 2,2 bis 2,5 deutet auf einen Vorabbau im Kanalnetz hin. CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisse >2 konnten bereits in früheren Untersuchungen des

Mödlinger- und Brunner Sammelkanals im Jahre 1984 (v.d.EMDE; 1984a, 1984b, 1984c) festgestellt werden, woraus CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisse von 2,1-2,5 bzw. 2,6-3,1 hervorgingen. Da das CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis ein wichtiges Zulaufcharakteristikum darstellt, wurde im Rahmen einer Diplomarbeit (ATHANASSOPOULOS, 1993) versucht, durch zahlreiche Parallelanalysen das CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis der Zulaufproben zu ermitteln und mit den Eigenanalysen der Kläranlage zu vergleichen, das ohne Berücksichtigung der offensichtlichen Fehlanalysen ebenfalls bei 2,2 bis 2,3 lag. Das CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis unmittelbar analysierter Tagesmischproben betrug im Mittel 2,4. Bei Proben, die gezielt zwei Tage im Kühlschrank aufbewahrt wurden ("2d alt"), stieg das Verhältnis auf 2,5 an. Verhältniswerte von im Mittel 2,9 traten lediglich dann auf, wenn der CSB der frischen Probe und der BSB<sub>5</sub> einer zwei Tage alten Probe für die Berechnung herangezogen wurden. Die Verminderung des CSB und BSB<sub>5</sub> bei Lagerung um 13% bzw. 17% wurde durch in der Literatur zitierte Werte bestätigt (DUCHENE 1980, zit. in MATSCHÉ, 1991a). Weiters konnte aus diesen Ergebnissen abgeleitet werden, daß die Analysen seitens der Kläranlage durchwegs von "frischen" Proben durchgeführt wurden, sowie kein systematischer Fehler vorlag, da die Schwankungen des CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisses unabhängig von den Konzentrationen waren. Erhebungen der Abwasserfracht im Mai 1994 (MATSCHÉ, 1994) im Einzugsgebiet Brunn/Gebirge ergaben ein CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis von 2,2 und können als Bestätigung der oben angeführten Analysendaten der Kläranlage-Mödling angesehen werden.

Das Verhältnis von TKN/NH<sub>4</sub>-N zeigt den Grad der Hydrolyse der organischen Verbindungen an und liegt nach den Zulaufanalysen in Mödling bei 1,5-1,6.

Um eine Übersicht über die Beschaffenheit und Schwankungsbreite der Zulaufparameter zu erhalten, wurde eine statistische Auswertung der Analysen der Tagesmischproben durchgeführt (Tab. 5.2., Tab. 5.3.). Es sei darauf hingewiesen, daß die Beschaffenheit der Abwasserinhaltsstoffe Schwankungen unterworfen ist, und diese in ihrer Gesamtheit keiner Gauss'schen Normalverteilung unterliegen, sondern eine "Häufigkeitsverteilung mit Knicken" darstellen. Wie u.a. von KOPPE und STOZEK (1978) festgestellt wurde, gilt dies sowohl für Konzentrationen als auch für Frachten. Die Ursache hierfür liegt darin, daß es sich um mehrere Datenkollektive handelt, aus denen die Verteilungskurven bestehen.

**Tabelle 5.2.: Zulaufkonzentrationen (mg/l) (1992-1994)**

Perzentil	CSB	TKN	NO <sub>3</sub> -N	Ges-P	SS
20%	210	17,8	0,0	3,0	90
50%	294	25,1	0,0	4,0	144
85%	414	32,2	1,5	5,0	232
99%	734	47,3	4,9	8,9	400
Mittelwert	306	25,1	0,6	4,0	156
Anzahl	441	507	683	509	448

**Tabelle 5.3.: Zulauffrachten (kg/d) und Abwasseranfall (m<sup>3</sup>/d) (1992-1994)**

Perzentil	Q	CSB	TKN	NO <sub>3</sub> -N	Ges-P	SS
20%	18162	4994	448	0	69	2165
50%	21210	6645	562	0	86	3292
85%	28151	9426	712	40	121	5715
99%	45536	16484	1113	171	216	10780
Mittelwert	22653	7160	574	16	93	3726
Anzahl	911	441	507	683	509	448

### 5.1.3. Auslastung der Kläranlage Mödling

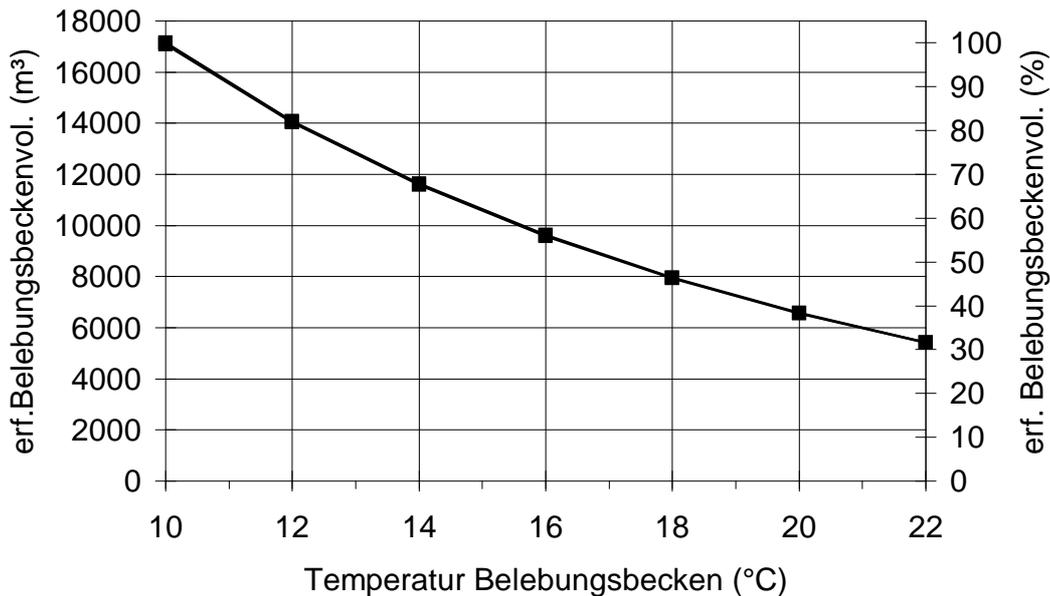
Um den Auslastungsgrad zu bestimmen wurde ein Vergleich mit den heute üblichen Bemessungswerten nach A 131 für Nitrifikation und Denitrifikation durchgeführt. Für diese Berechnung wurde aus den CSB-Zulauffrachten der 85%-Wert mit ca. 10 t CSB/d ermittelt. Dieser Wert entspricht auch ungefähr jener Belastung, die in den kälteren Wochen des Jahres 1993 maximal aufgetreten ist. Weiters wurden eine Zulaufmenge von 28.000 m<sup>3</sup>/d, CSB 360 mg/l, BSB5 143 mg/l, sowie TSo 200 mg/l, TKN 28 mg/l und Ges-P 4,4 mg/l zugrunde gelegt. Als Reinigungsziel wurden die vollständige Nitrifikation und die weitgehende N-Entfernung (>80%) festgelegt.

Da bei der Bemessung der Anlage die sensible Vorflutersituation und die damit erforderliche hohe Sicherheit niedriger Ablaufwerte berücksichtigt werden mußte, wird diesem Umstand im folgenden durch eine - für die Größe der Nachklärung - relativ geringe Trockensubstanz in der Belebung von 4,5 g/l Rechnung getragen.

Für eine Temperatur von 10°C und ein VD/V von 0,45 wurde ein aerobes Schlammalter von knapp 8-Tagen (SF 2,3) und ein Gesamtschlammalter von ca. 15-Tagen ermittelt. Für Simultanfällung ( $\beta$ -Wert 1,8) wurde für TS-BB 4,5 g/l ein Belebungsbeckenvolumen von ca. 17.100 m<sup>3</sup> berechnet. Die Nitratkonzentration im Ablauf wurde mit knapp 4 mg/l ermittelt.

Bezogen auf die, der Bemessung zugrunde gelegte Schmutzfracht von ca. 10 t CSB/d, ergibt sich eine Belastung von rund 84.000 EW. Dem gegenüber entspricht die mittlere CSB-Fracht von ca. 7,4 t CSB/d einer Belastung von etwa 62.000 EW. Unter Berücksichtigung der maßgeblichen Belastung (85%-Wert der Zulauffrachten) und in Hinblick auf das derzeit geforderte Reinigungsziel für die Kläranlage Mödling (vollständige Nitrifikation und weitgehende Stickstoff- und Phosphorentfernung, 5 mg/l NH<sub>4</sub>-N, 8 mg/l NO<sub>3</sub>-N, 1 mg/l Ges-P) wäre die Anlage Mödling bei Bemessung nach A 131 ausgelastet. Wie jedoch die Betriebs- und Analysendaten bei Mischwasserzufluß (2600-2800 m<sup>3</sup>/h) zeigten, ist es möglich, die Anlage auch bei TS-Gehalten von ca. 6 g/l (ISV $\approx$ 100 ml/g) und gleichbleibend niedrigen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf zu betreiben.

Ermittelt man das erforderliche Beckenvolumen in Abhängigkeit von der Temperatur, so sind bei etwa 18°C nur mehr ca. 50% des bei 10°C erforderlichen Volumens zur Erzielung der gleichen Ablaufwerte erforderlich (für  $\eta_N \approx 84\%$ ;  $\beta = 1,8$  auf P-Zulauf) (Abb. 5.1.). Diese Überlegungen zeigen, daß mit steigender Temperatur die zur Verfügung stehenden Beckenreserven für die biologische Phosphorentfernung genützt werden können. Für die Planung bedeutet dies weiters, daß eine zweistraßige Ausführung der Anlage ausreichend ist. Gleichzeitig ergibt sich für den Betrieb die Konsequenz, daß eine planmäßige Außerbetriebnahme eines der beiden Belebungsbecken in den Sommermonaten durchzuführen ist, damit es dabei zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung der Ablaufqualität kommt. Dies konnte unter normalen Betriebsbedingungen im Sommer 1992 auf der KA-Mödling gezeigt werden. Nach den Überlegungen der ATV Arbeitsgruppe 2.6.6. (ATV M208, 1994) wird eine Vergrößerung der Belebungsbecken für die biologische P-Entfernung über das nach dem Arbeitsblatt A 131 berechnete Maß hinaus nicht für erforderlich gehalten. Die verfahrensmäßige Ausstattung sollte jedoch anaerobe Volumenanteile für die biologische Phosphorentfernung vorsehen (MATSCHE, N., 1993).



**Abbildung 5.1.: Erforderliches Beckenvolumen für die KA-Mödling in Abhängigkeit von der Temperatur bei Bemessungsbelastung (Fällmittelzugabe mit  $\beta=1,8$ ). Anpassung des ATV-A 131 an das erforderliche Reinigungsziel der Anlage Mödling.**

## 5.2. REINIGUNGSLEISTUNG UND BETRIEBSSICHERHEIT

### 5.2.1. Reinigungsleistung der Anlage unter praxisrelevanten Betriebsbedingungen

Im Rahmen der fast dreijährigen Untersuchung der Anlage stand die Ermittlung von Betriebsweisen im Vordergrund, die primär gesichert zu niedrigen Ammoniumablaufwerten und erst in weiterer Folge zu einer Reduktion von Stickstoff und Phosphor führen (Abb. 5.2.). Da die Stickstoff oxidierenden Bakterien langsamer als die CSB abbauenden Bakterien "wachsen" und unmittelbar sowie nachhaltig auf Störeinflüsse reagieren, kann auch - über die Nitrifikation als "Indikator" - bei vollständiger Nitrifikation auf eine weitestgehende Entfernung von Kohlenstoffverbindungen geschlossen werden. Durch das relativ hohe Schlammalter von 20 bis 50 Tagen wurden die

Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen weitgehend entfernt mit  $\eta$  CSB = 94 % und  $\eta$  N = 87 % im Jahresmittel 1993. Die Entfernungswirkungsgrade sowie Ablaufkonzentrationen sind in Tab. 5.4.-5.6. und Abb. 5.4.-5.6. dargestellt. Bei Betrieb der internen Belebtschlammrückführung vom Belebungsbecken I zum Anaerobbecken II und ohne das Anaerobbecken I, d.h. ohne "Bio-P"-P-Rüchlösung im Anaerobbecken II bzw. bei zusätzlicher "vorgeschalteter" Denitrifikation, konnte eine höhere Stickstoffentfernung von im Mittel 91 % erreicht werden. Zufolge der maximierten Stickstoffentfernung waren große Bereiche des Belebungsbeckenvolumens anoxisch bzw. anaerob. Eine dadurch bedingte Verschlechterung der Schlammabsetzeigenschaften durch Blähschlamm bildung konnte jedoch nicht festgestellt werden. Der Schlammindex betrug im Mittel 100 ml/g und in den Zeiträumen mit Fällung (Eisen-III-chlorid) ca. 90 ml/g.

**Tabelle 5.4.: Wirkungsgrade d. Schmutzstoffentfernung in % (1992-94)**

Perzentil	$\eta$ CSB	$\eta$ Ges-P	$\eta$ Ges-P <sup>a)</sup>	$\eta$ Ges-P <sup>b)</sup>	$\eta$ Ges-N	$\eta$ Ges-N <sup>c)</sup>
20%	94	84	91	76	90	95
50%	92	71	87	69	86	90
85%	87	54	80	58	78	86
Mittelwert	90	71	87	67	83	91
Anzahl	153	478	68	54	485	79

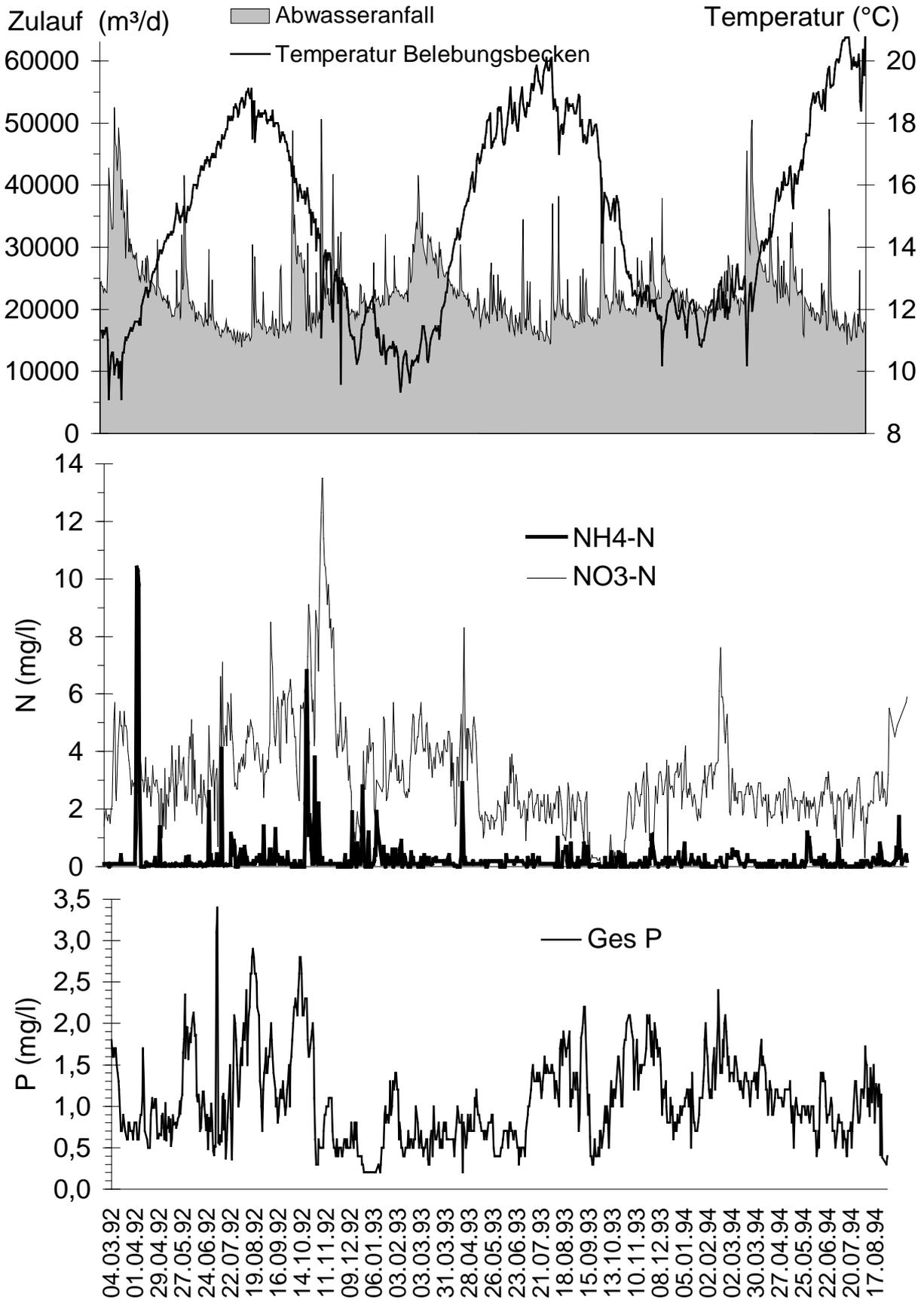
**Tabelle 5.5.: Ablaufkonzentrationen in mg/l (1992-1994)**

Perzentil	CSB	TOC	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	PO <sub>4</sub> -P	Ges-P	Ges-P <sup>a)</sup>	Ges-P <sup>b)</sup>	SS
20%	16	5,3	0,0	1,8	0,5	0,7	0,4	1,1	1
50%	19	6,3	0,1	2,7	0,9	1,0	0,6	1,4	3
85%	25	8,0	0,3	4,7	1,5	1,7	0,8	1,7	5
99%	132	16,0	3,6	9,8	2,5	2,7	1,4	2,5	70
Mittelwert	23	6,8	0,3	3,1	1,0	1,1	0,6	1,4	5
Anzahl	165	289	731	729	732	662	139	62	317

**LEGENDE ZU TABELLE 5.4. UND 5.5.:**

- a). Zeitraum mit Simultanfällung (Februar bis Juni 1993;  $\beta$ -Werte 0,5 bis 1,4 bezogen auf den Ges-P im Zulauf)
- b) Zeitraum ohne Fällung (vermehrte biologische P-Entfernung), Belebtschlammrückführung in Betrieb

c). Belebtschlammrückführung in Betrieb; Anaerobbecken I außer Betrieb (August bis November 1993)



**Abbildung 5.2.: Ganglinien der N- und P-Ablaufparameter sowie Abwasseranfall und Temperaturen im Belebungsbecken**

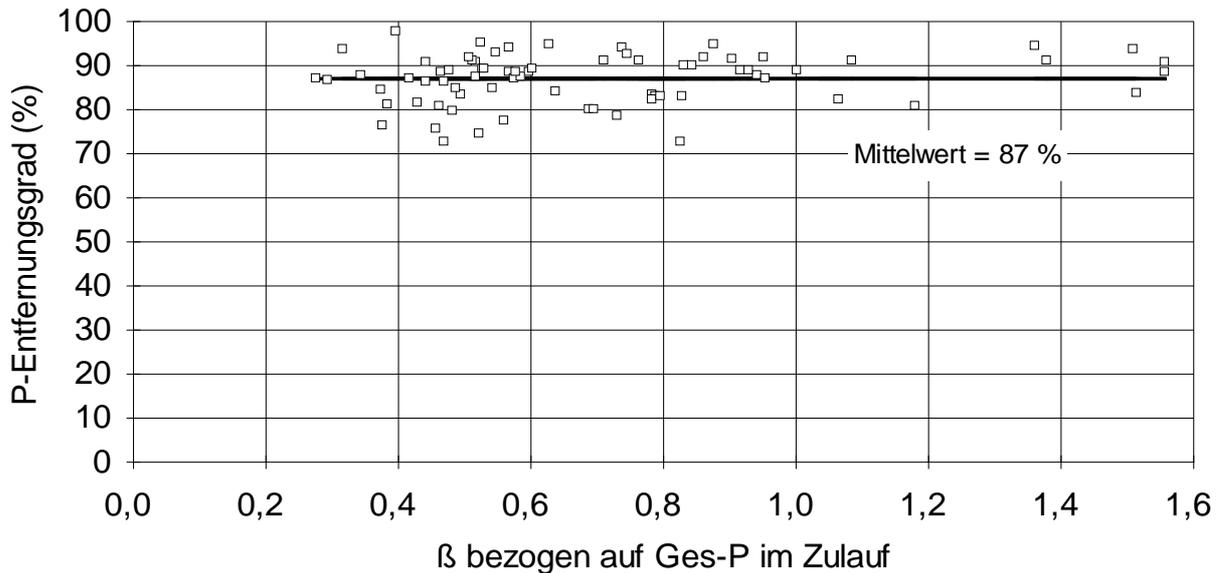
**Tabelle 5.6.: Monatsmittelwerte Ges-P im Ablauf (bei Simultanfällung)**

	molFe/mol P bezogen auf den <u>fällbaren P</u>	molFe/mol Ges-P im Zulauf	g Fe/m <sup>3</sup> Abwasser	Ges-P (mg/l) im Ablauf
Dezember 1992	1,6	0,9	7,3	0,58
Juni 1993	1,6	0,8	6,0	0,55
September 1993	2,2	1,4	9,1	0,62
Mai 1994	2,3	0,4	2,2	0,99
Juni 1994	1,1	0,4	2,4	0,90
Juli 1994	0,6	0,3	2,9	0,73

**LEGENDE ZU TABELLE 5.6.:**

fällbarer P..... als fällbare Phosphorfracht wurde jener Anteil der Gesamtphosphorzulauf fracht verstanden, der unter Abzug der Phosphorfracht verbleibt, die mit dem Überschussschlamm (ohne vermehrte biologische P-Entfernung, d.h. ohne "Bio-P") entfernt wird sowie eines nicht fällbaren Phosphoranteils.

P-fällbar = Ges-P im Zulauf  
minus P, der mit dem Überschussschlamm entfernt wird  
 (ohne Bio-P, ohne Fällung; Okt. 1993 mit 2% P bezogen auf die oTS)  
minus 0,2 mgP/l Abwasser (als nicht fällbar angenommen)



**Abbildung 5.3.: Ges-P-Entfernungsgrad in Abhängigkeit vom  $\beta$ -Wert bezogen auf den Gesamtposphor im Zulauf (Zeiträume mit Fällung, 1993)**

Die Ergebnisse der Auswertungen zeigen auch, daß über einen langen Zeitraum gleichbleibend niedrige Phosphatablaufwerte mit relativ geringem Fällmittelaufwand erreicht werden können. Im Zeitraum Februar bis Dezember 1993 konnte bei einem mittleren Ges-P im Zulauf von 4,4 mg/l (Median bei 4,2 mg/l) in Zeiten mit Fällung (5.2.-30.6.93 und 10.-22.9.93) ein mittlerer P-Entfernungsgrad von 87 % erreicht werden. Der  $\beta$ -Wert bezogen auf den Gesamtposphor im Zulauf lag dabei zwischen 0,5 und 1,4 im Monatsmittel (Abb. 5.3.). Bezogen auf den fällbaren Phosphor lag der  $\beta$ -Wert bei 1,3. Die Fällmittelzugabe ( $\text{FeCl}_3$ -Lösung) erfolgte im Ablauf des Belebungsbeckens II. Die Ablaufkonzentrationen der Kohlenstoff- und Stickstoffparameter im Zeitraum März 1992 bis August 1994 unterschreiten im Mittel als auch als 85%-Wert die Mindestanforderungen entsprechend der 1. EVO für kommunales Abwasser sowie der Grenzwerte aus dem Entwurf zur Immissionsverordnung (Tab. 5.5.). Ammonium- und Nitratlaufwerte lagen im 99 % Perzentil unter 3,6 mg/l bzw. 9,8 mg/l. Mit chemischer Phosphorfällung wurden im Mittel Ges-P Konzentrationen im Ablauf von 0,6 mg/l erreicht, ohne Fällung, d.h. mit ausschließlich vermehrter biologischer Phosphorentfernung 1,4 mg/l.

### Grafische Darstellung der Entfernungswirkungsgrade

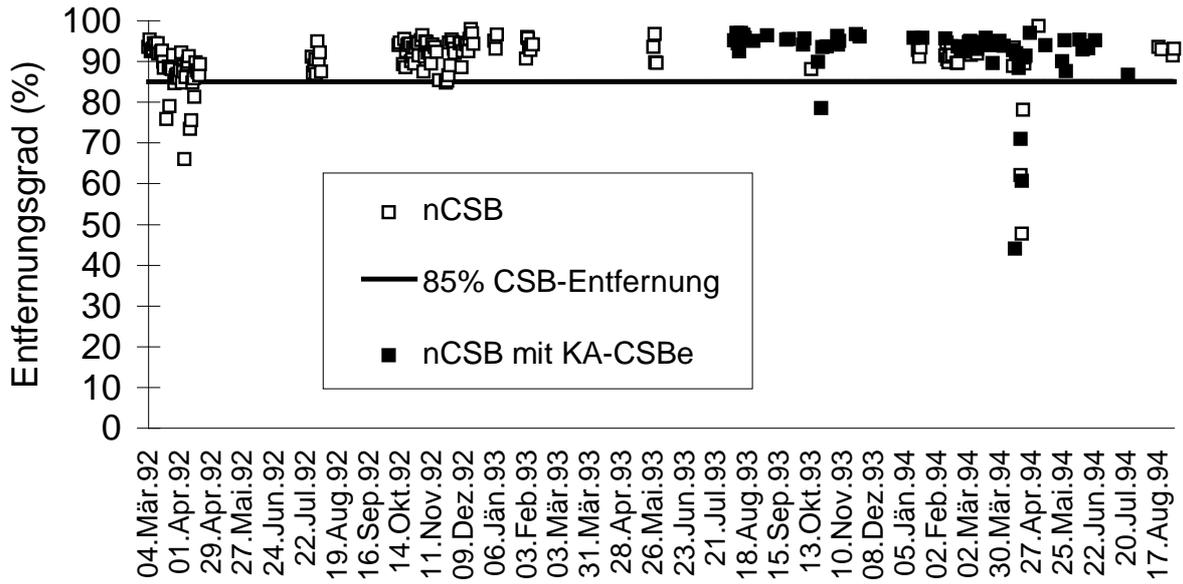


Abbildung 5.4.: Entfernungsgrade für CSB

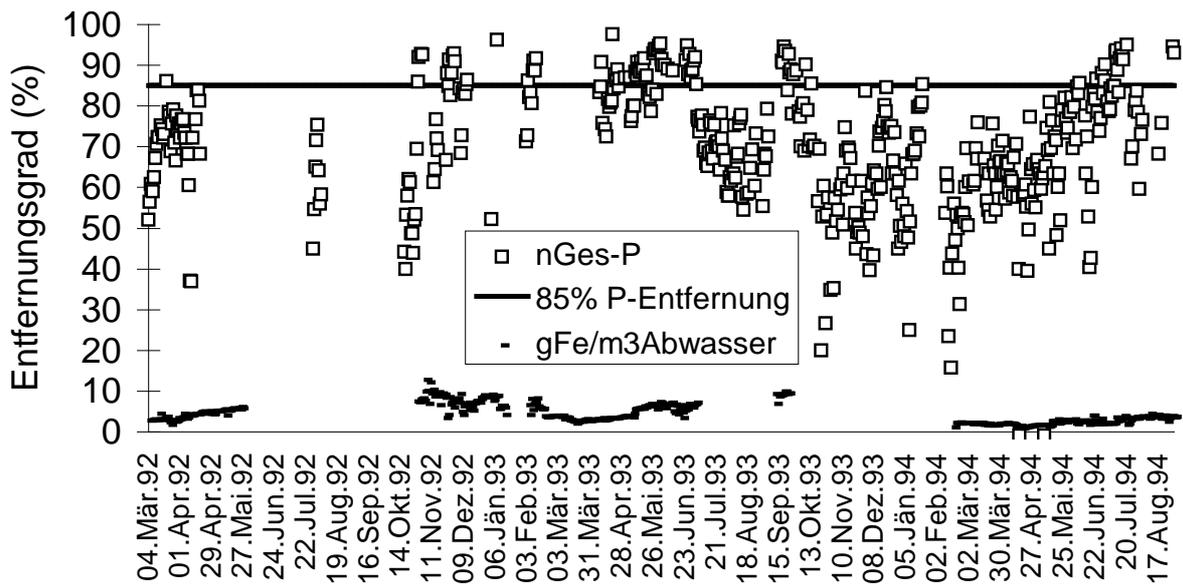
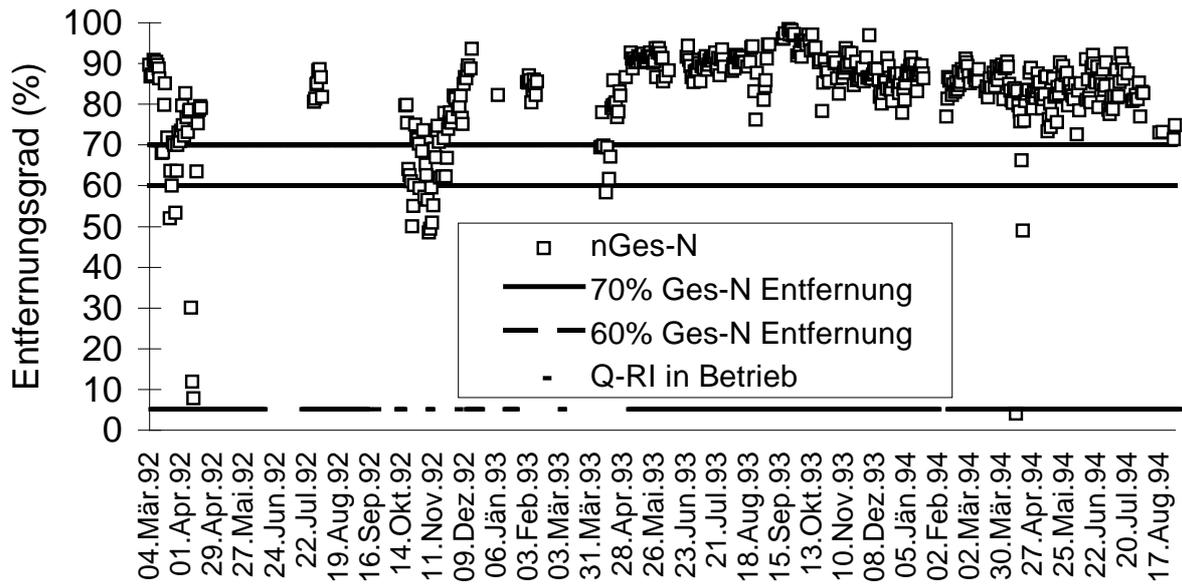


Abbildung 5.5.: Entfernungsgrade für Ges-Phosphor



**Abbildung 5.6.: Entfernungsgrade für Gesamtstickstoff**

### **5.2.2. Einflußparameter auf die Stabilität der Ablaufqualität (Grenzwerte und Über- bzw. Unterschreitungshäufigkeit)**

Im Zusammenhang mit dem Einhalten von Grenzwerten hat vor allem der Überwachungsmodus entscheidenden Einfluß auf das Erkennen der Überschreitungen. Welche Überwachungsmodalität, Datengrundlage, sowie maximal zulässige Überschreitungshöhe künftig als maßgeblich erachtet werden, soll für diese Betrachtungen zweitrangig sein.

Von primärem Interesse ist hier vielmehr, welche Ablaufwerte und Entfernungswirkungsgrade mit einer bestimmten Sicherheit unter praxisrelevanten Betriebsbedingungen erreicht werden können, sodaß von deren prinzipiellen "Einhaltbarkeit nach einem bestimmten Verfahren" ausgegangen werden kann. Die Bewertung der Reinigungsleistung der Anlage erfolgte nach der 1. EVO für kommunales Abwasser vom 12.4.1991 bzw. nach der EU-Richtlinie 91/271 über die Behandlung von kommunalem Abwasser vom 21.5.1991 und nicht nach dem derzeit gültigen Wasserrechtsbescheid der Kläranlage Mödling. Obgleich die Überwachungsmodalität der 1. EVO nach der "4 von 5-Regel" künftig durch maximal zulässige Überschreitungshäufigkeiten der Konzentrationen und Unterschreitungen der Mindestwirkungsgrade im Jahresmittel ersetzt wird (1. AEV, 1996), so stellt sie ein "strenges" Beurteilungskriterium hinsichtlich des Erkennens von Überschreitungen dar, und kann näherungsweise einer 98-99 % Unterschreitungshäufigkeit gleichgesetzt werden (FRANZ, 1995).

Eine Auswertung hinsichtlich der Konzentrationen und Entfernungswirkungsgrade für die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorparameter in Abhängigkeit von der Tagesabwassermenge sind für die Jahre 1992 bis 94 in den Tabellen 5.7.-5.9. dargestellt.

Daraus ergeben sich folgende Schlußfolgerungen:

- Die Überschreitungshäufigkeit der Konzentrationen und Mindestwirkungsgrade für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorparameter liegt auch unter Berücksichtigung aller Analysendaten deutlich unter den maximal zulässigen Überschreitungshäufigkeiten der EU-Richtlinie.

- Die Überschreitungshäufigkeit der Ablaufgrenzwerte ist weitgehend unabhängig von der Tagesabwassermenge. Die geringen Überschreitungen bei den Mindestwirkungsgraden für die Kohlenstoffverbindungen sind im Zusammenhang mit den teilweise niedrigen Zulaufkonzentrationen zu sehen. Bei einem BSB<sub>5</sub> im Zulauf von im Mittel 122 mg/l müssen im Ablauf < 6 mg/l BSB<sub>5</sub> erreicht werden, um eine 95 % ige Entfernung einhalten zu können. Bei hohem Fremdwasseranteil und bei Regennachlauf kann nicht davon ausgegangen werden, daß eine 95%-ige BSB<sub>5</sub>-Entfernung zu jeder Zeit einhaltbar ist.
- Für die Untersuchung der Überschreitungshäufigkeit für Ges-P wurde ein Zeitraum mit Fällmittelzugabe ausgewählt (Februar bis Juni 1993). Die ermittelten Überschreitungen bei den Konzentrationen sind auf den relativ "sparsamen" Fällmitteleinsatz in dieser Periode zurückzuführen.
- Prinzipiell kann bei ausreichendem Fällmitteleinsatz von der Einhaltung eines Grenzwertes von 1 mg/l Ges-P ausgegangen werden. Wie bereits erwähnt, kann analog zum BSB<sub>5</sub>-Mindestwirkungsgrad auch der Ges-P Entfernungswirkungsgrad bei niederen Zulaufkonzentrationen nur schwer eingehalten werden. Bei einer mittleren Gesamtphosphorkonzentration im Zulauf von ca. 4 mg/l bedeutet ein 85%-iger Mindestentfernungswirkungsgrad eine gesicherte Einhaltung von ≤ 0,6 mg/l Gesamtphosphor im Ablauf bzw. ≤ 0,4-0,5 mg/l Orthophosphat.

**Tabelle 5.7.: Überschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade für Kohlenstoffverbindungen entsprechend den Emissionsbegrenzungen für kommunales Abwasser der 1. EVO (1991)**

		1992	"4v5"	Meßw	1993	"4v5"	Meßw	1994	"4v5"	Meßw
<b>Für Qo &lt;25000 m<sup>3</sup>/d</b>										
CSB	>75mg/l	0		45	0		17	0		30
ηCSB	<85%	0		44	0		14	0		25
CSB	Konz od. MWG	0	0		0	0		0	0	
BSB <sub>5</sub>	>15mg/l	1		11	0		26	0		174
ηBSB <sub>5</sub>	>95%	2		11	1		26	5		149
BSB <sub>5</sub>	Konz od. MWG	2	0		1	0		5	0	
<b>Für Qo &lt;28151 m<sup>3</sup>/d</b>										
CSB	>75mg/l	0		57	0		17	0		34
ηCSB	<85%	0		56	0		14	0		26
CSB	Konz od. MWG	0	0		0	0		0	0	
BSB <sub>5</sub>	>15mg/l	1		14	0		27	0		203
ηBSB <sub>5</sub>	>95%	2		13	1		27	8		177
BSB <sub>5</sub>	Konz od. MWG	2	0		1	0		8	0	
<b>Für Qo &lt;40000 m<sup>3</sup>/d</b>										
CSB	>75mg/l	0		94	0		19	0		36
ηCSB	<85%	6		93	0		16	0		28
CSB	Konz od. MWG	6	4		0	0		0	0	
BSB <sub>5</sub>	>15mg/l	1		16	0		31	0		228
ηBSB <sub>5</sub>	>95%	3		15	1		31	9		202
BSB <sub>5</sub>	Konz od. MWG	3	0		1	0		9	0	
<b>Für Qo alle Daten</b>										
CSB	>75mg/l	0		106	0		19	3		40
ηCSB	<85%	10		105	0		16	4		32
CSB	Konz od. MWG	10	6		0	0		4	3	
BSB <sub>5</sub>	>15mg/l	1		18	0		31	0		231
ηBSB <sub>5</sub>	>95%	3		17	1		31	9		205
BSB <sub>5</sub>	Konz od. MWG	3	0		1	0		9	0	

**Tabelle 5.8.: Überschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade für Stickstoffverbindungen (Ammonium und Gesamtstickstoff) entsprechend den Emissionsbegrenzungen für kommunales Abwasser der 1. EVO (1991)**

	1992	"4v5"	Meßw	1993	"4v5"	Meßw	1994	"4v5"	Meßw
<b>Für Qo &lt;25000 m<sup>3</sup>/d</b>									
NH <sub>4</sub> -N >5mg/l	0	0	201	0	0	291	0	0	175
ηGes-N <70%	-	-		0	0	96	0	0	106
<b>Für Qo &lt;28151 m<sup>3</sup>/d</b>									
NH <sub>4</sub> -N >5mg/l	0	0	223	0	0	317	0	0	204
ηGes-N <70%	-	-		0	0	100	0	0	132
<b>Für Qo &lt;40000 m<sup>3</sup>/d</b>									
NH <sub>4</sub> -N >5mg/l	1	0	257	0	0	361	0	0	228
ηGes-N <70%	-			1	0	108	0	0	154
<b>Für Qo alle Daten</b>									
NH <sub>4</sub> -N >5mg/l	2	0	265	0	0	363	0	0	232
ηGes-N <70%	-	-		1	0	109	0	0	158

**LEGENDE ZU DEN TABELLEN 5.7., 5.8. UND 5.9.:**

- Jahreszahl..... Zeitraum der Auswertung mit den Überschreitungen entsprechend der gewählten Überwachungsmodalität
- 4v5..... Überschreitungen entsprechend der 4 von 5 -Regel der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (1991)
- Meßw..... Anzahl der Meßwerte, die für diese Auswertungen herangezogen wurden.
- Konz. od. MWG..... Anzahl der Überschreitung hinsichtlich der maximalen Konzentration oder des Mindestwirkungsgrades
- Qo..... Tagesabwassermenge

**Tabelle 5.9.: Überschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade für Phosphorverbindungen (mit Fällung Feb-Juni 1993) entsprechend den Emissionsbegrenzungen für kommunales Abwasser der 1. EVO (1991)**

		1993	"4v5"	Meßw.
<b>Für Qo &lt;25000 m<sup>3</sup>/d</b>				
Ges-P	>1mg/l	2		92
ηGes-P	<85%	11		50
Ges-P	Konz. od. MWG	13	8	
<b>Für Qo &lt;28151 m<sup>3</sup>/d</b>				
Ges-P	>1mg/l	2		107
ηGes-P	<85%	18		60
Ges-P	Konz. od. MWG	20	14	
<b>Für Qo &lt;40000 m<sup>3</sup>/d</b>				
Ges-P	>1mg/l	3		135
ηGes-P	<85%	24		66
Ges-P	Konz. od. MWG	26	22	
<b>Für Qo alle Daten</b>				
Ges-P	>1mg/l	3		136
ηGes-P	<85	24		66
Ges-P	Konz. od. MWG	26	22	

Da die Nitrifikation in der Belebungsanlage - neben der Feststoffabtrennung in den Nachklärbecken - gewässerökologisch die höchste Priorität hat, soll die "Sicherheit" hinsichtlich der Nitrifikation bei 12°C und 8°C in der folgenden Tabelle anschaulich dargestellt werden. Für die Meßwerte des Kläranlagenlabors aus 1992-1994 wurden für verschiedene Tagesabwassermengen die Gesamtzahl der Überschreitungen für fiktive Ammoniumgrenzwerte (von 0,5 mg/l bis 5,0 mg/l) dargestellt (Tab. 5.10.). In diese Berechnungen gingen alle Analysenwerte der untersuchten Ablaufproben ein.

**Tabelle 5.10.: Anzahl der Überschreitungen bei verschiedenen angenommenen "Ammoniumgrenzwerten" (0,5 mg/l - 5,0 mg/l) und steigenden Zulaufmengen für >12°C und für >8°C Belebungsbeckentemperatur**

Qo	5 mg/l	4 mg/l	3 mg/l	2 mg/l	1 mg/l	0,5 mg/l
<20.000 m <sup>3</sup> /d	0 / 0	0 / 0	0 / 0	1 / 1	5 / 7	17 / 22
<25.000 m <sup>3</sup> /d	0 / 0	1 / 1	1 / 1	2 / 2	10 / 17	27 / 38
<28.151 m <sup>3</sup> /d	0 / 0	1 / 1	1 / 2	3 / 4	17 / 25	37 / 49
<40.000 m <sup>3</sup> /d	1 / 2	2 / 3	3 / 5	7 / 10	25 / 38	47 / 67
alle Tage	2 / 3	3 / 4	4 / 6	8 / 11	26 / 39	48 / 68

**LEGENDE ZU TABELLE 5.10.:**

Qo..... Tagesabwassermenge  
 .. / ..... Überschreitungshäufigkeit bei >12°C / bei >8°C  
 20.000 m<sup>3</sup>/d ..... 50%-Wert der Zulaufmengen aller Tage  
 25.000 m<sup>3</sup>/d ..... 85%-Wert der Trockenwetter-Zulaufmenge  
 28.151 m<sup>3</sup>/d ..... 85%-Wert der Zulaufmengen aller Tage  
 40.000 m<sup>3</sup>/d ..... Trockenwetter-Zulaufmenge laut Wasserrechtsbescheid der Kläranlage Mödling  
 alle Tage ..... alle Analysenwerte der untersuchten Ablaufproben

**Tabelle 5.11.: Stickstoffentfernung für den Zeitraum 1992-1994**

	alle Werte		≥ 12°C	8°C ≤ T < 12°C
	GW (70%)	GW (60%)	GW (70%)	GW (60%)
Anzahl der Werte	485		383	102
Mittelwert	83		84	77
Anzahl der Unterschreitungen	46	19	26	9
Anzahl der Verletzungen der "4 von 5" Regel	28	8	16	2

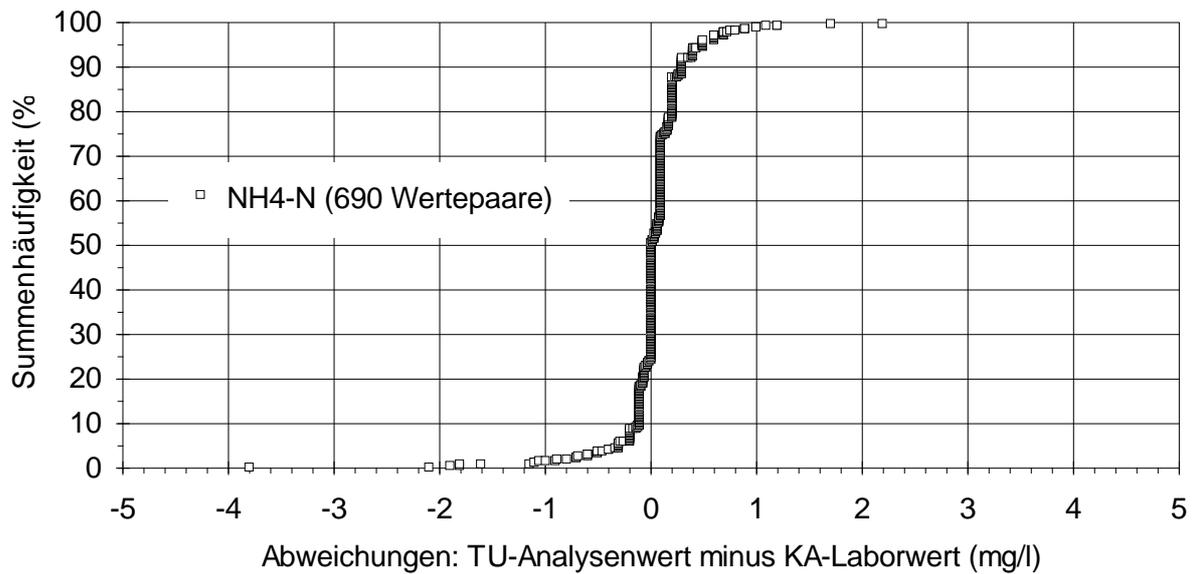
Diese Auswertungen legen folgende Schlußfolgerungen nahe:

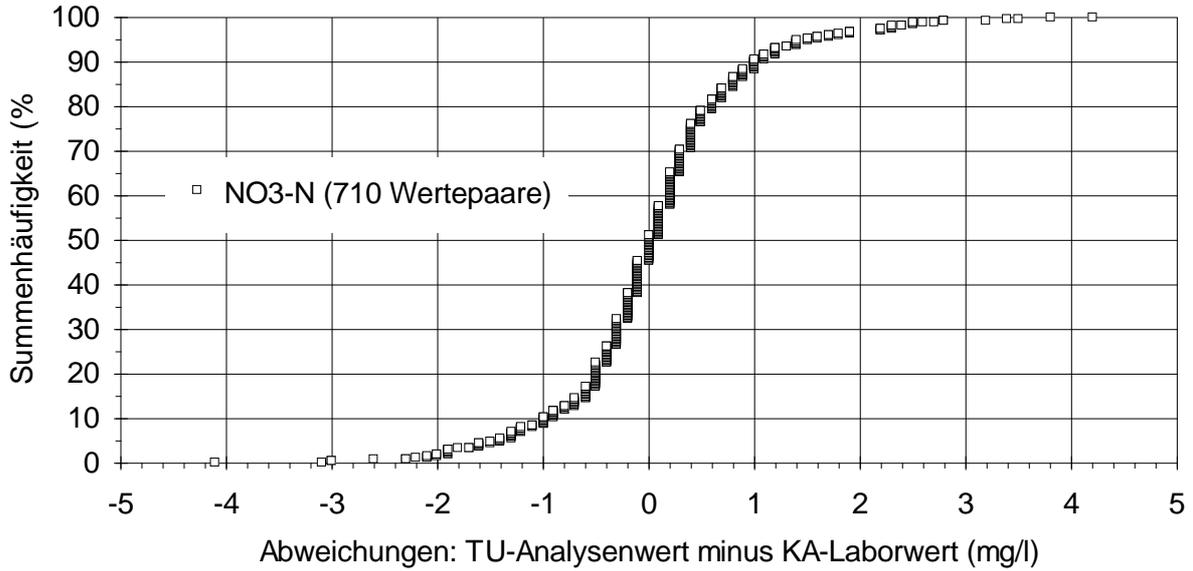
- Auch bei schwankenden Zulaufwassermengen können die Ammoniumgrenzwerte mit einem hohen Maß an Sicherheit eingehalten werden. Es zeigt sich dabei, daß auch bei Temperaturen  $< 10^{\circ}\text{C}$  ausreichend sicher nitrifiziert wurde.
- Im Bereich gewählter "Grenzwerte" zwischen 2-5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  zeigen sich hinsichtlich der Überschreitungshäufigkeit keine wesentlichen Unterschiede. Geht man davon aus, daß 1993 nur ca. 1% der Tagesabwassermengen über 40.000 m<sup>3</sup>/d lagen, so zeigt sich die geringe Überschreitungshäufigkeit für nahezu alle Tage des Jahres.
- Ein merkbarer Unterschied zwischen den Überschreitungshäufigkeiten bei  $12^{\circ}\text{C}$  bzw.  $8^{\circ}\text{C}$  Belebungsbeckentemperatur zeigt sich erst bei angenommenen "Grenzwerten" kleiner (!) 2 mg/l.
- Die Stickstoffentfernung (Tab. 5.11.) bei Temperaturen  $>12^{\circ}\text{C}$  sowie bei Auswertung aller Daten ist praktisch ident. Bei Temperaturen zwischen 8 und  $12^{\circ}\text{C}$  konnten im Mittel 77 % Gesamtstickstoff entfernt werden.
- Kann aufgrund der Bemessung der Anlage ganzjährig eine nahezu vollständige Nitrifikation und weitgehende Denitrifikation gewährleistet werden, so wird die Einhaltung von niedrigen Ammoniumablaufwerten sowie ein hoher prozentualer Ges-N-Entfernungsgrad maßgeblich durch die Betriebsführung bestimmt. Dafür ist es für den Betreiber notwendig, daß richtige Informationen einfach und kurzfristig richtig umgesetzt werden können.

**5.2.3. Qualität der Eigenüberwachung**

Die Nährstoffanalysen der Ablauftagesmischproben, die vom Kläranlagenpersonal durchgeführt wurden, zeigen im Vergleich zu den Meßwerten der TU eine relativ gute Übereinstimmung (Abb. 5.7.). Beim Parameter Ammonium und Phosphor liegen 80% der Vergleichsanalysenwerte in einem Bereich von  $\pm 0,1$  mg/l (Abb. 5.7.). Beim Nitrat weisen 80% der Werte eine Abweichung von unter  $\pm 1$  mg/l auf. Die Nährstoffanalysen der Kläranlage Mödling können daher als ausreichend genau angesehen werden und bestätigen

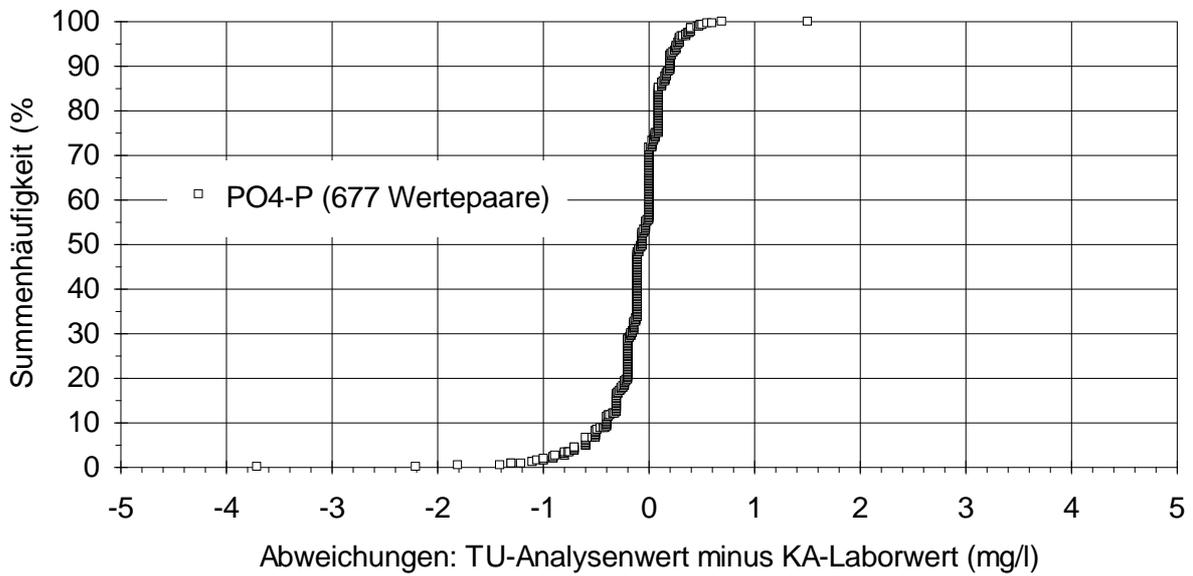
damit auch die Gleichwertigkeit der Analysengenauigkeit der verwendeten Glasküvettentests mit Spezialanalysengeräten. Ein Vergleich beim Summenparameter CSB im Ablauf der Kläranlage erbrachte hingegen eine weitaus geringere Übereinstimmung, die - seitens der Laboranalytik der Kläranlage - in der unzureichenden Erfassung der Schwebstoffe durch nicht homogenisierte Ablaufproben begründet liegen (Abb. 5.7.). Es muß jedoch auch darauf hingewiesen werden, daß die sehr niederen CSB-Ablaufkonzentrationen von 20-25 mg/l im unteren Bereich der Meßgenauigkeit der Analysenmethode der CSB-Bestimmung liegen.



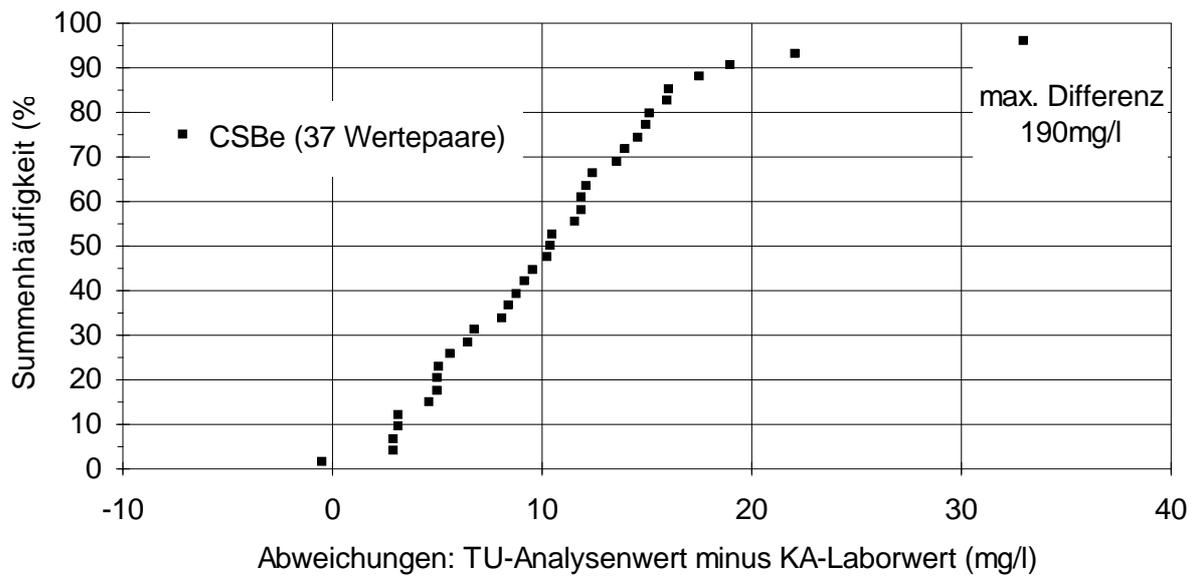
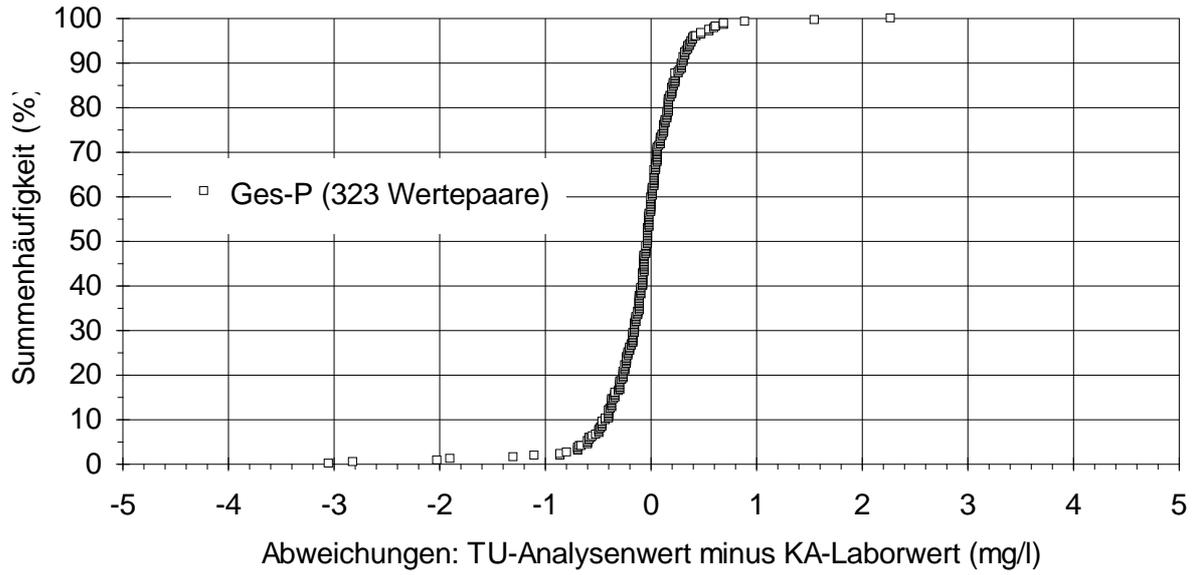


**Abbildung 5.7.:** Vergleichsanalysen : Analysenwerte von Ablaufproben durchgeführt durch die TU-Wien - und - Eigenanalytik des Kläranlagenlabors

Fortsetzung der Abbildung 5.7. auf der nächsten Seite

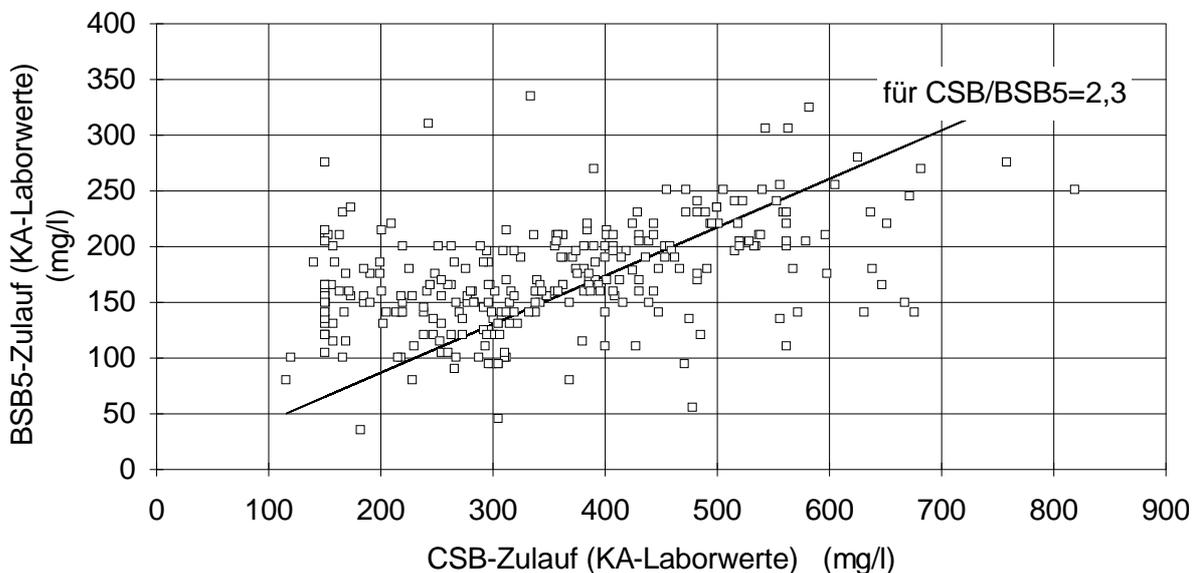


5. BELASTUNG, REINIGUNGSLEISTUNG, BETRIEBSSICHERHEIT



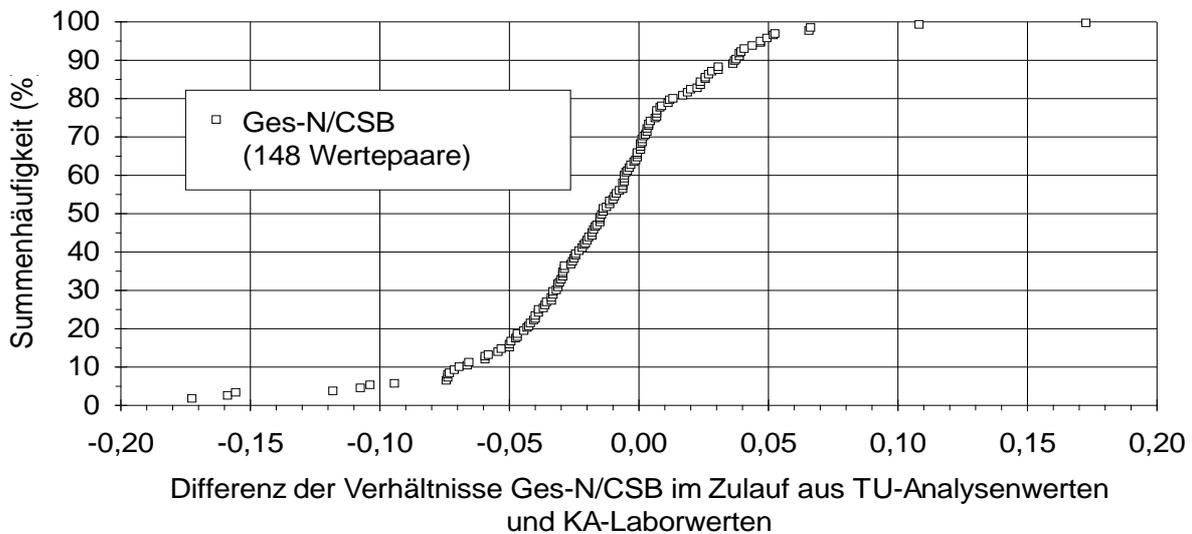
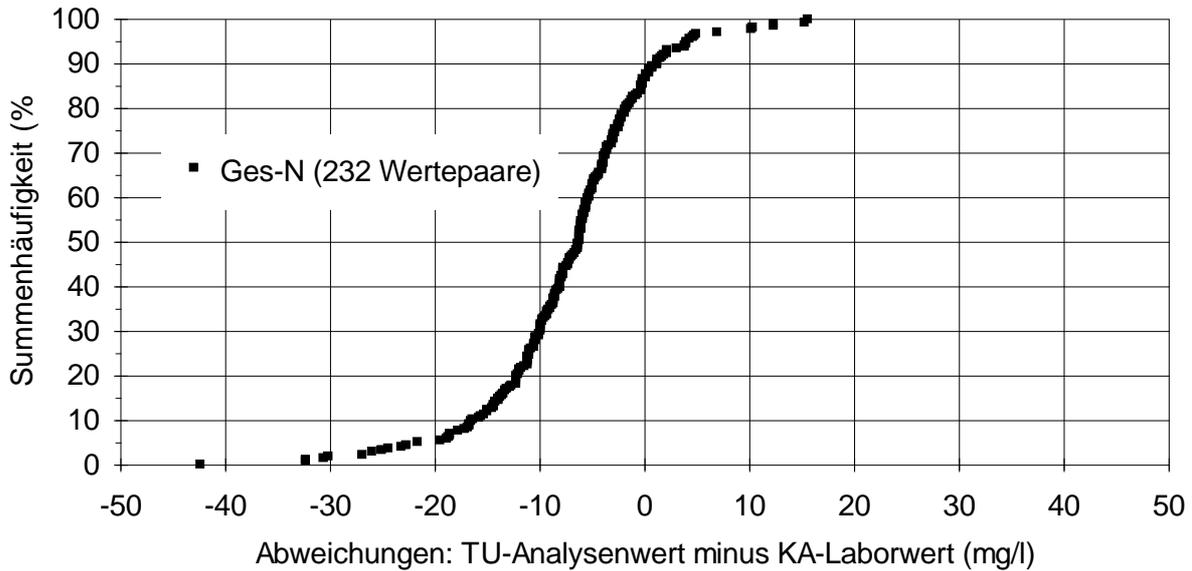
Am Beispiel der umfangreichen Datensätze von Zulaufproben aus der Eigenanalytik der Kläranlage Mödling soll noch kurz auf zwei allgemeine analytische Probleme eingegangen werden.

- Die Gegenüberstellung der Zulaufparameter CSB gegen BSB<sub>5</sub> (297 Wertepaare) aus der Eigenanalytik der Kläranlage weist eine erhebliche Streuung auf, die ebenfalls auf eine fehlende Probenvorbereitung (Homogenisierung) zurückzuführen ist (Abb. 5.8.). Daraus ergeben sich vor allem beim Parameter CSB sowohl deutliche Mehr- als auch Minderbefunde. Der Homogenisierung schwebstoffreicher Probe bei der Bestimmung von Summenparametern (Erfassung der gelösten und ungelösten Stoffe) kommt somit auch im Rahmen der Eigenanalytik der Kläranlage entscheidende Bedeutung zu.



**Abbildung 5.8.: Vergleichsanalysen: Analysenwerte von Zulaufproben durchgeführt durch die TU-Wien - und - Eigenanalytik des Kläranlagenlabors**

Fortsetzung der Abbildung 5.8. auf der nächsten Seite



- Die Messung des Gesamtstickstoffs im Zulauf - im Rahmen der Eigenanalytik der Kläranlage - mittels des verwendeten Glasküvettentests zeigte signifikant Mehrbefunde gegenüber den Ges-N Laboranalysen der TU über TKN + NO<sub>x</sub>-N (Abb. 5.8.). Dieser systematische Unterschied wird sowohl aus der Summenhäufigkeit der Differenzen der Ges-N-Konzentrationen (aus TU-Analysenwert minus KA-Laborwert) ersichtlich, als auch aus der Verteilung der Differenzen der ermittelten Ges-N zu CSB-Verhältnisse, die aus den Daten des Kläranlagenlabors und des Labors der TU ermittelt wurden. SVARDAL (1995) folgerte aus den Untersuchungen der Kläranlage Radfeld, daß die Gesamtstickstoffwerte zwar im Zulauf "durchaus zuverlässig erscheinen", im Ablauf jedoch deutliche Mehrbefunde von 10 mg/l oder mehr festgestellt

wurden. Für den Ges-N gilt wie auch für die anderen Summenparameter CSB und BSB<sub>5</sub> die Notwendigkeit einer ordnungsgemäßen Probenvorbereitung. Bei der Bestimmung des Ges-N mittels Glasküvettentests liegt jedoch eher ein analytisches Problem vor (SVARDAL, 1995).

### 5.3. SPEZIELLE UNTERSUCHUNGEN ZUR ERMITTLUNG DER MASSGEBLICHEN EINFLUSSFAKTOREN AUF DIE ABLAUFQUALITÄT

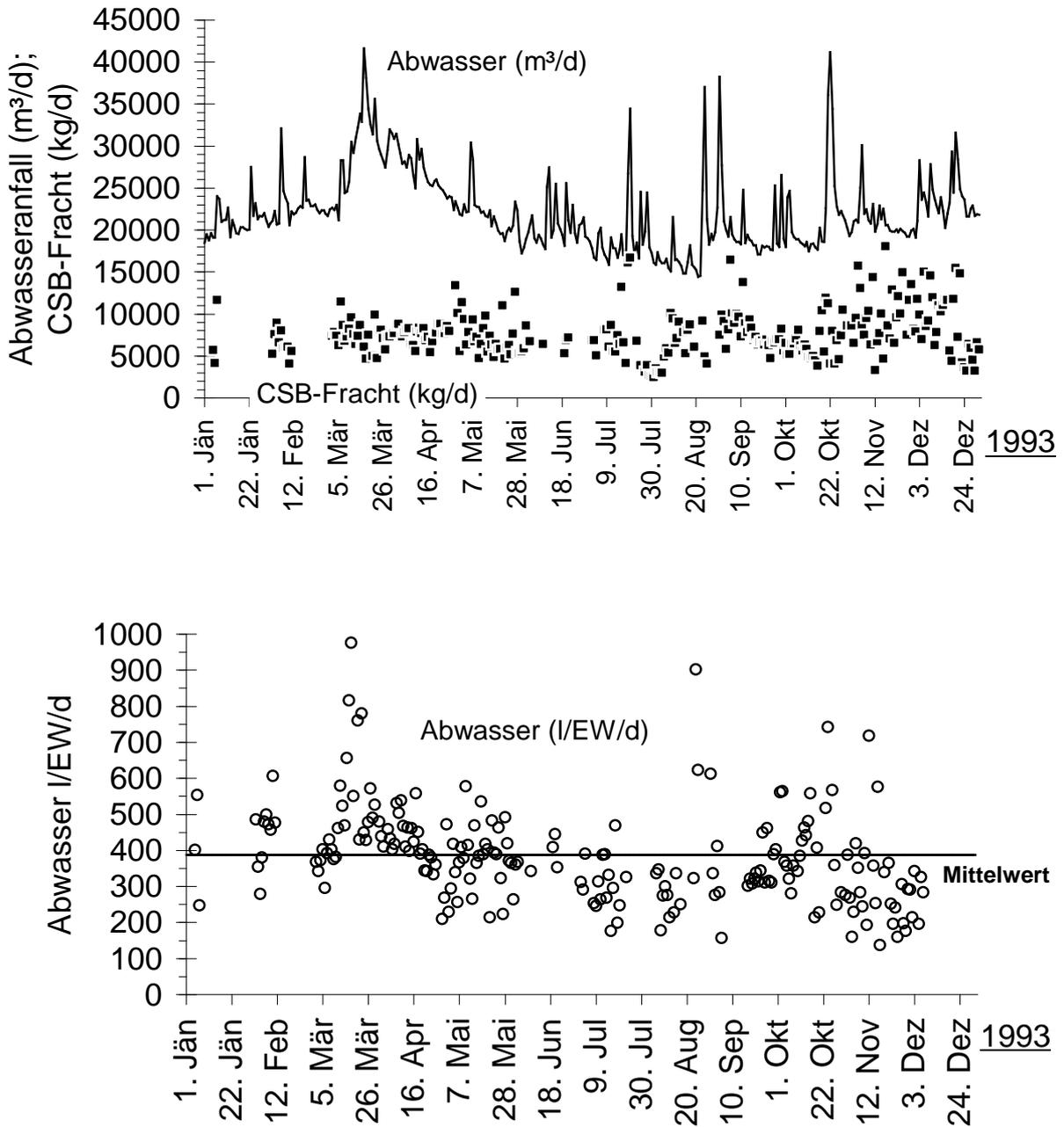
#### 5.3.1. Veränderungen der Zulaufbedingungen

Wassermenge, Zulauffrachten und die Temperatur im Belebungsbecken sind prinzipiell jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Sowohl die Intensität als auch die Dauer und die Art der Zulaufveränderungen beeinflussen die Reinigungsleistung. Je kurzfristiger und unerwarteter Änderungen (Wassermenge, Temperatur, Fracht) eintreten, um so größer sind zumeist die Auswirkungen auf die Ablaufqualität. Wie noch zu zeigen ist, können aber durch ein hohes Schlammalter sowie durch eine ausreichende Separationsleistung der Nachklärbecken, Beeinträchtigungen der Ablaufqualität weitgehend vermindert werden.

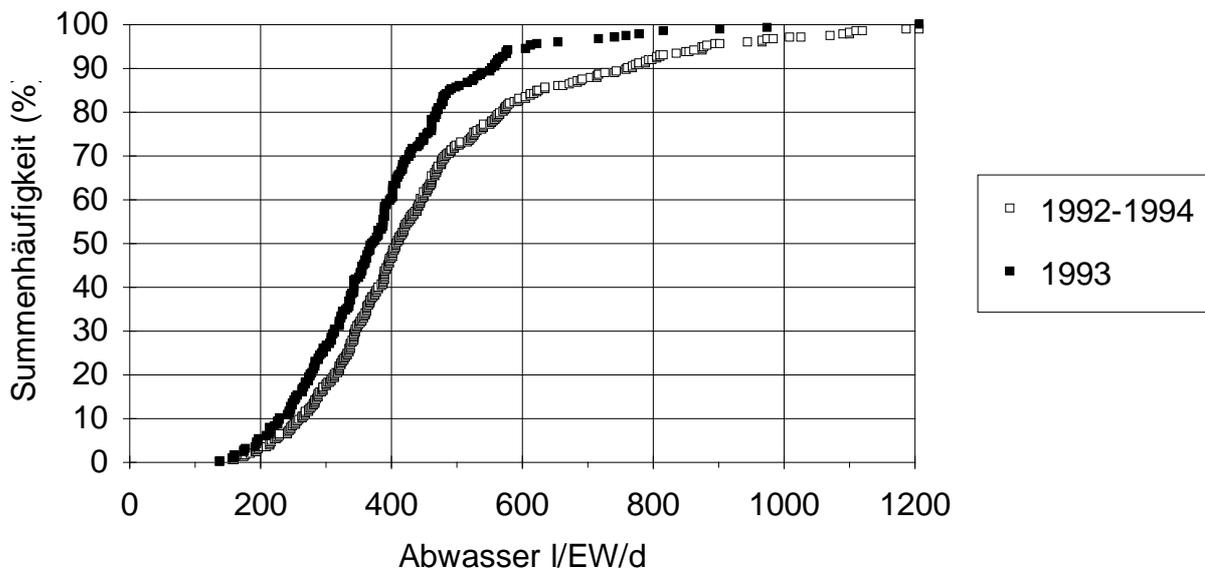
1. Die Zulaufmenge der Kläranlage Mödling zeigt im Jahresgang deutlich den Mischwassereinfluß (Abb. 5.9. und Abb. 5.10.). Im Jahresmittel 1993 wurde auf Basis der CSB-Zulauffracht sowie 120 g CSB/EW/d ein Abwasseranfall von 388 l/EW/d ermittelt. Betrachtet man das Jahr 1993, so liegen in den Sommermonaten (Juni-August) die Abwassermenge und die Schmutzfracht ca. 13% unter dem Jahresmittel. Die Monate November bis Jänner weisen im Vergleich zum Abwasseranfall höhere Frachten auf. Belastungsveränderungen innerhalb einer Woche sind nur relativ schwach ausgeprägt und zeigen keinen deutlichen Frachtabfall an den Wochenenden.

1993	Abwasseranfall (m <sup>3</sup> /d)	CSB-Fracht (Zulauf)	Temp. Belebung (°C)
Jahresmittel	22.143	7593	15

Juni, Juli, August	19.370	6614	19
Jänner, Nov., Dez.	21.938	9106	13

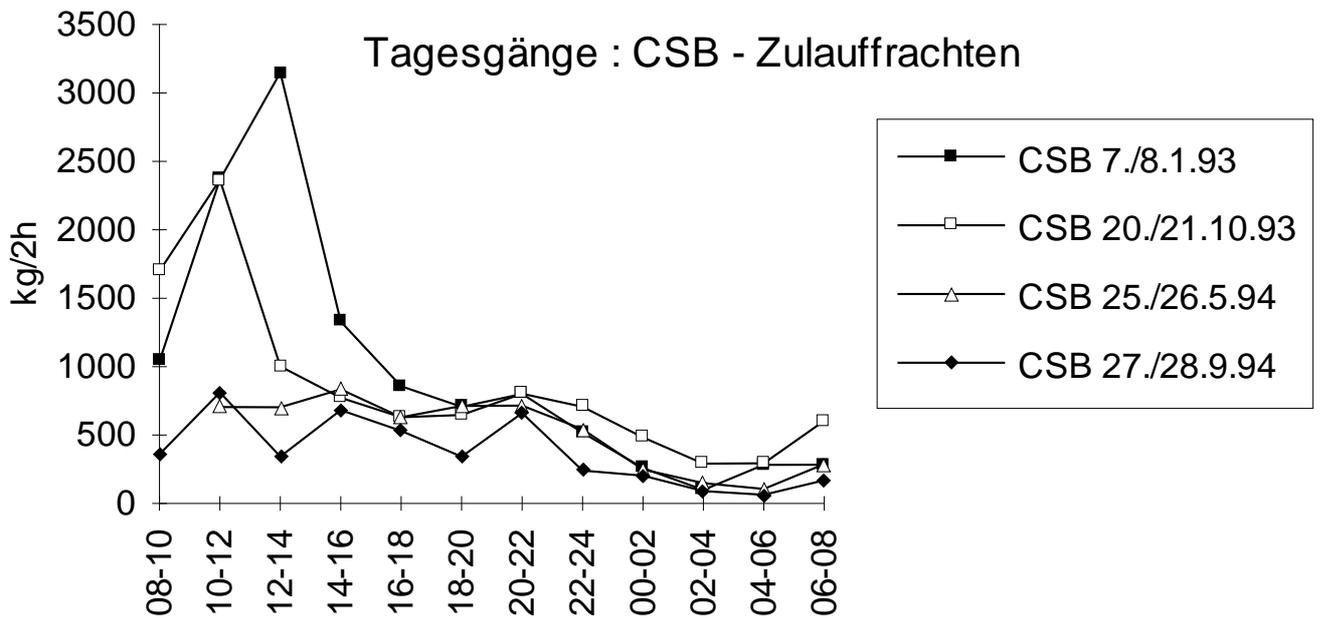
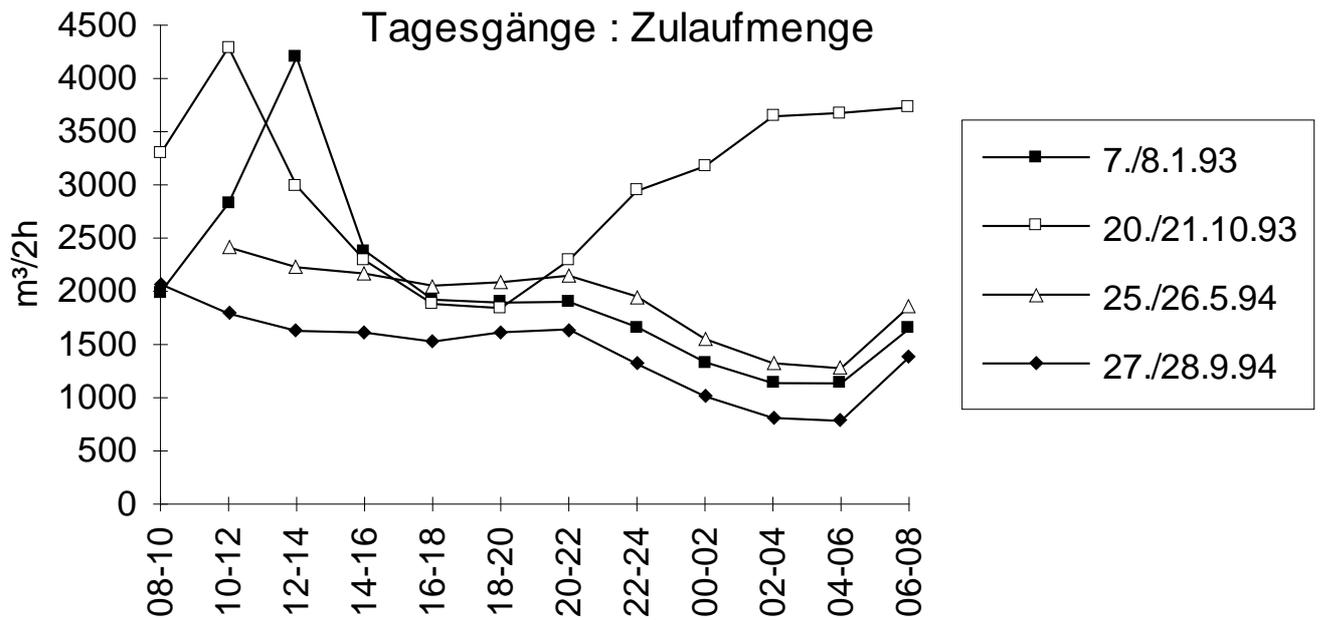


**Abbildung 5.9.:** Gegenüberstellung des täglichen Abwasseranfalls (m³/d) mit dem einwohnerwertspezifischen Abwasseranfall (l/EW/d) ermittelt nach den Einwohnerwerten aus der täglichen CSB-Zulauffracht sowie unter der Annahme von 120 g CSB/EW/d (Zeitraum 1993).



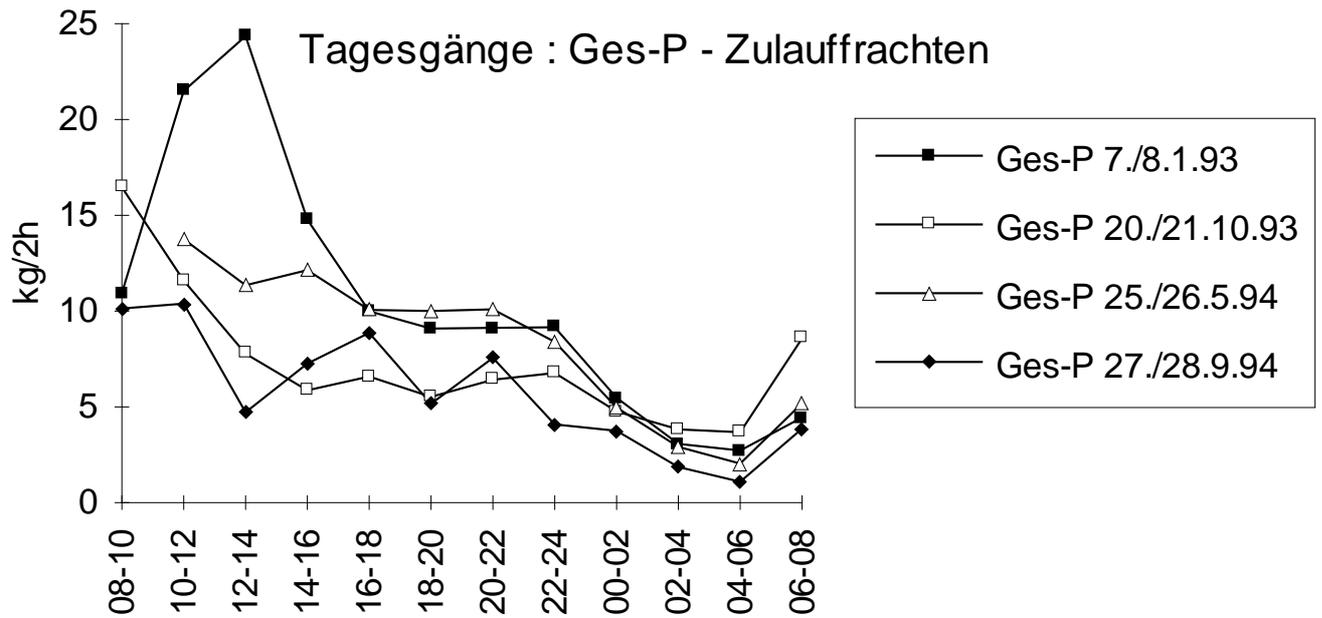
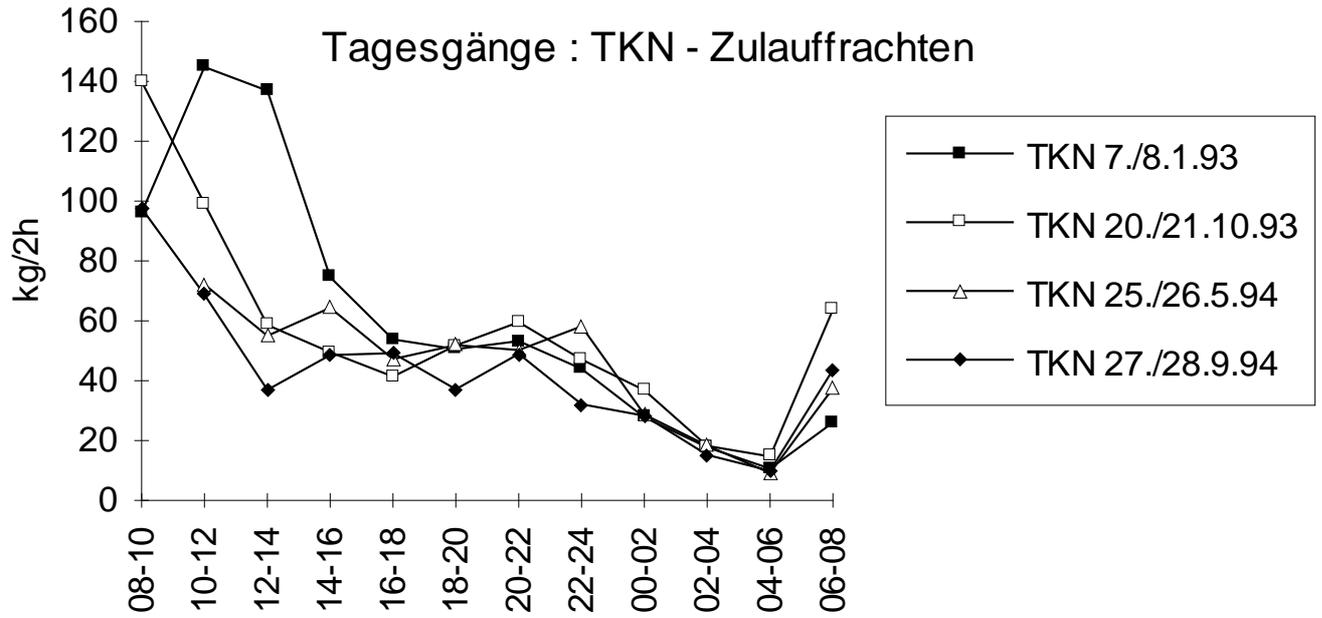
**Abbildung 5.10.: Häufigkeitsverteilung des einwohnerwertspezifischen Abwasseranfalls ermittelt anhand der CSB-Fracht (kg/d) im Zulauf und einer einwohnerwert spezifischen Fracht von 120 g CSB/EW/d.**

2. Für die Darstellung der Tagesganglinien wurden vier 24h-Untersuchungen aus verschiedenen Monaten und unterschiedlichen Belastungsbereichen sowie ein Tag mit doppelter Bemessungsbelastung bei 13°C Belebungsbeckentemperatur ausgewählt. Die Untersuchungen im Jänner (Ende der Weihnachtswoche, Glatteis) und Oktober 93 (Regenereignis) mit 11,7 t CSB/d bzw. 10,3 t CSB/d im Zulauf zeigen einen ausgeprägten Tagesgang der Zulauffrachten mit den höchsten Werten in den Vormittagsstunden und einem deutlichen Frachtabfall nach Mitternacht (Abb. 5.11., Tab. 5.12.). Dem gegenüber liegen die Untersuchungen vom Mai und September 94 (Trockenwetter) in einem niederen Belastungsbereich mit 6,7 t CSB/d bzw. 4,5 t CSB/d und einem relativ schwach ausgeprägten Tagesgang mit den höchsten Frachten unmittelbar in den Morgenstunden.



**Abbildung 5.11. : Tagesganglinien der Zulaufmengen, CSB-, TKN und Ges-P-Zulaufmengen (2h-Werte)**

Fortsetzung der Abbildung auf der nächsten Seite



**Tabelle 5.12.: 24h-Untersuchungen aus verschiedenen Monaten mit unterschiedlichen Belastungsbereichen**

Parameter	Dim.	15./16.12.9		7./8. 1.93		20./21.10.93		25./26.5.94		27./28.9.9	
		2								4	
Zulauf	m <sup>3</sup> /d	32.437		24.036		36.049		23.484		17.191	
Monatsmittel Zul	m <sup>3</sup> /d	23.855		20.956		21.711		25291		17.884	
CSB-F	kg/d	23.679		11.681		10.310		6.787		4.504	
Monatsmittel CSB	kg/d	9.442		7.177		6.450		7.346		8.605	
Temp. BB	°C	13		11		15		16		20	
TS-BB	g/l	7		6		9		8		7	
t <sub>TS</sub>	d	16		25		25		26		ca. 28	
FeCl <sub>3</sub>	β (Zulauf)	0,94		1,1		0		0,32		0	
ISV	ml/g	96		86		77*)		91		63*)	
qA-NKB	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> *h	0,28		0,21		0,31		0,20		0,15	
		Zul.	Abl.	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.
TSo/TSe	mg/l	584	-	167	2	137	2	137	2	89	5
BSB <sub>5</sub>	mg/l	275	-	180	2	114	2	142	2	115	2
CSB	mg/l	730	16	486	17	286	18	289	19	262	21
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	24,3	n.n.	21,8	1,9	12,6	nn	12,6	0,3	21,8	0,1
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	n.n.	1,5	1,9	3,0	0,6	2,2	3,3	2,8	0,3	3,2
TKN	mg/l	36,9	1,0	30,6	2,5	19	0,9	25,6	1,2	30	1,0
Ges.-P	mg/l	6,4	0,6	5,2	0,2	2,4	1,3	4,7	0,9	4,0	0,8
pH	-	-	-	7,8	7,9	7,8	7,5	7,7	7,5	7,9	7,8
<b>ηCSB</b>	<b>%</b>	<b>98</b>		<b>96</b>		<b>94</b>		<b>93</b>		<b>92</b>	
<b>ηBSB<sub>5</sub></b>	<b>%</b>	<b>-</b>		<b>99</b>		<b>99</b>		<b>99</b>		<b>98</b>	
<b>ηGes-N</b>	<b>%</b>	<b>93</b>		<b>83</b>		<b>84</b>		<b>86</b>		<b>86</b>	
<b>ηGes-P</b>	<b>%</b>	<b>91</b>		<b>95</b>		<b>45</b>		<b>81</b>		<b>79</b>	

**LEGENDE ZU TABELLE 5.12.:**

t<sub>TS</sub>..... Gesamtschlammalter im Monatsmittel, bei der Belebungsbeckentemperatur Temp. BB

Konzentrationen, η..... Zulauf- und Ablauf-Konzentrationen und Entfernungswirkungsgrade am Untersuchungstag

20./21.10.93..... Anaerobbecken I außer Betrieb

7.8.1.93 u. 27./28.9.93. Interne Belebtschlammrückführung vom Belebungsbecken I → in das Anaerobbecken II war außer Betrieb

nn..... nicht nachweisbar

\*) ..... Zeolithzugabe (versuchsweise Zugabe von Zeolith ca. 1000 kg/d, bzw. 53 g/m<sup>3</sup> Abwasser in das Rücklaufschlammhebewerk); FRANZ (1994).

Hinsichtlich der N-Schwankungen im Zulauf sind folgende Zusammenhänge maßgeblich:

Die im Belebungsbecken vorhandene Nitrifikantenmasse, die sich entsprechend der mittleren N-Belastung, dem Schlammalter, der Temperatur und dem Sauerstoffgehalt im Belebtschlamm im System entwickelt, ist bestimmend für die erzielten Ammonium-Ablaufkonzentrationen. Die Ammonium-Ablaufkonzentrationen während der Spitzenbelastung (i.d.R. "Morgenspitze") werden maßgeblich durch die N-Schwankung in der Spitze gegenüber der mittleren Fracht bestimmt. Die Stickstoff-Schwankungen stellen daher sowohl einen, in der Bemessung zu berücksichtigenden Parameter dar als auch einen wichtigen "Kennwert" für die Dynamik der Stickstoff-Belastung einer bestehenden Anlage. Die Dynamik der kinetischen Zusammenhänge bei der Nitrifikation, d.h. der Zusammenhang zwischen maximal zu nitrifizierender N-Fracht zur mittleren zu nitrifizierenden N-Fracht und dem aeroben Schlammalter wird im ATV-Arbeitsblatt A-131 über das "minimale Schlammalter" und nach dem "Hochschulansatz" (BÖHNKE, 1989; ABELING 1991; ABELING et al., 1991) durch den "Schwankungsfaktor" (S) (2-h Spitze in einem voll durchmischten Becken) und den "Sicherheitsfaktor" (f) sowie durch Abminderung der maximalen Wachstumsrate der Nitrifikation durch einen "MONOD"-Term bei geringen Ammonium-Konzentrationen im Belebungsbecken berücksichtigt. Für die Charakterisierung der Stickstoff-Schwankungen der Kläranlage Mödling wurde nach KROISS (1995) aufgrund der höheren Speicherkapazität für Ammonium bei großen Belebungsbecken (zufolge Konzentrationserhöhung im Belebungsbecken) sowie einer "verzögerten" Durchmischung in einem Umlaufbecken (hydraulische Dynamik) die 4h-Spitze für die Darstellung der N-Schwankungen gewählt. Die Auswertung von insgesamt zehn Tagesuntersuchungen (bei  $Q < 40.000 \text{ m}^3/\text{d}$ ) hinsichtlich der Schwankung der Stickstofffracht (Verhältnis der zu nitrifizierenden TKN-Fracht in der 4h-Spitze im Zulauf zu der mittleren zu nitrifizierenden TKN-Fracht über zirka ein Monat  $\approx$  Schlammalter) ergab beträchtliche Schwankungen von im Mittel 2,6 und Spitzenwerte von 3 bis 4. Bei allen angeführten Untersuchungen (Tab. 5.12.) konnte ein gleichbleibend gutes Reinigungsergebnis festgestellt werden und zwar unabhängig von der jeweiligen Belastung und der Belebungsbeckentemperatur.

### **5.3.2. Wechselwirkungen zwischen Betrieb und Ablaufqualität - der Einfluß verschiedener Betriebsweisen und Betriebsstörungen auf den Ablauf**

Die unterschiedlichen Entfernungsgrade bzw. Ablaufwerte für CSB, Stickstoff und Phosphor in den einzelnen Zeiträumen werden verständlich, wenn bei deren Bewertung zwischen der Veränderung (u.U. Verschlechterung) der Ablaufqualität durch

(1) gezielte Umstellung der Betriebsweise und

(2) weiteren Einflüssen auf die Ablaufqualität z.B. Betriebsstörungen oder "Betriebsfehlern" unterschieden wird.

Für die Einhaltung vorgegebener Mindestanforderungen ist diese Unterscheidung von untergeordneter Rolle, sie stellt in erster Linie ein Beurteilungskriterium für die gesetzten Maßnahmen bei der Betriebsoptimierung dar bzw. ermöglicht eine Beurteilung des Reinigungsverfahrens im Normalbetrieb der Anlage über mehrere Monate. Da im Betrieb einer Abwasserreinigungsanlage die oben genannten Probleme (1) und (2) selten isoliert voneinander auftreten, ist die getrennte Bewertung der einzelnen Ereignisse und deren Auswirkungen auf den Vorfluter oftmals schwierig. Eine Zusammenstellung der wesentlichsten Umstellungen im Betrieb der Anlage im Zeitraum März 1992 bis August 1994, sowie die daraus resultierenden Veränderungen in den Konzentrationsganglinien sind im Anhang wiedergegeben.

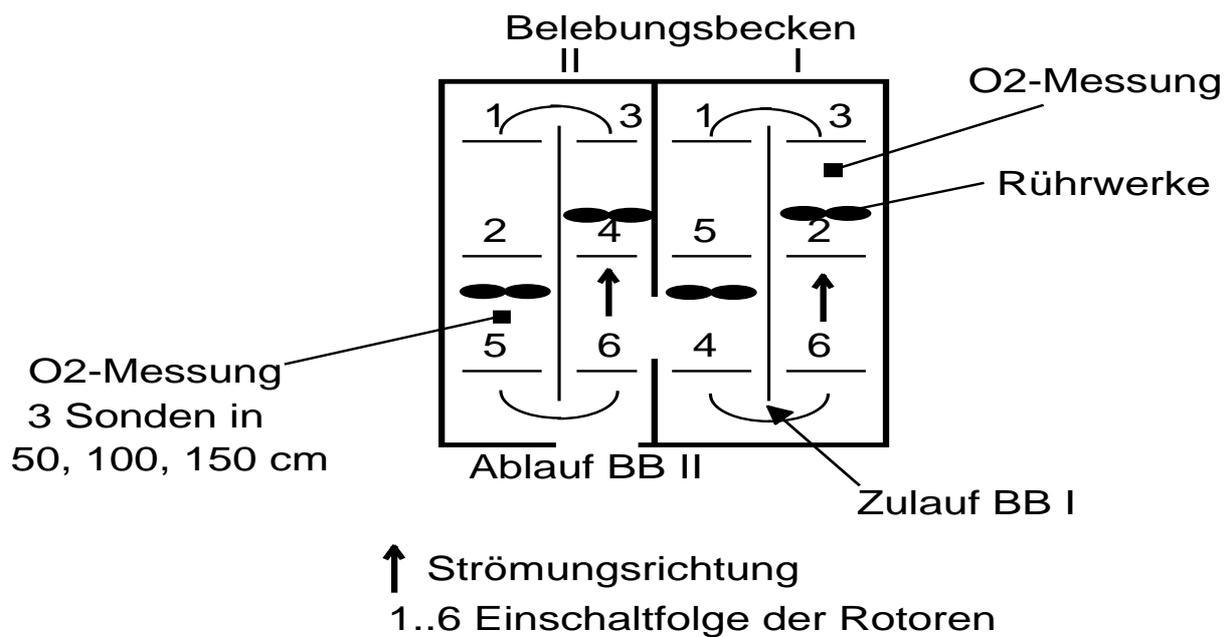
Ziel der nachfolgenden Ausführungen ist die überblicksmäßige und möglichst anschauliche Darstellung der Sensitivität der Anlage gegenüber planmäßigen Betriebsumstellungen, Außerbetriebnahmen, Eingriffen in die Belüftungsregelung sowie Betriebsstörungen. Nicht die genaue Beschreibung der Einzelereignisse soll dabei im Vordergrund stehen, sondern der Versuch einer Wichtung der Störgrößen hinsichtlich der Beeinträchtigung der Ablaufqualität und damit des sensiblen Vorfluters der Kläranlage Mödling.

### 5.3.2.1. Veränderung der Betriebsweise

- Belüftungsregelung

- Sauerstoffgehalt (Sollwert an der Sonde zwischen 0,4-1 mg/l)

- die Einschaltfolge der Rotoren, welche die Ausbildung von anoxischen Bedingungen im Einlaufbereich jedes der beiden Belebungsbecken ermöglichte, führte bei gleicher Belastung und vollständiger Nitrifikation zu den geringsten Nitrat-Ablaufwerten (Abb.5.12. und Abb.5.13.).



**Abbildung 5.12.: Ermittelte optimale Einschaltfolge der Rotoren**

- Überschußschlammabzug

Probleme bei der Schlamm-entwässerung (Schlammabzug muß unterbrochen werden) führten zu z.T. hohen TS-Gehalten in der Belebung und in weiterer Folge bei hohem Mischwasserzufluß zu Problemen in der Nachklärung.

- Ein vermindertes Rücklaufverhältnis führte zu einer längeren Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken, dies hat eine verbesserte Eindickung des Rücklaufschlammes, zusätzliche Denitrifikation, aber auch Phosphorrücklösung in der Nachklärung zur Folge.

- Fällung (Eisenmenge, Zugabestelle), bei Zugabe von  $\text{FeCl}_3$  im Ablauf des Belebungsbeckens II wurde nach wenigen Tagen  $\text{Ges-P} \leq 1 \text{ mg/l}$  erreicht (Abb. 5.18.).

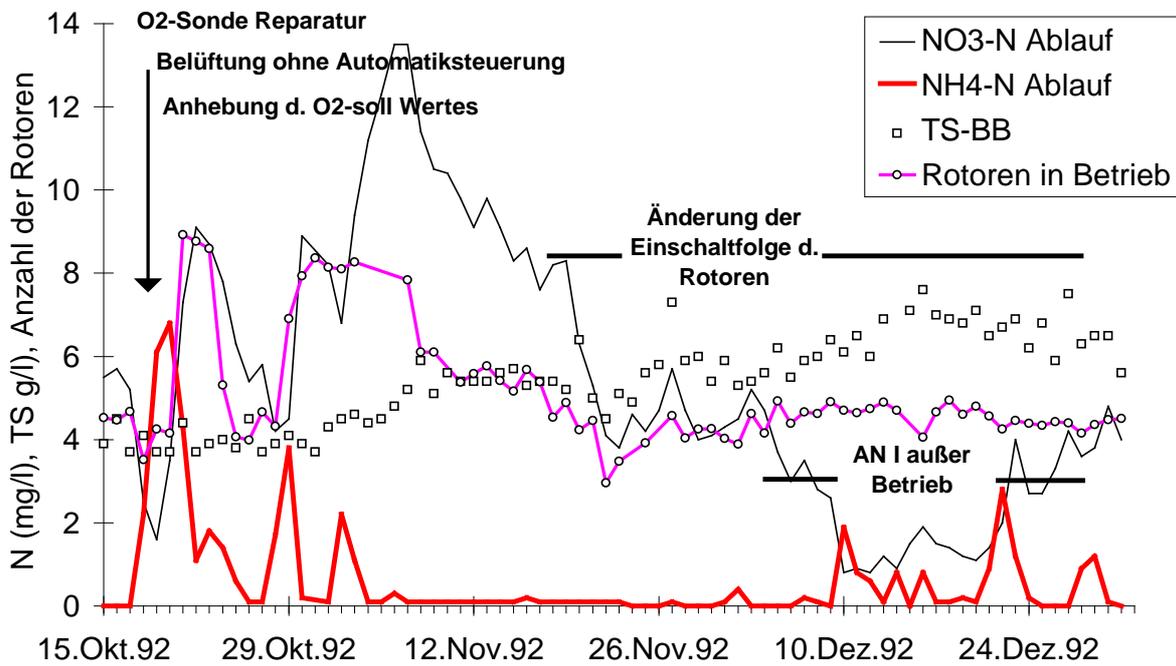
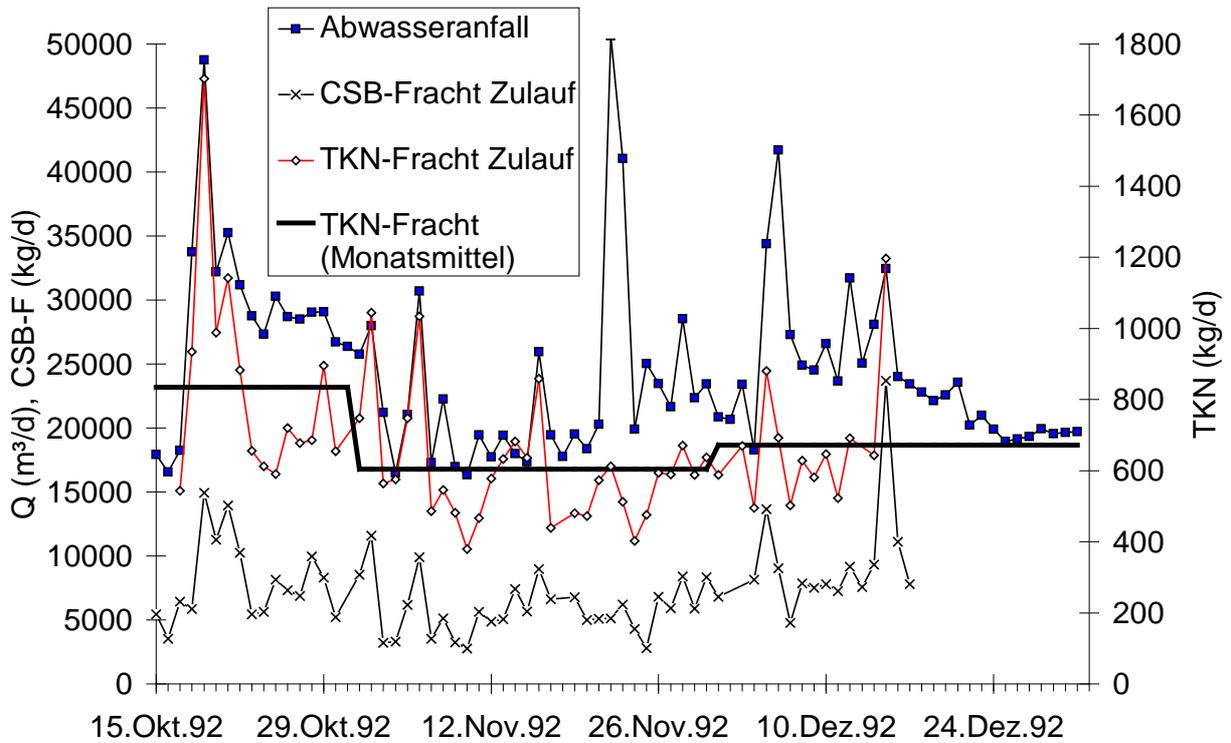
- Planmäßige Außerbetriebnahmen

-Die Außerbetriebnahme eines Belebungsbeckens in den Sommermonaten und auch eines der drei Nachklärbecken führte zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung der Ablaufqualität (Abb. 5.16.).

-Die Außerbetriebnahme des Anaerobbeckens I sowie der Betrieb der internen Belebtschlammrückführung führten zu einer Verschlechterung der biologischen P-Entfernung. Der Betrieb der internen BS-Rückführung vom BBI in das Anaerobbecken II ("vorgeschaltete Deni") führte aber zu einer deutlichen Verminderung der Nitratwerte im Ablauf (Abb. 5.13.; Abb. 5.17.).

Mit der Reparatur einer defekten Sauerstoffsonde erfolgte ab 18.10.1992 die Umstellung der automatischen Belüftungsregelung auf eine manuelle Regelung der Rotoren. Dies führte infolge zu geringer Belüftung zu Ammoniumablaufwerten bis zu 7 mg/l. Die darauf folgende massive Belüftung und Anhebung des Sauerstoff-Soll-Wertes führte zu deutlich erhöhten Nitratkonzentrationen im Ablauf (Abb. 5.13., Abb. 5.15.).

Ab Mitte November 1992 erfolgte die Umstellung der Einschaltfolge der Belüftungsrotoren, welche die Ausbildung von anoxischen Zonen im Einlaufbereich jedes der beiden Belebungsbecken ermöglichte. Dies führte zu einer Halbierung der Nitratablaufkonzentrationen (Abb. 5.13.)



**Abbildung 5.13.: Veränderungen der Belüftungseinstellungen (Okt.-Dez. 1992)**

### 5.3.2.2. Betriebsstörungen

- Der Ausfall von Belüftungsrotoren (Rotorbruch), Rücklaufschlamm-Schnecke (RS→AN I) sowie der maschinelle Überschußschlammeindickung (MÜSE) und der online-Analysengeräte im Ablauf führte zu keinen unmittelbaren Beeinträchtigungen der Ablaufqualität.
- Ebenso führten Unterbrechungen der Stromversorgung (Gewitter, Stormabschaltungen) durch die Bereitstellung eines Notstromaggregates zu keinen Ablaufverschlechterungen. Lediglich beim Einschalten aller Belüfter - nach einer Unterbrechung der Stromversorgung - kam es vereinzelt durch die vermehrte und mitunter auch ungleichmäßige hydraulische Belastung der drei Nachklärbecken zu vermehrtem Schwebstoffabtrieb. Da diese Ereignisse mit einem meist längeren Ausfall der Ablaufprobenahmegeräte einhergingen, konnten diese wenigen Ereignisse analytisch nicht erfaßt werden und stützen sich daher auf Aufzeichnungen im Betriebstagebuch.

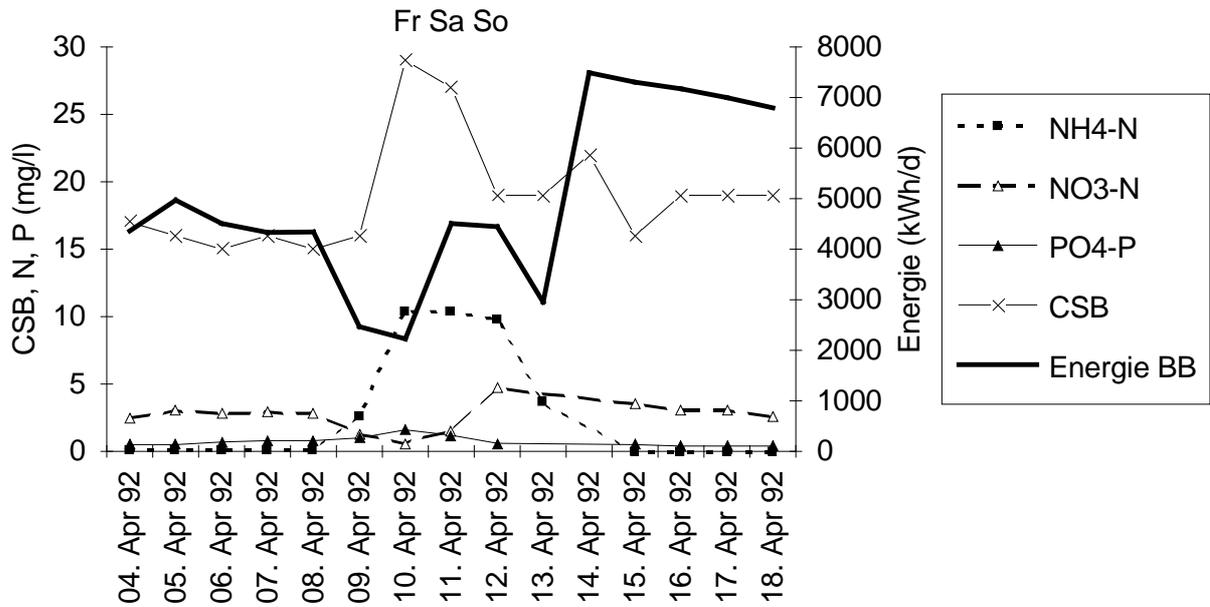
Durch Einbau einer IDM-gesteuerten Zulaufregelung für die drei Nachklärbecken konnte eine gleichmäßige Beschickung der Nachklärung bewirkt werden, wodurch in weiterer Folge ein vermehrter Schwebstoffabtrieb bei solchen Ereignissen unterblieb (siehe dazu CSÉPAI und KABELKA, 1996).

### 5.3.3.3. "Betriebsfehler"

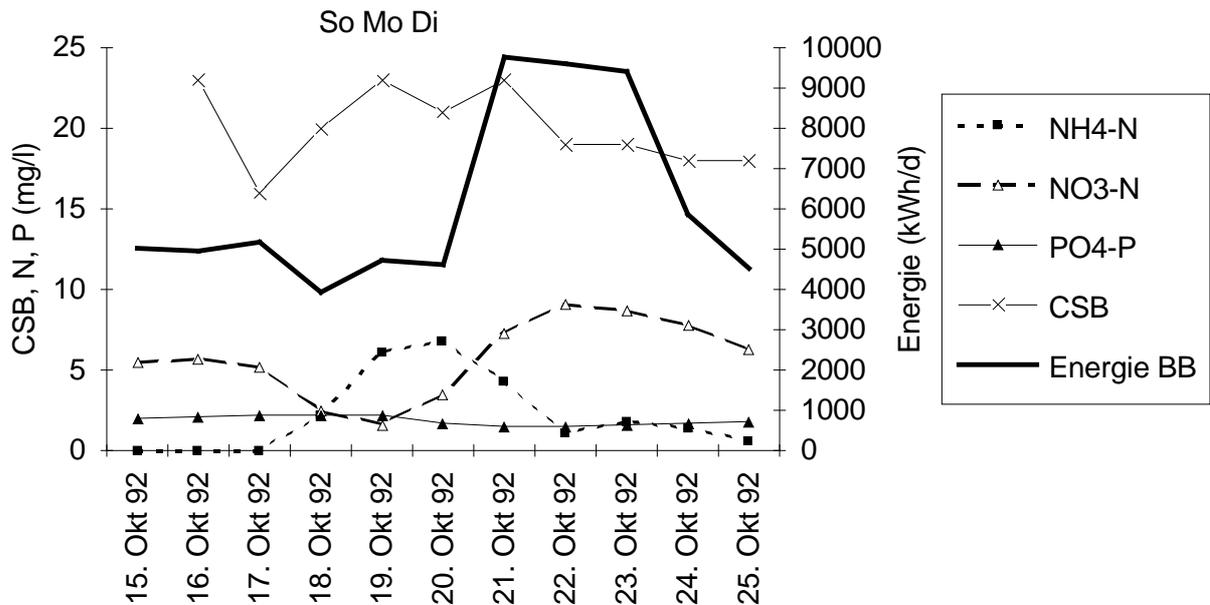
Dieser meist schwierig zu erhebende Punkt konnte nur aufgrund der fast lückenlosen und genauen Aufzeichnungen des Betriebstagebuches erfolgen. Folgende Punkte sind nach Auswertung der Kläranlagenprotokolle und des Betriebstagebuches als wesentlich zu erachten:

- Servicearbeiten an den Sauerstoffsonden - Ausschalten der automatischen Belüftungssteuerung und gleichzeitiger Belastungsanstieg (18. Oktober 1992, Abb. 5.13. und 5.15.)
- zu geringe Eintauchtiefe der Rotoren und damit Sauerstoffunterversorgung im Belebungsbecken (10.-12. April 1992, Abb. 5.14.)
- Analysenfehler im Rahmen der Eigenanalytik der Kläranlage (Ammonium, Nitrat)
- Reaktion auf Störmeldungen des Prozeßleitsystems in kritischen Situationen

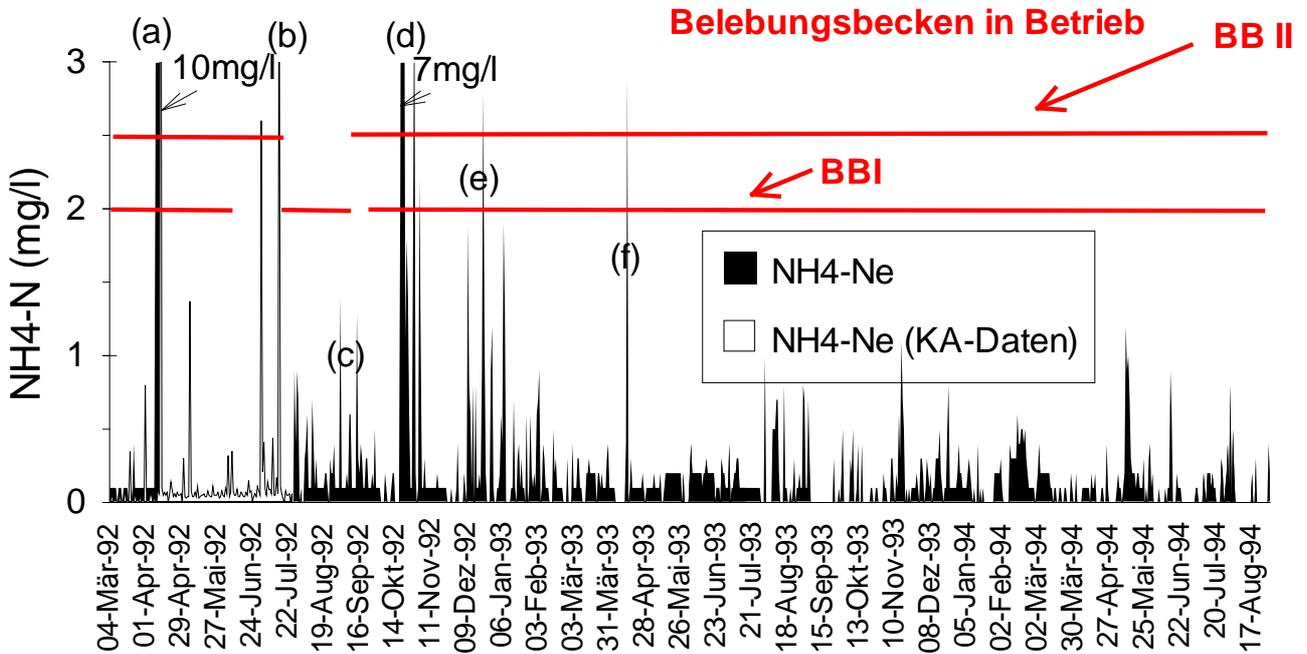
**Zuordnung von verschiedenen Betriebszuständen und "Betriebsfehlern" zu den Schwankungen der Konzentrationsganglinien der Ablaufwerte**



**Abbildung 5.14.: Auswirkungen einer zu geringen Sauerstoffzufuhr zufolge einer zu geringen Eintauchtiefe der Rotoren**



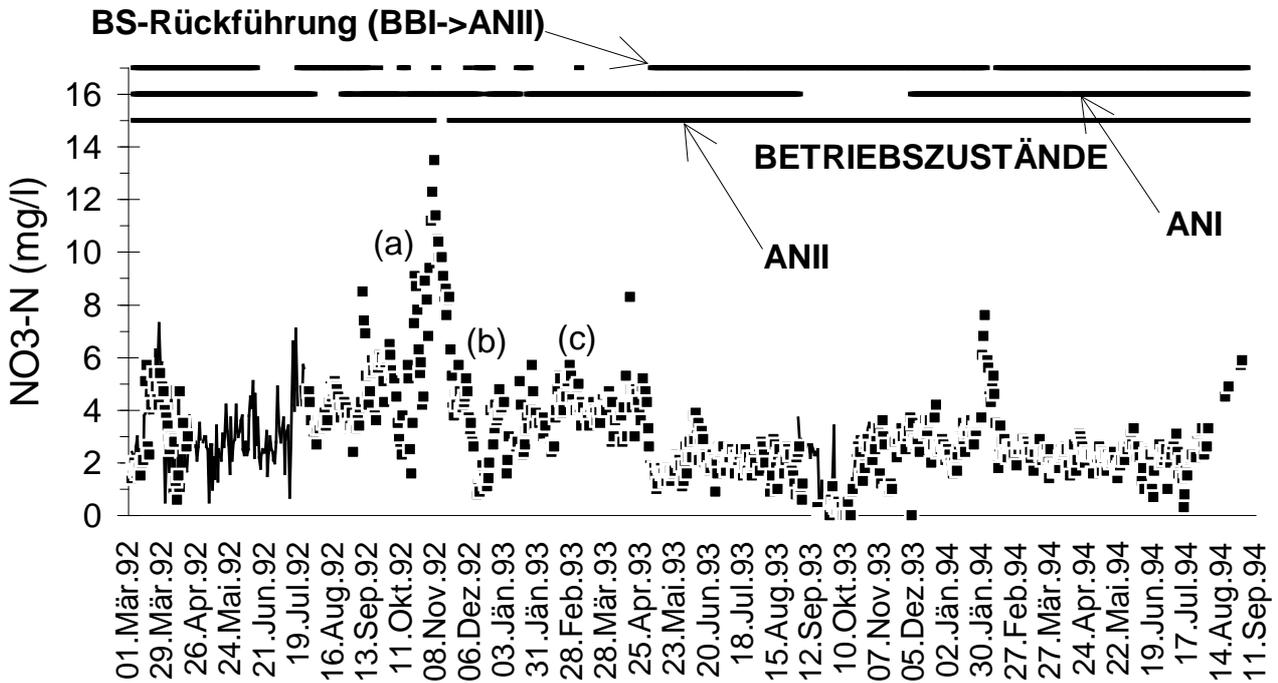
**Abbildung 5.15: Umstellung der automatischen Belüftungsregelung bei Reparatur einer defekten Sauerstoffsonde**



**Abbildung 5.16.: Ammonium Ablaufkonzentrationen**

**LEGENDE ZU ABBILDUNG 5.16.:**

- (a) ..... Sauerstoffunterversorgung durch zu geringe Eintauchtiefe der Rotoren
- (b) ..... kurzfristige parallele Beschickung der beiden Belebungsbecken im Zuge der Außerbetriebnahme des Belebungsbeckens II
- (c) ..... Reduktion der Belüftung aufgrund eines falsch analysierten Nitratlaufwertes
- (d) ..... Reparatur einer defekten Sauerstoffsonde - glz. kurzfristige starke Erhöhung der Zulauffracht ( $t_{TS}$  ca. 22d, TS-BB ca. 4 g/l).
- (e) ..... Außerbetriebnahme des Belebungsbeckens I wegen eines Rotortausches
- (f) ..... Reduktion der Belüftung, Seitens des Kläranlagenbetreibers wurde ein Defekt der Nitrat-online-Messung vermutet.



**Abbildung 5.17.: Nitrat-Ablaufkonzentrationen 1992-1994**

**LEGENDE ZU ABBILDUNG 5.17.:**

- (a) ..... zu starke Belüftung in Anschluß nach Sauerstoffunterversorgung
- (b) ..... Umstellung der Einschaltfolge der Rotoren nach Abb. 5.12.
- (c) ..... Veränderung der Belüftungsregelung (ohne Angaben im Betriebstagebuch)

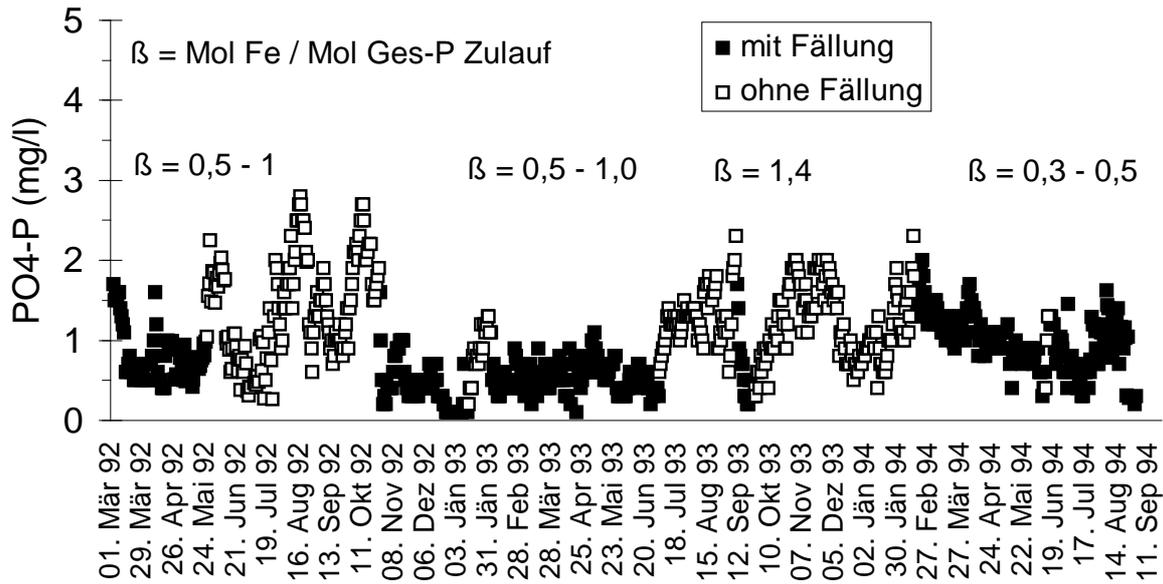


Abbildung 5.18.: Phosphatkonzentrationen im Ablauf 1992-1994

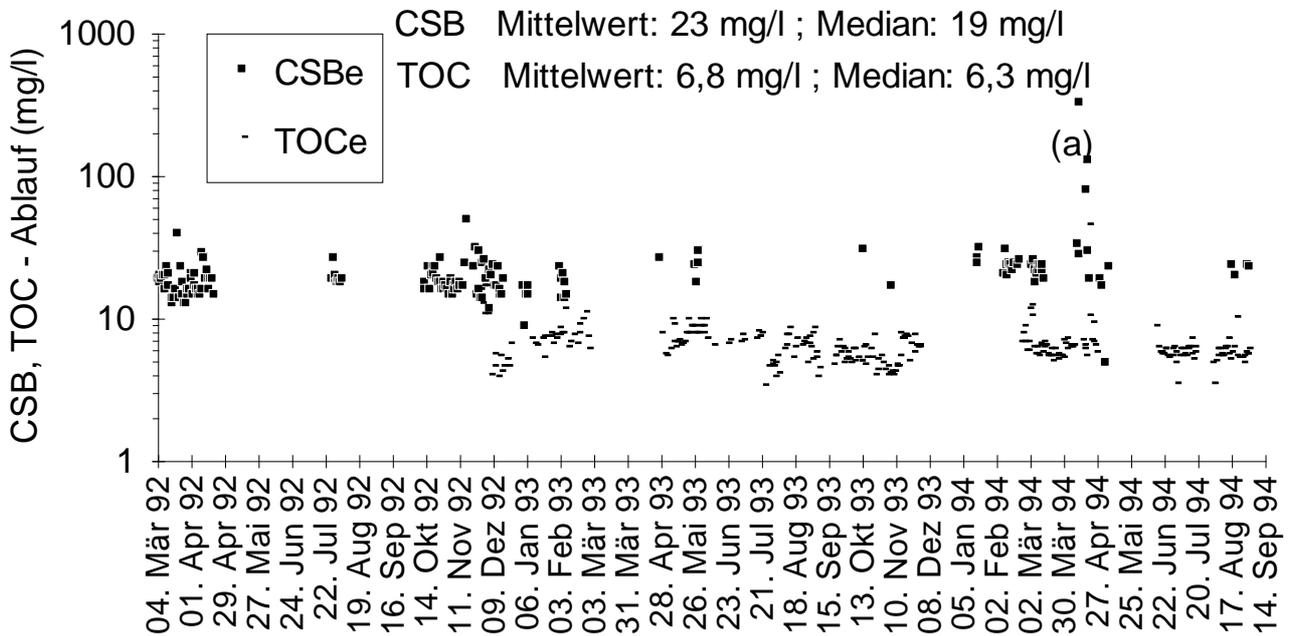


Abbildung 5.19.: CSB und TOC Ablaufkonzentrationen 1992-1994

LEGENDE ZU ABBILDUNG 5.19.:

(a) ..... Ungleichmäßige Beschickung der Nachklärbecken durch einen Defekt in der Wehrstellung

### 5.3.3.4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen aus den Untersuchungen der Wechselwirkungen zwischen Betrieb und Ablaufqualität

Bei Kläranlagen können die Ursachen für Störungen interner (Planung, Betriebsführung) oder externer Natur (Fremdwassermenge, Mischwasserzufluß, Frachtschwankungen, Witterungseinflüsse, Unterbrechung der Stromversorgung etc.) sein. Vor dem Hintergrund des Umweltstrafrechts, des verantwortungsvollen Gewässerschutzes und der Sensibilität der Öffentlichkeit gegenüber Gewässerverunreinigungen ist jeder Kläranlagenbetreiber bemüht, Störungen zu vermeiden. Die entscheidenden Einflußgrößen für eine effiziente Betriebsführung sowie für Maßnahmen bzw. das Verhalten in Zusammenhang mit Störungen auf der KA-Mödling können wie folgt charakterisiert werden.

- Präventive Maßnahmen gegen Störungen:
  - Redundanz bei allen wesentlichen baulichen und maschinellen Teilen der Anlage. Durch redundante Auslegung von Behandlungsstraßen läßt sich eine zusätzliche Sicherheit gegen Auswirkungen von Störungen herstellen. Doch auch bei noch so hoher Redundanz existiert eine Schranke der Zuverlässigkeit, die nicht überschritten werden kann (WAGNER, 1992). Deshalb ist auch im Rahmen von Neuplanungen oder Sanierungen von Anlagen vor einer "überzogenen" Redundanz abzusehen. Ziel sollte sein, die Zuverlässigkeit der "Basisbausteine" zu erhöhen und gleichzeitig Redundanz für Störfallsituationen vorzusehen.
  - Möglichkeiten zur getrennte Außerbetriebnahme von Belebungs- und Nachklärbecken,
  - Maßnahmen zur Minderung der Störanfälligkeit durch einfache und zuverlässige Meß- und Regeltechnik v.a. der Sauerstoffzufuhr,
  - Hoher Ausbildungsstand und Motivation des Kläranlagenpersonals, d.h. "Betriebsführung nach dem Stand der Technik"
  - Ausreichend genaue Analytik im Rahmen der Eigenüberwachung sowie Auswertung der Ergebnisse der Labor- und Betriebsdaten zum Ziele der Vermeidung "vermeidbarer" Betriebsfehler.
- Bekämpfung der Auswirkungen einer eingetretenen Störung durch Störfallpläne
- Erhöhung der Analysenhäufigkeit der Ablaufproben (v.a.  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) bei Grenzwertüberschreitungen

- Meldung und Dokumentation von eingetretenen Störungen.

Die Kläranlage Mödling als moderne Abwasserreinigungsanlage nach dem Stand der Technik zeigte sich durch die ausreichende Ausstattung an Volumen der Belebungs- und Nachklärbecken sowie der einfachen Belüftungsregelung wenig störanfällig. Die Installation höherwertiger Steuerungstechnologien (IDM abhängige Beschickung der Nachklärung, Steuerung der Eintauchtiefe der Belüftungsrotoren) birgt allerdings auch eine gewisse Abhängigkeit von komplexer Technik, der durch die Bereithaltung von entsprechend geschultem und motiviertem Fachpersonal innerhalb des Bereitschaftsdienstes weitgehend begegnet werden konnte.

Die Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Betrieb und Ablaufqualität zeigte deutlich, daß planmäßige Betriebsänderungen und Außerbetriebnahmen sowie Ausfälle von Aggregaten, aber auch "Betriebsfehler" im Routinebetrieb das Reinigungsergebnis unterschiedlich stark beeinflussen. Die wenigen ablaufrelevanten Betriebsstörungen entstanden durch :

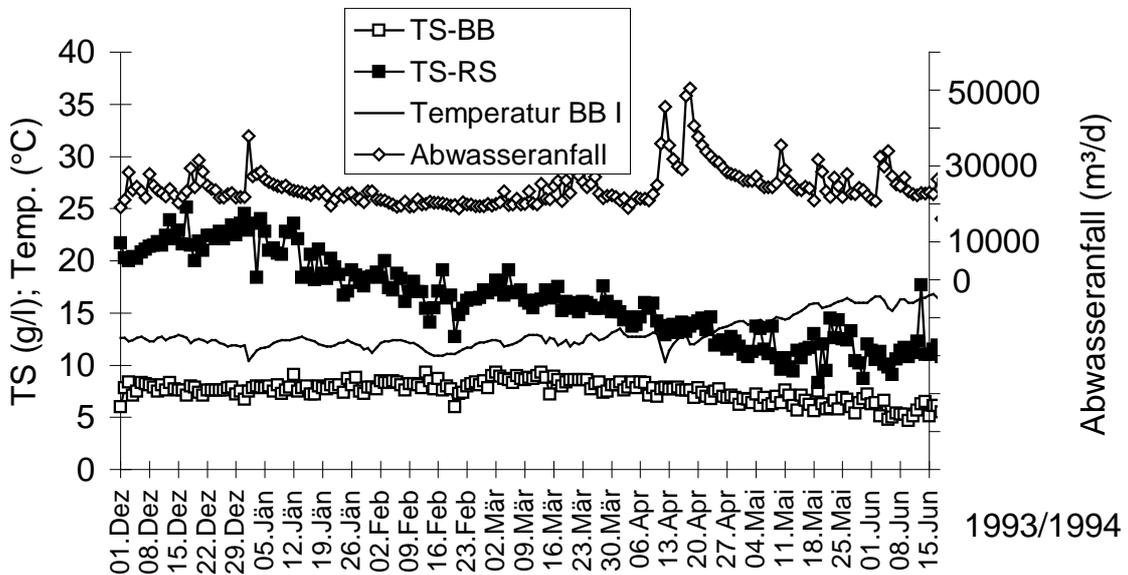
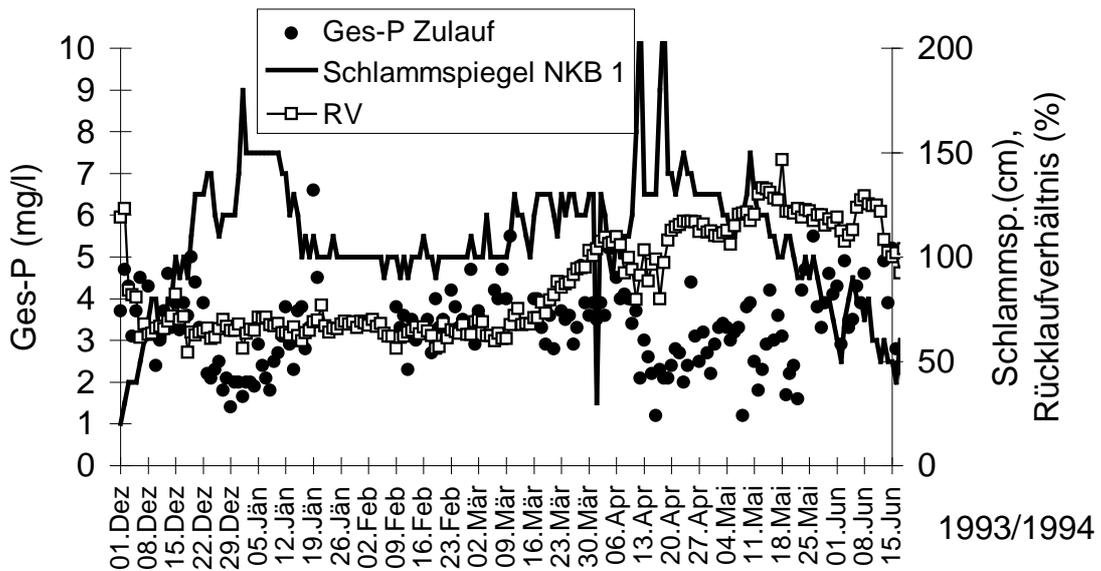
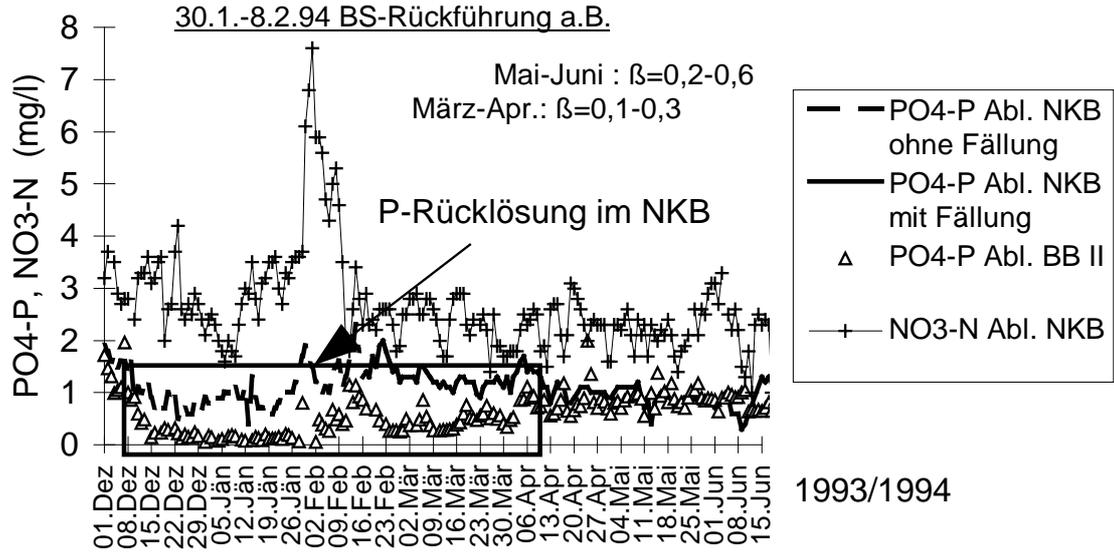
- Ausfälle in der Elektronik der Meß- und Regeltechnik und damit verbunden
- zu geringe Überwachung des Betriebes der gesamten Anlage bei Reparatur- und Servicearbeiten.
- Die grafischen Darstellungen der Konzentrationsganglinien über den gesamten Untersuchungszeitraum (Abb. 5.16. und Abb. 5.17.) zeigten, daß erhöhte Ablaufwerte hinsichtlich Ammonium und Nitrat in erster Linie verschiedenen Eingriffen in die Belüftungsregelung zuzuordnen waren, nicht jedoch durch Belastungs- oder Temperaturschwankungen im Jahresgang verursacht wurden. Vermehrter Schwebstoffabtrieb (Abb 5.19.) resultierte ausschließlich durch Störungen in der Beschickung der Nachklärbecken insbesondere durch zu hohe SV-Belastung als Folge extrem hoher Trockensubstanzgehalte ( $TS_{BB} > 7 \text{ g/l}$  in Perioden mit hohem Mischwasserzufluß).
- Da bei der derzeitigen Belastungssituation im Normalbetrieb die Anlage mit einem Schlammalter von 25-30 Tagen betrieben wird, so würde sich im Störfall nach Außerbetriebnahme eines Belebungsbeckens ein Schlammalter von 12,5 Tagen einstellen, was auch noch eine gesicherte Nitrifikation und weitgehende Stickstoffelimination selbst bei tiefen Temperaturen erlaubt. Aus diesen Gründen ist auch bei größeren Anlagen wie der KA-Mödling ein Schlammalter für "simultane Stabilisation" von 25 Tagen interessant.

### 5.3.3. Einfluß der Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken auf die Ablaufqualität bei vermehrter biologischer Phosphorentfernung

Trotz des relativ hohen Fremdwasseranteils und den damit verbundenen ungünstigen Randbedingungen für die vermehrte biologische Phosphorentfernung (Bio-P), konnte in den Sommermonaten 1993 ca. 68% P-Entfernung mit ausschließlich vermehrter biologischer P-Entfernung bei mittleren Ablaufkonzentrationen von 1,4 mg/l Ges-P erreicht werden. Bei der Schaffung günstiger Randbedingungen für die Bio-P durch längere anaerobe Kontaktzeit und höhere Trockensubstanzgehalte im Rücklaufschlamm bei gleichzeitiger Vermeidung von Phosphorrücklösung im Nachklärbecken, stellen vor allem das Rücklaufverhältnis und der sich einstellende Schlamm Spiegel im Nachklärbecken eine zentrale Rolle dar. Zur Untersuchung dieser Zusammenhänge wurde das Rücklaufverhältnis ab Juli-August 93 von 200-240% auf 150% bzw. <100% reduziert. Da ab Mai/Juni 93 zudem die Schwimmschlammräumung verbessert wurde (der abgezogene "Schwimmschlamm" ≈ Ablauf wurde direkt in das Verteilbauwerk des Nachklärbeckens rückgeführt), war die zusätzliche Inbetriebnahme der RS-Trogschnecke (→ Belebungsbecken I) zusätzlich zur RS-Rohrschnecke (→ Anaerobbecken I) nur mehr im Mischwasserfall notwendig. Durch das verminderte Rücklaufverhältnis und die verbesserten Absetzeigenschaften durch die versuchsweise Zugabe von Zeolithmehl (Aluminiumsilikat) konnten Trockensubstanzgehalte im Rücklaufschlamm von ca. 20 g/l erreicht werden. Durch diese gesetzten Maßnahmen konnte ohne Fällung in den Monaten Dezember 1993 und Jänner 1994 - bei mittleren Belebungsbeckentemperaturen von 12°C - eine Ges-P Entfernung von im Mittel 78% bzw. 76% bei mittleren Ablaufkonzentrationen von 1,0 mg/l Ges-P erreicht werden (Abb. 5.20.).

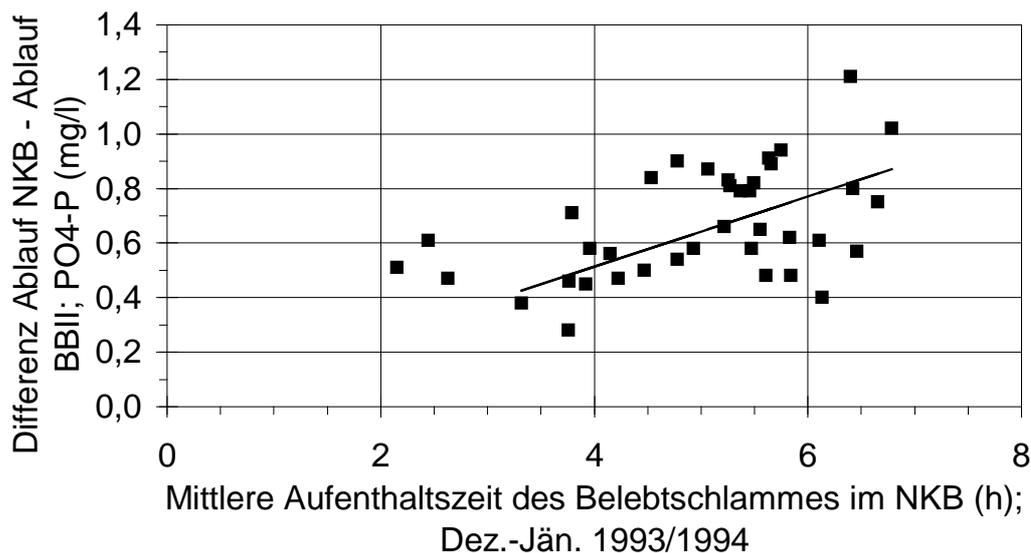
---

**Abbildung 5.20.: P-Rücklösung im Nachklärbecken (Dez. 93 - März 94) durch ein zu geringes Rücklaufverhältnis - und damit durch eine zu lange Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken. (β-Wert bezogen auf den Ges-P im Zulauf)**

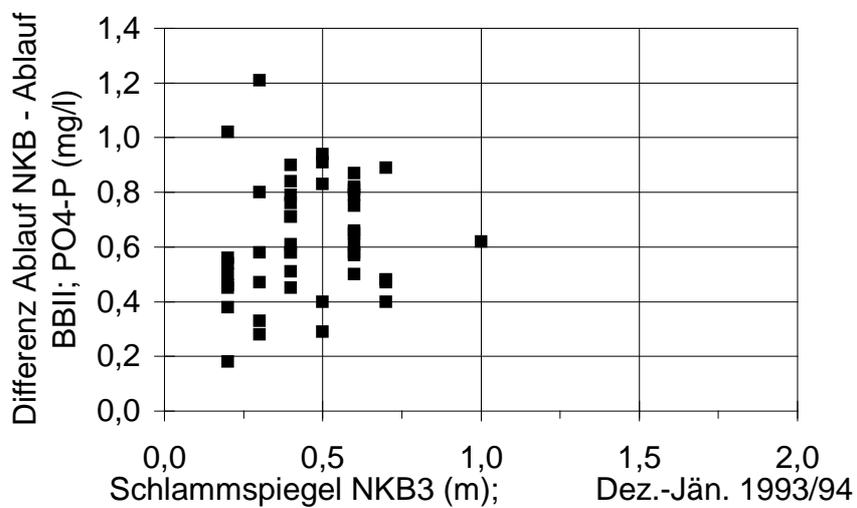
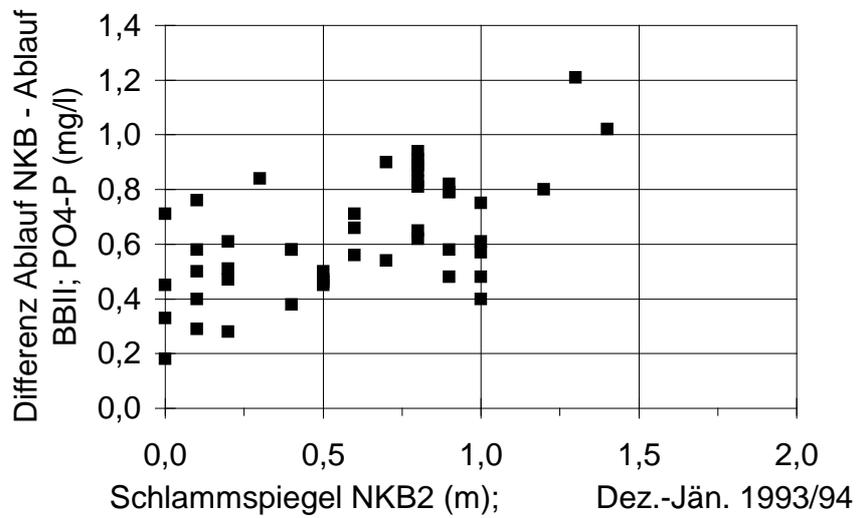
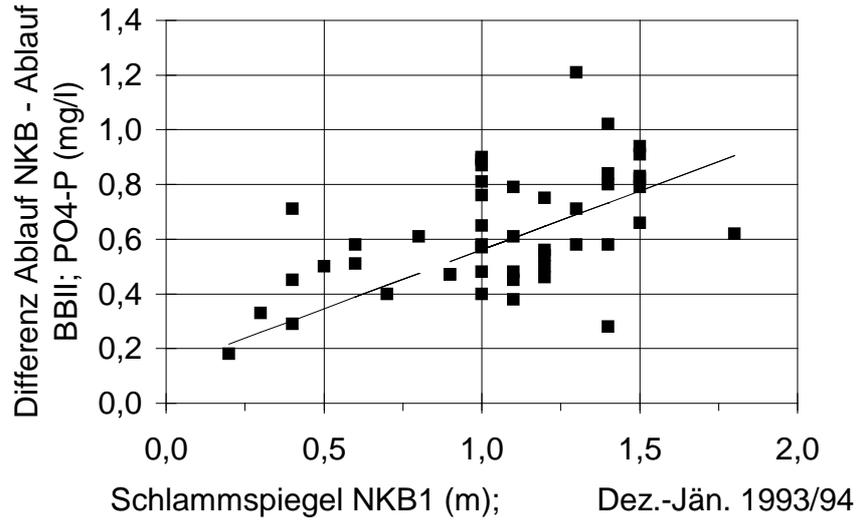


Gleichzeitig ergab sich jedoch durch diese Maßnahmen auch eine verlängerte Aufenthaltszeit des Schlammes in den Nachklärbecken von im Mittel fünf Stunden. Eine Abschätzung der Räumleistung (Nachklärbecken), der maximalen Fördermengen der RS-Schnecken sowie die Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken in Abhängigkeit von der geförderten Rücklaufschlammmenge sind im Anhang dargestellt.

Bei einer durchschnittlichen RS-Förderung von ca. 20000 m<sup>3</sup>/d ist bei einem Schlamm Spiegel von 0,3-0,4 m mit einer Aufenthaltszeit des Schlammes von 1-2 h zu rechnen. Nach RESCH (1993) wird für Belebungsanlagen mit biologischer P-Eliminierung eine Eindickzeit ( $t_E$ ) von 1-1,5 h empfohlen. Bei einem Schlamm Spiegel von 0,8 m liegt die Aufenthaltszeit hingegen schon bei 4 h, bei Halbierung der Rücklaufschlammmenge sogar bei 8 h. Diese Aufenthaltszeit reicht aus, um im Rücklaufschlamm und damit auch zu einem gewissen Ausmaß im Ablauf höhere Orthophosphatkonzentrationen als im Belebungsbeckenablauf zu erhalten. Die Abbildungen 5.21. und 5.22. zeigen für den Zeitraum Dez. 93 bis Jän. 94 die P-Rücklösung im Nachklärbecken in Abhängigkeit von der mittleren Aufenthaltszeit des Belebtschlammes bzw. der Schlamm Spiegelhöhe in der Nachklärung.

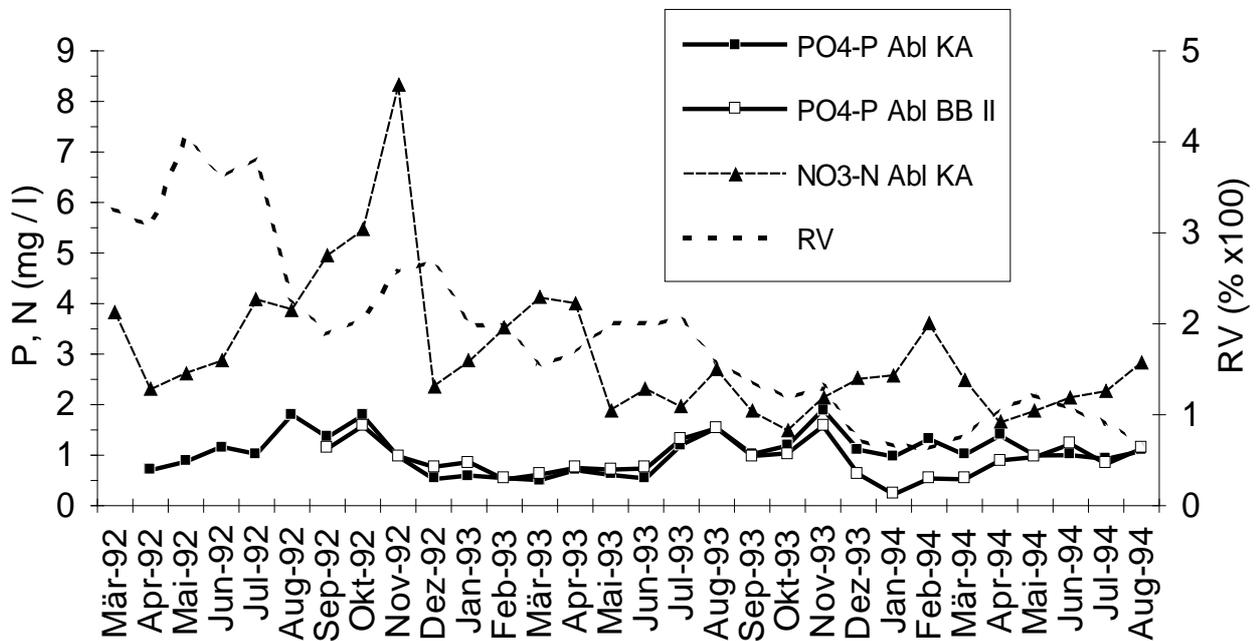


**Abbildung 5.21.: Gegenüberstellung von mittlerer Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken und der Erhöhung der PO<sub>4</sub>-P Ablaufwerte des Belebungsbeckens II durch Rücklösevorgänge im Schlammbett der Nachklärung. (Zeitraum ohne Fällung).**



**Abbildung 5.22.: Vergleich von Schlamm Spiegelhöhe und P-Rücklösung im NKB; Zeitraum Dez.-Jän. 1993/94 ohne Fällung.**

Ein Vergleich der nachfolgend dargestellten Monatsmittelwerten der P-Konzentrationen (Kläranlagen Ablauf und Belebungsbecken II) zeigt deutlich den Zusammenhang zwischen "P-Rücklösung" und Rücklaufverhältnis sowie der Höhe des Schlammspiegels (Abb. 5.23. und Abb. 5.24.). Daneben zeigt sich auch ein deutlicher Zusammenhang mit der eingesetzten Fällmittelmenge für die Simultanfällung. In den Monaten Dez. 93 / Jän. 94 wurde nicht gefällt und in den darauf folgenden Monaten mit einem  $\beta$ -Wert von 0,3-0,4 bezogen auf Ges-P im Zulauf. In diesen Monaten war das Rücklaufverhältnis zwischen 70-100 % und die "P-Rücklösung" im Nachklärbecken auffällig hoch. Obwohl die Nährstoffkonzentrationen im Ablauf von Tagesmischproben mit den Stichproben (Filtrate) aus dem Ablauf des Belebungsbeckens II nicht direkt vergleichbar sind, erscheint diese Gegenüberstellung zum Ablesen von Tendenzen durchaus zulässig.

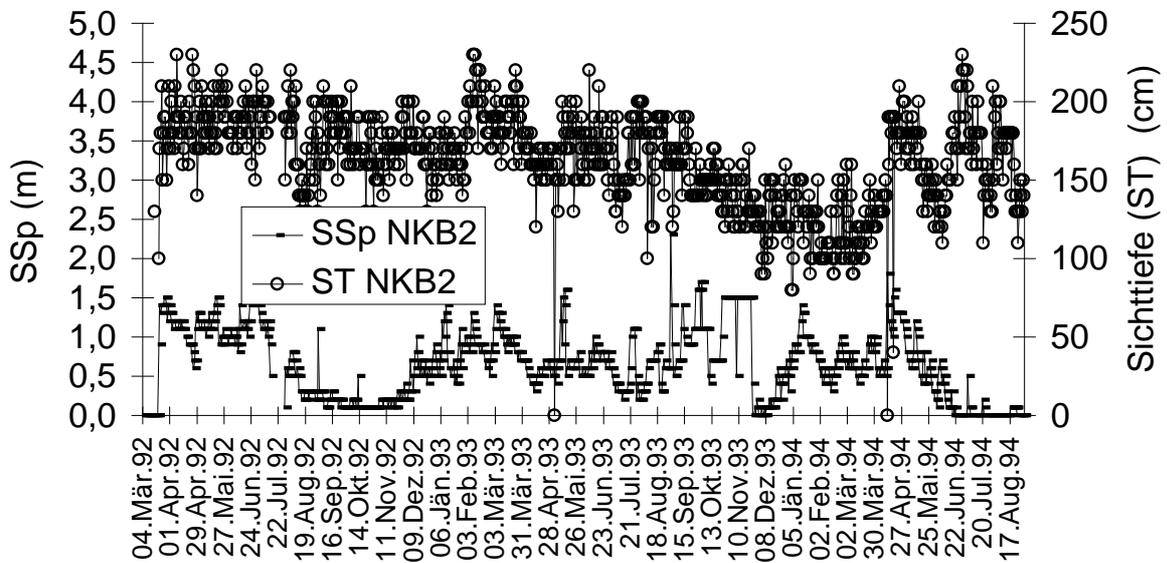
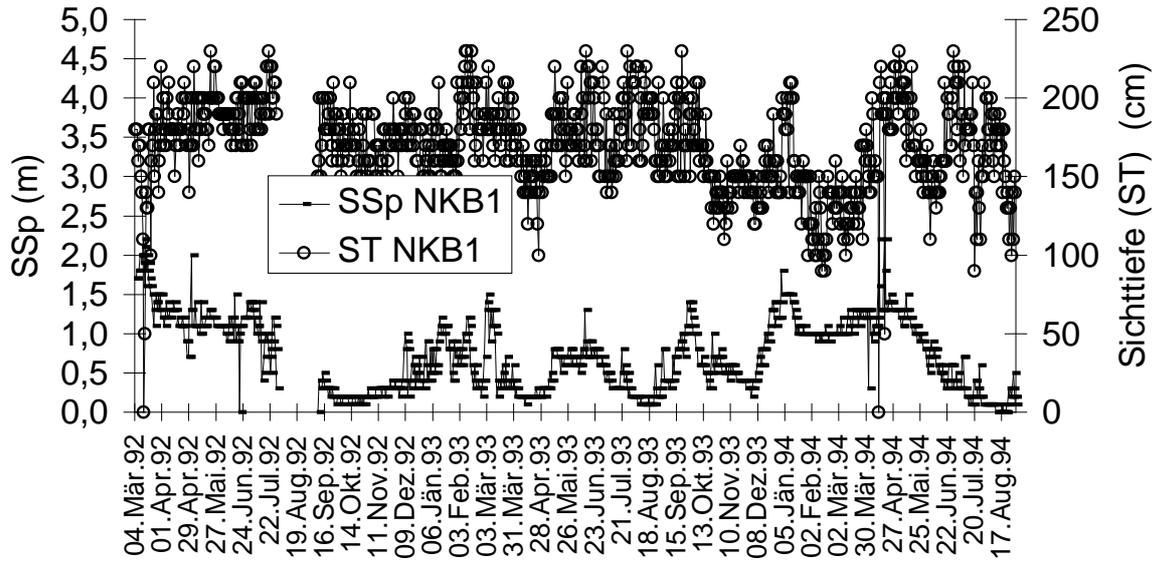


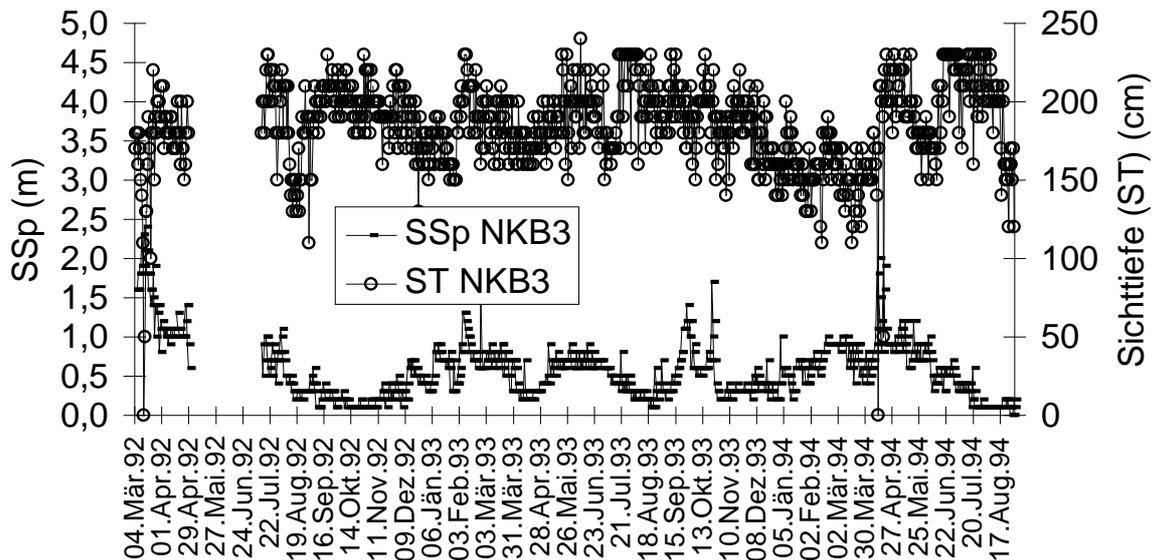
**Abbildung 5.23.: Monatsmittelwerte der Nährstoffe vom KA-Ablauf (Tagesmischproben) und Ablauf Belebungsbecken II (Stichproben) sowie das Rücklaufverhältnis (RV)**

Die Konzentrationsganglinien der einzelnen Tageswerte zeigen, daß bezüglich Ammonium zum überwiegenden Teil keine wesentlichen Unterschiede der Konzentrationen zwischen Belebungsbecken (=Stichprobe) und Kläranlagen-Ablauf (=Tagesmischprobe) bestehen. Die Unterschiede liegen im üblichen

Schwankungsbereich. Die Nitratkonzentrationen vom Ablauf des Belebungsbeckens II liegen zumeist unter den Analysenwerten der Tagesmischproben. Die Ursache dafür liegt vermutlich in der Probenaufarbeitung, da nicht unbedingt davon ausgegangen werden kann, daß die Belebtschlammproben sofort, d.h. beim Belebungsbecken filtriert werden. Bei Phosphat lagen vor allem ab September 93 die Ablaufwerte der KA durchwegs über den Stichprobenwerten des Belebungsbeckens. Es können zwar auch hier die oben erwähnten Fehler bei der Probenaufarbeitung nicht ausgeschlossen werden, die Phosphorwerte im Ablauf BB müßten aber dadurch höher als im Ablauf liegen. Wie bereits ausgeführt, wurde im selben Zeitraum das Rücklaufverhältnis gesenkt und somit die Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken erhöht. Es ist daher anzunehmen, daß die Unterschiede zwischen Ablauf Belebungsbecken II und Ablauf-Kläranlage nicht zufällig auftraten, sondern Rücklösungsvorgängen im Schlammbett der Nachklärung zuzuordnen sind. Die Phosphatrücklösung im Nachklärbecken stellt somit eines des zentralen Probleme bei der Optimierung der vermehrten biologischen Phosphorentfernung dar. Obwohl nitratarmer Rücklaufschlamm mit hohem Trockensubstanzgehalt günstige Randbedingungen für die biologische Phosphorentfernung schafft, so zeigen diese Auswertungen, daß eine Aufenthaltszeit des Belebtschlammes in der Nachklärung nicht zu überschreiten ist, bei der eine nennenswerte P-Rücklösung im Schlammbett der Nachklärung eintritt. Diese kann über Standversuche mit Belebtschlamm (P-Rücklösung bei Belebungsbeckentemperatur) und der ermittelten mittleren Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken abgeschätzt werden. Für den Betrieb der Anlage kann die Kontrolle einfach durch den längerfristigen Vergleich der Nitrat- und Phosphatablaufwerte vom Belebungsbecken, Rücklaufschlamm und Ablauf erfolgen. Betriebliche Maßnahmen für eine möglichst hohe Effizienz der vermehrten biologischen Phosphorentfernung stellen eine weitgehende Denitrifikation, eine Verlängerung der anaeroben Kontaktzeit durch z.B. intermittierendes Rühren im Anaerobbecken, und die Vermeidung von anaeroben Zonen im Belebungsbecken dar. Weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Randbedingungen für die Phosphorrücklösung, wie ein hoher Trockensubstanzgehalt im Rücklaufschlamm (und damit auch im Anaerobbecken), der sich bei gleicher Trockensubstanz im Belebungsbecken durch ein geringes Rücklaufverhältnis einstellt, müssen aber stets mit einer Beprobung der internen Volumenströme und des Ablaufes einhergehen. Die wichtige Umsetzung der Daten zu Informationen für den Betrieb kann nur dann erfolgen, wenn die gesetzten betrieblichen Maßnahmen mit

gezielten Begleitanalysen einhergehen, die umgehend hinsichtlich der gewünschten Auswirkung ausgewertet werden.





**Abbildung 5.24.: Schlammspiegel (SSp) u. Sichttiefe (ST) in d. NKB.**

### **5.3.4. Untersuchungen zur Abschätzung der Phosphorrücklösung und Denitrifikation in den Anaerobbecken I und II unter verschiedenen Betriebsbedingungen**

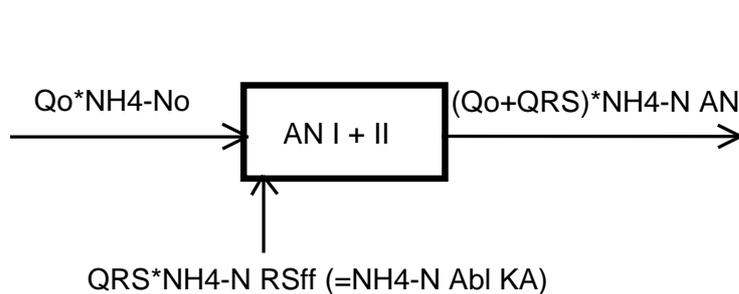
#### **5.3.4.1. Grundlagen der Berechnungen**

Im Zuge von Tagesuntersuchungen wurden über 24 Stunden die Zu- und Abläufe der beiden Anaerobbecken stündlich beprobt und aus den Filtraten dieser Schlammproben die Nährstoffe bestimmt. Unter Einbeziehung der Analysenwerte des Zulaufs und Ablaufs (mengenproportionale 2h-Mischproben) wurden über die Aufzeichnungen der Volumenströme Massenbilanzen für die einzelnen Nährstoffe aufgestellt.

Der Analysenparameter Ammonium wurde zur Überprüfung der jeweiligen Massenbilanz am Untersuchungstag herangezogen, da davon ausgegangen werden kann, daß Ammonium in den Anaerob- bzw. Anoxbecken nicht nitrifiziert wird. Die Hydrolyse der partikulären Stickstoffverbindungen zu Ammonium konnte aufgrund der relativ kurzen Aufenthaltszeit in den Anaerobbecken sowie mit den damit verbundenen Unschärfen der Probenahme und Analytik nicht festgestellt werden. Für den Versuch zur Quantifizierung der Phosphorrücklösung wurden sowohl die Orthophosphat- als auch die Gesamt-Phosphor-Analysenwerte des Zulaufs für die Massenbilanzen herangezogen, um eine zu optimistische

Abschätzung der rückgelösten Phosphorfracht zu vermeiden. Als Rücklösung wurde die, über die Mischungskonzentration von Zulauf und Rücklaufschlamm ( $RS_{ff}$ ) hinausgehende Orthophosphatkonzentration im Ablauf der Anaerobbecken (AN I bzw. AN II) angenommen. Zusammen mit den Volumenströmen Zulauf ( $Q_0$ ) und Rücklaufschlamm ( $QRS$ ) konnte somit die rückgelöste Fracht abgeschätzt werden. Analog zu der obigen Vorgangsweise wurde auch versucht, die Denitrifikation in den Anaerobbecken abzuschätzen.

Den weiteren Betrachtungen muß vorangestellt werden, daß es sich bei dieser Vorgangsweise zur Ermittlung der Phosphorrücklösung bzw. Denitrifikation um grobe Abschätzungen handelt und als Orientierungshilfe bei der Betriebsoptimierung zu sehen ist.



Die Ungenauigkeiten entstehen vor allem bei der Verknüpfung äußerst geringer Nährstoffkonzentrationen mit den großen Wassermengen der einzelnen Volumenströme.

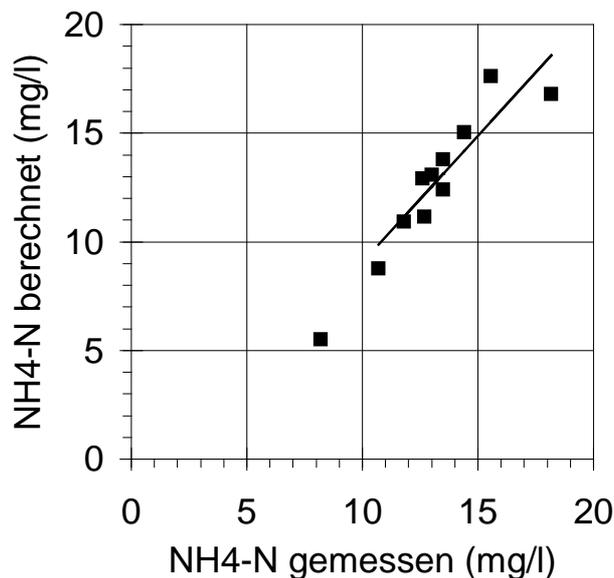
Der eindeutige Vorteil dieser Vorgangsweise der Beprobung liegt jedoch bei der Erfassung des gesamten Tagesganges, wodurch auch die Vorgänge in den Nachtstunden in diese Massenbilanzen Eingang finden. Durch den Vergleich der theoretisch ermittelten Konzentrationen der Nährstoffe auf Basis der Mischungsregel mit den analytisch bestimmten Konzentrationen der Stichproben im Ablauf der Becken können

- mit dem Parameter Ammonium die Volumenströme überprüft werden,
- mit dem Parameter Nitrat die Denitrifikation abgeschätzt werden, und
- mit dem Parameter Phosphat die P-Rücklösung abgeschätzt werden.

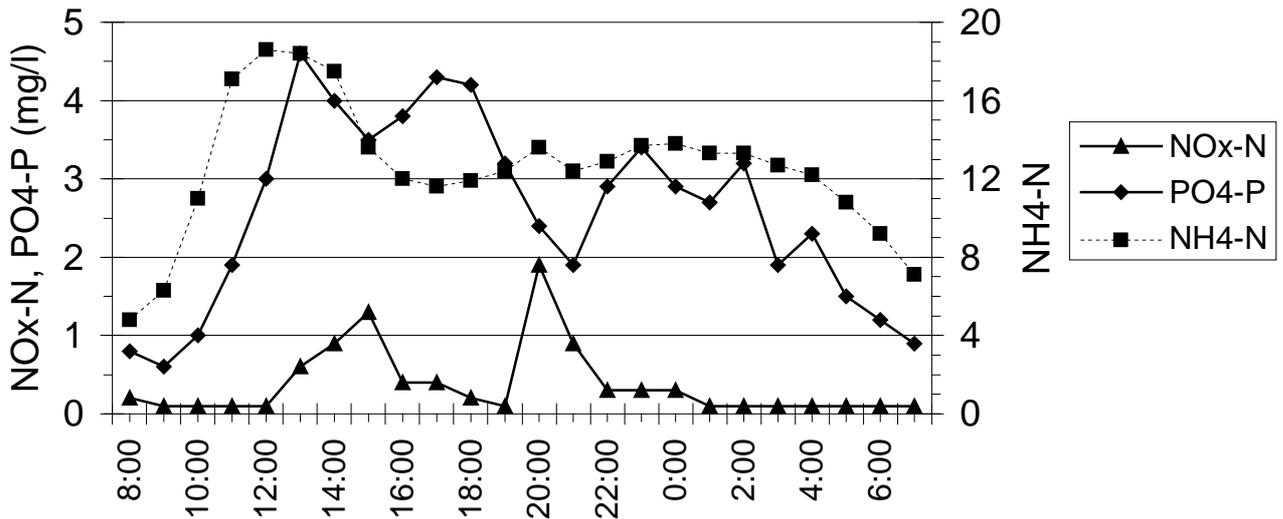
#### 5.3.4.2. Beeinflussung der Phosphorablaufwerte durch Denitrifikationsvorgänge in den "Anaerobbecken"

Am Beispiel der Untersuchung vom 7./8.1.93 soll exemplarisch der Verlauf der berechneten und analysierten Ammoniumablaufwerte des Anaerobbeckens II aufgezeigt werden (Abb. 5.25.). In der nachfolgenden Tabelle 5.13. sind die Abweichungen der Ammoniumwerte als Mittelwert über den Tag in % und mg/l angeführt. Die Untersuchung vom 7./8.1.93 wurde zu einem Zeitpunkt mit Fällung durchgeführt ( $\beta$ -Wert von 0,75 bezogen auf den Gesamtphosphor im Zulauf) und zeigt deutlich die verminderten Orthophosphatkonzentrationen im Ablauf des Anaerobbeckens II bei "Nitratdurchbrüchen", d.h. einer nicht vollständigen Denitrifikation des Nitrats im Anaerobbecken I (Abb. 5.26.). Die Belebtschlammrückführung vom Belebungsbecken I in das Anaerobbecken II war zu diesem Zeitpunkt nicht in Betrieb.

Die Untersuchungen vom 28. Juli bis 21. August 1992 ohne Simultanfällung bestätigen diese Ergebnisse (Abb. 5.27.): Bei Außerbetriebnahme des Anaerobbeckens I (Bezeichnung: AN I a.B.) erfolgt die Denitrifikation des eingebrachten Nitrats aus dem Belebungsbecken (mit interner Belebtschlammrückführung, Q-RI) ausschließlich im Anaerobbecken II.

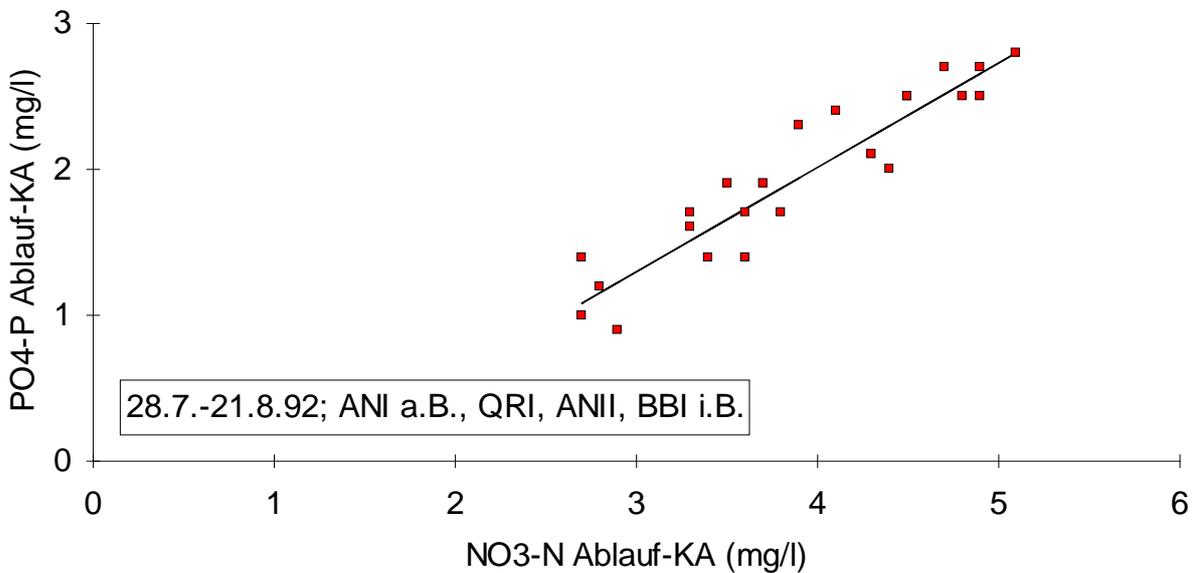


**Abbildung 5.25.: Gegenüberstellung der gemessenen und theoretisch ermittelten Ammoniumwerte im Ablauf des Anaerobbeckens II**



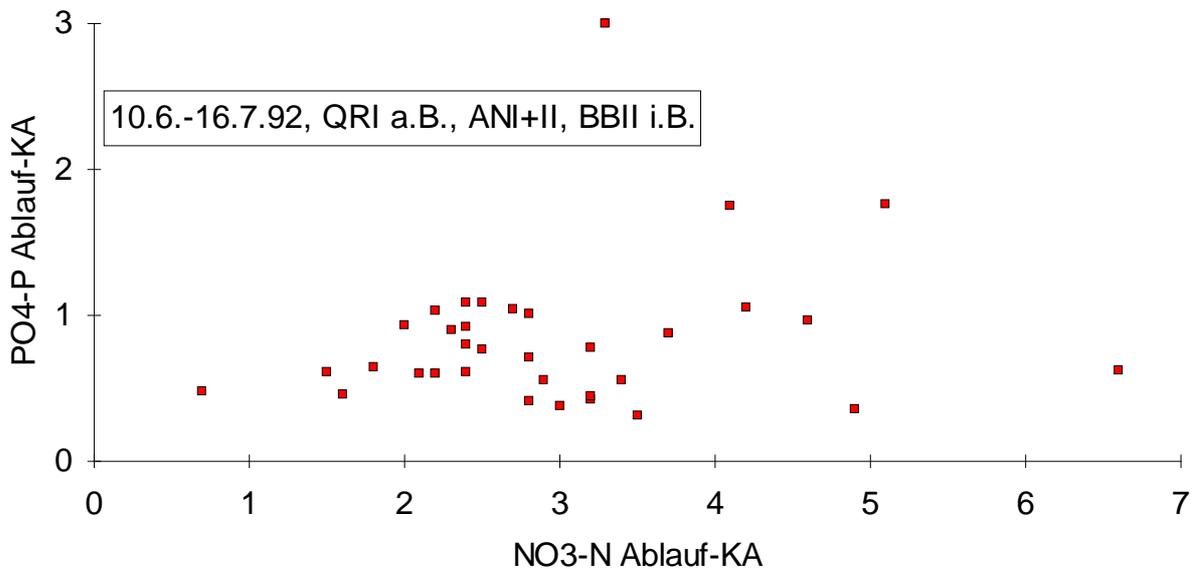
**Abbildung 5.26: Tagesgang der Nährstoffkonzentrationen im Ablauf des Anaerobbeckens II am 7./8.1.1993. Beeinträchtigung der P-Rücklösung durch Nitratdurchbrüche**

Bei Nitratablaufwerten von > 3 mg/l Nitrat kommt es zu einer deutlichen Erhöhung der Phosphorablaufwerte der Kläranlage. Erfolgt hingegen die Denitrifikation des Nitrats aus dem Rücklaufschlamm bereits ausschließlich im Anaerobbecken I, so kann kein deutlicher Zusammenhang zwischen den Nitrat- und den Phosphatablaufwerten hergestellt werden, wie aus den Untersuchungen vom 10. Juni bis 16. Juli 92 hervorgeht (Abb. 5.28.).



**Abbildung 5.27.: Abhängigkeit der Phosphatablaufwerte vom Nitratgehalt im Ablauf. Anaerobbecken I war außer**

**Betrieb, Anaerobbecken II in Betrieb, Belebtschlamm wurde vom Belebungsbecken I in das Anaerobbecken II geführt.**



**Abbildung 5.28.: Abhängigkeit der Phosphatablaufwerte vom Nitratgehalt im Ablauf. Beide Anaerobbecken waren in Betrieb, Belebtschlammrückführung vom Belebungsbecken I in das Anaerobbecken II war nicht in Betrieb.**

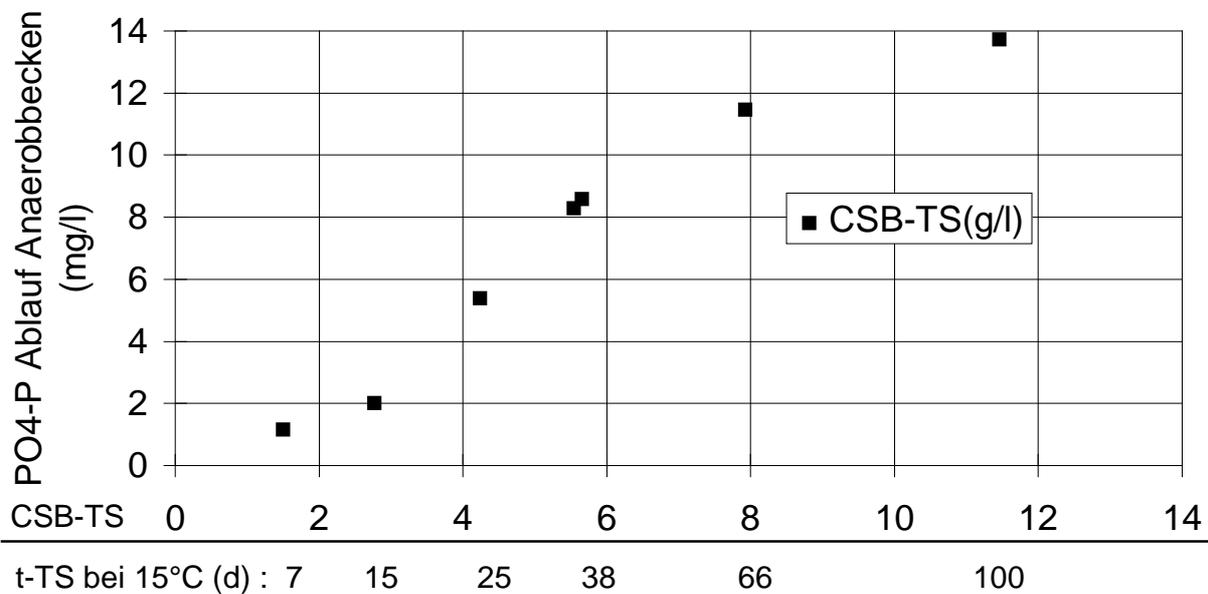
#### 5.3.4.3. Abschätzung der Rücklösung und der Denitrifikation in den "Anaerobbecken"

Aus den Abschätzungen zur Phosphorrücklösung und Denitrifikation lassen sich bei den verschiedenen Betriebszuständen gewisse Tendenzen erkennen (nach Tab. 5.13.):

- Beim Betrieb der Anlage ohne interne Rückführung (RI) ist in den Anaerobbecken I und II eine P-Rücklösung festzustellen. Diese ist jedoch von der CSB-Fracht und der rückgeführten Nitratfracht abhängig. Die ermittelten Aufenthaltszeiten liegen bei 30 Minuten (An I) bzw. 150 Minuten (An II). Die denitrifizierte Stickstofffracht in den Anaerobbecken lag näherungsweise bei 10-30% des gesamten denitrifizierten Stickstoffs.
- Ab Inbetriebnahme der Belebtschlammrückführung und der damit verbundenen Halbierung der Aufenthaltszeit erfolgte eine P-Rücklösung im

Anaerobbecken I in annähernd derselben Größenordnung, im Anaerobbecken II erfolgte eine Phosphoraufnahme unter anoxischen Bedingungen. Diese anoxische Phosphataufnahme konnte auch in Laborversuchen mit Rohabwasser und Rücklaufschlamm festgestellt werden. Am 9./10.12.93 bei einer hohen Trockensubstanz im Rücklaufschlamm von ca. 20g/l war nur im Anaerobbecken I eine Phosphatrücklösung feststellbar. Diese lag deutlich über dem doppelten Wert der Zulauffracht.

- Der prinzipielle Zusammenhang zwischen der Trockensubstanz und der Höhe der P-Rücklösung im Anaerobbecken zeigt sich auch am Beispiel einer Simulation der Kläranlage Mödling (ASIM 3.0) (Abb. 5.29.).
- Bei Außerbetriebnahme des Anaerobbeckens I (20./21.10.93) erfolgte keine meßbare P-Rücklösung im Anaerobbecken II. Die denitrifizierte Stickstofffracht im Anaerobbecken II lag deutlich höher, als an den anderen Untersuchungstagen (Tab. 5.13.).
- Über die ermittelten P-Rücklösefrachten in den Anaerobbecken und die Phosphoraufnahme im Belebungsbecken, abgeschätzt über die P-Bilanz des Monats, wurden für den Ablauf Belebungsbecken II Orthophosphatkonzentrationen berechnet, die im Bereich der gemessenen Werte liegen. Dieser Umstand kann als eine gewisse Bestätigung der oben durchgeführten Berechnungen angesehen werden.



**Abbildung 5.29.: P-Rücklösung im Anaerobbecken in Abhängigkeit der Feststoffkonzentration (CSB der Trockensubstanz); Simulationsbeispiel mit ASIM 3.0.**

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß bei Betrieb der internen Belebtschlammrückführung die Nitratlaufwerte der Kläranlage deutlich reduziert werden (ca. 50%).

Eine Phosphorrücklösung im Anaerobbecken II ist aber, wie die Untersuchungen gezeigt haben, unter diesen Bedingungen nicht möglich, da offensichtlich zuerst denitrifiziert und erst anschließend Phosphat rückgelöst wird.

Bei deutlich höheren Trockensubstanzgehalten im Rücklaufschlamm im Bereich von ca. 20g/l, die nur durch eine Reduzierung des Rücklaufverhältnisses erreicht werden können, kann aber das Ausmaß der Rücklösung im Anaerobbecken I alleine, als ausreichend angesehen werden, um Phosphatwerte im Ablauf des Belebungsbeckens II im Bereich von <1mg/l zu erreichen. Demgegenüber steht jedoch die bereits erwähnte Problematik der P-Rücklösung im Nachklärbecken.

**Tabelle 5.13.: Abschätzung der P-Rücklösung und Denitrifikation in den Anaerobbecken (1993)**

Untersuchungstag		7./8.1.	27./28.4.	22./23.6.	18./19.8.	21./22.10.	9./10.12.
<b>1. Betriebszustand</b>							
An I		◆	◆	◆	◆	-	◆
An I + Q RS		◆	◆	◆	◆	-	◆
An II		◆	◆	◆	◆	◆	◆
AN II + Q RI		-	-	◆	◆	◆	◆
BB I+II		◆	◆	◆	◆	◆	◆
P-Fällung		◆	◆	◆	-	-	-
Zeolithzugabe i.d. RS		-	-	-	◆	◆	-
<b>2. Abweichungen der gemessenen von den theoretisch ermittelten NH<sub>4</sub>-N-Werten (Ablauf AN-Becken) in der Massenbilanz</b>							
AN I+II	%	8	15	73	103	32	31
AN I+II ; Abweichung in	mg/l	1,2	1,5	3,3	2,4	2,8	0,9
AN I	%	n.v.	19	29	41	-	17
AN I ; Abweichung in	mg/l	n.v.	1,4	2,3	2,1	-	1,6
<b>3. Volumenströme, Zulauf- und Ablaufparameter am Untersuchungstag</b>							
QZ	m <sup>3</sup> /d	24036	23889	19710	15880	36049	24773
QRS	m <sup>3</sup> /d	20280	24740	25595	24170	0	13570
QRI	m <sup>3</sup> /d	-	-	43800	42870	42700	43255
Q Zulauf NKB	m <sup>3</sup> /d	59380	67640	62500	47520	69280	40450
ÜS-TS als Monatsmittelwert	t/d	3,0	4,5	4,0	3,4	3,6	3,4
CSB-Fo	kg/d	11692	8769	3691	5177	10296	6179
CSB-Fe	kg/d	419	549	392	329	654	682
TKN-Fo	kg/d	736	686	479	534	681	612
TKN-Fe	kg/d	60	25	23	17	34	24
NO <sub>3</sub> -Fo	kg/d	45	26	28	8	23	31
NO <sub>3</sub> -Fe	kg/d	71	108	44	24	78	83
Ges-P-Fo	kg/d	125	109	75	68	88	74
Ges-P-Fe	kg/d	6	33	14	23	48	20
<b>4. Kontaktzeit, Schlammparameter</b>							
t Kontaktzeit AN I	h	0,6	0,5	0,5	0,6	-	0,6
t Kontaktzeit AN II	h	2,6	2,3	1,2	1,3	1,4	1,4
Temperatur BB	°C	11	14	18	20	16	12
TS BB	g/l	6,6		8,2	6,7	9,5	6,7
TS RS	g/l	8,7	8	9,5	14	12	20,2
G-P BS	mg/l	132		197	133	181	134
G-P RS	mg/l	174	176	228	285	232	404
Ges-P BS	%TS	2,0	2,2	2,4	2,0	1,9	2,0
Untersuchungstag		7./8.1.	27./28.4.	22./23.6.	18./19.8.	21./22.10.	9./10.12.

## 5. Abschätzung der P-Rücklösung

## AN I

		A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B
RL v. BS im AN I	%	n.v.	0,1/1,1	1,2/1,6	0,3/0,7	-	2,3/2,7
RL-Rate	mg/l*h	n.v.	0,3/2,0	3/3,8	0,8/1,9	-	5,6/6,6
RL-Rate	mgP/gTS*h	n.v.	0,1/0,5	0,6/0,7	0,1/0,2	-	0,7/0,8
<b>PO4-P-Frg</b>	<b>kg/22h</b>	<b>n.v.</b>	<b>6/47</b>	<b>72/92</b>	<b>20/46</b>	<b>-</b>	<b>135/157</b>

## AN I + AN II

RL v. BS im An II	%	0/1,2	2,2/3,1	-1,2/-1,1	-0,8/-0,6	-0,9/-0,4	0,2/0,4
RL-Rate	mg/l*h	0/0,9	0,7/1	-1,6/-1,4	-0,9/-0,7	-0,5/-0,2	0,2/0,3
RL-Rate	mgP/gTS*h	0/0,1	0,2/0,3	-0,2/-0,2	-0,1/-0,1	-0,1/0	+/-0/+/-0
PO4-P-Frg	kg/22h	-2/39	89/127	-54/-54	-87/-87	-81/-81	24/44
<b>PO4-P-Frg (für die Berechnung)</b>	<b>kg/24h</b>	<b>43</b>	<b>139</b>	<b>-59</b>	<b>-95</b>	<b>-88</b>	<b>48</b>
<b>PO4-P Ablauf BB II (gemessen in Stichproben)</b>	<b>mg/l</b>	<b>1,3</b>	<b>0,6</b>	<b>1,2</b>	<b>1,5</b>	<b>1,0</b>	<b>0,9</b>
<b>PO4-P Ablauf BB II berechnet mit B</b>	<b>mg/l</b>	<b>1,8</b>	<b>2,2</b>	<b>1,8</b>	<b>0,9</b>	<b>1,0</b>	<b>1,3</b>

## 6. Abschätzung der Denitrifikation

## AN I

Deni	mg/l*h	n.v.	3	0,2	1,9	-	1,7
Deni	mg/gTS*h	n.v.	0,7	+/-0	0,2	-	0,2
<b>Deni-F</b>	<b>kg/22h</b>	<b>n.v.</b>	<b>71</b>	<b>4</b>	<b>46</b>	<b>-</b>	<b>40</b>

## AN I + AN II

Deni	mg/l*h	0,7	0,7	-0,2	0,7	1,4	0,2
Deni	mg/gTS*h	0,2	0,2	+/- 0	0,1	0,3	+/-0
<b>Deni-F</b>	<b>kg/22h</b>	<b>83</b>	<b>84</b>	<b>-18</b>	<b>67</b>	<b>137</b>	<b>33</b>

## LEGENDE ZU TABELLE 5.13.:

- ◆ .....in Betrieb  
n.v.....nicht vorhanden (wurde nicht beprobt)  
A/B .....A=Rücklösung berechnet mit Ges-Po, B= Rücklösung berechnet mit PO4-Po  
PO4-P Ablauf BB II (Stichprobe) .....Mittelwert der Analysen am Untersuchungstag und am darauf folgenden Tag

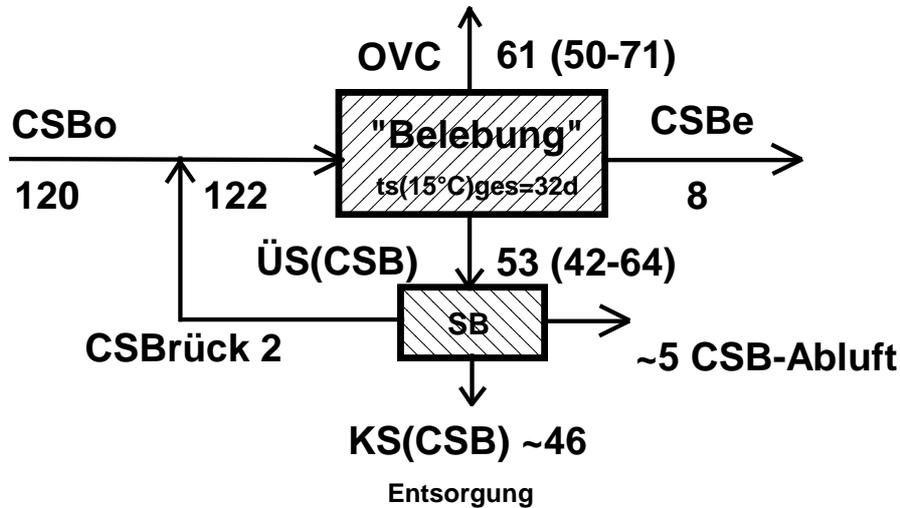
## **6. BILANZIERUNG EINWOHNERWERT-SPEZIFISCHER FRACHTEN (ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER MASSENBILANZEN)**

### **6.1. BILANZIERUNG ÜBER EINWOHNERWERTSPEZIFISCHE FRACHTEN**

Die Ermittlung der spezifischen Frachten im Abwasser an CSB, Stickstoff (N) und Phosphor (P) gibt die Möglichkeit über Massenbilanzen frachtunabhängig die Stofftransportvorgänge darzustellen und überprüfen zu können (FRANZ, 1995, 1996). Für die Berechnungen wurde als Bezugsgröße eine einwohnerwertspezifische Fracht von 120 g CSB/EW/d angesetzt. Für die Kläranlage Mödling wurden die Bilanzen mit den Untersuchungsergebnissen sowie den Betriebsdaten der Jahre 1992 bis 1994 aufgestellt. Dabei wurden 5 Monate für 1992, 12 Monate für 1993 und 8 Monate für 1994 ausgewertet. Da für die Jahre 1993 und 1994 die vollständigsten Aufzeichnungen über die Volumenströme sowie den Überschussschlammabzug und die erforderlichen Analysenparameter vorlagen, wurden die 12+8 Monate (1993, 1994) für die weiteren Ausführungen herangezogen. Die Bilanzierungen der einzelnen Monate sind im Datenanhang beigefügt.

### **6.2. CSB-BILANZ - SCHLAMMSTABILISIERUNG**

Mit den CSB-Bilanzen der einzelnen Monate und der Bilanzzeiträume über mehrere Monate können unter Einbeziehung des bereits erwähnten Vergleichsschlammalters (Kap. 3.5.) bezogen auf 15°C Belebungsbeckentemperatur der Sauerstoffverbrauch bzw. die Überschussschlammproduktion dargestellt werden. Die CSB-Bilanz für 1993 ist in Abb. 6.1. dargestellt.



**Abbildung 6.1.:** CSB-Bilanz für 1993 ; Werte in g CSB/EW/d

**LEGENDE ZU ABBILDUNG 6.1.:**

- CSBo, CSBe ..... CSB-Fracht im Zulauf und Ablauf der Belebungsanlage
- OVC ..... Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung ausgedrückt als CSB
- ÜS(CSB) ..... CSB-Fracht über den Überschussschlamm entfernt
- KS(CSB) ..... CSB-Fracht im Klärschlamm
- CSBrück ..... CSB-Rückläufe aus der Schlammbehandlung
- CSB-Abluft ..... CSB-Verluste in der Schlammbehandlung

Die CSB-Bilanz der einzelnen Untersuchungszeiträume ergab, daß bei einer einwohnerwertspezifischen Fracht (**CSBo**) von 120 g/EW/d 61 g (1993) bzw. 65 g (1994) in den Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung (**OVC**) und 53 g (1993) bzw. 48 g (1994) in den Überschussschlamm (**ÜS(CSB)**) eingehen (Tab.6.1.). Im Mittel gelangen 8 g CSB/EW/d in den Ablauf (**CSBe**), entsprechend einer 94%igen CSB-Entfernung.

Die Rückläufe (**CSBrück**) aus der Schlammbehandlung (**SB**), i.e. Schlammeindickung, Stapelung sowie Schlammentwässerung wurde nach ZGUBIENSKI (1993) im März 1993 mit 2 g CSB/EW/d abgeschätzt.



**Tabelle 6.1.: CSB-Bilanz von 1992, 1993 und 1994**

<i>CSB-Bilanz</i>	Einheit	1992 5 Monate	<b>1993</b> <b>12 Monate</b>	1994 8 Monate
CSBo-F	t CSB/d	6,480	7,471	7,416
CSBe-F	t CSB/d	0,437	0,471	0,487
$\eta$ CSB-F	t CSB/d	6,043	7,000	6,930
ÜS(CSB)-F	t CSB/d	3,140	3,311	2,994
OVC-F	t CSB/d	2,904	3,689	3,935
<b>CSBo-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>
<b>CSBe-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>
<b><math>\eta</math>CSB-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>112</b>	<b>112</b>	<b>112</b>
<b>ÜS CSB-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>58</b>	<b>53</b>	<b>48</b>
<b>OVC-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>56</b>	<b>61</b>	<b>65</b>
ÜS CSB/ $\eta$ CSB	%	51	47	43
<b>OVC/<math>\eta</math>CSB</b>	<b>%</b>	<b>49</b>	<b>53</b>	<b>57</b>
$\eta$ CSB	%	93	94	93
$t_{TS\ BB+AN}$ (15°C)	d	26	32	40
<b>oTS-Anfall</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>41</b>	<b>37</b>	<b>34</b>
<b>TS-Anfall</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>65</b>	<b>64</b>	<b>55</b>
Temp.-BB	°C	14,1	15,0	15,0
oTS	%	62	58	62
TS-BB	g/l	6,1	7,1	7,4
TS-AN	g/l	4,4	5,6	7,1

**LEGENDE ZU TABELLE 6.1.:**

CSBo-F, CSBe-F.... CSB-Fracht im Zulauf und Ablauf der Belebungsanlage

$\eta$ CSB-F ..... entfernte CSB-Fracht

OVC ..... Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung ausgedrückt als CSB-Fracht

ÜS(CSB)-F ..... CSB-Fracht über den Überschußschlamm entfernt

$\eta$ CSB ..... Wirkungsgrad der CSB-Entfernung

$t_{TS\ BB+AN}$  (15°C) .... Gesamtschlammalter bezogen auf ein Vergleichsschlammalter bei 15°C

oTS-, TS-Anfall..... einwohnerwertspezifischer Anfall an organischer Trockensubstanz bzw. Trockensubstanz

Temp.BB ..... mittlere Temperatur im Belebungsbecken

TS-BB, TS-AN..... mittlere Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken und Anaerobbecken

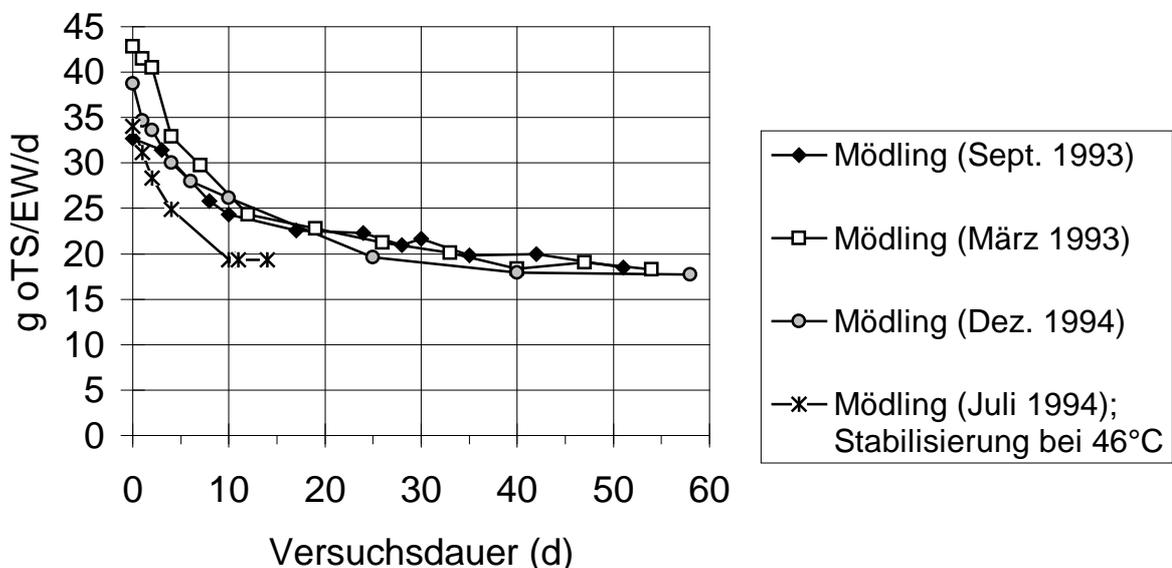
Da die Aufenthaltszeit des entwässerten Überschußschlammes im Schlammstapelbehälter und damit die Rücklösung an CSB nicht gleichmäßig war und für den gesamten Zeitraum nicht ausreichend Daten zur Verfügung standen, wurde aus den vorhandenen Analysendaten aus der Schlammbehandlung eine mittlere CSB-Konzentration Ablauf-MÜSE (maschinelle Überschußschlamm-eindickung) mit 120 mg/l und Ablauf Kammerfilterpresse mit 1400 mg/l abgeschätzt, entsprechend 1-2,4g CSB/EW/d.

Aus den Zulaufdaten sowie dem Schlammanfall wurde die spezifische organische Fracht mit 37 g oTS/EW/d (1993) bzw. 34 g oTS/EW/d (1994) ermittelt. Bezogen auf die Trockensubstanz ergeben sich daher als spezifischer Schlammanfall 64 g TS/EW/d für 1993 und 55 g TS/EW/d für 1994. Eine Erklärung für den unterschiedlichen Schlammanfall in den einzelnen Untersuchungszeiträumen ergibt sich aus dem Umstand, daß zu Versuchszwecken monataeweise Zeolith ("Gesteinsmehl"; ca. 1 t/d) in die Anlage zugegeben wurde (FRANZ, 1994). Nach den Aufzeichnung der Kläranlage betrug dies für 1993 ca. 160 (-200) t und für den Untersuchungszeitraum aus 1994 ca. 50 t Zeolithmehl. Aus der mittleren Belastung von 1993 und 1994 mit ca. 62.000 EW ergibt sich mit dem einwohnerwertspezifischen Schlammanfall von 64 bzw. 55 g TS/EW/d (Tab. 6.1.) eine Differenz von ca. 170 t TS/a zwischen 1993 und 1992 und ca. 200 t TS/a zwischen 1993 und 1994. Unter Berücksichtigung gewisser Unschärfen, die sich vor allem aus den nicht ganz vollständigen Aufzeichnungen der Zugabemengen von Zeolith ergeben, zeigt sich jedoch, daß die zugegebene Zeolithmenge über die ermittelte Belastung und den bilanzmäßig ermittelten einwohnerspezifischen Schlammanfall (g TS/EW/d) wiedergefunden wurde.

Über oTS und Phosphorgehalt des entwässerten und gelagerten Klärschlammes mit 35-41% oTS und ca. 1,9%P bezogen auf die TS kann aus der Phosphorbilanz mit  $\ddot{U}S(P) = 1,32 \text{ g P/EW/d}$  die CSB-Fracht im Klärschlamm (**KS(CSB)**) mit rund 46 g CSB/EW/d ermittelt werden. Daraus ergibt sich ein CSB-Abbau bei Stapelung und Entwässerung (**CSB-Abluft**) von ca. 4% bezogen auf die Zulauffracht bzw. 9% von  $\ddot{U}S(CSB)$ . Aus den angeführten Werten für  $\ddot{U}S(CSB)$ , für den CSB in den Rückläufen und für KS(CSB) ist zu schließen, daß ein merkbarer Anteil am CSB im Schlamm durch aerobe, und gegebenenfalls anaerobe Umsetzungsvorgänge bei der Schlammbehandlung (Eindickung, Stapelung, Entwässerung und Lagerung) als CSB-Abluft entweicht.

### 6.2.1. Spezifische organische Fracht im Klärschlamm bei getrennter aerober Stabilisierung

Zur Ermittlung der Abnahme der CSB-Fracht im Überschussschlamm bei weitergehender aerober Stabilisierung wurden Laborversuche mit **Belebtschlamm der Kläranlage Mödling** im Standversuch durchgeführt (NOWAK *et al.* 1996, ZGUBIENSKY 1993, MÜLLER 1993). Bei Temperaturen zwischen 19 und 24°C (im Mittel 22°C) wurden die Schlämme ohne pH-Regelung kontinuierlich belüftet. In gleicher Weise wurde die Schlammprobe vom Juli 94 behandelt, jedoch bei einer Temperatur von 46°C. In Abbildung 6.2. ist die Abnahme der spezifischen organischen Fracht im Schlamm dargestellt, wobei die aus der CSB-Bilanz der Anlage ermittelten Werte für die spezifische oTS-Fracht in den Zeiträumen als Ausgangswerte angesetzt wurden.



**Abbildung 6.2.: Abnahme der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm der Kläranlage Mödling bei getrennter aerober Stabilisierung im Standversuch**

Bei allen Laborexperimenten zur getrennten aeroben Stabilisierung von Belebtschlamm der Kläranlage Mödling stellte sich nach zirka 40 Tagen eine spezifische Fracht von 18 g oTS/EW/d ein, und zwar unabhängig von der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm und damit unabhängig vom Belastungszustand der Anlage und dem Entnahmezeitpunkt (Sommer/Winter) des

Überschußschlammes. Bei einer spezifischen organischen Fracht im anfallenden Schlamm von 48-53 g CSB/EW/d (1993/1994) ergibt sich damit eine abbaubare CSB-Fracht bei getrennter aerober Stabilisierung von im Mittel 26 g CSB/EW/d.

Der aerob-thermophil "behandelte" Schlamm der Kläranlage Mödling erreichte nach zirka 10 Tagen einen vergleichbaren Abbaugrad an organischer Trockensubstanz.

Der unter Laborbedingung erreichte "Endwert" der Schlammstabilisierung von 18 goTS/EW/d wird in den weiteren Ausführungen als "**vollständige Stabilisierung**" bzw. der dadurch erhaltene Schlamm als "**ausstabilisierter Schlamm**" bezeichnet.

Die Abnahme der erforderlichen Zeit zur "vollständigen Stabilisierung" des Belebtschlammes mit steigender Temperatur ergibt sich aus den Stabilisierungsexperimenten bei unterschiedlicher Temperatur zu  $f = 1,06 \text{ pro } ^\circ\text{C}$ . Demzufolge kann die "theoretische Stabilisierungszeit" ( $\theta$  [d]) für eine Temperatur ( $\tau$ ) ermittelt werden nach (Abb. 6.3.)

$$\theta = \theta_0 * f^{-\Delta T}$$

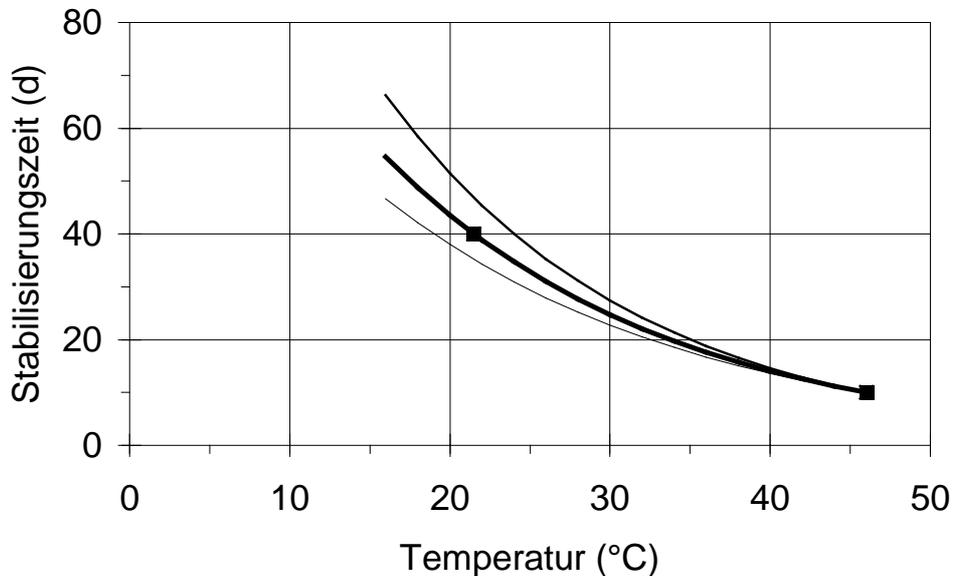
$$\theta = 43 * f^{(20-T)} \quad [d]$$

mit  $f = 1,06 \quad [-]$

Stabilisierungszeit	d	40	40	40
Temperatur	°C	<b>21,5</b>	19,0	24,0
Stabilisierungszeit	d	10	10	10
Temperatur	°C	46,0	46,0	46,0
Bezugstemperatur	°C	20	20	20
Temperaturfaktor pro °C		<b>1,058</b>	1,053	1,065
$\theta_0$		<b>43</b>	38	51

Aus der CSB-Bilanz der Kläranlage Mödling konnte für die Jahre 1992 bis 1994 ein Gesamtschlammalter bezogen auf 15°C von 26-40 Tagen ermittelt werden (Tab. 6.1.). Entsprechend der ermittelten erforderlichen Belüftungszeit des

Belebtschlammes bis zur "vollständigen aeroben Stabilisierung" nach Abbildung 6.3., ist eine ebenso weitgehende simultane aerobe Schlammstabilisierung im Belebungsbecken der Kläranlage Mödling nicht zu erwarten (Abb. 6.3.)



**Abbildung 6.3.: Abhängigkeit der erforderlichen Belüftungszeit des Belebtschlammes zur "vollständigen (getrennten) aeroben Stabilisierung" von der Temperatur (Abschätzung aus den Laborversuchen)**

Für weitere Untersuchungen zur getrennten aeroben Stabilisierung wurde **Belebtschlamm der Kläranlage Wulkatal** herangezogen. Die Kläranlagen Mödling und Wulkatal sind beide als einstufige Belebungsanlagen ohne Vorklärung sowie ohne getrennte Schlammstabilisierung konzipiert und reinigen kommunales Abwasser. Beide Anlagen verfügen über Oberflächenbelüftung. Die Kläranlage Mödling verfügt zusätzlich über Anaerobbecken zur vermehrten biologischen P-Entfernung. In beiden Anlagen wird Simultanfällung zur Phosphorentfernung durchgeführt.

Hinsichtlich der Größe der Beckenvolumina als auch der Zulauffrachten liegen beide Anlagen in einem ähnlichen Bereich. Die Betriebsergebnisse der Kläranlage Mödling von 1/1993 bis 12/1993 und von der Kläranlage Wulkatal im Zeitraum 10/1993 bis 9/1994 sind in Tabelle 6.2. zusammengefaßt. In beiden Anlagen beträgt die Temperatur im Belebungsbecken 15°C im Jahresmittel (9-21°C).

**Tabelle 6.2.: Vergleich der Beckenvolumina und Betriebsergebnisse der Kläranlagen Mödling und Wulkatal (NOWAK *et al.* 1996)**

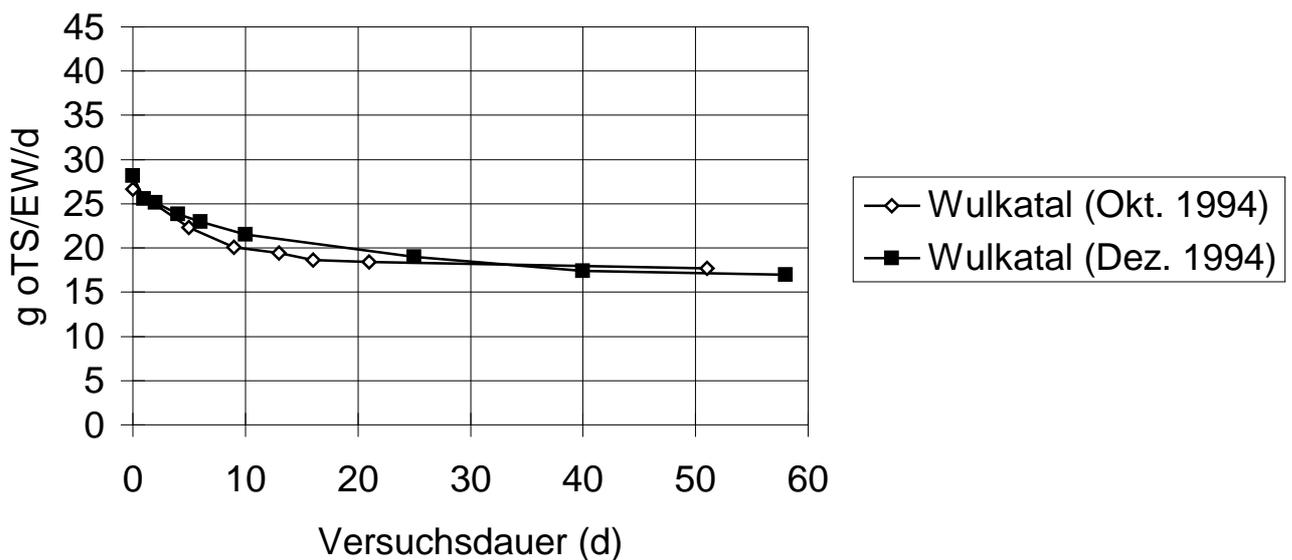
Betriebsparameter	Mödling	Wulkatal	
Gesamtes Belebungsbeckenvolumen	18100	15000	m <sup>3</sup>
Belebungsbeckenvolumen	12500	15000	m <sup>3</sup>
Anaerobvolumen	5600	-	m <sup>3</sup>
mittlere Belastung	59000	52500	EW
Raumbelastung	0,20	0,21	kg BSB <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> /d
Trockensubstanz in der Belebung	7,2	11,4	kg TS/m <sup>3</sup>
Schlammbelastung	0,027	0,018	kg BSB <sub>5</sub> /kg TS/d
Überschußschlammanfall	3900	2500	kg TS/d
Gesamtschlammalter	33	68	d
N/CSB im Zulauf	0,083	0,078	-
N-Entfernung	87	56	%

Während die Raumbelastung beider Anlagen bezogen auf das jeweilige Gesamtbeckenvolumen annähernd gleich ist, so ergeben sich auffallende Unterschiede hinsichtlich Trockensubstanzgehalt, Schlammalter, Überschlußschlammanfall und Stickstoffentfernung, woraus auf gänzlich unterschiedliche Betriebsbedingungen in beiden Anlagen geschlossen werden kann. Allgemein ist bei kommunalen einstufigen Belebungsanlagen ohne Vorklämung eine weitgehende Stickstoffentfernung zu erwarten.

Der deutliche Zusammenhang zwischen der hohen Stickstoffentfernung der Kläranlage Mödling und dem damit verbundenen vermehrten Schlammanfall gegenüber der außergewöhnlich geringen Stickstoffentfernung der Kläranlage Wulkatal mit einem vergleichsweise geringen Schlammanfall zeigt, daß eine weitgehende simultane aerobe Schlammstabilisierung zu Lasten der Stickstoffentfernung geht bzw. eine weitgehende Stickstoffentfernung einen relativ hohen Schlammanfall und eine nur teilweise Stabilisierung zur Folge hat. SCHLEGEL (1994) schließt ebenfalls aus Betriebsergebnissen von Stabilisierungsanlagen (Emscher-genossenschaft und Lippeverband), daß die Nährstoffentfernung und die simultane aerobe Schlammstabilisierung "schwierig in Einklang zu bringen sind".

Aus der Belastung und dem Schlammanfall wurde für die Kläranlage Wulkatal (Okt.-Dez. 1994) eine einwohnerwertspezifische organische Fracht von 26-27g oTS/EW/d ermittelt, die damit deutlich unter den, für die Kläranlage Mödling 1993 ermittelten Werten von im Mittel 37g oTS/EW/d liegen.

Bei getrennter aerober Stabilisierung im Laborexperiment bei zirka 20°C nimmt die spezifische Fracht im Schlamm der Kläranlage Wulkatal auf zirka 18g oTS/EW/d ab, vergleichbar den ermittelten Ergebnissen aus den Laborexperimenten mit Belebtschlamm der Kläranlage Mödling (Abb. 6.4.).



**Abbildung 6.4.: Abnahme der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm der Kläranlage Wulkatal bei getrennter aerober Stabilisierung im Standversuch**

Die Untersuchungsergebnisse aus der getrennten aeroben Stabilisierung der Belebtschlämme der **Kläranlagen Mödling und Wulkatal** ergaben unabhängig von der spezifischen organischen Fracht im Überschussschlamm eine einwohnerwertspezifische organische Fracht im "ausstabilisierten Schlamm" von **18g oTS/EW/d**.

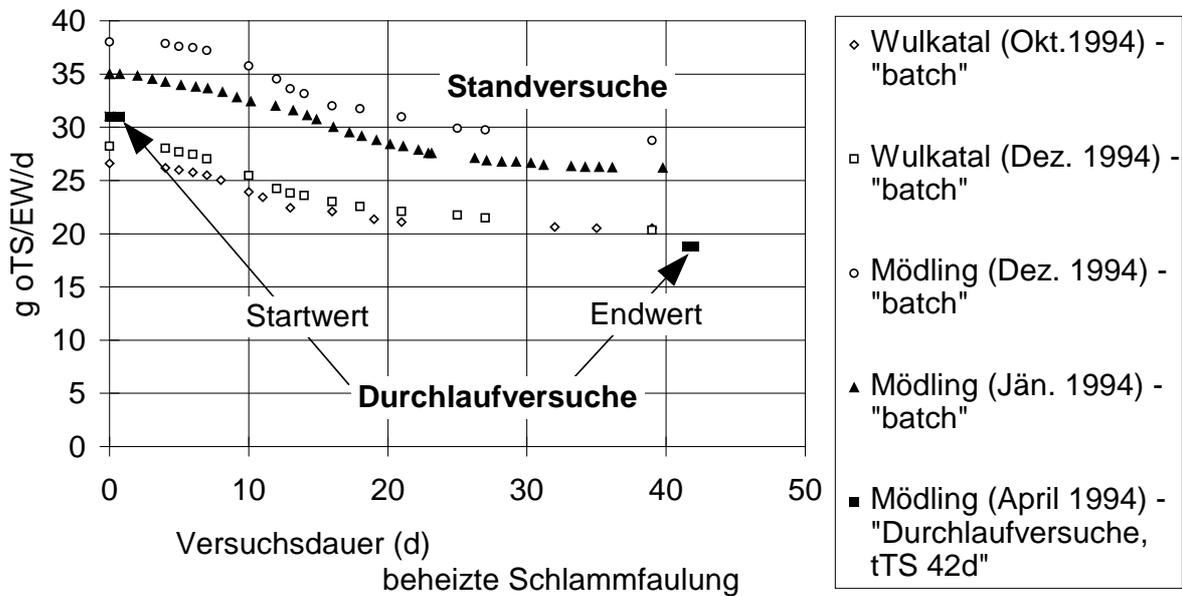
### 6.2.2. Spezifische organische Fracht im Schlamm nach mesophiler Schlammfäulung

Mit den im folgenden Kapitel ausgeführten Ergebnissen wurde versucht, das Abbauverhalten des aerob belebten Schlammes unter anaeroben Bedingungen im Laborexperiment zu beschreiben. Mit Überschußschlamm der Kläranlagen Mödling und Wulkatal erfolgte der Vergleich von anaerobem und aerobem Abbau der organischen Schlammbestandteile. Die Versuchsbehälter der "Standversuche" wurden einmal bei Versuchsbeginn mit Rohschlamm beschickt. Die Aufenthaltszeit der Feststoffe im Faulraum der beiden Durchlaufreaktoren wurde über die tägliche Beschickung mit Rohschlamm und dem Faulschlammabzug (unter Luftabschluß) auf 42d eingestellt. Die gasdichten Versuchsbehälter wurden kontinuierlich durchmischt und beheizt (35°). Die Feststoffgehalte der eingesetzten Rohschlämme wurden durch statische Eindickung bzw. maschinelle Entwässerung auf 0,7-2,9 % Trockensubstanzgehalt eingestellt und liegen damit innerhalb der Bandbreite, bei der von KAPP (1984) in umfangreichen Untersuchungen keine Unterschiede im Abbaugrad und der spezifischen Gasmenge pro Kilogramm zugeführter organischer Feststoffe beobachtet werden konnte.

Legt man die spezifischen organischen Frachten im Überschußschlamm aus den Bilanzen der Großanlagen in den jeweiligen Untersuchungszeiträumen den Berechnungen zugrunde, so kann über die organische Fracht im Rohschlamm, den Faulgasanfall und den Methangehalt aus den Versuchen, die Abnahme der organischen Fracht als  $g \text{ oTS}/EW/d$  berechnet werden (Abb. 6.5, Tab. 6.3.). In den Standversuchen wurden für die Kläranlage Wulkatal (Okt. und Dez. 1994) als spezifische organische Fracht im verbleibenden Schlamm 20-21g oTS/EW/d und für die Kläranlage Mödling (Jän. und Dez. 1994) 26-29 g oTS/EW/d nach einer Faulzeit von zirka 40 Tagen ermittelt. In den Durchlaufversuchen mit dem Schlamm der Kläranlage Mödling ergab sich hingegen eine spezifische organische Fracht im ausgefaulten Schlamm von 18-20 g oTS/EW/d, welche auch aus den Ergebnissen der Laborexperimente zur getrennten aeroben Stabilisierung errechnet wurde.

Die ermittelte spezifische Gasmenge in den Durchlaufversuchen mit Überschußschlamm der Kläranlage Mödling mit 230-270 NI/kg oTS<sub>zu</sub> liegt im Bereich von 200-300 NI/kg oTS<sub>zu</sub>, der nach ATV-Arbeitsgruppe 3.1.1. (BAHRS *et al.* 1994) bei der Ausfäulung von reinen Überschußschlämmen erwartet werden

kann. KAPP (1984) ermittelte in seinen Untersuchungen (Durchlaufversuche) mit Überschussschlamm (3,3% TS,  $t_{TS} \approx 30d$ ,  $33^\circ C$ ) eine vergleichbare spezifische Gasmenge von rund 300 NI/kg oTS<sub>zu</sub>, bei einem Abbau organischer Trockensubstanz von ca. 40%.



**Abbildung 6.5.: Abnahme der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm der Kläranlagen Mödling und Wulkatal bei beheizter Schlammfäulung ( $35^\circ C$ ) im Standversuch und Durchlaufreaktor mit  $t_{TS}$  42 d**

Der geringere Abbau der organischen Stoffe in den Standversuchen ( $\eta_{oTS} \sim 25\%$ ) gegenüber den Durchlaufversuchen ( $\eta_{oTS} \sim 40\%$ ) und dem demzufolge höheren spezifischen Schlammanfall (ca. 50%) ergibt sich vermutlich aus dem unterschiedlichen Anpassungszwang der Mikroorganismen gegenüber den geänderten Milieubedingungen, dem in Durchlaufreaktor über Selektionsprozesse - Anreicherung entsprechend dem Schlammalter - wesentlich stärker nachgekommen wird, als im Standversuch (Tab. 6.3.).

Bemerkenswert erscheint der Umstand, daß die untersuchten Schlämme aus beiden Kläranlagen im Standversuch ohne Faulschlammbeimpfung spontan zu faulen begannen. Die Durchlaufversuche "Mödling-April 1994" wurden mit Faulschlamm beimpft, der Anfang April 94 aus einem Standversuch gewonnen wurde. Die Untersuchungen zur mesophilen Schlammfäulung zeigen die eingangs (Kap. 3.1.) dargelegte Problematik auf, die bei der praktischen Umsetzung von

Ergebnissen aus Laborexperimenten entstehen kann. Im Unterschied zur getrennten aeroben Stabilisierung erfordert die Schlammfäulung eine weitgehendere Umstellung der Biozönose (Adaptierung, Selektion), wodurch erst im Durchlaufreaktor "vergleichbare" Ergebnisse hinsichtlich der Stabilisierung erzielt werden können. Die Faulgasproduktion im anaeroben Standversuch kann daher nur als eine Möglichkeit zur "Prüfung des Stabilisierungsgrades von Schlämmen" - wie nach EISELE und KAPP (1988) - angesehen werden.

**Tabelle 6.3.: Mesophile Schlammfäulung von Belebtschlämmen: Vergleich der Ergebnisse aus den Standversuchen und den kontinuierlich beschickten Faulbehältern**

Belebtschlamm der Kläranlage	Durchführung	TS (%)	Temp. (°C)	$\eta_{\text{oTS}}$ (%)	spez. Gasmenge NI/kg oTS <sub>zu</sub>	spez. Fracht goTS/EW/d
Kläranlage Wulkatal (Okt. 1994, und Dez. 1994)	Standversuche ("batch")	1,3-1,5	35	23-25	141-174	<b>20-21</b>
Kläranlage Mödling (Jän. 1994, und Dez. 1994)	Standversuche ("batch")	0,7-2,1	35	24-25	152-156	<b>26-29</b>
Kläranlage Mödling (April bis Juni 1994)	Durchlaufversuche (trs $\approx$ 42 d)	2,5-2,9	35	38-41	230-270	<b><u>18-20</u></b>

**LEGENDE ZU TABELLE 6.3.:**

Standversuch ..... Reaktor ohne Zu- und Ablauf, analog zu den aeroben Stabilisierungsexperimenten  
 Durchlaufvers. .... Durchlaufreaktoren mit täglicher Beschickung mit Rohschlamm und Faulschlammabzug, ohne Trübwasserabzug, Aufenthaltszeit = Schlammalter  $t_{\text{TS}}$  42d, pH~ 7  
 TS ..... Feststoffgehalt (Trockensubstanzgehalt) des Schlammes im Faulbehälter  
 Temp. .... Faulraumtemperatur  
 $\eta_{\text{oTS}}$  ..... Abbau der organischen Trockensubstanz durch den anaeroben Abbau  
 spez. Gasmenge ..... spezifische Gasmenge in Normliter pro kg zugeführter organischer Trockensubstanz als Maß für die Intensität der Gasproduktion  
 spez. Fracht ..... verbleibende spezifische organische Fracht im Schlamm nach Fäulung

### 6.2.3. Spezifische organische Fracht im Klärschlamm nach theoretischen Überlegungen

Vergleicht man diese experimentell ermittelten Werte mit den stöchiometrischen Ansätzen sowie Bilanzierungen von CSB, die den Modellvorstellungen des "Activated Sludge Model No.1 und No.2" (HENZE *et al.* 1986, 1995) zugrunde liegen, so ergibt sich bei einer Gesamtzulaufkraft von 120 gCSB/EW/d eine CSB-Fracht nach "vollständiger Stabilisierung" von 24 bis 32 gCSB/EW/d. Dies entspricht bei einem CSB/oTS-Verhältnis von 1,42 einer Fracht an organischer Trockensubstanz im "vollständig stabilisierten" Klärschlamm von 17 bis 23 goTS/EW/d. Berücksichtigt man zusätzlich einen geringen Anteil an organischen Feststoffen im Ablauf von zirka 1 goTS/EW/d, so ergibt sich theoretisch eine organische Fracht im "vollständig stabilisierten" Klärschlamm von 16 bis 22 goTS/EW/d. Der Wert für die experimentell und über Bilanzierungen ermittelte spezifische organische Fracht im Überschußschlamm der Kläranlagen Mödling und Wulkatal nach "vollständiger getrennter aerober Stabilisierung" von 18 g oTS/EW/d liegt somit innerhalb des Bereiches, der sich aus diesen theoretischen Werten ergibt. Nach NOWAK *et al.* (1996) bzw. NOWAK (1995) kann die organische Fracht im Klärschlamm ermittelt werden nach:

$$\text{CSB-BS}_{\text{stabilisiert}} = X_p + X_I \quad [\text{gCSB/EW/d}]$$

$$\text{CSB-BS}_{\text{stabilisiert}} = (\text{CSBo} - \text{CSBe} - X_I) * \frac{Y_H * f_i}{1 - Y_H * (1 - f_i)} + X_I \quad [\text{gCSB/EW/d}]$$

$$\text{oTS-BS}_{\text{stabilisiert}} = \frac{\text{CSB-BS}_{\text{stabilisiert}}}{1,42} \quad [\text{goTS/EW/d}]$$

nach

HENZE *et al.* 1995, WANNER *et al.* 1992

CSBo	120	gCSB/EW/d	(= Bezugsgröße)
CSBe	6 bis 12	gCSB/EW/d	5 bis 10% CSBo
X <sub>I</sub>	12 bis 18	gCSB/EW/d	10 bis 15% CSBo
Y <sub>H</sub>	0,63	gCSB/gCSB	
f <sub>i</sub>	0,08 bis 0,1	gCSB/gCSB	

CSB-BS<sub>stabilisiert</sub>. spezifische CSB-Fracht im vollständig stabilisierten Klärschlamm (gCSB/EW/d)

XI..... spezifisch Fracht an inerten Feststoffen im Zulauf (gCSB/EW/d)

XP..... spezifisch Fracht an inerten Zerfallsprodukten der Biomasse (gCSB/EW/d)

CSBo, CSBe..... Spezifische CSB-Fracht im Zulauf bzw. Ablauf (gCSB/EW/d)

YH..... Zellertrag der heterotrophen Biomasse (gCSB/gCSB)

$f_i$  ..... inerter Anteil der Biomasse (gCSB/gCSB)

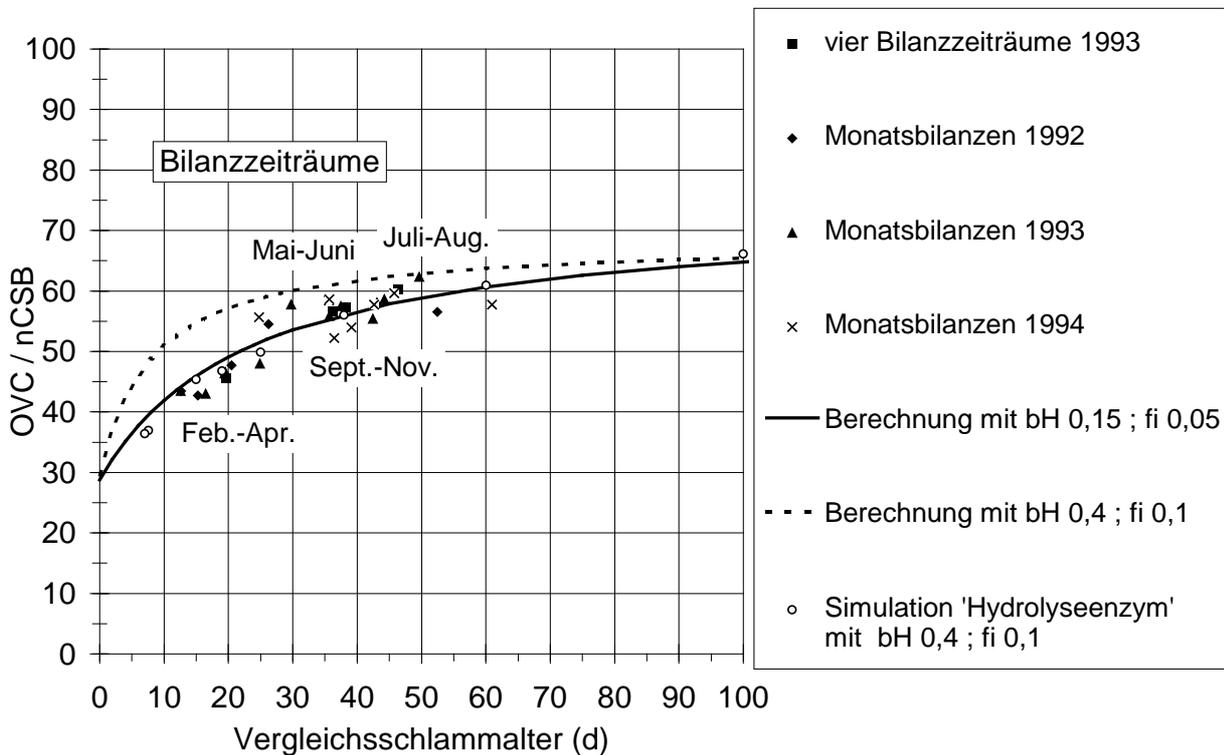
#### 6.2.4. Sauerstoffverbrauch und Überschußschlammproduktion

Das Verhältnis von Sauerstoffverbrauch zu Überschußschlammanfall ist in erster Linie von der Abwasserzusammensetzung abhängig, wird aber vor allem vom Schlammalter, den Feststoffen im Zulauf und der Temperatur im Belebungsbecken und letztendlich auch von den kinetischen Parametern der Mikroorganismen im Belebtschlamm bestimmt. Bei höherer Temperatur und größerem Schlammalter geht mehr CSB in den Sauerstoffverbrauch, bei tieferen Temperaturen und kleinerem Schlammalter wird vermehrt Überschußschlamm gebildet. Nach NOWAK und SVARDAL (1992) kann bei einem Gesamtschlammalter von 8 bis 12 Tagen und Abwassertemperaturen zwischen 10 und 20°C angenommen werden, daß bei kommunalen Anlagen ohne Vorklärung etwa 50 % der abgebauten CSB-Fracht in den Sauerstoffverbrauch gehen.

Die Kläranlage Mödling wurde zwar nicht als Anlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung geplant, das Schlammalter lag jedoch aufgrund der Belastung zwischen 20 und 45 Tagen und somit in einem Bereich, in dem zumeist gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung gegeben sein sollte, für welche ein Schlammalter von 25 Tagen allgemein als untere Grenze angesehen wird. Aus den Betriebsdaten der Kläranlage Mödling und der CSB-Bilanz wurde die Berechnung des Anteils des Sauerstoffverbrauches am gesamten entfernten CSB für verschiedene Monate bei unterschiedlichen Belebungsbeckentemperaturen und Schlammaltern durchgeführt (Abb.6.6.). Über das Vergleichsschlammalter (für eine Temperatur im Belebungsbecken von 15°C) konnte für ein Schlammalter  $t_{TS} = 20$  d eine Verteilung von  $OVC/\eta_{CSB}$  von ca. 50% und für  $t_{TS} = 50$  d ein  $OVC/\eta_{CSB}$  von knapp unter 60 % abgeschätzt werden. Durch die relativ niedere Belastung der Anlage und die Maximierung der Stickstoffentfernung treten große anoxische und auch anaerobe Zonen auf, die offensichtlich zu Lasten der aeroben Stabilisierung des Belebtschlammes gehen, und dadurch geht fast die Hälfte der CSB-Fracht in die Überschußschlammproduktion ein.

Für den Stabilisierungsprozeß kann die Hydrolyse der partikulären organischen Kohlenstoffverbindungen als der geschwindigkeitsbestimmende Schritt angesehen werden. Wenn die Hydrolyse langsamer abläuft, als der Zerfall der

Bakterien, so kann man davon ausgehen, daß es zu einer Akkumulierung von langsam abbaubarem CSB im Belebtschlamm kommt.



**Abbildung 6.6.: OVC/ηCSB : Vergleich von bilanzierten/berechneten Werten für den Zeitraum 1992-1994 mit Ergebnissen aus der Simulation. Vergleichsschlammalter für T = 15°C**

**LEGENDE ZU ABBILDUNG 6.6.:**

- Bilanzzeiträume 1993..aus Meß- und Betriebsdaten erstellte Monatsbilanzen, die zu den Zeiträumen Feb.-April, Mai-Juni, Juli-Aug., Sept.-Nov. zusammengefaßt wurden.
- Monatsbilanzen .....aus Meß- und Betriebsdaten erstellte Bilanzierung über jeweils ein Monat
- Berechnung.....Berechnung des Verhältnisses OVC/ηCSB bei Variation der Parameter b<sub>H</sub> und f<sub>i</sub>; nach NOWAK (1992) (siehe ANHANG)
- Simulation .....Simulation mittels ASIM 3.0 über verschiedene Schlammalter mit dem Modell Hydrolyseenzym (mit b<sub>H</sub> = 0,4 (20°C), f<sub>i</sub>.=0,1)

Obgleich der Hydrolyse von partikulärem Substrat für die Modellvorstellungen über Sauerstoffverbrauch, Schlammproduktion, aber auch Stickstoffentfernung eine ganz zentrale Rolle zukommt (Activated Sludge Model No.2), herrschen zum Teil sehr unterschiedliche Auffassungen vor, sowohl über die in der Literatur angegebenen Hydrolyseraten, als auch generell über die dabei beteiligten mikrobiologischen Prozesse.

Das IAWPRC Activated Sludge Model (HENZE *et al.*, 1995) geht davon aus, daß die Zunahme und Abnahme der aktiven Biomasse über Wachstum-Absterben und Hydrolyse gekoppelt sind und, daß die Hydrolyse im anoxischen und anaeroben Milieu langsamer abläuft als unter aeroben Bedingungen (aerobe/anoxische/anaerobe Hydrolyserate entsprechend 3,0/1,80/0,3 d<sup>-1</sup> bei 20°C). Daneben wird davon ausgegangen, daß die Hydrolyse der partikulären abbaubaren Stoffe der abgestorbenen Biomasse und des Zulaufes mit gleicher Geschwindigkeit abläuft. Weiters wird vereinfacht angenommen, daß ein Aktivitätsverlust der Bakterien mit dem Absterben der Biomasse gleich zu setzen ist. HENZE und MLADENOVSKY (1991) ermittelten über die Ammoniumrücklösung in batch-Versuchen mit häuslichem Abwasser ebenso eine Abhängigkeit der Hydrolyse vom Elektronenakzeptor (O<sub>2</sub>-aerob 0,115; H<sub>2</sub>-anaerob 0,06; NO<sub>3</sub>-anoxisch 0,034 g NH<sub>3</sub>-N/gTKN/d, bei 20°C) und erklären die höhere Hydrolyserate unter anaeroben Bedingungen im Vergleich zu anoxischen Bedingungen mit "fermentativen Prozessen".

ELIOSOV und ARGAMAN (1995) ermittelten in ihren Untersuchungen eine höhere Hydrolyserate der "nicht-absetzbaren partikulären organischen Bestandteile" im Zulauf gegenüber den "absetzbaren Feststoffen". Die Hydrolyseraten der organischen Stoffe in Durchlaufversuchen waren dabei fast um den Faktor sieben höher als in batch-Versuchen. Sowohl TIAN *et al.* (1993) als auch SOLLFRANK *et al.* (1992) zeigten in ihren Untersuchungen auf, daß bei niedrigen Temperaturen die Hydrolyse verlangsamt abläuft und damit zu einer Anreicherung der Biomasse führt.

Durch die gleitenden Übergänge zwischen aeroben-anoxischen und anaeroben Milieubedingungen in der Belegung der Kläranlage Mödling finden Wachstum, Zerfall und Hydrolyse "nebeneinander" statt, wodurch eine erhebliche Unsicherheit bei der volumsmäßigen Abschätzung der einzelnen Milieubedingungen entsteht. Weiters ergibt sich für die Umsetzung von Modellvorstellungen die allgemein bekannte Schwierigkeit der begrenzten

Übertragbarkeit von Parametern (z.B. Zerfallsrate, Hydrolyse rate), die in Laborversuchen ermittelt werden. Die Möglichkeiten zur modellhaften Beschreibung der geringen Schlammstabilisierung und dem damit verbundenen vermehrten Überschußschlammfall bestehen nun prinzipiell entweder in der Annahme einer sehr geringen oder durch Sauerstoff und/oder Nitrat gehemmten Zerfallsrate der heterotrophen Bakterien und/oder in einer verminderten Hydrolyse der partikulären Verbindungen, wenn man den vorhandenen Elektronenakzeptor als maßgeblichen Milieufaktor ansetzt. WAGNER (1994) ermittelte im batch-Versuchen über Sauerstoffverbrauchsmessungen im März 1993 für den Belebtschlamm der Kläranlage Mödling eine heterotrophe Absterberate unter aeroben Bedingungen von  $0,4 \text{ (d}^{-1}\text{)}$  ( $20^\circ\text{C}$ ) und unter anoxischen Bedingungen von  $0,31 \text{ (d}^{-1}\text{)}$  ( $20^\circ\text{C}$ ). Demzufolge wäre die Annahme einer relativ niedrigen Absterberate der heterotrophen Bakterien für eine modellhafte Abbildung der mikrobiologischen Prozesse durchaus wahrscheinlich, wenn man die relativ großen anoxischen und anaeroben Volumina in der Belebung berücksichtigt.

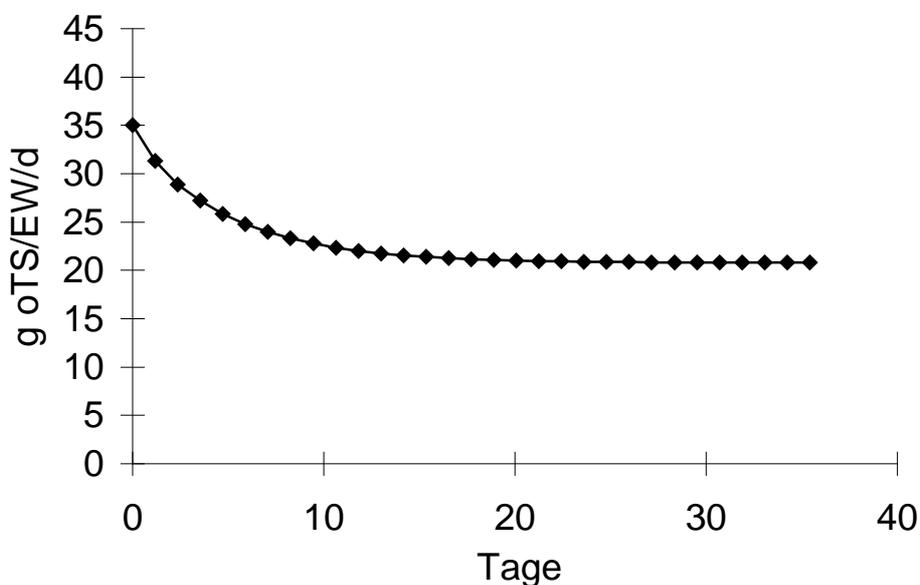
Für eine Annäherung, des in Abbildung 6.6. dargestellten berechneten Kurvenverlaufes der Verhältnisse von  $\text{OVC}/\eta\text{CSB}$  über verschiedene Schlammalter, an die, durch Bilanzierung erhaltenen Meßpunkte, wäre bei einem Zellertrag  $Y_H$  von  $0,63 \text{ gCSB/gCSB}$  eine sehr geringe Zerfallsrate der heterotrophen Bakterien bei  $20^\circ\text{C}$  von  $0,15 \text{ (d}^{-1}\text{)}$  sowie ein inerter organischer Anteil der Biomasse ( $f_i$ ) von nur  $0,05 \text{ gCSB/gCSB}$  anzunehmen. Die Annahme einer sehr niedrigen Zerfallsrate der heterotrophen Bakterien - bei gleichzeitig unveränderter anoxischer Hydrolyse rate - bewirkt jedoch im steady-state und unter dynamischen Zulaufbedingungen unrealistisch niedrige Nitrat-Ablaufwerte, die weit unter den gemessenen Ablaufwerten der Kläranlage Mödling in dem Beobachtungszeitraum liegen. Nach WANNER *et al.* (1992) und HENZE *et al.* (1995) werden für kommunales Abwasser für den inerten Anteil der Biomasse  $f_i$   $0,08$  bis  $0,1 \text{ gCSB/gCSB}$  angenommen.

Für die durchgeführte Simulation wurden die kinetischen Parameter für Wachstum und Zerfall entsprechend den Annahmen im Activated Sludge Model No. 2 (Simulationsprogramm ASIM 3.0) beibehalten. Die aerobe, anoxische und anaerobe Hydrolyse wurde jedoch durch eine "hydrolyseenzym"-abhängige Hydrolyse ( $K_r = 3,0 \text{ d}^{-1}$ ) ersetzt. Die Bildung des Enzyms mit  $K_r = 3,0 \text{ d}^{-1}$  erfolgt ausschließlich unter aeroben Bedingungen ( $k_{s_{\text{O}_2}} = 0,5 \text{ mg/l}$ ,  $k_{i_{\text{SS}}} = 2,0 \text{ mgCSB/l}$ ,  $k_{i_{\text{SA}}} = 2,0 \text{ mg/l}$ ), nicht jedoch unter anoxischen oder anaeroben Bedingungen und

wird durch gelöstes abbaubares Substrat (SS, SA) gehemmt. Die Aktivität des "Hydrolyseenzym" bleibt unabhängig vom Milieu (aerob, anoxisch, anaerob) bis zu seinem Zerfall erhalten. In Anlehnung an die Untersuchungen von SAN PEDRO *et al.* (1994) über die Hydrolyse von Stärke wurde vereinfachend davon ausgegangen, daß dieses fiktive "Hydrolyseenzym" unabhängig von der vorhandenen Biomasse, jedoch in Abhängigkeit vom zu hydrolisierenden partikulären Substrat ( $X_S$ ) vorliegt.

Durch diese rein theoretische Modellvorstellung, die entsprechend den Möglichkeiten des verwendeten Simulationsprogrammes umgesetzt wurde, kommt es zu einer Akkumulation von partikulärem langsam abbaubarem Substrat ( $X_S$ ) und somit zu einer vermehrten Überschußschlammproduktion. Die heterotrophe Biomasse ( $X_H$ ) bleibt dabei in einem Bereich, der mit den über Kohlenstoffmaximalatmung ermittelten Werten näherungsweise übereinstimmt. Ebenso liegen die "simulierten" Nitrat-Ablaufwerte im Bereich der analytisch gemessenen Werte.

In Abbildung 6.6. sind die, aus Betriebsdaten bilanzierten Werte von OVC/ $\eta$ CSB aus 1992 bis 1994 sowie die über Simulation erhaltenen Kurven dargestellt. Die gute Übereinstimmung der bilanzierten und berechneten Verteilungen von OVC/ $\eta$ CSB mit den Werten aus der Simulation ("Hydrolyseenzym") geben zumindest einen Hinweis über die möglichen Zusammenhänge, die zu einer beträchtlichen Anreicherung von partikulärem langsam abbaubarem Substrat ( $X_S$ ) führen und damit für die geringe Stabilisierung des Belebtschlammes verantwortlich sind.



### Abbildung 6.7.: Theoretische Abnahme der spezifischen oTS-Fracht bei getrennter aerober Stabilisierung (Simulation, für Oktober 1993)

Die Simulation einer getrennten aeroben Stabilisierung eines solcherart gebildeten (simulierten) Belebtschlammes für eine Temperatur von 20°C zeigt gute Übereinstimmung mit den experimentell durchgeführten Stabilisierungsexperimenten des Überschussschlammes der Kläranlage Mödling (siehe Kap. 6.2.1.). Die ermittelte einwohnerwertspezifische oTS-Fracht im verbleibenden Klärschlamm nach - simulierter - getrennter aerober Stabilisierung liegt bei etwa 20 goTS/EW/d gegenüber den experimentell ermittelten Werten von 18 goTS/EW/d (Abb.6.7.). Obgleich diese Vorgehensweise eine Annäherung der berechneten (simulierten) Werte an die Ergebnisse der aus Meß- und Betriebsdaten erhaltenen Massenbilanzen (CSB, P) erbringt, muß diese Modellvorstellung sowie deren Umsetzung als stark vereinfachte Approximation an die realen vernetzten mikrobiologischen Abläufe angesehen werden.

## 6.3. PHOSPHOR-BILANZ

Bezogen auf 120 gCSB/EW/d betrug die spezifische Phosphorfracht im Zulauf (**Ges-Po**) 1,55 g P/EW/d im Jahresmittel für 1993. Bei einer P-Entfernung ( $\eta_{P_{\text{Fällung}}}$ ) von 84% - im Zeitraum 1993 mit 1,59g P/EW/d im Zulauf - gelangen demzufolge 0,26 g P/EW/d in den Ablauf (**Ges-Pe**) und 1,33 g P/EW/d in den Klärschlamm (**KS(P)**). Die Rückläufe aus der Schlammbehandlung (**SB**) wurden mit 0,02 g P/EW/d ermittelt (Tab.6.4., Abb. 6.8. und 6.9.). Nach den Angaben im ATV Arbeitsblatt A 131 werden für den Aufbau der Biomasse ohne vermehrter biologischer Phosphoraufnahme ca. 0,01kg Phosphor je kg BSB<sub>5</sub> benötigt und im Überschussschlamm abgeführt. Für eine einwohnerwertspezifische Fracht von 60 g BSB<sub>5</sub>/EW/d ergibt sich eine entfernbare Phosphorfracht von 0,6 g P/EW/d. Nach den Ausführungen von NOWAK (1993) liegt die spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm bei Anlagen mit vollständiger Stabilisierung und ohne besondere Maßnahmen zur Phosphorentfernung bei 0,6 bis 0,65 g P/EW/d.

Aus dem spezifischen Schlammanfall für 1993 von 37g oTS/EW/d und einem Phosphorgehalt der organischen Trockensubstanz von 2% (Oktober '93: ohne

Fällung und ohne Anaerobbecken I, d.h. ohne vorgeschaltete Anaerobstufe), ergeben sich 0,74 g P/EW/d, welche über den Biomasseaufbau und damit mit dem Überschussschlamm - ohne Fällung und Bio-P - zumindest entfernt werden können. Somit werden bei einer einwohnerwertspezifischen Zulaufkraft von 1,55 g P/EW/d etwa 56 % des zu entfernenden Phosphors (bei  $\eta_P=85\%$ ) durch den Biomasseaufbau in den Belebtschlamm eingebunden. Für den verbleibenden - zu fällenden - Phosphor von 0,6 gP/EW/d ( $= 1,55 + 0,02 - 0,23 - 0,74$ ) errechnet sich mit einem  $\beta$ -Wert von 1,5 entsprechend 2,7 g Fe/gP ein Fällmittelbedarf von ca. 1,6 g Fe sowie ein Fällschlammanfall von 4 g TS/EW/d [ $\beta 1,5 \rightarrow 1\text{Mol FePO}_4 + 0,5\text{Mol Fe(OH)}_3$ ].

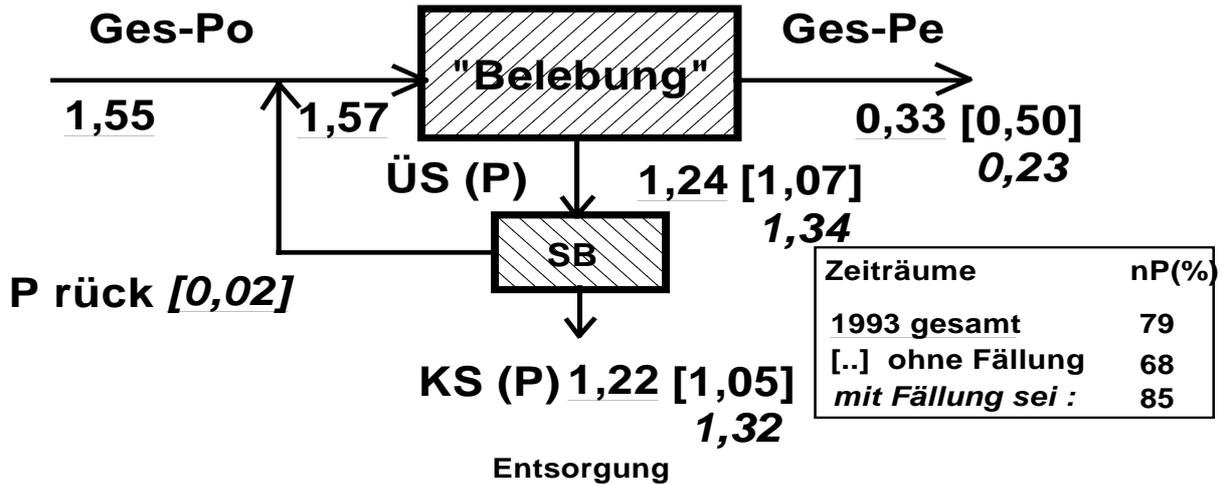
Ohne Fällung und bei Betrieb der beiden Anaerobbecken konnten 1993 bei Temperaturen im Belebungsbecken  $>12^\circ\text{C}$  bis zu 68% des Phosphors entfernt werden. Bei einem Entfernungsgrades von 85% entspricht dies 0,27 gP/EW/d, die zusätzlich gefällt werden müssen. Damit kann für einen  $\beta$ -Wert von 1,5 ein Fällmittelbedarf von 0,73g Fe und ein daraus resultierender Fällschlammanfall von 1,79g TS/EW/d ermittelt werden. Demzufolge beträgt die Einsparung an Fällmittel bzw. die Verminderung des Fällschlammanfalls bei vermehrter biologischer P-Entfernung etwa 55%.

**Tabelle 6.4.: Phosphor-Bilanz von 1992, 1993 und 1994**

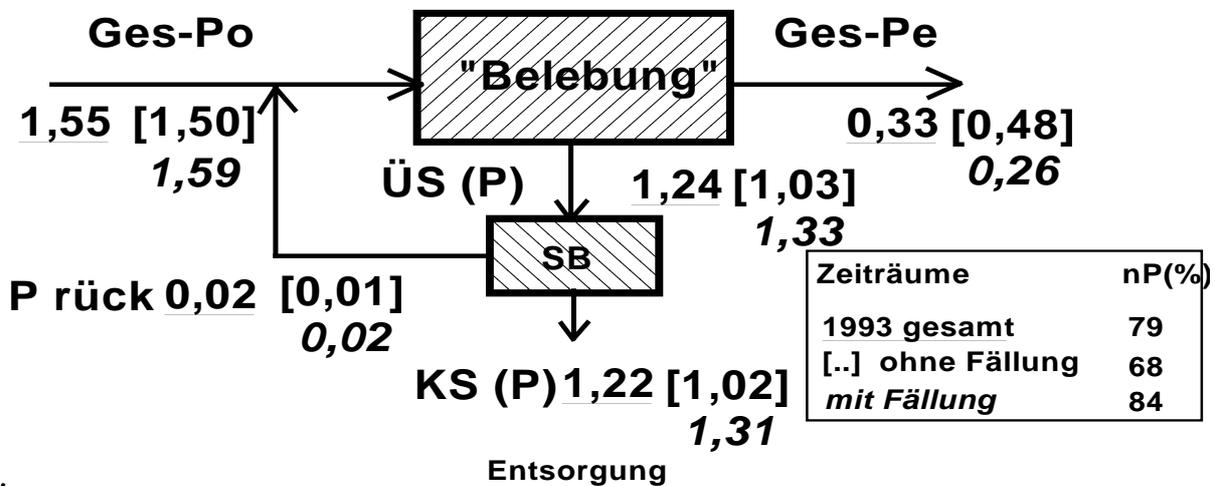
<i>P-Bilanz</i>	Einheit	1992 5*	1993 12*	1994 8*	1992 +Fäll.	1992 -Fäll.	1993 +Fäll.	1993 -Fäll.	1994 +Fäll.	1994 -Fäll.
Ges-Po-F	kg P/d	101,6	96,3	91,1	110,8	65,0	98,3	92,5	89,3	104,0
Ges-Pe-F	kg P/d	23,6	20,6	29,3	22,4	28,5	16,0	29,8	29,9	25,0
ÜS P-F	kg P/d	78,0	75,8	61,8	88,4	36,5	82,3	62,8	59,3	79,0
<b>Po-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>1,88</b>	<b>1,55</b>	<b>1,47</b>	1,79	1,05	1,59	1,50	1,44	1,68
<b>Pe-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>0,44</b>	<b>0,33</b>	<b>0,47</b>	0,36	0,46	0,26	0,48	0,48	0,40
<b>ÜS P-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>1,44</b>	<b>1,22</b>	<b>1,00</b>	1,43	0,59	1,33	1,02	0,96	1,28
$\eta_P$	%	77	79	68	80	56	84	68	66	76
P MÜSE	kg P/d	1,3	0,7	0,6	1,5	0,5	0,8	0,5	0,6	0,6
P KFP	kg P/d	0,3	0,3	0,2	0,4	0,2	0,3	0,4	0,1	0,5
P Schl.b.	kg P/d	1,6	1,1	0,8	1,8	0,6	1,2	0,9	0,7	1,1
ÜS P-Schl.b	g/EW/d	1,41	1,20	0,99	1,40	0,58	1,31	1,00	0,95	1,26
P Schl.b.	g/EW/d	0,03	0,02	0,01	0,03	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02

**LEGENDE ZU TABELLE 6.4.:**

- \* ..... Anzahl der bilanzierten Monate
- Ges-Po-F, Ges-Pe-F Gesamtphosphorfracht im Zulauf und Ablauf der Belebungsanlage
- $\eta_P$  ..... Wirkungsgrad der Gesamtphosphorentfernung
- ÜS P-F ..... Phosphorfracht über den Überschussschlamm entfernt
- Po-F, Pe-F ..... einwohnerwertspezifische Phosphorfracht im Zulauf und Ablauf
- P MÜSE ..... P-Rückläufe aus der maschinellen Überschussschlammverdickung
- P KFP ..... P-Rückläufe aus der Kammerfilterpresse
- P Schl.b. .... P-Rückläufe aus der Schlammbehandlung gesamt



**Abbildung 6.8.:** Phosphorbilanz für 1993 ; Werte in g P/EW/d. Die Bilanzierung wurde bezogen auf die einwohnerwertspezifische Fracht von 1,55 g P/EW/d und eine Phosphorentfernung bei Fällung  $\eta_{P_{Fällung}}$  von 85%



**Abbildung 6.9.: Phosphorbilanz 1993 (12 Monate) unter Auswertung der einzelnen Monate mit/ohne Fällung ; Werte in g P/EW/d**

**LEGENDE ZU DEN ABBILDUNGEN 6.8. UND 6.9.:**

Ges-Po, Ges-Pe..... Gesamtphosphorfracht im Zulauf und Ablauf der Belebungsanlage  
 ÜS(P)..... Phosphorfracht über den Überschußschlamm entfernt  
 KS(P)..... Phosphorfracht im Klärschlamm  
 Prück ..... Phosphorrückläufe aus der Schlammbehandlung

Nach den Untersuchungen von ZGUBIENSKI (1993) und MÜLLER (1993) wurde die Aufstockung der P-Zulauffracht durch die P-Freisetzung - von dem in den Feststoffen gebundenen Phosphor - bei der getrennten aeroben Stabilisierung für März 1993 mit ca. 5% abgeschätzt. Bei chemischer Fällung (Eisenzugabe) sind demnach auch bei getrennter aerober Stabilisierung nur geringe Phosphorfrachten in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung zu erwarten. Vergleichsweise wurde für Berlin-Ruhleben mit rein biologischer P-Entfernung in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung ca. 20% bezogen auf die P-Zulauffracht ermittelt (PETER, SARFERT, 1991). SCHLEGEL (1991) ermittelte aus Untersuchungen zur biologischen P-Entfernung auf der Kläranlage Schermbeck eine P-Belastung aus der Schlammbehandlung (Trübwasser und Eindickerablauf) von maximal 5% der Zulauffracht zur biologischen Stufe.

## 6.4. STICKSTOFF-BILANZ

Aus den Zulaufdaten des Jahres 1993 ergibt sich mit 120 g CSB/EW/d eine spezifische Stickstofffracht im Zulauf (**TKNo**) von 9,9 g N/EW/d im Jahresmittel (Tab. 6.5., Abb. 6.10.). Bei einer mittleren Stickstoffentfernung von 87% ergibt sich eine Fracht im Ablauf (**NO<sub>3</sub>-Ne+TKNe**) von 1,3 g N/EW/d. Über Denitrifikation (**Ndeni**) wurden 5,9 g N/EW/d und über den Überschußschlamm (**ÜS(N)**) im Mittel 2,8 g N/EW/d entfernt. Ähnlich wie die CSB-Fracht schwankte auch die Stickstofffracht im Überschußschlamm während des Jahres, und zwar zwischen 2,2 und 3,8 g N/EW/d.

Die Rückläufe aus der Schlammbehandlung (**Nrück**) wurden mit 0,2 g N/EW/d aus den Analysen der Schlammbehandlung (**SB**) ermittelt. Analog zur CSB-Bilanz mit **CSB-Abluft** wurden über die P-Bilanz mit den Stickstoff- und

Phosphoranalysen des zu entsorgenden Klärschlammes eine spezifische Stickstofffracht im Klärschlamm (**KS**) von 2 g N/EW/d abgeschätzt. Über  $\ddot{U}S(N)$ ,  $KS(N)$  und  $N_{rück}$  (Abb. 6.10.) ergibt sich ein Stickstoffverlust im Schlamm durch biologische und/oder chemische Vorgänge von ca. 0,6 g N/EW/d.

**Tabelle 6.5.: Stickstoff-Bilanz von 1992, 1993 und 1994**

<i>N-Bilanz</i>	Einheit	1992 5 Monate	<b>1993</b> <b>12 Monate</b>	1994 8 Monate
TKNo-F	kg N/d	594	616	502
Ges-Ne-F	kg N/d	129	83	82
ND-F	kg N/d	274	356	268
ÜS(N)/nCSB	%	3,1	2,5	2,2
ÜS N-F	kg N/d	191	177	151
TKN MÜSE	kg N/d	3,8	1,7	1,6
TKN KFP	kg N/d	12,6	12,0	7,8
TKN Schl.b.	kg N/d	16,4	13,7	9,4
ÜS N - Schl.b.	kg N/d	175,1	163,3	141,8
N/oTS	%	8,7	7,6	7,2
<b>No-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>11,0</b>	<b>9,9</b>	<b>8,1</b>
<b>Ne-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>2,4</b>	<b>1,3</b>	<b>1,3</b>
<b>ND-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>5,4</b>	<b>5,9</b>	<b>4,5</b>
<b>ÜS N-F</b>	<b>g/EW/d</b>	<b>3,5</b>	<b>2,8</b>	<b>2,4</b>
ηN	%	78	87	84
ÜS N	g/EW/d	3,5	2,8	2,4
ÜS N - Schl.b.	g/EW/d	3,2	2,6	2,3
TKN Schl.b.	g/EW/d	0,3	0,2	0,2

**LEGENDE ZU TABELLE 6.5.:**

TKNo-F..... reduzierte Stickstoffverbindungen im Zulauf  
 Ges-Ne-F..... Gesamtstickstofffracht im Ablauf der Belebungsanlage  
 ND-F..... denitrifizierte Stickstofffracht  
 ÜS(N)..... Stickstofffracht über den Überschussschlamm entfernt  
 TKN MÜSE ..... N-Rückläufe aus der maschinellen Überschussschlammindickung  
 TKN KFP ..... N-Rückläufe aus der Kammerfilterpresse  
 TKN Schl.b. .... Stickstoffrückläufe aus der Schlammbehandlung  
 No-F, Ne-F ..... einwohnerwertspezifische Stickstofffracht im Zulauf und Ablauf  
 ηN..... Gesamtstickstoffentfernung

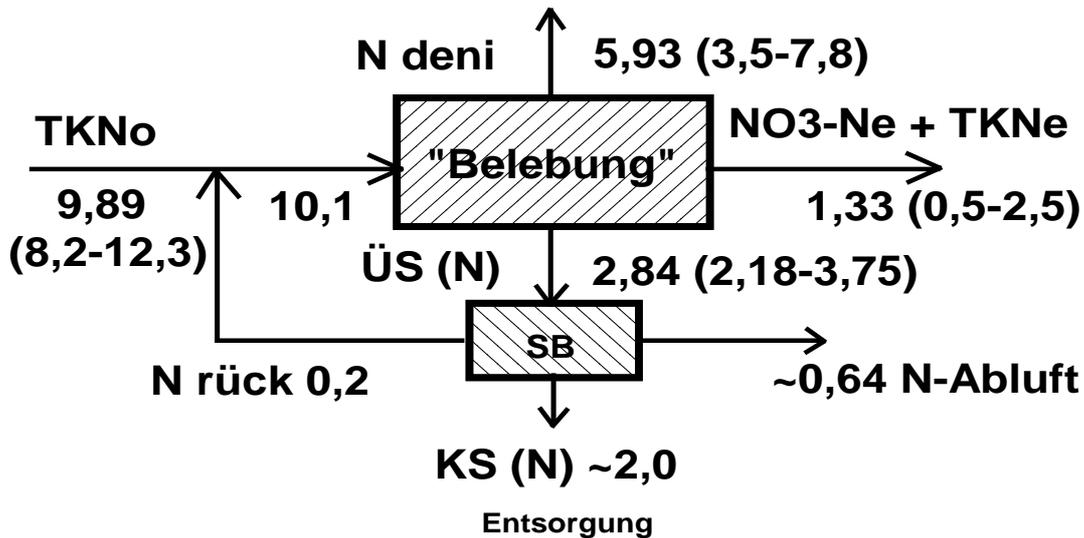


Abbildung 6.10.: Stickstoffbilanz 1993 ; Werte in g N/EW/d

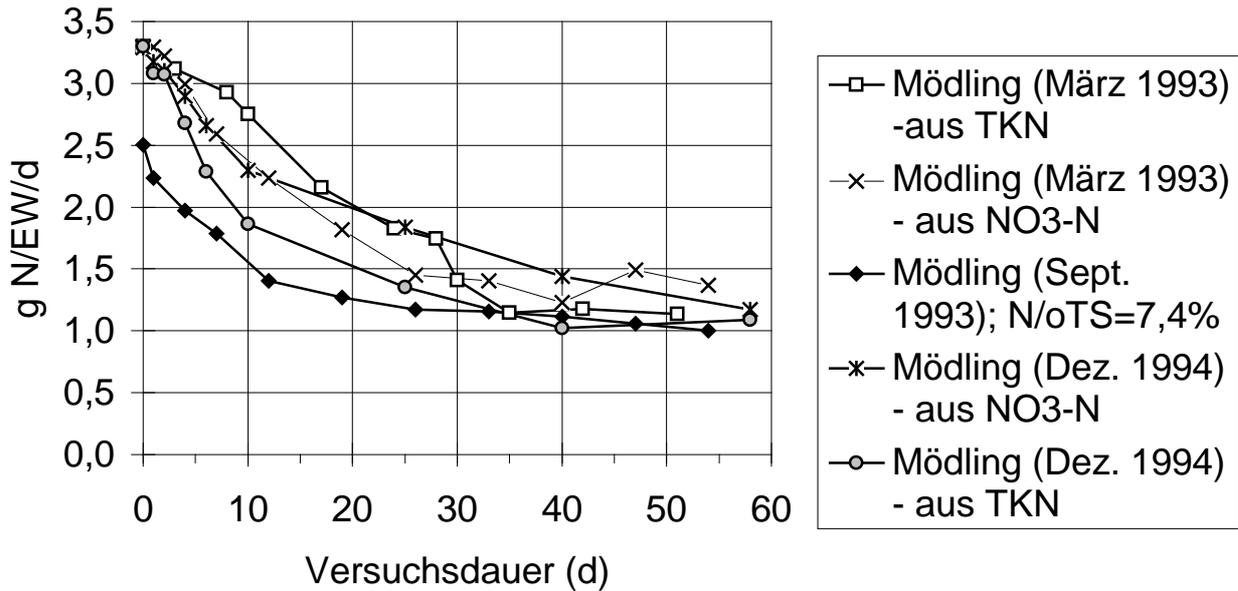
LEGENDE ZU ABBILDUNG 6.10.:

- TKNo..... reduzierte Stickstoffverbindungen im Zulauf  
 NO<sub>3</sub>-Ne+TKNe..... Gesamtstickstofffracht im Ablauf der Belebungsanlage  
 N deni ..... denitrifizierte Stickstofffracht  
 ÜS(N) ..... Stickstofffracht über den Überschußschlamm entfernt  
 KS(N) ..... Stickstofffracht im Klärschlamm  
 N rück..... Stickstoffrückläufe aus der Schlammbehandlung  
 N-Abluft ..... Stickstoffverluste bei der Schlammbehandlung

#### 6.4.1. Spezifische Stickstofffrachten und Stickstoffentfernung bei getrennter aerober Stabilisierung

Bei den Versuchen zur getrennten aeroben Stabilisierung von Überschußschlamm (Kap. 6.2.1.) wurden auch die Stickstoffparameter (TKN-Schlamm, NO<sub>3</sub>-N der filtrierten Proben) bestimmt, um Rückschlüsse auf die einwohnerwertspezifische N-Fracht im stabilisierten Schlamm und den daraus zu erwartenden Stickstoffrückflüssen aus der Schlammbehandlung zu erhalten.

In der Abbildung 6.11. ist die Abnahme der spezifischen Stickstofffracht aus der Abnahme des TKN-Gehaltes des Schlammes durch Hydrolyse und aus der Zunahme des Nitrats durch Nitrifikation dargestellt. Aus den Ergebnissen dieser Laborversuche wird ersichtlich, daß bei "vollständiger aerober Stabilisierung" die spezifische Stickstofffracht im Schlamm der Kläranlage Mödling auf ca. 1,2 g N/EW/d zurückgeht.



**Abbildung 6.11.: Abnahme der spezifischen Stickstofffracht im Überschußschlamm der Kläranlage Mödling bei getrennter aerober Stabilisierung im Standversuch**

Von der EMDE (1990) nimmt bei seinen Beispielen an, daß 2 g N/EW/d mit dem Schlamm aus der Anlage entfernt werden. Im Vergleich dazu gibt NOWAK (1993) für Belebungsanlagen ( $t_s=33d$ ) ohne Vorklärung eine spezifische Stickstofffracht im Schlamm von 1,6 g N/EW/d an.

Aus den Untersuchungen von ZGUBIENSKI (1993) konnte mit dem Belebtschlamm vom März 1993 bei vollständiger aerober Stabilisierung eine spezifische Stickstofffracht von 1,1-1,4 g N/EW/d ermittelt werden. Zwar war der Überschußschlammanfall im Monat März mit 59 g CSB/EW/d entsprechend 42 g oTS/EW/d über dem Jahresmittel von 37 g oTS/EW/d und daher nicht als typisch anzusehen, aufgrund der Untersuchungen von ZGUBIENSKI (1993) wurde dieser Monat für die folgenden Berechnungen gewählt (Tab. 6.6.). Stickstoffverluste bei der Schlammbehandlung wurden dabei nicht berücksichtigt.

Aus der Stickstoffbilanz (Abb. 6.10.) wird ersichtlich, daß der Stickstoff nur über die Denitrifikation als Stickstoffgas ( $N_{deni}$ ) und mit dem zu entsorgenden Klärschlamm ( $KS(N)$ ) aus dem Abwasser entfernt werden kann. Das Ausmaß der N-Entfernung über Denitrifikation wird vom Kohlenstoff- und/oder Nitratangebot

begrenzt und das Ausmaß an Stickstoffentfernung über den zu entsorgenden Klärschlamm ist von der Art der Schlammbehandlung und -entsorgung abhängig.

Die Höhe der N-Fracht, die denitrifiziert werden muß, um das geforderte Ausmaß an N-Entfernung gesichert einzuhalten, ist demnach von der Art der Schlammbehandlung und -entsorgung abhängig. Wird durch die Art der Schlammbehandlung weniger Stickstoff über den Klärschlamm aus der Abwasserlinie entzogen, so muß - bei gleicher prozentualer N-Entfernung - mehr denitrifiziert werden. Ist dies aufgrund der Abwasserzusammensetzung oder des Reinigungsverfahrens nicht möglich, so bedingt dies ein Ansteigen der Nitratwerte im Ablauf.

Den nachfolgenden Überlegungen zur N-Entfernung bei getrennter Stabilisierung wurden die Bilanz- und Versuchsergebnisse des Monats März 1993 zugrunde gelegt (Tab. 6.6., Abb. 6.12.). Für eine 85%ige Stickstoffentfernung und 2,0 g N/EW/d im Schlamm wäre eine Denitrifikation von ca. 6 gN/EW/d erforderlich (Tab. 6.6.). Dies entspricht fast einer theoretischen Verdopplung der erforderlichen Denitrifikation oder andernfalls einer Verdopplung bis Verdreifachung der Nitratablaufwerte, entsprechend ca. 11 mg/l NO<sub>3</sub>-N für den Betrachtungszeitraum März 1993. Diesen Berechnungen liegt eine vollständige getrennte aerobe Stabilisierung des Belebtschlammes nach 50 Tagen bei ca. 20°C zugrunde, welche im praktischen Betrieb jedoch nicht zu erwarten ist. Sie zeigen jedoch die maximal zu erwartenden Rückläufe aus der Schlammbehandlung im Falle einer getrennten Stabilisierung.

**Tabelle 6.6.: Stickstoffbilanzen für den Monat März 1993, denen verschiedene spezifische N-Frachten im Klärschlamm zugrunde gelegt wurden**

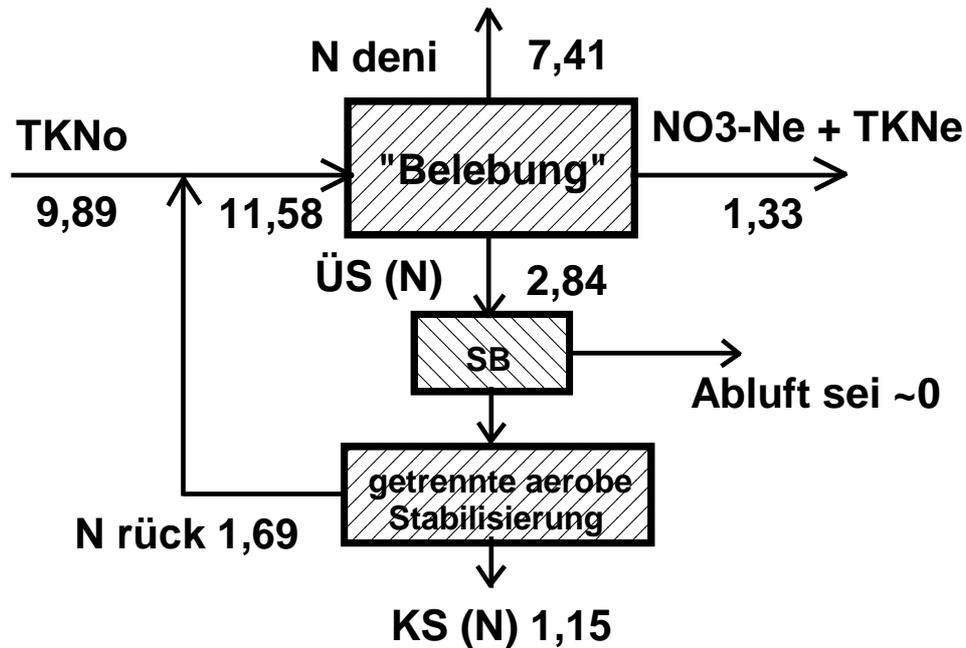
N - Bilanz		März93	< Annahme >		
			n		
$\eta$ N	%	<b>73</b>	<b>73</b>	<b>73</b>	<b>85</b>
TKNo	gN/EW/d	<b>9,1</b>	<b>9,1</b>	<b>9,1</b>	<b>9,1</b>
TKNo+Nrück	gN/EW/d	9,3	11,0	10,4	10,4
Ndeni	gN/EW/d	<b>3,5</b>	<b>5,2</b>	<b>4,6</b>	<b>5,7</b>
ÜS(N)	gN/EW/d	3,3	3,3	3,3	3,3
NO <sub>3</sub> -Ne+TKNe	gN/EW/d	2,5	2,5	2,5	1,4
KS (N)	gN/EW/d	<b>3,1</b>	<b>1,4</b>	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>
Nrück	gN/EW/d	0,2	1,9	1,3	1,3

**LEGENDE ZU TABELLE 6.6.:**

- $\eta$ N..... Stickstoffentfernung; 73% ermittelt für März 1993, 73% -Annahme 1,4 bzw. 2,0 gN/EW/S im Klärschlamm, 85% -Annahme mit 2,0 gN/EW/d im Klärschlamm
- TKNo..... Stickstofffracht im Zulauf
- Nrück..... Stickstoffrückläufe aus der Schlammbehandlung
- Ndeni..... denitrifizierte Stickstofffracht
- ÜS(N)..... Stickstofffracht über den Überschussschlamm entfernt
- NO<sub>3</sub>-N<sub>3</sub>+TKNe..... Gesamtstickstofffracht im Ablauf
- KS(N)..... Stickstofffracht im Klärschlamm

Legt man der Stickstoffbilanz für das Jahr 1993 die Ergebnisse aus der getrennten aeroben Stabilisierung (**KS(N)** 1,15 g N/EW/d) zugrunde, so ergibt sich für die Berechnung unter Beibehaltung des 1993 erreichten N-Entfernungsgrades von 87%, eine theoretisch zu denitrifizierende Stickstofffracht von 7,4 N/EW/d, d.h. eine erforderliche Steigerung der Denitrifikation von ca. 25% (Abb. 6.12. gegenüber Abb. 6.10.).

Unter Beibehaltung der 1993 im Mittel denitrifizierten Fracht von 5,93 g N/EW/d könnte jedoch auch weiterhin eine Stickstoffentfernung von ca. 72% eingehalten werden. Hinsichtlich der Ablaufkonzentrationen und der damit verbundenen Vorfluterbelastung, würde dies jedoch eine Verdopplung der derzeitigen sehr niedrigen Nitratablaufwerte der Kläranlage Mödling bedeuten, wenn der Schlamm getrennt stabilisiert wird und die denitrifizierte Stickstofffracht als gleichbleibend angenommen wird.



**Abbildung 6.12.:** Stickstoffbilanz 1993 bei Annahme einer getrennten aeroben Stabilisierung; Werte in g N/EW/d  
Annahme KS(N) = 1,15 g N/EW/d

Im Zeitraum 1993 lag der Stickstoffgehalt im Überschußschlamm zwischen 7 und 8 % bezogen auf die oTS. Nach den Versuchen zur getrennten aeroben Stabilisierung des Überschußschlammes betrug die spezifische Stickstofffracht ca. 1,2 g N/EW/d, die oTS-Fracht 18 g oTS/EW/d und der Stickstoffgehalt somit 7 % bezogen auf die oTS. Durch die getrennte aerobe Stabilisierung veränderte sich daher der Stickstoffgehalt im Klärschlamm bezogen auf die organische Trockensubstanz nicht wesentlich.

Es kann daher auf Basis der erstellten Bilanzen festgestellt werden, daß das bestehende Schlammbehandlungskonzept durch die unvollständige Stabilisierung mit dazu beiträgt, gleichbleibend niedere Stickstoff- und Phosphorablaufwerte zu erreichen. Dem gegenüber steht eine Verminderung des spezifischen Schlammanfalls von 55% für März 93, von 42 g oTS/EW/d auf ca. 19 g oTS/EW/d, bei getrennter aerober Stabilisierung. Dieser Biomasseabbau würde ungefähr eine Halbierung des zu entsorgenden Klärschlammes bedeuten.

**Es zeigt sich somit, daß die erreichbaren geringen Ges-N Ablaufkonzentrationen und der spezifische Schlammanfall voneinander abhängig sind und daher nicht gleichzeitig vermindert werden können.**

## 6.5. SCHWERMETALLGEHALTE IM KLÄRSCHLAMM UND ABLAUF DER KLÄRANLAGE MÖDLING - ERMITTLUNG EINWOHNERWERTSPEZIFISCHER SCHWERMETALLFRACHTEN UND ENTFERNUNGSWIRKUNGSGRAD

Zur Ermittlung des Wirkungsgrades der Schwermetallentfernung aus dem Abwasser und somit des Schwermetallrückhaltes im Klärschlamm wurden die Konzentrationen von Zink, Blei, Cadmium, Nickel und Kupfer in den "Ausschleusstellen" (Rechen- und Sandfanggut, Rücklaufschlamm, entwässerter Schlamm, Ablauf) bestimmt (Tab. 6.7. und Tab. 6.8.). Mittels der Daten aus den vorangegangenen Bilanzierungen von CSB und Phosphor wurden die einwohnerwertspezifischen Frachten und die Entfernungswirkungsgrade ermittelt.

**Tabelle 6.7.: Schwermetallgehalte im Rechen- und Sandfanggut und in Schlammproben (Sept. 1994) - Mittelwerte aus 3 bis 8 Messungen**

Probe	Zink Zn	Blei Pb	Cadmiu m Cd	Nickel Ni	Kupfer Cu	TS	oTS
	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	%	%
Sandfanggut nach der Sandwäsche	161	83	0,6	24	113	88	1,9
Rechengut nach der Rechengutwäsche	159	40	0,6	3	389	36,5	-
Belebtschlamm (Rücklaufschlamm)	856	174	3,3	22	225	2,04	53,0
Zulauf Kammerfilterpresse	872	171	3,9	25	248	7,5	51,7
Klärschlamm entwässert	934	180	4,3	31	268	22	41,2

Für die Berechnung der Schwermetalle im Klärschlamm wurde von den Meßwerten des Rücklaufschlammes ausgegangen. Als Bezugsgröße für die Schwermetallgehalte wurde der Phosphor herangezogen, da es sich um eine Anlage mit P-Entfernung handelt und aus den Bilanzierungen gut abgesicherte

Daten vorlagen. Dabei wurde von einer einwohnerwertspezifischen Phosphorfracht im Schlamm von 1,2 g P/EW/d (Jahresmittel '93) ausgegangen wurde. Weiters wurde ein Phosphorgehalt von 2,0 % der TS den Berechnungen zugrunde gelegt. Für die im Ablauf der Anlage erhaltenen spezifischen Schwermetallfrachten wurde von einem einwohnerwertspezifischen Abwasseranfall im Untersuchungszeitraum von 290 l/EW/d ausgegangen.

**Tabelle 6.8.: Schwermetallgehalte von membranfiltrierten Ablaufproben; Konzentrationen in mg/l**

Analysenwerte	Zink	Blei	Cadmium	Nickel	Kupfer
Beprobungszeitraum	Zn	Pb	Cd	Ni	Cu
11.-13.9.94	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	0,01
13.-15.9.94	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
15.-16.9.94 *)	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
16.-17.9.94 *)	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
17.-19.9.94	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
19.-21.9.94	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	0,01
21.-23.9.94	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
23.-25.9.94	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	0,01
Mittelwert	0,04	-	-	-	0,01
Nachweisgrenze der ICP-AES	0,005	0,100	0,010	0,020	0,010

**LEGENDE ZU TABELLE 6.8.:**

n.n..... nicht nachweisbar

\*) ..... Regen

**Zusammenfassung der Ergebnisse der Schwermetallbilanzen**

- Die Schwermetallgehalte im Rechen- und Sandfanggut liegen - bezogen auf den Trockensubstanzgehalt - zum Teil deutlich unter (Zn, Cd) zum Teil in der gleichen Größenordnung wie im Belebtschlamm. Da die im Rechen und Sandfang anfallende Feststofffracht vernachlässigbar ist gegenüber der

Klärschlammfracht, kann die über diese Wege ausgeschleuste Schwermetallmenge vernachlässigt werden (Tab. 6.7.).

- Der Ermittlung spezifischer Schwermetallfrachten sind in erster Linie die Schwermetallfrachten im Schlamm zugrunde zu legen, die gemessenen Werte im Ablauf liegen im Bereich der Nachweisgrenze.
- Die Schwermetallkonzentrationen im Ablauf zeigen keine Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung der Kläranlage.
- Im Vergleich mit den Untersuchungen von NOWAK (1993) liegen die spezifischen Schwermetallfrachten (g/EW/a) bei Zn, Ni und Cu in einer vergleichbaren Größenordnung zum Median von ca. 50 österreichischen Kläranlagen. Pb und Cd liegen jedoch deutlich über diesen Vergleichswerten (Tab. 6.9.).
- Der im Klärschlamm zurückgehaltene Anteil an Zink beträgt 82 %. Für die Berechnung der Kupferfracht im Ablauf konnten nur die Werte über der Erfassungsgrenze herangezogen werden, sodaß die tatsächliche Cu-Ablauffracht etwas niedriger sein muß. Der Rückhalt an Kupfer ist daher mit >82 % anzusetzen (Tab. 6.10.).

**Tabelle 6.9.: Spezifische Fracht an Schwermetallen im Klärschlamm der Kläranlage Mödling**

	Zn	Pb	Cd	Ni	Cu
mg/kgP	42775	8694	164	1113	11269
mg/EW/d	51,3	10,4	0,2	1,3	13,5
<b>g/EW/a</b>	<b>18,7</b>	<b>3,8</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>4,9</b>
<b>50%-Wert von ca. 50 österreich. Kläranlagen g/EW/a (NOWAK, 1993)</b>	<b>18,4</b>	<b>1,26</b>	<b>0,02</b>	<b>0,57</b>	<b>3,6</b>

**Tabelle 6.10.: Spezifische Schwermetallfrachten im Klärschlamm und im Ablauf sowie Schwermetallrückhalt**

		Zn	Pb	Cd	Ni	Cu
Schwermetalle im Klärschlamm	mg/EW/d	51,3	10,4	0,2	1,3	13,5
Schwermetalle im Ablauf	mg/EW/d	11,5	-	-	-	<2,9
Schwermetalle gesamt	mg/EW/d	62,8	-	-	-	<16,4
<b>Rückhalt der Schwermetalle im Klärschlamm</b>	<b>%</b>	<b>82</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>&gt;82</b>

## 6. MASSENBILANZEN - ERGEBNISSE UND DISKUSSION

## 7. VORFLUTERUNTERSUCHUNGEN (ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN)

### 7.1. ERLÄUTERUNG DER UNTERSUCHUNGSZIELE

Die im Wasserrechtsgesetz (§30 WRG 1959, BGBl 1959/215) geforderte Reinhaltung und der Schutz der Gewässer fand in der Herausgabe der vorläufigen Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern durch das BMfLF im Jahre 1987 eine wichtige Maßnahme zur Quantifizierung von Immissionswerten. Der Verordnungsentwurf vom 3.2.1992 sieht eine Differenzierung in unterschiedliche Gewässertypen vor. Für die Salmonidengewässer und Cyprinidengewässer wurden insgesamt 34 physikalische, chemische und biologische Parameter festgelegt, von denen im Einzelfall verschärfend oder lockernd abgewichen werden kann. Hinsichtlich der biologischen Parameter wurde die Güteklasse II nach dem 4-stufigen Saprobien-system festgelegt. Weiters darf keine toxische Beeinflussung der aquatischen Lebewesen bzw. Lebensgemeinschaften eines Fließgewässers gegeben sein. Der Geltungsbereich dieser Immissionsbegrenzungen umfaßt Fließgewässer, deren ausschließlich auf natürlichen Abflußvorgängen beruhender Durchfluß  $Q_{95\%} > 0,4 \text{ m}^3/\text{s}$  ist oder deren hydrographisches Einzugsgebiet  $> 50 \text{ km}^2$  ist.

Entsprechend dem Entwurf zur Immissionsverordnung (IMVO) für Fließgewässer sind für den Krottenbach die Immissionsbegrenzungen für Cyprinidengewässer nicht bindend, da sowohl der Durchfluß  $Q_{95\%}$ , als auch das hydrographische Einzugsgebiet unter den angegebenen Werten liegen. Aber gerade wegen der geringen Eigenwasserführung wurde der Krottenbach ausgewählt, um anhand der regelmäßigen Vorfluteruntersuchungen festzustellen, welche Wassergüte und saprobiologische Gewässergüte mit biologisch gereinigtem Abwasser erreicht werden kann.

Da sich eine vollständige Quantifizierung aller Analysenparameter (des Entwurfes der IMVO) über den gesamten Vorfluterverlauf für die Beschreibung des Gewässerzustandes der meßtechnischen Erfassung entzog, erfolgte die Bewertung der Wasser- und Gewässerparameter nach ausgewählten Bewertungsmaßstäben.

Hierzu wurden physikalisch-chemische sowie saprobiologische Untersuchungen und dazu ergänzend bakteriologisch-hygienische und ökotoxikologische Untersuchungen als Beurteilungskriterien für die Vorfluter- und Ablaufqualität herangezogen.

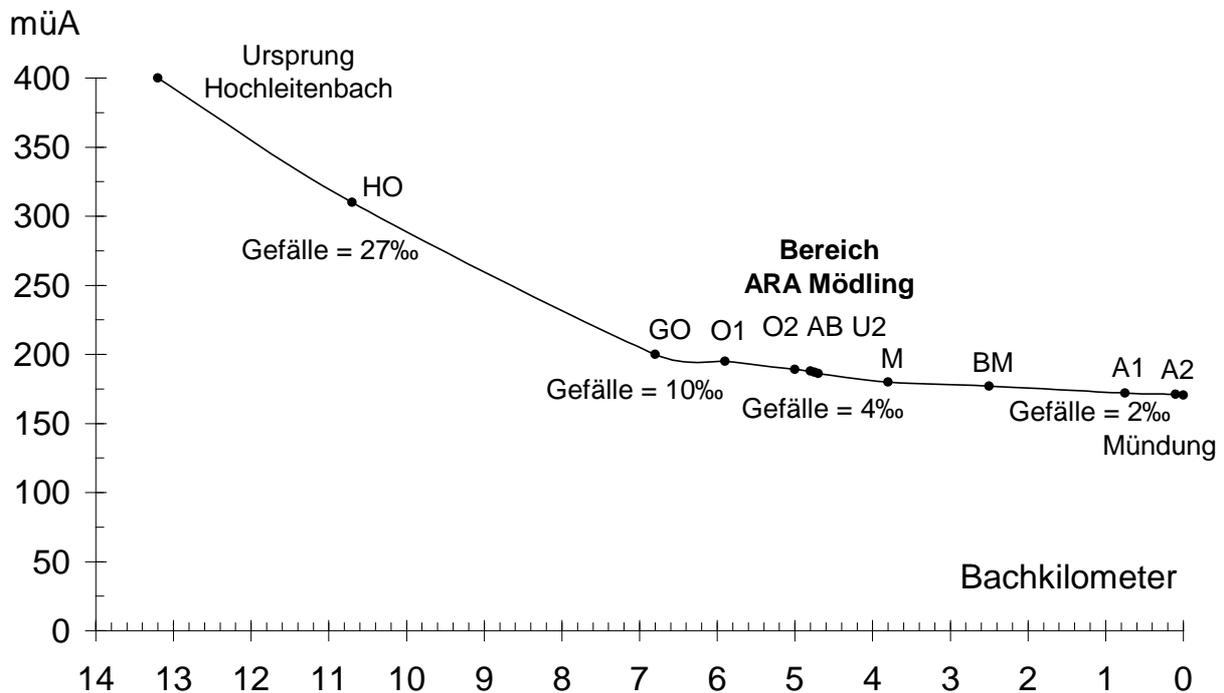
- Im Zuge der Beprobung des Kläranlagenablaufes und des Vorfluters im Zeitraum 1992 bis 1994 wurde anhand der physikalisch/chemischen Analysen, bakteriologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen der Wasserproben der momentane Zustand erhoben und
- mit der biologischen Güteuntersuchung des Gewässers (saprobiologische Beurteilung) der Zustand über die Zeit bewertet.
- Weiters wurde die Ablaufqualität der Kläranlage Mödling mit den Reinigungsergebnissen einer nachgeschalteten Sandfiltrationsanlage mit und ohne Fällmittelzugabe im Pilotmaßstab verglichen, die mit einem Teilstrom des Ablaufes beschickt wurde (KROISS *et al.* 1993). Für diese Untersuchungen wurde ein von oben nach unten durchströmter Überstau-Zweischichtfilter mit Luft-Wasser-Rückspülung eingesetzt (Filtermaterial Hydroanthrazit und Quarzsand, der Fa. Austrian Energy and Environment AE&E). Über die chemischen Parameter Ges-P, Schwebstoffe, TOC und die hygienischen Parameter Gesamtkeimzahl, E. coli, Fäkalcoliforme und Salmonellen sollten Aussagen über den Grad einer möglichen Verbesserung der Ablaufqualität der bestehenden Anlage - und somit einer weiteren Verminderung der Vorfluterbelastung - durch eine nachgeschaltete Reinigungsstufe ermöglicht werden.

### **7.2. CHARAKTERISIERUNG DER BEPROBUNGSSTELLEN AM VORFLUTER (KROTTENBACH)**

Die Untersuchungen des Krottenbaches von Okt. 1992 bis Aug. 1994 erfolgten durch Stichproben ca. 200 m oberhalb und unterhalb der Einleitung der Kläranlage, sowie in Achau vor der Einmündung in den Mödlingbach sowie an einigen Stellen im Längsverlauf (Abb. 7.1.). Die Auswahl der Stellen "oberhalb" und "unterhalb" erfolgte aufgrund der ähnlichen Morphologie des Krottenbaches vor und nach der Einleitung der Kläranlage. Die Probenahmestelle "Achau" stellt

mit 4-5 km nach der Einleitungsstelle der Kläranlage die entfernteste mögliche Meßstelle dar.

In den einzelnen Teilabschnitten der Fließstrecke des Krottenbaches wechseln teilweise hart verbaute Abschnitte mit naturnahen Fließstrecken ab, die eine gute Uferstrukturierung und reichliche Beschattung aufweisen.



**Abbildung 7.1.: Gefälle und Verlauf des Krottenbaches (Vorfluter der Kläranlage Mödling), nach FISCHER (1995)**

Zirka 100-200 m oberhalb der Einleitung der Kläranlage weist der Krottenbach eine leicht bogige Linienführung (beginnende Mäanderbildung) innerhalb eines deutlich begradigten Bettes auf (Breite ca. 80 cm). Die Linienführung richtet sich nach den Uferbäumen. Die Uferböschung (Neigung zwischen 40 und 60 %) besteht aus Erdreich, welches durch Wurzeln verfestigt ist. Die Böschungen sind an beiden Ufern einzeilig mit Pappel und Weiden und mehrzeilig mit Feldgehölzen (Holunder, Spitz- und Feldahorn, Esche) bewachsen. Aufgrund des hohen Beschattungsgrades (60-100%) ist die Krautvegetation nur spärlich ausgeprägt. Beiderseits der Ufer folgen bewirtschaftete Felder.

Unterhalb der Einleitung des Ablaufes der Kläranlage fließt der Krottenbach in einem begradigten Bett, mit geringer Breitenvarianz (3,5-5 m) und gleichförmigem Strömungsbild. Die Böschungsneigung beträgt 40-60%, wobei beide Ufer mit einer einzeiligen Baumreihe bewachsen sind, Beschattungsgrad ca. 100 %. Die Ufervegetation besteht aus vorwiegend Weiden, Holunder und vereinzelt Eschen sowie Ruderalpflanzen (Brennnessel, div. Gräser). An die Uferböschungen schließen beiderseits bewirtschaftete Felder an.

Der Krottenbach oberhalb Biedermannsdorf weist eine gestreckte Linienführung auf. Die Breite beträgt 3-5m. Die Turbulenz ist in diesem Bereich gering. Auf der linken Uferseite liegt innerhalb des Bachbettes eine kleine Insel. Das Ufer ist beidseitig mit Weiden und Holunder gesäumt, die Beschattung beträgt ca. 30%. Beidufriig liegen landwirtschaftlich genutzte Flächen

Der Krottenbach bei Achau fließt in einem begradigten Bachbett, das von einem unterbrochenen Baumbestand gesäumt wird. Die Ufervegetation besteht aus Holunder, Weide, Heckenrose sowie Brennnessel und Hartriegel. Die Bachbreite liegt bei 5-6 m, Breiten- und Tiefenvarianz sind sehr gering. Die Beschattung liegt im Durchschnitt bei 50 %.

Die Messungen der elektr. Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Temperatur und pH-Wert wurden an Ort und Stelle durchgeführt. Die Proben zur Bestimmung der weiteren chemischen Analysenparameter wurden bis zur Analyse bei 4°C aufbewahrt. Bakteriologische Untersuchungen wurden von 4°C gekühlten Proben innerhalb von zwei Stunden durchgeführt. Die Probenahmen zur Bestimmung der Gewässergüte aus der Zusammensetzung des Makrozoobenthos erfolgten mit Surber-Samplern, die Proben wurden teilweise vor Ort fixiert (HUMPESCH *et al.*, 1993, MOOG *et al.*, 1994).

## 7.3. ERGEBNISSE DER VORFLUTER- UND ABLAUFUNTERSUCHUNGEN

### 7.3.1. Chemische und physikalische Parameter

Der Krottenbach unterhalb der Einleitungsstelle besteht bei Trockenwetter fast vollständig aus dem Kläranlagenablauf und ist daher mit dessen chemischer Zusammensetzung fast identisch. Die physikalisch-chemischen Analysenparameter der Beprobungstermine sind im Anhang beigefügt. Die teilweise hohen Konzentrationen von Ammonium (bis zu 6 mg/l) aber auch der Kohlenstoffparameter (CSB bis zu 100 mg/l) oberhalb der Einleitung der Kläranlage weisen deutlich auf die zeitweise auftretende Vorfluterbelastung durch Abwassereinleitungen hin. Aufgrund der geringen Eigenwasserführung des Krottenbaches im Oberlauf, sind diese Belastungen jedoch von untergeordneter Bedeutung für die Vorfluterqualität unterhalb der Einleitung der Kläranlage. Ein gewisses Ausmaß diffuser Einträge aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen beidufrißig des Krottenbaches ist jedoch nicht auszuschließen.

Ein Vergleich der physikalischen und chemischen Parameter für Cyprinidengewässer im Entwurf zur Immissionsverordnung für Fließgewässer mit  $Q_{95\%} > 0,4 \text{ m}^3/\text{s}$  mit den chemischen Analysen des Kläranlagenablaufes und der Proben unterhalb der Einleitung der Kläranlage Mödling zeigt, daß die Immissionsbegrenzungen für die Kohlenstoff- und N-Parameter bei fast allen Beprobungen eingehalten werden können. Dies ist beim Parameter DOC auch auf den relativ hohen Fremdwasseranteil im Kläranlagenzulauf und der dadurch hervorgerufenen Verdünnung des Abwassers mit Fremdwasser zurückzuführen.

Den markantesten Einfluß des Kläranlagenablaufes auf den Vorfluter zeigt der Parameter Temperatur. In den Untersuchungen von FISCHER (1995) konnte in den Sommermonaten kein wesentlicher Unterschied der Temperatur im Längsprofil des Krottenbaches festgestellt werden. Im Winter jedoch kommt es unterhalb der Kläranlage zu einer deutlichen Temperaturerhöhung um etwa 7-8°C durch den Einfluß des Kläranlagenablaufes. Zwar vermindert sich die Temperatur bis zur Einmündung des Krottenbaches in den Mödlingbach wieder um 4°C, die ursprüngliche Wassertemperatur wird damit jedoch nicht mehr erreicht. Störungen im jahreszeitlichen Rhythmus der Wasserorganismen (u.a frühes Schlüpfen und

eine raschere Entwicklung der Larven zu Imagines...) und das Fehlen bestimmter Arten sind durch diese Temperaturveränderungen zwangsläufig gegeben. Durch die erhöhten Wassertemperaturen finden die Wasserpflanzen (allen voran die schneller wachsenden Grünalgen) ganzjährig günstige Bedingungen vor und können somit die Lichtbedingungen für die Photosynthese vor der Beschattung durch die Landpflanzen nutzen. Dies führt zu einem regelmäßig im Frühjahr beobachteten Bewuchs des Substrates mit fädigen Grünalgen. Sobald die Ufervegetation jedoch das Gewässer beschattet, verschwindet der Bewuchs mit Grünalgen schlagartig. Teilweise wird er von einem Kieselalgenbewuchs abgelöst.

FISCHER (1995) führt in den Untersuchungen des Krottenbaches aus, daß es durch die Einleitung des Ablaufes der Kläranlage in den anthropogen vorbelasteten Krottenbach hinsichtlich der physikalischen und chemischen Parameter zu keiner negativen Veränderung des Gewässerökosystems kommt. Die P-Konzentrationen im Kläranlagenablauf lagen an den sechs Beprobungstagen über den Analysenwerten des Krottenbaches oberhalb der Einleitung der Kläranlage, wodurch in den weniger beschatteten Fließabschnitten ein vermehrtes Algenwachstum begünstigt wird, das auch in einem merkbaren pH-Anstieg deutlich wird.

Die Auswertung aller Vorfluterbeprobungen zeigte jedoch auch, daß die Nährstoffkonzentrationen im Vorfluter oberhalb der Einleitung der Kläranlage zeitweise im Bereich der Ablaufqualität der Kläranlage liegen und an manchen Tagen sogar deutlich darüber sind. Im Längsverlauf zeigen zahlreiche Parameter ihre deutlichste Veränderung bis zur Probenahmestelle, die im ersten Fließkilometer unterhalb der Einleitung der Kläranlage liegt. Bei den Parametern Leitfähigkeit, CSB, Ammonium und Nitrat konnte durch die gleichbleibend niedrigen Ablaufkonzentrationen der Kläranlage eine deutliche Verbesserung der chemischen Parameter des Vorfluters festgestellt werden. (Tab. 7.1.).

**Tabelle 7.1.: Chemisch-physikalische Analysendaten von 1994/95 im Längsprofil des Krottenbaches, aus FISCHER (1995) Bezeichnung der Probenahmestellen nach Abb. 7.1.**

Stelle	<u>Sauerstoffgehalt (mg/l)</u>						<u>Temperatur (°C)</u>					
	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				11,2	11,2	12,7				8,4	8,4	-
GL				5,4	5,4	7,6				15,3	15,3	8,3
GO				11,2	11,2	9				12,7	12,7	5,0
O1	-	7,9	9	8,3	8,3	12,1	-	19,3	19,2	18,3	18,3	3,7
O2	-	8,6	6,4	8,8	8,8	13,3	-	26,4	19,6	9,7	-	2,2
AB	-	10,4	5,1	7,2	7,2	7,2	-	22,5	20,3	17,1	17,1	9,8
U2	-	9,2	6,6	7,7	7,7	8,2	-	24,2	20,0	16,4	16,4	9,5
M	-	8,6	6,8	7,4	7,4	9,7	-	23,1	20,0	15,3	15,3	9,4
A1	8,6	8,6	6,8	9,4	9,4	10,6	23,0	23,0	20,1	12,9	12,9	7,1
A2	9,2	9,2	6,2	9,2	9,2	11,32	23,0	23,0	20,2	13,0	13,0	6,1

**LEGENDE ZU TABELLE 7.1.: WITTERUNGSVERHÄLTNISSE**

7.8.1994..... bewölkt, Regen  
 10.8.1994..... sonnig, heiß  
 24.8.1994..... bewölkt, Starkregen  
 5.10.1994..... sonnig, kalt  
 19.12.1994..... bewölkt, kalt  
 12.1.1995..... bewölkt, kalt, Schnee

pH-Wert

	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				8,1	8,3	8,4
GL				7,6	7,7	7,7
GO				8,2	8,2	8,7
O1	7,2	7,8	7,5	7,9	8,3	8,2
O2	7,2	8,6	7,6	7,8	8,1	8,2
AB	7,6	7,8	7,4	7,5	7,7	7,6
U2	7,5	7,8	7,4	7,7	7,8	7,8
M	7,6	8,1	7,5	7,8	7,9	7,9
A1	7,7	8,3	7,5	8,0	8,2	8,1
A2	7,7	8,3	7,6	7,9	8,2	8,2

7. VORFLUTERUNTERSUCHUNGEN

Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

Stelle	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				1146	1125	1303
GL				1284	1255	1186
GO				927	1032	1353
O1	406	830	340	555	1003	1232
O2	462	878	362	823	1165	1252
AB	1010	1020	944	973	975	968
U2	968	1017	775	971	983	982
M	946	1029	744	974	982	980
A1	1013	984	556	977	1017	1061
A2	1011	982	565	965	997	1099

CSB (mg/l)

Stelle	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				26	16	20
GL				18	24	14
GO				23	12	20
O1	97	62	47	15	6	24
O2	120	22	100	28	10	16
AB	18	17	29	38	23	18
U2	27	19	26	29	19	17
M	32	22	46	28	25	21
A1	47	23	76	19	15	28
A2	47	27	100	20	15	26

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC in mg/l)

Stelle		10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				5,0	3,5	4,2
GL				5,0	6,5	3,7
GO				5,7	4,2	5,2
O1		2,9	8,4	2,3	3,6	5,0
O2		-	10,5	5,7	3,1	4,2
AB		6,6	6,7	7,2	5,8	5,5
U2		4,6	6,4	7,7	5,9	5,1
M		4,2	6,9	8,6	5,6	5,9
A1		5,4	8,1	8,1	5,5	7,8
A2		4,8	8,1	7,3	5,9	5,4

7. VORFLUTERUNTERSUCHUNGEN

PO<sub>4</sub>-P (mg/l)

Stelle	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				0,11	0,06	0,09
GL				0,11	0,27	0,15
GO				0,10	0,08	0,09
O1	0,27	0,16	0,29	0,10	0,04	0,09
O2	0,39	0,28	0,38	0,09	0,06	0,08
<b>AB</b>	<b>1,20</b>	<b>0,86</b>	<b>0,30</b>	<b>0,24</b>	<b>0,87</b>	<b>0,34</b>
U2	1,15	0,85	0,33	0,24	0,86	0,35
M	1,14	0,83	0,34	0,33	0,86	0,34
A1	1,07	0,78	0,29	0,41	0,89	0,33
A2	1,11	0,71	0,30	0,43	0,85	0,34

NH<sub>4</sub>-N (mg/l)

Stelle	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				0,02	0,03	0,02
GL				0,12	1,78	0,43
GO				0,07	0,08	,
O1	1,60	0,16	0,16	0,07	0,20	0,16
O2	2,00	0,28	0,56	<0,01	0,10	0,04
<b>AB</b>	<b>0,20</b>	<b>0,86</b>	<b>0,95</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>0,03</b>	<b>0,04</b>
U2	0,20	0,85	0,94	<0,01	0,03	0,04
M	0,20	0,83	0,65	<0,01	0,10	0,02
A1	0,10	0,78	0,62	0,05	0,02	0,02
A2	0,10	0,71	0,56	0,12	0,07	0,11

NO<sub>3</sub>-N (mg/l)

Stelle	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				5,29	4,15	3,51
GL				3,23	2,98	2,33
GO				6,33	8,37	6,92
O1	3,10	6,00	2,43	3,79	6,38	6,25
O2	2,80	2,85	2,81	3,11	5,37	5,45
<b>AB</b>	<b>2,20</b>	<b>3,09</b>	<b>3,96</b>	<b>3,46</b>	<b>0,63</b>	<b>1,27</b>
U2	2,40	3,13	3,55	3,48	1,13	1,09
M	2,50	2,97	3,57	3,61	0,87	1,12
A1	2,00	3,44	3,11	3,38	1,42	1,58
A2	1,80	3,61	3,30	3,30	1,62	1,85

NO<sub>2</sub>-N (mg/l)

Stelle	7.8.	10.8.	24.8.	5.10.	19.12.	12.1.
HO				<0,01	<0,01	0,02
GL				<0,01	0,06	0,06
GO				<0,01	<0,01	0,08
O1	0,30	0,05	0,13	<0,01	0,01	0,05
O2	0,60	<0,01	0,23	<0,01	0,02	0,05
AB	0,10	<0,01	0,33	<0,01	<0,01	0,05
U2	0,10	<0,01	0,29	<0,01	<0,01	0,05
M	0,10	<0,01	0,30	<0,01	<0,01	0,04
A1	0,10	<0,01	0,25	<0,01	0,01	0,05
A2	0,10	<0,01	0,24	<0,01	0,01	0,05

Aus den insgesamt 13 Vorfluteruntersuchungen, deren Einzelergebnisse im Anhang beigelegt sind, wurden die Untersuchungen von Sept. 1993 und Aug. 1994 herausgegriffen, da sie für normale Trockenwetterverhältnisse typisch und für lange Zeiträume repräsentativ sind. Die ermittelten Werte wurden den Parametern aus dem Entwurf zur Immissionsverordnung sowie den Grenzwerten des Wasserrechtsbescheides der Anlage gegenübergestellt (Tab. 7.2.).

Unterhalb der Kläranlage konnten in den Vorfluterproben im Mittel Konzentrationen von BSB<sub>5</sub> 1-2 mg/l, TOC 6,8 mg/l, DOC 4-5 mg/l sowie NH<sub>4</sub>-N 0,3 mg/l, NO<sub>3</sub>-N 3,1 mg/l, NO<sub>2</sub>-N 0,03 mg/l ermittelt werden. Der Phosphatwert wurde leicht überschritten, wobei aber anzumerken ist, daß zur Untersuchung der vermehrten biologischen Phosphorentfernung bewußt nicht immer ausreichende Mengen Fällmittel zur Simultanfällung eingesetzt wurden, um den im Wasserrechtsbescheid vorgeschriebenen Grenzwert von 1 mg Ges-P/l einzuhalten. Wie bereits in Kap. 5.2.1. (Tab.5.6.) gezeigt wurde, können mit Simultanfällung Ges-P Konzentrationen im Ablauf von im Mittel 0,6 mg/l erreicht werden. Ges-P-Ablaufwerte im Bereich von 0,3 mg/l (1.EVO für kommunales Abwasser für Kläranlagen >30000 EW im Seeneinzugsgebiet, 1991) konnten mit der **Sandfiltrationspilotanlage** (Flockungsfiltration mit Eisen-III-fällung;  $\beta$ -Werte 1,5-2,5) bei störungsfreiem Betrieb erreicht werden.

**Tabelle 7.2.: Vergleich - vorläufige Immissionsbegrenzungen, Ablaufwerte lt. Wasserrechtsbescheid sowie die erhobenen Untersuchungsdaten vom Ablauf der Kläranlage Mödling und Vorfluter (Krottenbach)**

Parameter	Einheit	vorläufige	Grenzwerte	8.9.1993	10.8.94	10.8.94	10.8.94	10.8.94
		Immissionswerte	WRB 1987	Kr.Achau	Kr.oberh.	Kr.unterh.	KA-Abl.	Kr.Achau
<b>Physikal. Parameter</b>								
Temperatur	°C			18,3	26,4	24,2	22,5	23
Temp.anstieg max. 3°C								
Höchsttemperatur 25°C								
pH-Wert zwischen 6,5 - 9,0	-			8	8,6	7,8	7,8	8,3
pH-Veränderung max. 0,3								
pH-Einheiten								
Sauerstoffgehalt	%	>80		94				
	mg/l	>6,5		8,5	8,6	9,2	10,4	9,2
<b>Chem. Parameter</b>								
<u>Anorganische Parameter</u>								
Härtegrad	°dH	<8		16,9				
NH4-N	mg/l	0,50	3 bzw. 5	0,05	0,0	0,1	0,0	0,3
Chlorid Cl	mg/l	150		94,1	84	93	92	93
NO3-N	mg/l	6,0	8,0	1,8	2,9	3,1	3,1	3,6
NO2-N	mg/l	0,05		0,03				
PO4-P	mg/l	0,20	Ges-P = 1,0	1,73	0,3	0,9	0,9	0,7
SO4	mg/l	100			114	141	141	145
<u>Organische Parameter</u>								
DOC	mg/l	5,5		TOC = 4,4	-	4,6	6,6	4,8
BSB5 mit ATH	mg/l	3,5	15,0	2	1	1	1	1
BSB5 ohne ATH	mg/l	6,0						
<b>Biolog. Parameter</b>								
Biologische Gewässergüte		<b>II</b>		<b>II</b>				<b>II*)</b>

**LEGENDE ZU TABELLE 7.2.:**

vorläufige Immissionswerte physikalische, chemische und biologische Parameter entsprechend dem Entwurf zur Immissionsverordnung für Cyprinidengewässer

Grenzwerte WRB... Grenzwerte entsprechend dem Wasserrechtsbescheid der Kläranlage Mödling

Kr..... Beprobungsstelle Krottenbach oberhalb bzw. unterhalb der Einleitung der Kläranlage Mödling bzw. Probenahmestelle Krottenbach bei Achau

KA-Ablauf..... Stichprobe aus dem Ablauf der Kläranlage Mödling

\*) ..... saprobielle Einstufung - Meßstelle: Krottenbach oberhalb Biedermannsdorf.

Die grundsätzliche Eignung der Abwassersandfiltration für die Schwebstoffelimination durch Filtration und für die Phosphorelimination durch

Flockungsfiltration konnte mit den bereits erwähnten Untersuchungen nachgewiesen werden. Eine weitgehende Schwebstoffelimination durch Filtration zeigte sich als möglich, jedoch ist bei guter Nachklärung (Schwebstoffe im Ablauf  $< 10$  mg/l) der Einfluß der Schwebstoffelimination ohne Fällung auf den Gehalt an organischer Substanz und Phosphor im Ablauf unbedeutend. Die gesicherte Einhaltung niedriger Schwebstoffkonzentrationen ist dabei jedoch nur möglich, wenn die Nachklärbecken einwandfrei funktionieren. Bei Feststoffüberritten (Schlammabtreiben) aus den Nachklärbecken ist der Sandfilter meist sehr rasch verstopft und daher nicht betriebssicher. Für die Sicherung sehr niedriger  $\text{PO}_4\text{-P}$ - und Ges-P-Ablaufmengen ist der Filter in Kombination mit der Flockungsfiltration nur einsetzbar, solange die Zulaufkonzentration zum Filter gesichert niedrig ist ( $< 1$  mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$ ) und ein Schlammabtrieb aus dem Nachklärbecken verhindert werden kann.

Abschließend kann zum Einsatzgebiet des abwärts durchströmten Sandfilters als Endstufe nach der biologischen Abwasserreinigung festgestellt werden, daß bei ausreichender Separationsleistung der Nachklärbecken und störungsfreiem Betrieb der Filtrationseinheit eine geringfügige Verminderung der Schwebstoffe (von im Mittel 4,2 auf 1,1 mg/l ohne Fällung) und damit des Ges-P auf 0,2-0,3 mg/l möglich ist. Hinsichtlich TOC und Ammonium liegen die Verminderungen der Ablaufkonzentrationen bei der Sandfiltration gegenüber dem Ablauf der Nachklärbecken im Bereich der Meßgenauigkeit.

Auch unter dem Gesichtspunkt einer gewässerökologisch orientierten Minimierung der Ablaufkonzentrationen erscheint der Einsatz einer Filtrationsstufe als weitere Reinigungsstufe für das Anlagenkonzept der Kläranlage Mödling nicht gerechtfertigt, da die eingetragenen Nährstoffe (N, P) trotz weiterer Verminderung nicht zum Minimumfaktor werden, um damit das Eutrophierungspotential herabzusetzen. So wurden u.a. von KOPF und PÖHLMANN (1989) für natürliche Phytoplanktonpopulationen ein  $K_s$ -Wert für Ges-P(filtriert) von 0,036 mg/l ermittelt. Hinsichtlich der Verminderung des Eutrophierungspotentials des gereinigten Abwassers ist die Simultanfällung wesentlich bedeutender und um vieles wirtschaftlicher als die Flockungsfiltration. Als limitierender Faktor für das Algenwachstum sind die Lichtverhältnisse und damit die weitgehende Beschattung des Krottenbaches anzusehen, welche auch eine wesentliche Voraussetzung für ein relativ geringes Algenwachstum im Krottenbach darstellt. Daraus ist notwendigerweise zu folgern, daß das abwassertechnische Reinigungspotential allein nicht ausreicht und ein

immissionsorientiertes Vorgehen mit flankierenden Maßnahmen im Gewässer erforderlich ist.

### **Beurteilung der chemisch-physikalischen Parameter**

Da die Biozönosen immer ein „Resultat“ der Einwirkungen von physikalischen und chemischen Umweltbedingungen sind, haben sich bereits früh Tendenzen entwickelt, die eine Zuordnung von saprobiologischen Einstufungen zu ausgewählten physikalisch-chemischen, biochemischen und in weiterer Folge bakteriologischen Parametern herzustellen versuchten. Beispiele dafür in der neueren Literatur sind

- Die Gütegliederung der Fließgewässer, nach LAWA (1976), zit.in FRIEDRICH (1990)
- Der Gewässergüteindex des LANDESAMTES FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN; SCHLESWIG HOLSTEIN (1982), zit. in MATSCHÉ (1991b)
- Der chemische Index in Bayern (BACH, 1986)

Dabei können die chemischen und physikalischen Parameter nur schwer mit den komplexen biologischen Vorgängen verglichen werden, weil die chemische Analyse die Eigenschaften des Wassers (Wassergüte) in einer „Momentaufnahme“ untersucht, während die biologische Analyse des Gewässers die Gewässergüte als „Langzeitaufnahme“ darstellt. Bei einer großen Datendichte chemisch-physikalischer Eigenschaften des Wassers sind aber durchaus Tendenzen der Verbesserung oder Verschlechterung des Zustandes der Wasserqualität erkennbar. BACH (1986) versuchte eine Zuordnung von Parametern der Wasserqualität von Oberflächengewässern zu einer Gewässergüte mit Hilfe des "chemischen Index" (CI). *Aus der bekannten Skala für den Saprobienindex wurde eine Vergleichsskala entwickelt, die eine vergleichende Einordnung der CI-Jahresmittelwerte erlaubt. Das Ergebnis ist eine 7stufige chemische Gewässerklassifizierung, die ergänzend neben der biologischen Klassifizierung steht und sich ihr zahlenmäßig im Jahresmittel bei genügender Dichte der Meßwerte annähert* (BACH, 1980). Der "chemischer Index" stellt eine dimensionslose Zahl zwischen 0 und 100 dar, mit 100 für die beste und 0 für die schlechteste Güte. Im chemischen Index sind Sauerstoffgehalt, Temperatur, pH, Leitfähigkeit, BSB<sub>5</sub> (ohne Nitrifikationshemmung), Ammonium (als NH<sub>4</sub>), Nitrat (als NO<sub>3</sub>) und Phosphat (als PO<sub>4</sub>) über eine unterschiedliche Wertung der einzelnen Parameter miteinander verknüpft. Die Gewässergüteklasse anhand des

chemischen Index nach BACH ergab für die Tagesmittelwerte der Ablaufparameter der Kläranlage Mödling folgende Einstufungen sowohl im Jahresmittel als auch im Median: 1992 und 1994 Güteklasse II-III/II und für 1993 Güteklasse II-.

### 7.3.2. Biologische Gewässergüte

Unter biologischer (oder saprobieller) Gewässergüte wird gegenwärtig die Belastung eines Gewässers mit organisch leicht abbaubaren Inhaltsstoffen verstanden (MOOG, 1995). Die aquatischen Biozönosen und damit auch die natürlichen Besiedelungsunterschiede werden weitgehend vom jeweiligen Gewässertyp geprägt, der von einer Reihe abiotischer Faktoren, wie der geographischen Lage, dem geologischen Untergrund sowie geochemischen und hydrologischen Eigenschaften, bestimmt wird. Kleinräumig bestimmen Strömung, Sauerstoffgehalt, Nahrungssituation u.a. die arten- und mengenmäßige Zusammensetzung von Biozönosen und damit auch die Gewässergüte unterschiedlicher Bachtypen. Die Gewässergüte wird in vier Güteklassen und drei Zwischenstufen dargestellt (Tab. 7.3.).

**Tabelle 7.3.: Gewässergüteklassen und Saprobienstufen nach LAWA (1976) zit. in FRIEDRICH (1990)**

Güteklasse	Saprobienstufe	Grad der organischen Belastung	Grenzwerte des Saprobienindex
I	oligosaprob	unbelastet bis sehr gering belastet	1,0-1,5
I-II	oligo/betamesosaprob	gering belastet	1,5-1,8
II	betamesosaprob	mäßig belastet	1,8-2,3
II-III	beta/alphamesosaprob	kritisch belastet	2,3-2,7
III	alphamesosaprob	stark verschmutzt	2,7-3,2
III-IV	alpha/polysaprob	sehr stark verschmutzt	3,2-3,5
IV	polysaprob	übermäßig verschmutzt	3,5-4,0

Die biologischen Gewässergüteklassen I, I-II, II und teilweise II-(III) entsprechen den natürlichen Belastungssituationen, wobei mit zunehmender Flußlänge der natürliche Belastungsgrad zunimmt (MOOG, 1995). Die Beurteilung der Gewässergüte von Fließgewässern beruht auf dem biologischen Befund anhand der Bestimmung des Saprobienindex. Dabei werden Präsenz und Frequenz von

Organismen in einem Gewässerabschnitt bestimmt, die aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche ein charakteristisches Verbreitungsgebiet haben und damit als Bioindikatoren das Ausmaß der Belastung eines Gewässers mit abbaubaren, organischen Stoffen anzeigen, die u.a. den Sauerstoffhaushalt beeinträchtigen. Im Unterschied zum chemischen Index können mit Hilfe der biologischen Gewässergütebeurteilung langfristige Einflüsse oder Beeinträchtigungen auf das Gewässer erfaßt werden. Bei der Bestimmung der Gewässergüte des Standortes "Krottenbach bei Achau" im September 1993 (vor der Einmündung in den Mödlingbach) wurde ein Saprobitätswert von 2,2 und eine Gewässergüteklasse von **II** ermittelt (HUMPESCH *et al.*, 1993). Die Bewertung der saprobiellen Gewässergüte der Probestelle "Krottenbach oberhalb Biedermansdorf" im August 1994 ergab ebenfalls **II** (MOOG *et al.*, 1994). Da über die biologische Gewässergüte die "Geschichte" des Makrozoobenthos erfaßt wird - kann daher auf die außerordentlich gute Wasserqualität des Kläranlagenablaufes über längere Zeit nach limnologischen Kriterien geschlossen werden.

Die Veränderung der Gewässergüteklasse des Krottenbaches bei Achau ist mit den Ergebnissen der NÖ-Umweltschutzanstalt (GEWÄSSERSCHUTZ NIEDERÖSTER-REICH, 1991) sowie HUMPESCH *et al.* (1993) und MOOG *et al.* (1994) in nachfolgender Tabelle zusammengefaßt. Zum einen wird der Zusammenhang zwischen dem Grad der Abwasserreinigung und der resultierenden biologischen Gewässergüte des Vorfluters unterhalb der Einleitung der Kläranlage deutlich, der fast ausschließlich durch den Ablauf der Kläranlage geprägt wird, und zu anderen wird ersichtlich, daß sich ein anthropogen beeinträchtigtes Gewässerökosystem im Laufe von nur wenigen Jahren (Vegetationsperioden) deutlich regenerieren kann.

**Tabelle 7.4. Vergleich der saprobiologischen Gewässergüte unterhalb der Einleitung der Kläranlage Mödling mit der Ausbaustufe der Anlage 1979 bis 1994**

Jahr	Ausbaustufe der Kläranlage Mödling	Gewässergüte 4km unterhalb Einleitung d. KA	Gewässergüte 1km unterhalb Einleitung d. KA
1979-1985 <sup>(a)</sup>	Hochlastbelebungsanlage ohne Nährstoffentfernung	III-IV/III	-

1990 (a)	derzeit bestehende Schwachlastbelegung ging in Betrieb	II-III/III	-
1991 (a)	-	II-III/(III)	-
1993 (b)	Optimierter Anlagenbetrieb der bestehenden Anlage; RÜB (d)	II	-
1994 (c)	-	-	II

**LEGENDE ZU TABELLE 7.4:**

- (a) ..... NÖ-Umweltschutzanstalt (GEWÄSSERSCHUTZ NIEDERÖSTERREICH, 1991)  
 (b) ..... HUMPESCH *et al.* (1993)  
 (c) ..... MOOG *et al.* (1994)  
 (d) ..... RÜB: Inbetriebnahme d. Regenüberlaufbecken Maria Enzersdorf und Brunn am Gebirge

Obwohl bei den Immissionsbetrachtungen die physikalisch-chemischen Parameter deutlich dominieren, so kann zusammen mit den dargelegten Ergebnissen über die biologische Gewässergüte des Krottenbaches abgeleitet werden, daß die Einhaltung der Parameter der Verordnung den Anforderungen des Wasserrechtsgesetzes entspricht und bei den meisten Parametern auch möglich ist. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang vor allem die Bedeutung der Überwachung der genannten Parameter, deren Einhaltung ein unabdingbares Kriterium für den ökologisch orientierten Gewässerschutz darstellt.

**7.3.3. Bakteriologisch-hygienische "Wasserqualität"**

Bakterien sind ein wichtiger Teil der natürlichen Gewässerbiozönose und bilden die Basis für die Funktionsfähigkeit von Gewässerökosystemen, da sie entscheidend an den Stoffumsatz- und Selbstreinigungsprozessen beteiligt sind. Durch Abwassereinleitungen und sonstige diffuse Einträge werden Abwasser- und auch pathogene Fäkalbakterien in Gewässer eingetragen, wobei es zu einer Verschiebung des Artenspektrums der autochthonen Mikroflora kommt. Somit sind Bakterien empfindliche Bioindikatoren, die im Gegensatz zu den Saprobienorganismen orts- und zeitbezogen den Gütezustand der Wasserqualität anzeigen und über die hygienische Qualität Auskunft geben. Die bakteriologisch-hygienische Einstufung der Wasserqualität anhand von Fäkalindikatorbakterien

stellt wie der chemische Index eine wichtige Ergänzung der biologischen Gewässergütebeurteilung dar (BAUMANN, POPP, 1993; POPP et al. 1993).

In den durchgeführten Untersuchungen wurde der Schwerpunkt auf die Wasserqualität des Ablaufs der Kläranlage gelegt, um prinzipielle Aussagen über die Keimreduktion der Belebungsanlage im direkten Vergleich mit der Sandfiltrationsanlage im Pilotmaßstab treffen zu können. Inwieweit Bakterien durch Selbstreinigungsprozesse im Gewässer reduziert werden, d.h. die bakterielle Belastung im Längsprofil des Krottenbaches, war hingegen nicht Gegenstand der Untersuchungen, da eine Gewässernutzung des Krottenbaches vor Einleitung der Kläranlage nicht gegeben ist. Weiters sollten "scheinbare" Keimreduktionen durch Sedimentation im Bachbett sowie Grazing und Adsorption am Aufwuchs ausgeschlossen werden können, wie sie u.a. von MARINO und GANNON (1991) festgestellt wurden. Vielmehr sollte die in der Praxis übliche und anerkannte Methode der Gewässerbeurteilung nach dem Saprobienindex, durch das Bewertungsschema für bakteriologisch-hygienische Verunreinigungen erweitert werden.

Im Zeitraum Dez. 1992 bis März 1993 wurden parallel zu den Untersuchungen der Sandfiltrationspilotanlage bakteriologische Untersuchungen des Ablaufes der Kläranlage (=Zulauf Sandfilter) sowie des Ablaufes des Sandfilters und des Zulaufes zur Kläranlage durchgeführt (Tab. 7.5.).

**Tabelle 7.5.: Kolonie bildende Einheiten (KBE/ml) von Zulauf und Ablauf der Kläranlage Mödling sowie der Filtrationsstufe im Pilotmaßstab**

	Zulauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage = Zulauf Filter	Ablauf Filter
<b>Gesamtkeimzahl (37°C):</b>			
MITTELWERT	4,7 * 10 <sup>6</sup>	7200	2100
Minimum - Maximum	(2,6 - 10,4 * 10 <sup>6</sup> )	(990 - 14400)	(350 - 5900)
Meßwerte	8	32	32
<b>Gesamtkeimzahl (22°C):</b>			
MITTELWERT	-	6900	2600
Minimum - Maximum	-	(1500 - 18000)	(500 - 6000)
Meßwerte	-	18	18

<b>E. coli:</b>			
MITTELWERT	-	270	60
Minimum - Maximum	-	(60 - 1600)	(25 - 170)
Meßwerte	-	21	21
<b>Fäkalcoliforme:</b>			
MITTELWERT	-	880	270
Minimum - Maximum	-	(23 - 1900)	(19 - 270)
Meßwerte	-	16	16
<b>Salmonellen</b>	-	pos.	Pos.
Meßwerte	-	6	6

**LEGENDE ZU TABELLE 7.5.:**

Angeführte Keimzahlen als Mittelwert von mindestens 5 Parallelansätzen á 2-3 Verdünnungsstufen

Gesamtkeimzahl DEV-Nähragar nach Merck, 22°C bzw. 37°C, 44h +/- 4h, Plattengußverfahren

E.coli .....EndoC (Merck) und parallel mFC (Difco), 45°C, 24h, Membranfiltration

Fäkalcoliforme EndoC (Merck), 37°C, 24h, Membranfiltration

Salmonellen.....Nach Regeneration und Anreicherung : 200 ml membranfiltriert für die Anreicherung; Salmosyst-Regeneration (8h), Anreicherung in zwei Stufen (22h), Differenzierung auf Rambach-Agar (22h), 37°C - nach Merck

Bei der Beurteilung der bakteriologischen Parameter ist zu berücksichtigen, daß in den klassischen Nachweismethoden nicht die Anzahl der Erreger gezählt wird sondern Kolonien (KBE = Kolonie bildende Einheiten). Die Anzahl der Einzelerreger, die zur Bildung einer Kolonie beigetragen haben, kann bei nativen, also partikelhaltigen Wasserproben nicht abgeschätzt werden.

**Tabelle 7.6.: Klassifizierung der Koloniezahl der heterotrophen Bakterien nach KOHL (1975)**

Kolonie bildene Einheiten KBE/ml	Grad der Verunreinigung mit organischen Substanzen	Güteklasse
bis 500	sehr gering	I
>500 - 1000	gering	I-II
>1000 - 10 000	mäßig	II
>10 000 - 50 000	mäßig stark	II-III
>50 000 - 100 000	stark	III
>100 000 - 750 000	sehr stark	III-IV

>750 000 - 500 000 000	außergewöhnlich stark	IV
------------------------	-----------------------	----

Entsprechend der Klassifizierung der Koloniezahl der heterotrophen Bakterien bei 22°C nach KOHL (1975) sind der Ablauf Kläranlage und Ablauf Sandfilter im Mittel als mäßig verunreinigt zu bezeichnen und entsprechen in beiden Fällen der Güteklasse II bezogen auf die Keimzahl.

Hinsichtlich der Fäkalcoliformen ergibt sich der Grad der fäkalen Verunreinigung nach KOHL (1975) mit "sehr stark" verunreinigt.

Die Bestimmung der Salmonellen über Anreicherung zeigte vor und nach der Filtration einen positiven Befund. Da 100 % der entnommenen Proben (Kläranlagenablauf und Ablauf Sandfilter) salmonellenpositiv waren, ist der Grad der Salmonellenbelastung als "hochgradig" salmonellenbelastet zu bezeichnen (POPP, 1957). Das Ausmaß der fäkalen Belastung und der positive Salmonellennachweis, lassen daher weder Bade- noch Trinkwassernutzung zu.

Die Reduktion der Gesamtkeimzahl (GKZ) in der Belebungsanlage beträgt im Mittel 99,85 %. Zusammen mit der Abwasserfiltrationsanlage (im Pilotmaßstab) konnte eine Keimreduktion von 99,96 % festgestellt werden. Die Ergebnisse über die Keimzahlreduktion durch die Filtration decken sich sehr gut mit Ergebnissen bei Untersuchungen, die auf der Kläranlage Werdhölzli in Zürich durchgeführt wurden (HEISE und PFUND, 1990) (Tab. 7.7.).

Die hygienischen Anforderungen an die Badewasserqualität nach ÖNORM M6230 (GKZ < 1000/ml bei 22°C, 48h; E.coli < 100 in 100 ml und Salmonellen in 1 l nicht nachweisbar) konnte durch Filtration für die Gesamtkeimzahl zwar fallweise erreicht, doch für keinen der Parameter eingehalten werden. Die Anforderungen an die oberirdischen Zuflüsse zu Badegewässern (GKZ < 10<sup>4</sup>/ml; E.coli < 1000 in 100 ml) konnten im Falle der Gesamtkeimzahl eingehalten werden, allerdings wurden sie fallweise bereits im Ablauf der Kläranlage erreicht.

Um die hygienischen Anforderungen an Badewasserqualität bzw. an die oberirdischen Zuflüsse zu Badegewässern zu erreichen, reicht die Keimzahlreduktion durch Filtration nicht aus. Hier wäre jedoch die Filtration zur Reduktion von Trübung und Schwebstoffen als Vorstufe zu einer UV-Entkeimung denkbar.

Ein Vergleich mit der anhand des Makrozoobenthos ermittelten Gewässergüteklasse zeigt im wesentlichen eine Übereinstimmung mit der bakteriologischen Güteklasse II (bezogen auf die Gesamtkeimzahl) der entnommenen Ablaufproben der Kläranlage.

**Tabelle 7.7: Vergleich der Koloniezahl (KBE/ml) und Keimreduktion in der Biologie und der Flockungsfiltration der Kläranlage Werdhölzli (HEISE und PFUND, 1990) mit den Ergebnissen der Kläranlage Mödling**

Werdhölzli (17,7°C)	Stufe	Zulauf	Ablauf	$\eta$ (%)	RF	$\eta$ -ges(%)
Gesamtkeimzahl (-)	Biologie	5800000	14000	99,76	2,62	99,95
Gesamtkeimzahl (-)	Filtratio	14000	3100	77,86	0,65	
	n					
E.coli (-)	Biologie	-	-	99,77	2,64	99,98
E.coli (-)	Filtratio	-	-	92,86	1,15	
	n					
Werdhölzli (13,6°C)	Stufe	Zulauf	Ablauf	$\eta$ (%)	RF	$\eta$ -ges(%)
Gesamtkeimzahl (-)	Biologie	1200000	3000	99,75	2,60	99,90
Gesamtkeimzahl (-)	Filtratio	3000	1200	60,00	0,40	
	n					
E.coli (-)	Biologie	-	-	99,88	2,92	99,98
E.coli (-)	Filtratio	-	-	85,29	0,83	
	n					
Mödling (11,2°C)	Stufe	Zulauf	Ablauf	$\eta$ (%)	RF	$\eta$ -ges(%)
Gesamtkeimzahl (37°C)	Biologie	4700000	7200	99,85	2,81	99,96
Gesamtkeimzahl (37°C)	Filtratio	7200	2100	70,83	0,54	
	n					
Gesamtkeimzahl (22°C)	Filtratio	6900	2600	62,32	0,42	
	n					
E.coli (45°C)	Filtratio	270	60	77,78	0,65	
	n					

**LEGENDE ZU TABELLE 7.7.:**

(Temperatur)..... Abwassertemperatur im Untersuchungszeitraum [°C]

- ..... keine Angaben

(-)..... keine Angabe der Inkubationstemperatur

$\eta$  (%) ..... Keimzahlreduktion zwischen Zulauf Biologie und Ablauf Biologie bzw. Zulauf Filtration und Ablauf Filtration [%]

$\eta$ ges (%) ..... Keimzahlreduktion zwischen Zulauf Biologie und Ablauf Filtration [%]

RF..... Reduktionsfaktor  $RF = \log N_0 - \log N$ ;  $N_0 = \text{KBE im Zulauf [KBE/ml]}$ ,  
 $N = \text{KBE im Ablauf [KBE/ml]}$ . Danach entspricht ein RF von 2 einer  
 Abnahme der Konzentration um 99%, ein RF von 3 einer Abnahme um  
 99,9% usw.

Mödling Filtration .. Ergebnisse der Pilotanlage

#### 7.3.4. Ökotoxikologische Untersuchungen

In den Untersuchungen von FISCHER (1995) wurden parallel zu den physikalisch-chemischen Parametern der Wasserproben aus dem Längsprofil des Krottenbaches auch ökotoxikologische Tests durchgeführt, um Rückschlüsse auf die Wechselwirkungen zwischen den Wasserinhaltsstoffen zu gewinnen.

Für die Stufe der Primärproduzenten wurde bei den Tests die Grünalge *Selenastrum capricornutum* (Algen-Wachstumshemmtest, 72h, nach OECD 201), stellvertretend für die Konsumenten wurden Rotatorien (*Brachionus calyciflorus*, Roto-Toxkit, 24h, Mortalität) und Kleinkrebse (*Thamnocephalus platyurus*, Thamno-Toxkit, 24h, Mortalität) und als Vertreter für die Destruenten Bakterien (*Pseudomonas putida*,  $16 \pm 1$ h, Zellvermehrungshemmtest, nach DIN 38412 L8) verwendet.

Zudem wurden mit *Selenastrum capricornutum* Eutrophierungsversuche durchgeführt, wobei durch Aufstockung der Referenzansätze mit Nitrat und Phosphat entsprechend den Originalablaufproben, Aufschlüsse über das Eutrophierungspotential des Kläranlagenablaufes gewonnen werden konnten.

Von den im Zeitraum August 1994 bis Jänner 1995 durchgeführten sechs Beprobungsdurchgängen vom Oberlauf des Krottenbaches bis zur Mündung, konnte zweimal eine Hemmung durch eine Ablaufprobe festgestellt werden - und zwar ausschließlich der, des Algenwachstums am 7.8.1994 sowie ausschließlich der der Kleinkrebse am 19.12.1994. Hinsichtlich der übrigen Organismen konnte keine toxische oder hemmende Wirkung der Ablaufproben sowie der Proben unterhalb der Einleitung der Kläranlage nachgewiesen werden.

Oberhalb der Kläranlage zeigten die Vorfluterproben bei allen Beprobungsterminen eine starke bis sehr starke Hemmung oder Schädigung der Organismen aller trophischer Niveaus.

In den Eutrophierungsversuchen mit *Selenastrum* trat nach Aufstockung der "Kontrollansätze" mit Nährstoffen (Nitrat, Phosphat) gegenüber den reinen Kontrollansätzen ein teilweise erhöhtes Wachstum auf, das jedoch unter dem der Ablaufproben lag. Aus diesen Ergebnissen zeigt sich die Problematik, die im übrigen auch für die "Toxizitätstests" gilt, daß in Fließgewässerproben ein Ausschöpfen des Eutrophierungspotentials eher möglich ist, als in sog. "definierten Nährlösungen" für die Kontrollansätze dieser Testmethoden.

## **8. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK**

### **8.1. STAND DER TECHNIK - STAND DES WISSENS, VORGABEN UND ZIELE DER UNTERSUCHUNGEN**

Das Ziel dieser Arbeit ist es, in anwendungsorientierten Untersuchungen einer bestehenden einstufigen Belebungsanlage und des empfangenden Vorfluters die Datengrundlage und erforderliche Wissensbasis zu schaffen, die für die Beurteilung der Zusammenhänge zwischen technischem Aufwand, Betriebssicherheit, sowie zu erwartender Reinigungsleistung und Gewässergüte notwendig ist. Die aktuelle Notwendigkeit dieser Untersuchungen ergab sich aus den legislatischen Anforderungen, die aus der Novelle 1990 des Wasserrechtsgesetzes (1959) erwachsen. Vor allem bei Kläranlagen an Vorflutern mit geringer Eigenwasserführung, die typisch sind für große Teile Niederösterreichs, aber auch des Burgenlandes und der Oststeiermark, wird sich die Einhaltung aller Parameter der zu erwartenden Immissionsverordnung äußerst schwierig gestalten.

Die primäre Aufgabe bestand darin festzustellen, ob ein langfristiges Zusammenleben von Mensch und Gewässer in der gewässerökologisch schwierigen Situation der Kläranlage Mödling (als Modellfall) möglich ist, wenn man den dort eingesetzten Stand der Technik zugrunde legt. Dabei war es der Anspruch dieser Untersuchungen klar herauszuarbeiten, ob trotz der Einleitung des Ablaufes der Kläranlage Mödling im Vorfluter, der selbst nur eine sehr geringe Eigenwasserführung aufweist, eine Gewässergüte erreichbar ist, die den Anforderungen des Wasserrechtsgesetzes (von 1959 in der Fassung von 1990) entspricht. Der Grundgedanke dieser Arbeit war vor allem von der in diesem Forschungsbereich unumgänglichen da notwendigen Praxisnähe getragen, um die gewonnenen Ergebnisse für verschiedene Entscheidungen im Bereich Abwasserreinigung-Gewässerschutz heranziehen zu können.

Die Hauptfragestellungen bei den mehr als zweijährigen Untersuchungen bestanden im Bereich der Möglichkeiten zur Stickstoff- und Phosphorentfernung - mit Hilfe des einstufigen Belebungsverfahrens ohne Vorklärung - mit größtmöglicher Betriebssicherheit und in Untersuchungen des

Vorfluters in Zusammenhang mit der Kläranlagenfunktion sowie in der bilanzmäßigen Erfassung der Anlage bezüglich CSB, Stickstoff und Phosphor. In diese Auswertungen sollten auch die Rückläufe aus der Schlammbehandlung eingebunden werden, um das derzeit vorhandene Schlammbehandlungskonzept der Anlage bewerten zu können.

Auf der Basis der dabei gewonnenen Ergebnisse sollte mit den Auswertungen über die verschiedenen Betriebsweisen bei unterschiedlicher Belastung ermittelt werden, welche Grenzwerte und Entfernungswirkungsgrade mit welcher Sicherheit eingehalten werden können und welchen Einfluß dabei planmäßige Außerbetriebnahmen und Betriebsstörungen nehmen.

## **8.2. CHARAKTERISIERUNG DER ÖRTLICHEN SITUATION**

Die Kläranlage Mödling liegt südlich von Wien im Übergangsbereich zwischen mitteleuropäisch-ozeanischem Klima im Westen und pannonisch-kontinentalem Klima im Osten, mit einer jährlichen Niederschlagsmenge von ca. 600 mm. Das Einzugsgebiet der Kläranlage erstreckt sich auf die verbauten Gebiete von Brunn am Gebirge, Gaaden, Gießhübl, Hinterbrühl, Maria Enzersdorf, Mödling, Sulz/i.Wienerwald und Teile von Vösendorf und Wr.Neudorf mit insgesamt 96 km<sup>2</sup> Größe mit verschiedener Bebauungsdichte und einer Höhendifferenz von ca. 300 m. Hieraus ergibt sich eine Hauptsammlerlänge von 25 km und spürbare klimatische Unterschiede innerhalb des Einzugsgebietes mit entsprechenden Auswirkungen auf den Mischwasserabfluß. Aus der Erhebung der Abwasserbeseitigung 1991 wurde eine angeschlossene Einwohnerzahl an das öffentliche Kanalnetz von 56.051 und an Senkgruben mit 2.425 Einwohnern ermittelt. Der Mödlinger Sammler ist als Trennsystem und der Brunner Hauptsammler als Mischsystem ausgeführt. Teilweise undichte Kanäle sowie Falscheinmündungen führen zu hohen Fremdwasseranteilen im Rohabwasser. Die Beschickung der Anlage ist zufolge des Brunner Sammlers insgesamt charakteristisch für ein Mischverfahren.

## **8.3. CHARAKTERISIERUNG DES VORFLUTERS**

Der Abfluß des Vorfluters (Krottenbach) der Kläranlage Mödling beträgt im Mittel ca. 30 l/s. Der maßgebliche Niederwasserabfluß  $Q_{95\%}$  liegt in der Größenordnung von 10 l/s. Da im Jahresmittel der Abfluß der Kläranlage bei 250-300 l/s liegt und somit den Abfluß des Krottenbaches etwa 10-fach übersteigt, ist für die Qualität (Wasserqualität, biologische Gewässergüte) des Krottenbaches - neben den Belastungen durch Regenüberläufe im Oberlauf - der Ablauf der Kläranlage maßgebend.

## **8.4. CHARAKTERISIERUNG DES ABWASSERS**

Das zu behandelnde Abwasser kann als typisches häusliches Abwasser mit einem hohen Fremdwasseranteil (ca. 50%) charakterisiert werden. Das relativ hohe Verhältnis CSB/BSB<sub>5</sub> sowie der relativ geringe Unterschied zwischen der angeschlossenen Einwohnerzahl und der mittleren Belastung der Anlage mit 62.000 EW (auf Basis 120g CSB/EW/d) deuten auf einen Vorabbau im Kanalnetz hin.

## **8.5. KURZBESCHREIBUNG DER KLÄRANLAGE**

Die Kläranlage Mödling ist als einstufige Belebungsanlage ohne Vorklärung mit vorgeschalteter und simultaner Denitrifikation sowie chemischer und vermehrter biologischer Phosphorentfernung konzipiert. Die wesentlichen Anlagenteile sind Grob- u. Feinrechen, belüfteter Sandfang ( $V=208\text{m}^3$ ,  $O=70\text{m}^2$ ), Kontaktbecken (=Anaerobbecken1,  $V=1.000\text{m}^3$ ), Anaerobbecken (=Anaerobbecken2,  $V=4.600\text{m}^3$ ), 2 Belebungsbecken (mit je  $V=6250\text{m}^3$ ) mit insgesamt 12 Mammutrotoren ( $\varnothing$  1 m, Länge 9 m), sowie 3 Nachklärbecken (Rundbecken,  $\varnothing$  45 m,  $V=14.310\text{m}^3$ ,  $O=3 \times 1600\text{m}^2$ ). Die drei Rücklaufschlammumpfen haben eine Förderleistung von  $2 \times 800\text{l/s}$  und  $1 \times 300\text{l/s}$ . Die Steuerung der Sauerstoffzufuhr (Rotorbelüftung) erfolgt über den Sauerstoffgehalt in den beiden Umlaufbecken. Mit diesem Anlagenkonzept kann der Anteil des anoxischen Volumens in einem großen Bereich variiert werden (0-70%). Die zweistraßige Ausführung der Anlage erlaubt in den Sommermonaten ohne wesentliche Ablaufverschlechterung eine planmäßige Außerbetriebnahme eines der beiden Belebungsbecken. Die Anlage

wurde 1988 für 100.000 EW bei einer Raumbelastung von  $0,48 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  geplant und ging 1990 in Betrieb.

## **8.6. CHARAKTERISIERUNG DER TATSÄCHLICHEN BELASTUNG IN HINBLICK AUF DIE BEMESSUNG**

Unter den praxisrelevanten Betriebsbedingungen ergab sich eine Raumbelastung (Belebungsbecken + Anaerobbecken) von ca.  $0,4 \text{ kgCSB}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ , sowie eine Schlammbelastung von im Mittel  $0,05 \text{ kgCSB}/(\text{kgTS} \cdot \text{d})$  und ein Schlammalter  $>25$  Tagen. Durch die reichlich bemessenen Nachklärbecken kann die Anlage mit höheren Feststoffgehalten (TS-BB bis zu  $7 \text{ g/l}$ ) betrieben werden, wodurch die Einstellung eines höheren Schlammalters möglich wird. Desweiteren sind mit diesen großen Nachklärbecken durch die gute Abscheidewirkung (geringe Flächenbeschickung bei Trockenwetter) niedrige Schwebstoffgehalte im Ablauf möglich.

Legt man den "Immissionsfall" der Kläranlage Mödling einer Bemessung nach A131 mit dem Reinigungsziel Nitrifikation, Denitrifikation ( $\eta_{\text{N}} \sim 80\%$ ) und P-Entfernung zugrunde, so ergibt sich zufolge der höchsten Schmutzfracht im Winter (Belastung von ca. 84.000 EW) eine weitgehende Auslastung der KA-Mödling. Legt man die Grenzwerte des Wasserrechtsbescheides ( $5 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ ,  $8 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ ,  $1 \text{ mg/l Ges-P}$ ) der Bemessung für  $8^\circ\text{C}$  zugrunde, so ergibt sich eine Auslastung von 80%.

## **8.7. CHARAKTERISTIK DES BETRIEBES DER KLÄRANLAGE**

Die Untersuchungen der verschiedenen Betriebseinstellungen erfolgten im "Normalbetrieb" der Kläranlage unter praxisrelevanten Bedingungen, d.h. alle Entscheidungen bezüglich der Betriebsführung und der Revisions- bzw. Umbauarbeiten wurden ausschließlich durch den Betriebsleiter und das Personal der Anlage getroffen. Demzufolge wurden die in diesen Untersuchungen gewonnenen Ergebnisse ausschließlich unter normalen Betriebsweisen ermittelt

und sind daher diesbezüglich auch auf andere Kläranlagen ähnlicher Ausbildung übertragbar. Vom Institut für Wassergüte erfolgte gegenüber dem Kläranlagenbetreiber beratende Tätigkeit im Bereich der mikrobiologischen und chemischen Grundlagen der Abwasserreinigung sowie der Überprüfung und Umsetzung der Analysen der Eigenüberwachung.

## 8.8. SCHLUSSFOLGERUNGEN AUS DEN ERGEBNISSEN

- ⇒ Es ist möglich, mit einer Kläranlage ( $t_{TS} > 25d$ ) ganzjährig und unter normalen Betriebsbedingungen eine Ablaufqualität zu erreichen, die in einem Vorfluter ohne nennenswerte Eigenwasserführung eine biologische Gewässergüte II ermöglicht. Die Gewässermorphologie und die gute Beschattung des Vorfluters sind dabei von erheblicher Bedeutung. Die gute Belüftung des Ablaufes über Absturzbauwerke vor der Einleitung ist vermutlich ebenfalls wichtig. Wie weit die Verdünnung durch das Fremdwasser von Bedeutung ist (Einfluß des DOC), konnte leider nicht geklärt werden, da das Fremdwasser nicht beeinflussbar war.
  
- ⇒ Die hygienischen Anforderungen an die Badewasserqualität (nach ÖNORM 6230) konnten nicht eingehalten werden. Versuche mit einem nachgeschalteten Sandfilter haben gezeigt, daß die Badewasserqualität zwar fallweise erreicht, aber nicht gesichert eingehalten werden kann. Alle untersuchten Ablaufproben wurden mit salmonellen-positiv beurteilt.
  
- ⇒ Beim Vergleich und der Bewertung der verschiedenen Betriebszustände über ausreichend lange Zeiträume erwiesen sich Massenbilanzen als hilfreiche und notwendige Methode zur Eliminierung von Fehlern bei Probenahme und Analytik.
  
- ⇒ Die Ablaufwerte sowie die erzielten Entfernungsgrade (außer beim Phosphor in den Zeiträumen ohne bzw. mit geringem Fällmitteleinsatz zur Untersuchung der vermehrten biologischen Phosphorentfernung) konnten unter Auswertung aller vorhandener Daten über zwei Jahre gemäß den Begrenzungen der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (1991) im Mittel sowie als 85%-Wert eingehalten werden. Die Einhaltung der wasserrechtlich bewilligten maximalen Konzentrationen des Kläranlagenablaufes (Tab.8.1.) zu jedem Zeitpunkt erwies sich als nicht möglich.
  
- ⇒ Die Ermittlung des erforderlichen Belebungsbeckenvolumens in Abhängigkeit von der Temperatur zeigt, daß bei den vorherrschenden Temperaturverhältnissen eine zweistraßige Ausführung der Anlage als

Umlaufbecken mit Oberflächenbelüftung ausreichend ist, um bei planmäßiger Außerbetriebnahme eines Belebungsbeckens im Sommer eine wesentliche Beeinträchtigung der Ablaufqualität zu vermeiden.

⇒ Eine der wesentlichen Voraussetzungen für die extrem hohe Stabilität des Reinigungsergebnisses ist die einfache und robuste Ausführung der Kläranlage bzw. des Meß- und Regelsystems (Sauerstoffzufuhrsteuerung nur nach dem Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken).

**Tabelle 8.1.: Mindestanforderungen für kommunale Abwasserreinigungsanlagen über 50.000 EW (1991) und Grenzwerte der Kläranlage Mödling (1987)**

	Mindestanforderungen für KA >50.000 EW <sup>1)</sup>	Grenzwerte der Kläranlage Mödling		
		Trockenwetterfall	Mischwasserfall	
BSB <sub>5</sub> (+ATH)	15	15	15	mg/l
CSB	75	-	-	mg/l
TOC	25	-	-	mg/l
NH <sub>4</sub> -N	5 (über 12°C)	3 (Sommer) ; 5 (Winter)	-	mg/l
NO <sub>3</sub> -N	-	8	-	mg/l
Ges-P	1	1	-	mg/l
Schwebstoffe	-	30	30	mg/l
η BSB <sub>5</sub>	95	-	-	%
η CSB und Ges-P	85	-	-	%
η N (TKN+NO <sub>3</sub> -N)	70 (>12°C) ; 60 (8-12°C)	-	-	%

**LEGENDE ZU TABELLE 8.1.**

1) Bei Mischkanalisation gilt für den Trockenwetterzufluß laut 1.EVO (1991) §4 (2):

*Ein Emissionswert für einen Abwasserparameter ... gilt im Rahmen der Eigenüberwachung als eingehalten, wenn bei fünf aufeinanderfolgenden Messungen vier Meßwerte unter dem Emissionswert bzw. über dem Wirkungsgrad liegen und lediglich ein Meßwert den Emissionswert um nicht mehr als 50% (bei Ammonium nicht mehr als 100%) überschreitet bzw. unter dem Wirkungsgrad liegt ("4von5"-Regel).*

⇒ Durch die Maximierung der Denitrifikation treten große anoxische und anaerobe Zonen auf, die zu Lasten der aeroben Stabilisierung des

Belebtschlammes gehen, da die für den Stabilisierungsprozeß maßgebenden Zerfallsprozesse im anoxischen und anaeroben Milieu langsamer ablaufen als unter aeroben Bedingungen. Für die gleichzeitige aerobe Stabilisierung ist daher das aerobe Schlammalter das entscheidende Kriterium. In Laborversuchen zur getrennten aeroben Stabilisierung konnte gezeigt werden, daß trotz eines Gesamtschlammalters in der Kläranlage von >30d 40-50% der oTS des Belebtschlammes noch abbaubar waren.

⇒ Trotz des relativ hohen Fremdwasseranteils und den damit verbundenen ungünstigen Randbedingungen für die vermehrte biologische Phosphorentfernung, konnte mit ausschließlich vermehrter biologischer P-Entfernung in den Sommermonaten bis zu 68% P-Entfernung erreicht werden. Durch Kombination von vermehrter biologischer P-Entfernung und konventioneller Fällung (im Ablauf des Belebungsbeckens) zur Elimination der Restphosphorfracht können die Vorteile beider Verfahren ohne großen Fällmitteleinsatz bei gesicherter Einhaltung von 1 mg/l Ges-P erreicht werden. Nach den bisherigen Untersuchungen können beide Prozesse zur Phosphorentfernung ungestört nebeneinander zum Einsatz kommen. Bei der Schaffung günstiger Randbedingungen für die vermehrte biologische Phosphorentfernung und bei der Vermeidung von Phosphorrücklösung im Nachklärbecken stellen vor allem das Rücklaufverhältnis und der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken eine zentrale Rolle dar.

⇒ Analytik und Überwachung

a) Es konnte gezeigt werden, daß mit zunehmender Bestimmungshäufigkeit der einzuhaltenden Ablaufwerte - was im Sinne einer guten Fremd- bzw. Eigenüberwachung für den Gewässerschutz und für die Ermittlung notwendiger Informationen für die richtige Betriebsführung erforderlich ist - die Wahrscheinlichkeit des Erkennens einer Überschreitung wie erwartet steigt. Die sog. "4 von 5 - Regel" der 1.EVO (1991) ist daher keine geeignete Überwachungsvorschrift, da die Wahrscheinlichkeit des Erkennens von Überschreitungen von der Anzahl der Meßwerte abhängig ist.

b) Die Kläranlagen-Analytik ist wichtig für die Einhaltung von Grenzwerten. Die Durchführung der Analysen ist mit geeigneten Geräten relativ einfach,

und die Genauigkeit der Analysemethoden ist als ausreichend zu bezeichnen. Die wenigen Überschreitungen v.a. beim Ammonium, aber auch beim Nitrat hätten vermutlich durch richtiges Erkennen und Handeln beim Betrieb vermieden werden können. Es soll jedoch nicht unerwähnt bleiben, daß die Motivation und der Ausbildungsstand des Betriebspersonals der Kläranlage Mödling als hoch zu bezeichnen ist. Die Qualität der Ausbildung der Klärwärter ist die Voraussetzung, daß einerseits richtige Daten erhoben werden, andererseits aus den Daten die richtigen Schlüsse für den fortlaufenden Betrieb gezogen werden. Der Wissensstand der Klärwärter ist daher entscheidend für die Beurteilung von Analyseergebnissen. Eine gute Ausbildung des Kläranlagenpersonals stellt die "kostengünstigste" Methode dar, die Sicherheit des Einhaltens von Grenzwerten zu erhöhen.

c) Es hat sich gezeigt, daß eine regelmäßige Fremdkontrolle der Eigenüberwachungsanalytik sich als Ansporn und Korrektiv bewährt hat, um gelegentlich auftretende (u.U. systematische) Fehlbestimmungen rechtzeitig zu erkennen und abzustellen.

d) Die on-line-Messungen von Ammonium, Nitrat (und Phosphat) geben wertvolle Informationen für die Richtigkeit der Betriebsführung. Die Zuverlässigkeit der Geräte hängt sehr stark sowohl von der Güte des Gerätes als auch von seiner regelmäßigen Wartung ab.

⇒ Die Wirkung eines nachgeschalteten Sandfilters wurde in einer Pilotanlage überprüft. Dabei hat sich herausgestellt, daß die Schwebstoffe von im Mittel 5-7 mg/l auf im Mittel 2-3 mg/l reduziert wurden. Beim Phosphor konnte durch eine Flockungsfiltration eine Reduktion auf ca. 0,3 mg Ges-P/l erreicht werden. Diese Konzentration liegt aber immer noch bei weitem nicht in einem limitierenden Bereich für das Algenwachstum. Bei Schlammabtrieb und hohen Feststoffgehalten kommt es zu einer sehr raschen Verstopfung bzw. zu einem starken Rückgang der Abscheidewirkung. Die P-Grenzwerte der 1. EVO (1991) (außer bei Phosphor im Einzugsgebiet von Seen) können jedenfalls ohne Filter eingehalten werden. Es kann auch davon ausgegangen werden, daß für den Schutz von Fließgewässern ist eine reichlich bemessene Nachklärung viel bedeutender ist als eine Filtrationsstufe.

⇒ Die Schlammigenschaften waren stabil mit einem Index von ca. 100ml/g (Fädigkeit 2). Durch die Fällmittelzugabe konnte ein Index von ca. 90ml/g erreicht werden. Trotz starker Sauerstoffdrosselung in den Belebungsbecken und einem anaeroben und anoxischen Volumenanteil am Belebungsbeckenvolumen von zum Teil deutlich über 50% kam es zu keiner Blähschlamm-Bildung. Mikroskopische Untersuchungen des Belebtschlammes zeigten eine mäßige Individuenzahl und Artenvielfalt der Protozoen.

## 8.9. AUSBLICK

Die Einleitung des Ablaufes einer robusten einstufigen Belebungsanlage ohne Vorklärung in ein "Quasi-Trockengerinne" erscheint ökologisch vertretbar. Es konnte kein Widerspruch zwischen der Immissionsverordnung IMVO (Entwurf) und dem Güteziel laut Wasserrechtsgesetz ermittelt werden. Die Frage nach der Häufigkeit bleibt noch offen, mit der die Werte der IMVO eingehalten werden müssen. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse dieser Arbeit auf andere Kläranlagentypen und -größen bedarf gleichwertiger Paralleluntersuchungen mit vergleichbarer Methodik an anderen Standorten (womöglich auf europäischer Basis). Die Übertragbarkeit ist auch von den hydrologischen Verhältnissen des Vorfluters abhängig (z.B. Hochwasser, Lückenraumspülung etc.). Nicht geklärt ist die Bedeutung hygienischer Aspekte, sowie die allfälligen Auswirkungen auf das Grundwasser. Die Optimierung der biologischen P-Entfernung erfordert noch zusätzliche Forschungstätigkeit, weil sie mit allen anderen Optimierungskriterien in Wechselwirkung steht.

Die Frage der optimalen Schlammstabilisierung bei angestrebter weitgehender Nährstoffentfernung ist ebenfalls noch zu klären. Nach den vorliegenden Erfahrungen aus dieser Arbeit ist eine gleichzeitige Verminderung des Schlammanfalls und der Ges-N Ablaufkonzentrationen der Kläranlage ohne zusätzliche Maßnahmen nicht möglich.

## 9. VERWENDETE LITERATUR

- ABELING U. (1991). Alternative Bemessungsverfahren, auch unter Berücksichtigung von Zulaufschwankungen, *ATV Fortbildungskurs für Wassergütewirtschaft Abwasser- und Abfalltechnik, G/2 Abwasserreinigung, 9.-11.10.1991 Fulda*, ATV St. Augustin 1991, S. 9-1 - 9-19.
- ABELING, U., HÄRTL L., HARTWIG P., NOWAK O., OTTERPOHL R., SCHWENTNER G., SVARDAL K., WOLFFSON C. (1991). Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffelimination. *Korrespondenz Abwasser*, 38/2, 222-227.
- ANDREOTTOLA G., BONOMO L., POGGIALI L., ZAFFARONI C. (1994). A methodology for the estimation of unit nutrient and organic loads from domestic and non-domestic sources. *Europ. Wat. Pollut. Control*, 4 (6), 13-19.
- ATHANASSOPOULOS S. (1993). Ein Beitrag zur Problematik der BSB<sub>5</sub>-Bestimmung in der Abwasseranalytik. Diplomarbeit am Institut für Wassergüte, TU-Wien.
- ATV-Arbeitsblatt A-131 (1991). Bemessung von einstufigen Belebungsanlage mit Anschlußwerten über 5000 Einwohnerwerten, ATV, Hennef, BRD.
- ATV-Regelwerk (1993). Biologische Phosphorentfernung bei Belebungsanlagen
- ATV M208 (1994). Biologische Phosphorentfernung bei Belebungsanlagen, Merkblatt M 208, September 1994.
- BACH, E. (1980). Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, 24, H 4/5, 102-106.
- BACH, E. (1986): Der chemische Index. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie*, Band 40, 202-223.
- BAUMANN, M., POPP, W. (1993). Bakteriologisch-hygienische Belastung von Oberflächengewässern und Kläranlagenabläufen: Ursachen und Sanierungsvorschläge. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 47, 52-62.
- BAHRS, DICHTL, ENGLMANN, KAPP, KÖHLHOFF, SIEKMANN (1994). Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren, Arbeitsbericht der ATV/BDE/VKS-Arbeitsgruppe 3.1.1., *Korrespondenz Abwasser*, 3, 455-460.
- BÖHNKE B. (1989). Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung, *Korrespondenz Abwasser*, 36/9, 1046-1061.

- BORTLISZ J. (1978). Die instrumentelle Messung des organischen Kohlenstoffs und des chemischen Sauerstoffbedarfs. *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (Aachen)*, Band 26, 87-124.
- CSÉPAI L. (1969). Die Belebtschlammanlage der Stadt Mödling, *Wiener Mitteilungen* - Band 4, P7-P14.
- CSÉPAI L. (1993). Die Zentralkläranlage Mödling, *Wasser- und Abfallwirtschaft - Mitteilungen des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftverbandes*, Folge 12/1993.
- CSÉPAI L., KABELKA H. (1996). Practical testing of automatically controlled overflow weirs. *Wat. Res.* Vol 30, No. 3, 749-752.
- DEUTSCH, K., FLECKSEDER, H. (1995) Emissionsgrenzwerte und ihre Bedeutung für den Gewässerschutz, *Wiener Mitteilungen* - Band 125, A1-A44.
- DEV (1995). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- Abwasser und Schlammuntersuchung, Verlag Chemie.
- EASTHAM, W. (1981). Interpretation klinisch-chemischer Laborresultate. - Verlag S. Karger, Basel, zit. in HAMM A. (1991), S. 766, Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag Sankt Augustin (1991).
- ECKENFELDER, W. W. Jr. (1996). Principles of biological oxidation, *Industrial Water Pollution Control*, Ed. w. W. Eckenfelder Jr., MCGRAW-HILL BOOK COMPANY.
- EISELE G., KAPP H. (1988). Zur Beurteilung der Stabilisierung von belebtem Schlamm, *Korrespondenz Abwasser*, 9, 886-892.
- ELIOSOV B., ARGAMAN Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Wat. Res.* Vol. 29, No. 1, 155-163.
- ELSTER H.-J. (1966). Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässer-Beurteilung in Mitteleuropa. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 16, 759-785. zit. in WERTH, 1981.
- ELSTER H.-J. (1982). Zur Definition der "Gewässer"- bzw. "Wassergüte" und über die limnologischen Grundlagen ihrer Bedeutung in Vergangenheit und Zukunft. In: *Limnologische Beurteilungsgrundlagen der Wassergüte - Kolkwitz-Symposium 1981*, K. Aurand, R. Leschber (ed.), Gustav Fischer Verlag Stuttgart 1982.
- EMISSIONSVERORDNUNG FÜR KOMMUNALES ABWASSER (1991). Bundesgesetzblatt (BGBl. 180/1991) für die Republik Österreich, 12. April 1991

- EMISSIONSVERORDNUNG FÜR KOMMUNALES ABWASSER (1996). Bundesgesetzblatt (BGBl. 210/1996) für die Republik Österreich, 7. Mai 1996
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN (1991). Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 135, S. 40-52.
- FISCHER, K. (1995). Untersuchungen zur Auswirkung von biologisch weitgehend gereinigtem Abwasser auf kleine Vorfluter am Beispiel Kläranlage Mödling / Krottenbach. Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- FLADERER, F. (1992). Festlegung einer Versuchsanordnung und -durchführung für die Bestimmung der Kohlenstoffatmung mit Nitrat u./o. Nitrit als Elektronenakzeptor. Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien.
- FLECKSEDER, H. (1990). Veränderungen des Wassergüteaushalts beim naturnahen Aus- und Rückbau von Fließgewässern, *Landschaftswasserbau*, Band 10, S. 157-177 herausgegeben vom Inst. für Wassergüte und Landschaftswasserbau, 1990.
- FLECKSEDER, H. (1991). Gewässergütemodelle von Fließgewässern. *Landschaftswasserbau* - Band 11, Herausgegeben vom Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau Abt. für Gewässerregulierung Technische Universität Wien, in Zusammenarbeit mit der Österr. Gesellschaft für Natur- und Umweltschutz, 1991, S. 267-278.
- FLECKSEDER, H. (1993). Die Rolle der Nährstoffe in der aquatischen Ökologie - die Bedeutung der Nährstoffelimination in Kläranlagen für den Stoffhaushalt, *Wiener Mitteilungen* - Band 110, A1-A42.
- FORREST W. W. , WALKER D. J. (1971). The Generation and Utilization of Energy During Growth, *Advances in Microbial Physiology*, 5: 213-274.
- FRANZ, A. (1993). Mikrobiologische Grundlagen der Stickstoff- und Phosphorentfernung, *Wiener Mitteilungen* - Band 110, C1-C40.
- FRANZ, A. (1994). Untersuchungsbericht über den Einsatz von Zeolith auf der Kläranlage Mödling (Zeitraum Mai bis Oktober 1993). Technischer Bericht des Institutes für Wassergüte, TU-Wien.
- FRANZ, A. (1995). Praktische Erfahrungen bei der weitergehenden Abwasserreinigung bei einem schwachen Vorfluter - Am Beispiel der Kläranlage Mödling, *Wiener Mitteilungen* - Band 125, H1-H35.

- FRANZ A., NOWAK O, KROISS H. (1996). Mödling WWTP - Treatment efficiency and relationship to receiving water quality. Proceedings of the '7th IAWQ Conference on Large WWTP's, Vienna, Austria. Accepted for *Wat. Sci. Technol.*
- FREY, W. (1993). Bericht über Sauerstoffzufuhrversuche unter Betriebsbedingungen auf der Verbandskläranlage Mödling, TU-Wien.
- FRIEDRICH G. (1990). Eine Revision des Saprobien-systems. *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.*, 23, 141-152.
- GAMMETER S., FRUTIGER A. (1989). Wirkung kurzer Belastungsspitzen auf die Kleinlebewesen der Flußsohle. *Gas-Wasser-Abwasser*, No. 11, 703-713.
- GEWÄSSERSCHUTZ NIEDERÖSTERREICH (1991) Gewässergüteuntersuchung 1991, Zusammenfassung.
- HAMM A. (1991). Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag Sankt Augustin (1991).
- HAROLD F. M. (1987). *The Vital Force: A Study of Bioenergetics*, W. H. Freeman and Company, 1987.
- HEISE H., PFUND D. (1990). Reduktion von Bakterien und Viren in der biologischen Reinigungsstufe und Flockungsfiltration der Kläranlage Werdhölzli, *Gas - Wasser - Abwasser*, 70. Jahrgang, Nr.3, 193- 197.
- HENZE M., GRADY C. P. Jr., GUJER W., MARAIS G. v. R., MATSUO T. (1986). "Activated Sludge Model No. 1", *IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1*.
- HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M. C. MARAIS G. v. R., (1995). "Activated Sludge Model No. 2", *IAWQ Scientific and Technical Report No. 3*.
- HENZE M., MLADENOVSKI C. (1991). Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under aerobic, anoxic and anaerobic conditions. *Wat. Res.* Vol. 25, No. 1, 61-64.
- HOOVER S. R., PORGES N. (1952). Assimilation of dairy wastes by activated sludge. *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 24, No. 3, 306-312.
- HUMPESCH U. H. et al. (1993). Bestimmung der Gewässergüte des Krottenbaches bei Achau (unveröffentlicht).
- JUNGWIRTH M., MOOG O. (1995). Entwurf zum "Leitfaden für die Abwasserreinigung im ländlichen Raum Niederösterreich, Fließgewässer (Vorfluter) Ökologie.

- KAPP H. (1984). Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt, *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Bd. 86, 1984.
- KLÄRWÄRTERGRUNDKURS : *Wiener Mitteilungen* - Band 114 (1994)
- KOHL, W (1975). Über die Bedeutung bakteriologischer Untersuchungen für die Beurteilung von Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der österreichischen Donau. *Arch. Hydrobiol. Suppl* 44/4, 392-461.
- KOLKWITZ R. MARSSON M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Sonderabdruck aus: *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, Band 2, 1909.
- KOPF W., PÖHLMANN W. (1989). Die Veränderung der Phosphorkonzentration und eutrophierungsrelevanter Auswirkungen im Main. Aus HAMM A. (1991), 377-387.
- KOPPE, P., STOZEK, A. (1978). Resultate der täglichen chemischen Überwachung von sechs biologischen Kläranlagen über ein Jahr. Durchführung, Auswertung und Schlußfolgerungen. *Vom Wasser*, Band 50, 137-176.
- KROISS, H. (1993). Bemessungsgrundlagen und Grundlagen der Bemessung für Anlagen zur Stickstoffentfernung, *Wiener Mitteilungen* - Band 110, D1 - D-29.
- KROISS H., FRANZ A., SCHWEIGHOFER P., ZESSNER M. (1993). Über den Einsatz einer Abwassersandfiltrationspilotanlage zur Entfernung von Schwebstoffen, Phosphor und Keimen mittels Verfahren der Filtration und Flockungsfiltration. Technischer Bericht des Institutes für Wassergüte, Technische Universität Wien (unveröffentlicht).
- KROISS, H. (1994a). Die Bedeutung der Kinetik des biologischen Abbaues für Bemessung und Betrieb von kommunalen Belebungsanlagen, *Korrespondenz Abwasser*, 7, 1097-1104.
- KROISS H. (1994b). Wirklichkeitsnahe Bemessung von kommunalen Kläranlagen. Abschätzung und Bewertung von Sicherheit. Vortrag bei Essener Tagung März 1994.
- KROISS H. (1994c). Anforderungen an die Eigenüberwachung und ihr Verhältnis zur Fremdüberwachung, *Wiener Mitteilungen* - Band 116, A 1- A 26.
- KROISS H. (1995). Wirklichkeitsnahe Bemessung von kommunalen Kläranlagen, *Wiener Mitteilungen* - Band 125, F1-F34.
- KROISS H., PRENDL L. (1996). Einfluß von Fremdwasser auf Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. *Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft*, Technische Universität Graz, 18, 27-44.

- KUMMERT R., STUMM W. (1989). Gewässer als Ökosysteme. Grundlagen des Gewässerschutzes. Verlag der Fachvereine Zürich B. G. Teubner Stuttgart (1989).
- LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN, SCHLESWIG-HOLSTEIN (1982). Untersuchung des Zustandes der Benutzung des Bonsieler Kanals; zit. in MATSCHÉ (1991).
- LAWA (1976). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. zit. in FRIEDRICH (1990).
- LIEBMANN H. (1962). Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie Bd. 1, 2. Aufl, G. Fischer Verlag Jena, zit. in FRIEDRICH (1990).
- MARINO, R.P., GANNON, J.J. (1991). Survival of fecal coliforms and fecal streptococci in storm drain sediment. *Wat. Res.* 25, 1089-1098.
- MATSCHÉ, N. (1991a). Analytik und Probenahme; *Wiener Mitteilungen* - Band 98, L1-L17.
- MATSCHÉ N. (1991b): Chemische Parameter von Oberflächengewässern. In: *Landschaftswasserbau* (Hrsg.: Inst. f. Wassergüte und Landschaftswasserbau, Abt. f. Gewässerregulierung, TU-Wien) - Band 11, 187-208.
- MATSCHÉ, N.(1992). Die Rolle der chemischen Analytik im Rahmen ökologischer Fragestellungen; *Wiener Mitteilungen* - Band 108, A1-20.
- MATSCHÉ, N. (1993). Wechselwirkungen zwischen Stickstoff- und Phosphorentfernung; *Wiener Mitteilungen* - Band 110, I1-I22.
- MATSCHÉ, N., PRENDL, L., FRANZ, A. (1992): Erweiterung der Kläranlage Mödling. *Wiener Mitteilungen* - Band 100, H1-H25.
- MATSCHÉ, N. (1994). Bericht über die Abwasserfrachterhebung der Gemeinde Brunn/Gebirge, TU-Wien.
- McCARTY P. L. (1965). Thermodynamics of biological synthesis and growth. *Advances in Water Pollution Research* (Proceedings of the 2nd Internat. Conference held in Tokyo, Aug. '64), Vol. 2, 1st Edition, Pergamon Press 1965.
- McKINNEY, R.E.(1962). Microbiology for sanitary engineers. McGraw Hill Book Company,1962.
- MEISRIEMLER P., MÜLLER G. (1985). Beurteilung der Güte von Fließgewässern. Kritische Überlegungen zur Terminologie und Methodik. *Österr. Wasserwirtschaft*, 37, Heft 3/4, 93-98.

- MOOG, O. et al. (1994). Bestimmung der Gewässergüte des Krottenbaches oberhalb Biedermansdorf (unveröffentlicht).
- MOOG, O. (1995). Gewässerbeurteilung und Immissionsschutz. *Wiener Mitteilungen* - Band 125, C1- C31.
- MOSER, D. (1993). Interpretation von chemischen Analysendaten und ihre Überprüfung auf Plausibilität. *Wiener Mitteilungen* - Band 110, E1- E48.
- MOSER, D., THONHAUSER, Ch. (1994). Analysenverfahren für die Eigenüberwachung. *Wiener Mitteilungen* - Band 116, E1- E46.
- MOSER, D., KREUZINGER, N (1995). Summenparameter in der Abwassertechnik - eine kritische Betrachtung. *Wiener Mitteilungen* - Band 127, B1 - B45.
- MÜLLER, H. J. (1984). Ökologie , Gustav Fischer Verlag.
- MÜLLER, V. (1993). Bericht über Untersuchungen zur Rücklösung bei der aeroben und anaeroben Stabilisation unter besonderer Berücksichtigung der Arbeit von ZGUBIENSKI (1993). Praktikumsarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien.
- NOWAK O., SVARDAL, K. (1990). Nitrifikation und Denitrifikation, *Wiener Mitteilungen* - Band 81, G1-G55.
- NOWAK O. (1992). Persönliche Kommunikation
- NOWAK O. (1993). Der Einfluß der Klärschlammbehandlung und Klärschlamm Entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage, *Wiener Mitteilungen* - Band 110, G1-G55.
- NOWAK O. (1995). Nährstoff- und Schwermetallfrachten im Klärschlamm, *Wiener Mitteilungen* - Band 125, J1-J54.
- NOWAK O., FRANZ A., SVARDAL K., MÜLLER V. (1996). Specific organic and nutrient loads in stabilized sludge from municipal treatment plants. Proceedings of the '7th IAWQ Conference on Large WWTP's, Vienna, Austria. Accepted for *Wat. Sci. Technol.*
- NOWAK O. (1996a). Optimierung der N-Entfernung im Zusammenwirken von Indirekteinleiter und kommunaler Kläranlage, *Wiener Mitteilungen* - Band 129, 321-346.
- NOWAK O. (1996b). persönliche Kommunikation
- NUSCH E. A. et al. (1991). Eutrophierung gestauter und frei fließender Gewässer. Bericht der Arbeitsgruppen 4 und 5, aus HAMM A. Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern (1991), 331-563.

- OBERLEITNER, F. (1994a). 60 Jahre Bundes-Wasserrechtsgesetz, *Österreichische Wasserwirtschaft*, 5/6, 111-117.
- OBERLEITNER, F. (1994b). Drei Jahre Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 - bisherige Erfahrungen, *Österreichische Wasserwirtschaft*, 5/6, 117-124.
- OBERLEITNER, F. (1994c). Das österreichische Wasserrecht im Überblick, *Österreichische Wasserwirtschaft*, 5/6, 124-133.
- ÖNORM M 6230 (1980). Anforderungen an die Beschaffenheit von Badegewässern, Fachnormenausschuß 140, Wassergüte und -aufbereitung, Wien.
- ÖNORM M 6232 (1995). Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern, Fachnormenausschuß 140, Wassergüte und -aufbereitung, Wien.
- PANTLE K., BUCK H. (1955). Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach*. Wasser/Abwasser, 96, 604.
- PETER A., SARFERT F. (1991). Betriebserfahrungen mit der biologischen Phosphor- und Stickstoffentfernung im Klärwerk Berlin-Ruhleben und Marienfelde. *Wiener Mitteilungen* - Band 97, H1-H27.
- POINDEXTER J. S. (1987). Bacterial responses to nutrient limitation, in *Ecology of microbial communities*, Ed. M. Fletcher, T. R. G. Gray and J. G. Jones, Cambridge University Press, 1987.
- POPP, W., BAUMANN, M., MÖLLER DE VARGAS D. (1993). Bewertungsschema zur bakteriologisch-hygienischen Beurteilung der Wasserqualität von Fließgewässern anhand von Fäkalindikatorbakterien als Ergänzung zur biologischen Gewässergütebeurteilung. *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 47, 63-86.
- RESCH H. (1993). Bemessung und Gestaltung von Nachklärbecken, *Wiener Mitteilungen* - Band 110, L1-L26.
- RHEINHEIMER G. (1991). *Mikrobiologie der Gewässer*, Gustav Fischer Verlag Jena - Stuttgart.
- RHEINHEIMER G., HEGEMANN W., RAFF J., SEKOULOV (1988). *Stickstoffkreislauf im Wasser*. R. Oldenbourg Verlag München Wien 1988.
- SAN PEDRO, D. S., MINO, T., MATSUO, T. (1994). Evaluation of the rate of hydrolysis of slowly biodegradable COD (SBCOD) using starch as substrate under anaerobic, anoxic and aerobic conditions. *Water Quality International '94, IAWQ 17th Biennial International Conference*, Budapest, Hungary, 1, 411-418.

- SCHLEGEL, S. (1991). Maßnahmen zur biologischen Phosphatentfernung auf der Kläranlage Schermbeck, *Wiener Mitteilungen* - Band 97, I1-I22.
- SCHLEGEL, S. (1994). Ergebnisse und Folgerungen aus der Behandlung von Abwässern in Anlagen mit weitgehender Abwasserreinigung. *Korrespondenz Abwasser*, 41./11, 2030-2041.
- SCHUBERT, R. (1991). Lehrbuch der Ökologie, Gustv Fischer Verlag Jena.
- SCHWEIGHOFER P. (1994). Möglichkeit der Plausibilitätsprüfung von Meßdaten, *Wiener Mitteilungen* - Band 116, G1-G41.
- SCHWOERBEL J., GAUMERT D., HAMM A., HANSEN P. D., NUSCH E. A., SCHILLING N., SCHINDELE X. (1991). Akute und chronische Toxizität von anorganischen Stickstoff-Verbindungen unter besonderer Berücksichtigung des Ökosystemschatzes im aquatischen Bereich. Bericht der Arbeitsgruppen 1, aus HAMM A. Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern (1991), 111-205.
- SCHWOERBEL J. (1993). Einführung in die Limnologie, Gustav Fischer, Stuttgart, Jena 1993
- SERVIZI J. A., BOGAN R. H. (1963). Free energy as a parameter in biological treatment, *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Vol. 89, No. SA3, 17-75.
- SLATER, J. H. (1981). Mixed cultures and microbial communities, in *Mixed Culture Fermentations*, Ed. M. E. Bushell, J. H. Slater, Academic Press.
- SOLLFRANK U., KAPPELER J., GUJER W. (1992). Temperature effects on wastewater characterization and the release of soluble inert organic material. *Wat. Sci. Technol.* 25, 33-41.
- SPRENGER F.J. (1976). Die Bestimmung der Chemischen Oxidierbarkeit. *Vom Wasser*, Band 46, 125-138.
- STREETER, H.W., PHELPS H.B. (1925). A study of the Pollution and Natural Purification on the Ohio River - III. Factors Concerning the Phenomena of Oxidation and Reaeration. US Public Helth Service Bulletin Nr. 146; zit. in UHLMANN (1988).
- STOUTHAMER A. H. (1978). Energy-Yielding Pathways, in: *The Bacteria*, L. N. Ornston and J. R. Sokatch, Eds., vol. 6, Academic Press, New York, 1978, 389-462.
- SVARDAL K. (1991). Anaerobe Abwasserreinigung - ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter. Diss. TU-Wien, Institut für Wassergüte, *Wiener Mitteilungen* - Band 95.

- SVARDAL, K. (1993). Mess-, Regel- und Steuerungsstrategien, *Wiener Mitteilungen* - Band 110, J1 - J23.
- SVARDAL, K. (1995). Die Sicherheit des Einhaltens von Grenzwerten im praktischen Betrieb, *Wiener Mitteilungen* - Band 125, G1-G19.
- TIAN S., LISHMAN L., MURPHY K. L. (1993). Investigations into excess activated sludge accumulation at low temperatures. *Wat. Res.* Vol. 28, No. 3, 501-509.
- UHLMANN, D. (1988). Hydrobiologie, Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler, 3. Auflage, Gustv Fischer Verlag.
- VON DER EMDE (1957). Beitrag zu Versuchen zur Abwasserreinigung mit belebtem Schlamm, *Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover*, Heft 1.
- VON DER EMDE, W. (1980). Fortbildungskurs "Biologische Abwasserreinigung" 25.2.-29.2.1980 in Wien, TU-Wien, Q1-Q19.
- VON DER EMDE, W.(1984a). Bericht über die Erhebung der Abwassermenge und Schmutzfracht im Zulauf der Zentralkläranlage Mödling, TU-Wien,.
- VON DER EMDE, W. (1984b). Bericht über die Untersuchung der organischen und hydraulischen Belastung in den Hauptsammlern, der an die Kläranlage Mödling angeschlossenen Gemeinden, TU-Wien.
- VON DER EMDE, W. (1984c). Bericht über die Untersuchung der zentralen Abwasserreinigungsanlage Mödling, TU-Wien.
- VON DER EMDE, W. (1990). Betriebsweisen von Belebungsanlagen, *Wiener Mitteilungen* - Band 81, I1-I33.
- WAGNER W. (1992). Optimierung der Sicherheit und Zuverlässigkeit von Kläranlagen auf der Basis von Risikoanalysen. Dissertation, *Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern*, Band 4, 1992.
- WAGNER A. (1994). Ein Beitrag zur Bestimmung der Absterberaten autotropher und heterotropher Biomasse in Belebungsanlagen. Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien.
- WANNER O., KAPPELER J., GUJER W. (1992). Calibration of an activated sludge model based on human expertise and on a mathematical optimization technique - a comparison. *Wat. Sci. Tech.* 25 (6), 141-148.

WASSERRECHTLICHE BEWILLIGUNG DER KA-MÖDLING vom Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (28. 12. 1987).

WERTH W. (1981). Derzeit übliche Beurteilung der Güte von Oberflächengewässern aus biologischer, chemischer und physikalischer Sicht. *Wiener Mitteilungen* - Band 40, C1-C23.

WUHRMANN K. (1969). Reinigungsgrad und Gewässerschutz, *Wiener Mitteilungen* - Band 4, B1 - B30.

WUHRMANN K. (1974). Some problems and perspectives in applied limnology, *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 324-401.

WUHRMANN K. (1980). Aktuelle Ziele des Gewässerschutzes: Alter Wein aus neuen Schläuchen. *Münchn. Beiträge zur Abwasser-, Fischeri- und Flußbiologie*. 32, 9-23.

ZELINKA M., MARVAN, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57, 389-407; zit in FRIEDRICH (1990).

ZGUBIENSKI, V. (1993). Untersuchungen der Wege von organischen und anorganischen Nährstoffverbindungen im Bilanzraum "Kommunale Abwasserreinigungsanlage". Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien.

ZOBRIST J., BÜHRER H., DAVIS J.S. (1990). Zeitliche Entwicklung des Stickstoffs in den schweizerischen Gewässern. *Mitteilungen der EAWAG*, 30, 14-18.



## **10. ANHANG**

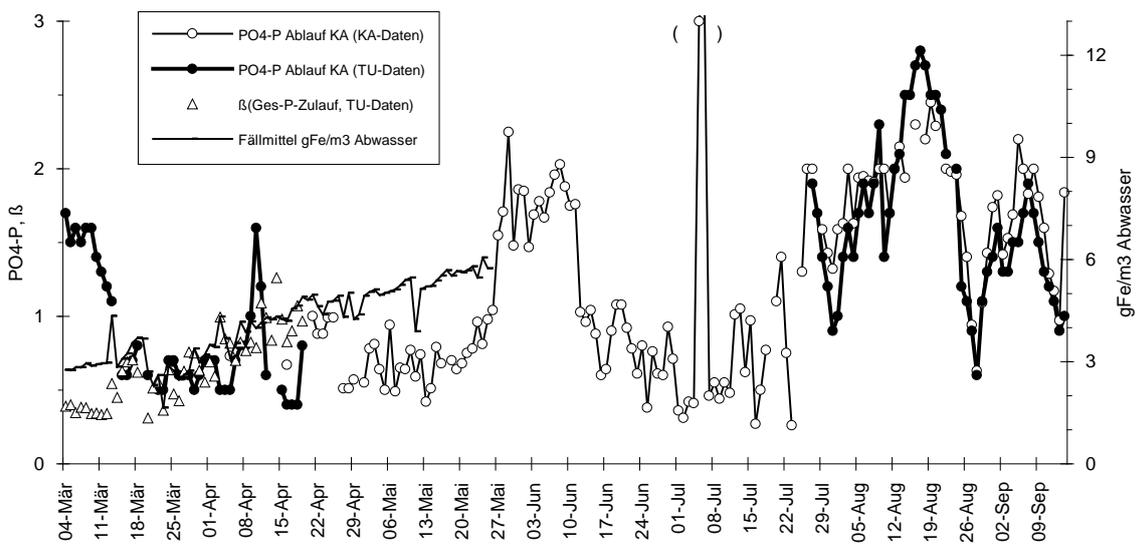
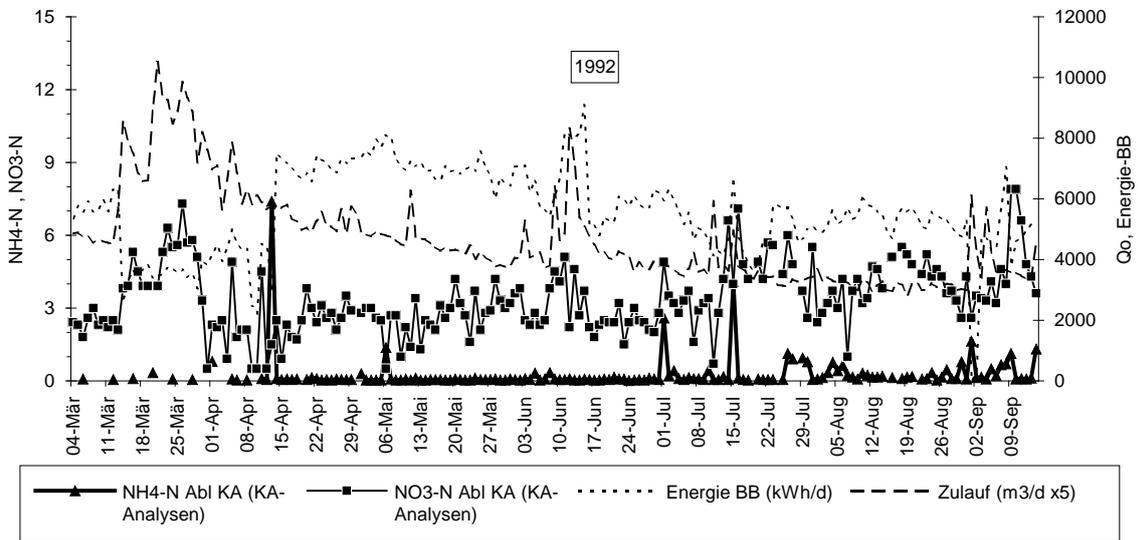
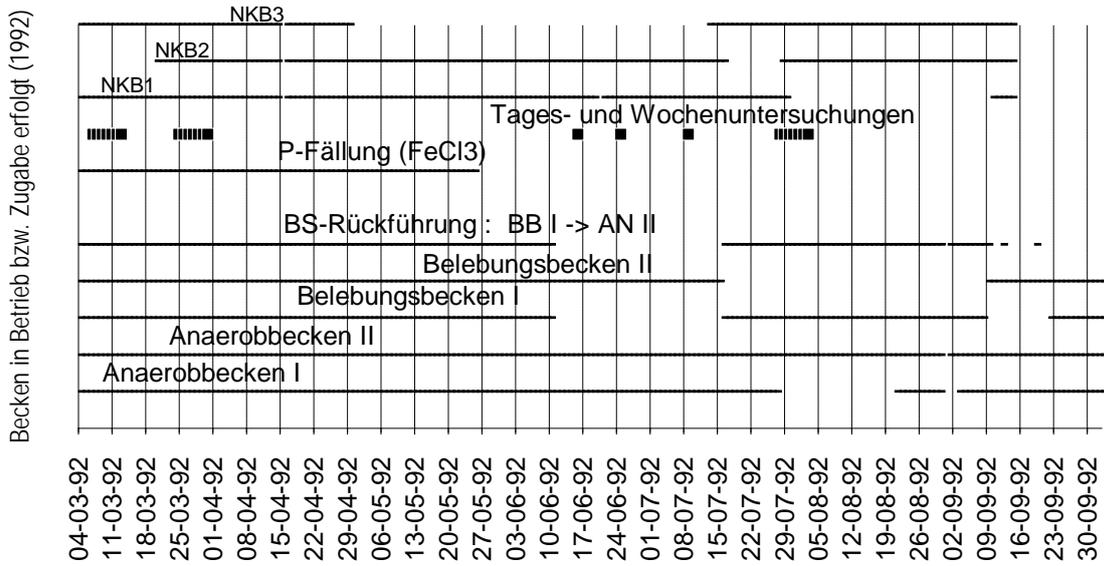


Abbildung : Betriebseinstellungen und Ablaufwerte vom März 92 bis September 92

10. ANHANG

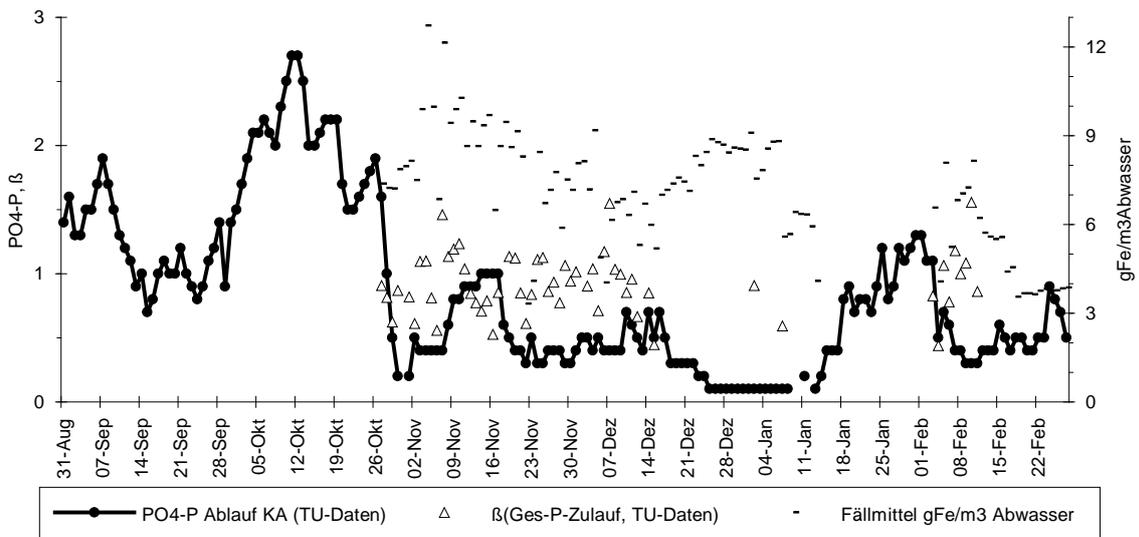
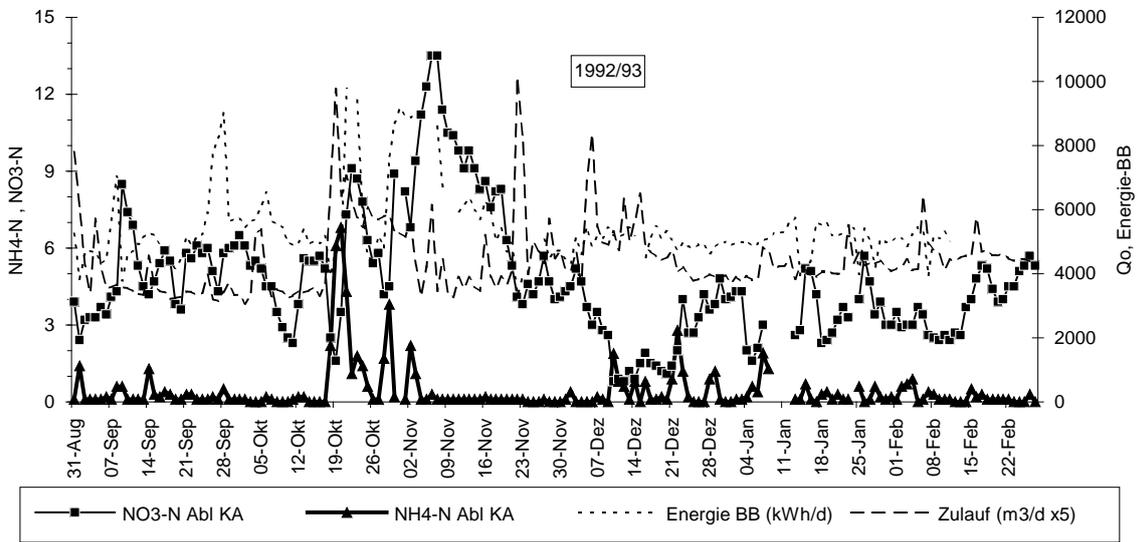
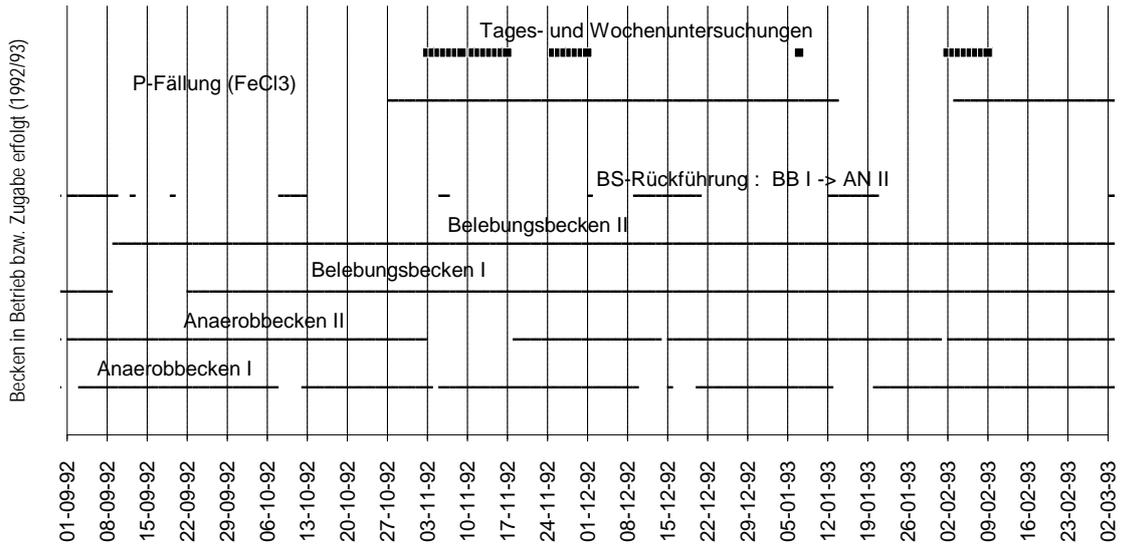


Abbildung : Betriebseinstellungen und Ablaufwerte vom September 92 bis März 93

10. ANHANG

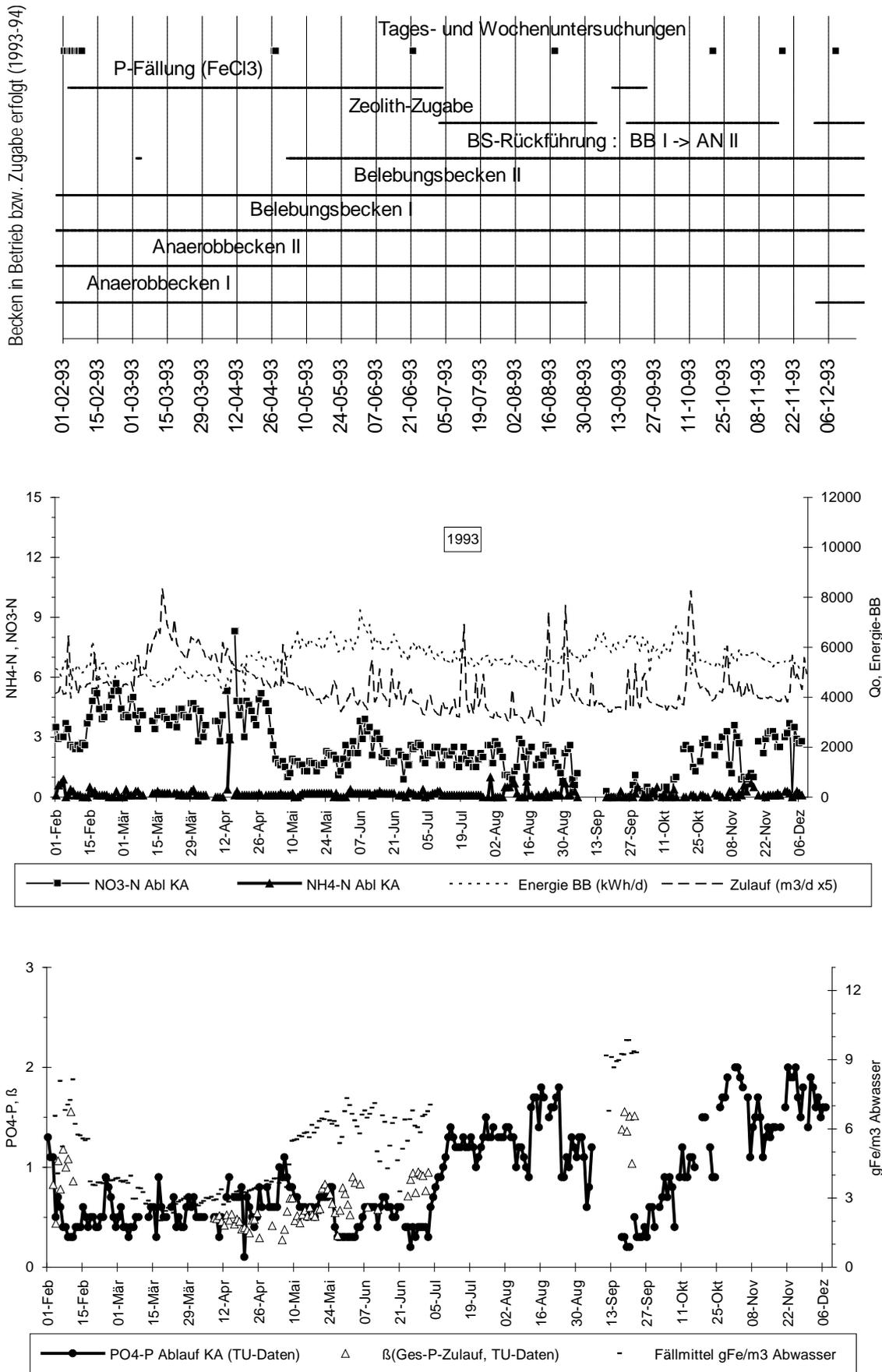


Abbildung : Betriebseinstellungen und Ablaufwerte vom März 93 bis Dezember 93

10. ANHANG

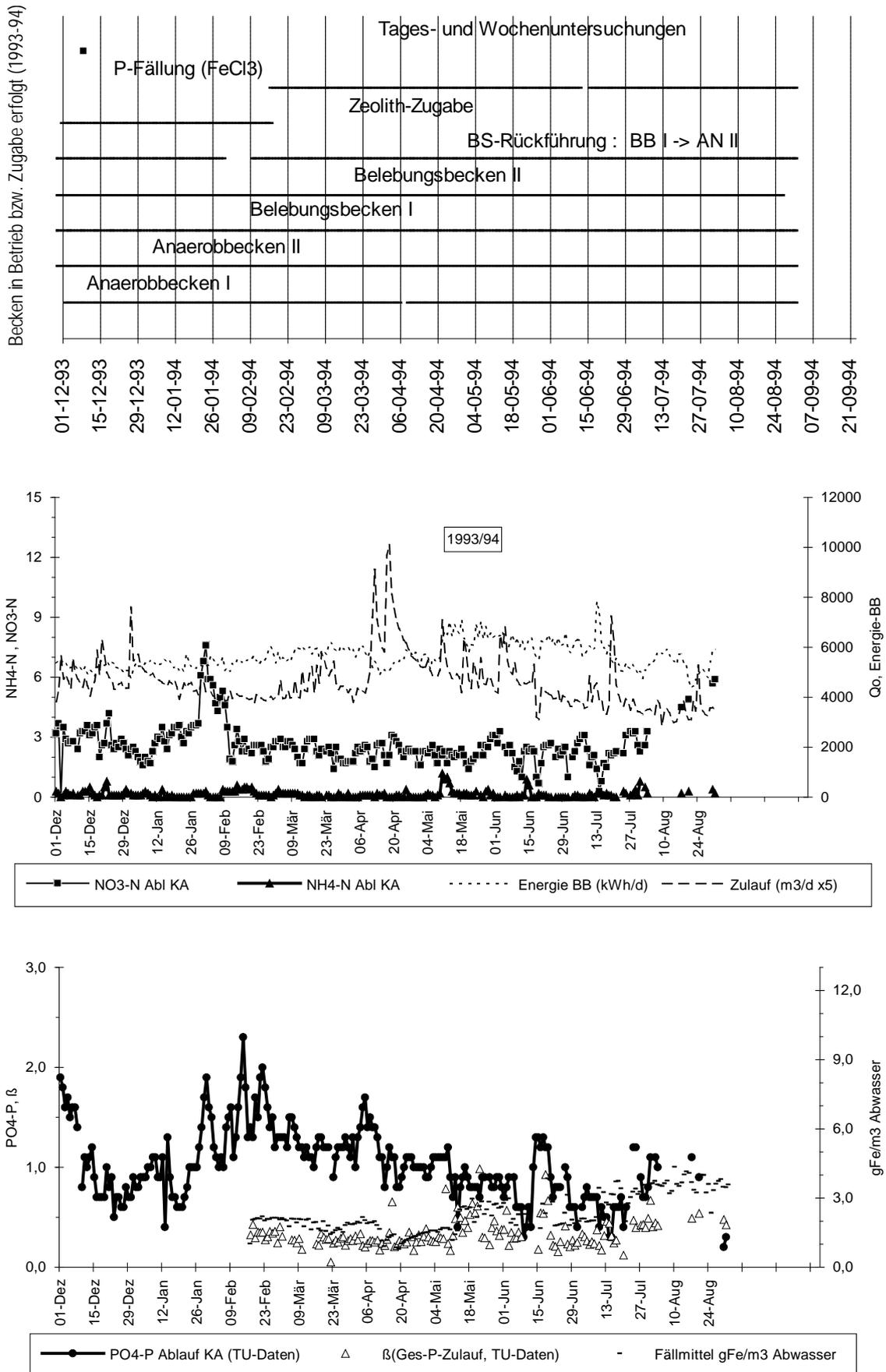
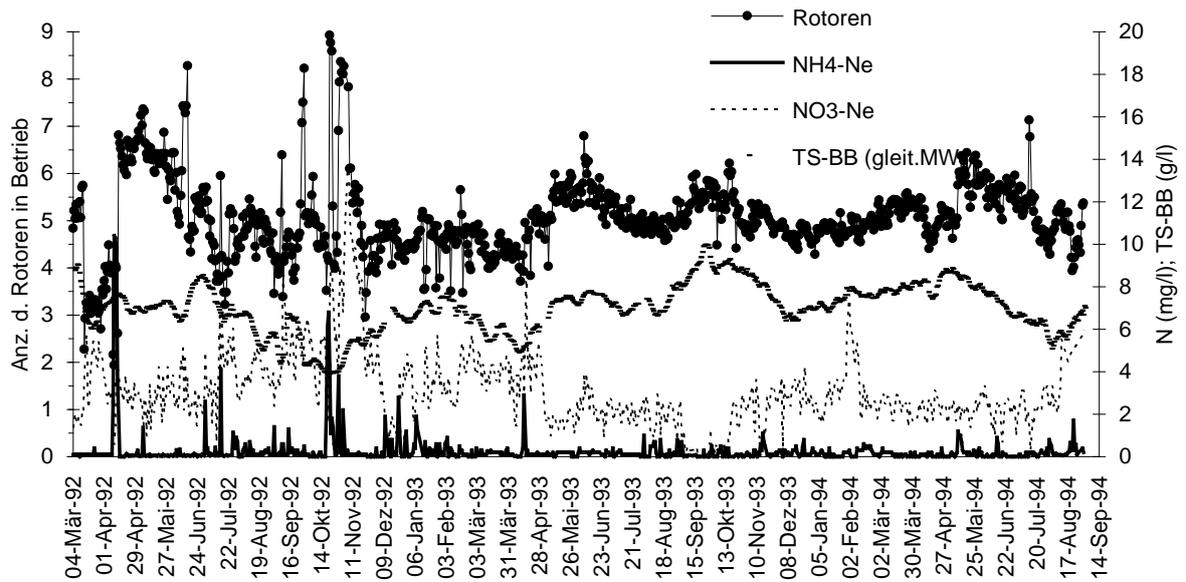


Abbildung : Betriebseinstellungen und Ablaufwerte vom Dezember 93 bis August 94



**Abbildung :** Gegenüberstellung der Anzahl an Belüftungsrotoren in Betrieb (ermittelt aus dem Energieverbrauch) mit den Stickstoffablaufkonzentrationen und der Trockensubstanz im Belebungsbecken

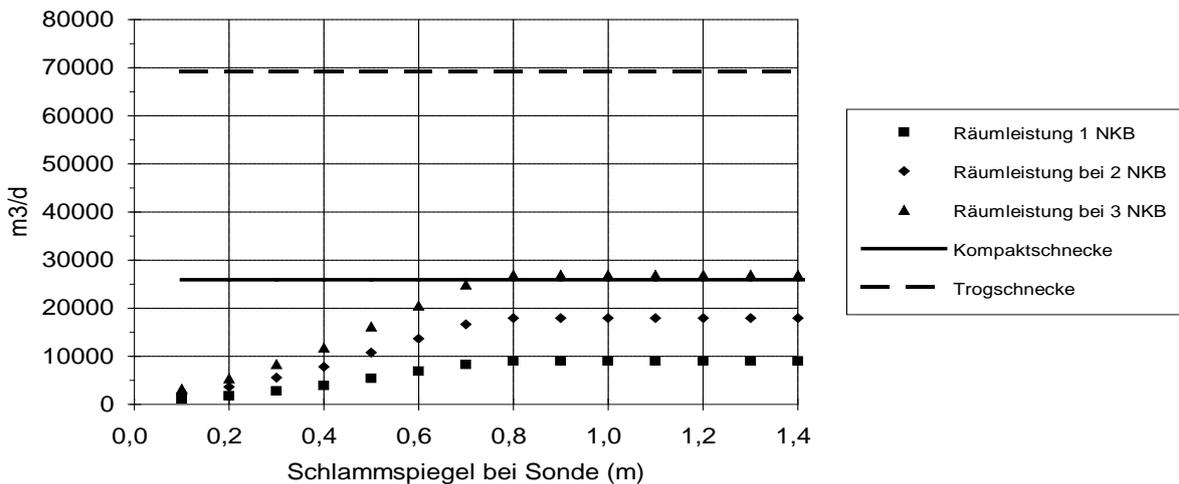
**Tabelle : Vereinfachte Abschätzung der Räumleistung**

**Abschätzung der theoretischen Räumleistung**

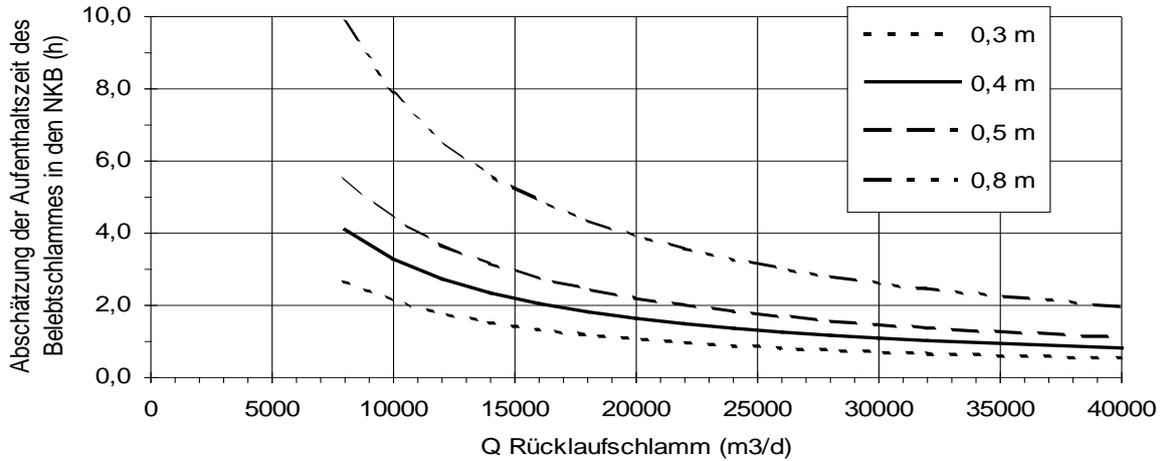
NKB Durchmesser	m	45		
Schild außen	m	0,35		
Schild innen	m	1,2		
Höhe NKB außen 2,8m , innen 3,5m				
Sonde vom Rand	m	10,5		
Schlamm Spiegel bei Sonde	m	0,77		
Zylinderhöhe	m	0,4		
neuer Radius f.d. Kegel	m	22,5		
neue Kegelhöhe	m	0,8		
Räumergeschwindigkeit	cm/s	3	3	3
erforderl. Umdrehungen pro Räumung		1,0	1,5	<b>2,0</b>
Räumleistung pro NKB	m3/h	749	500	<b>375</b>
<b>Räumleistung gesamt</b>		<b>m3/d</b>	<b>m3/d</b>	<b>m3/d</b>
bei NKB in Betrieb	1	17982	11988	8991
	2	35964	23976	17982
	3	53946	35964	<b>26973</b>

**Maximale Fördermengen**

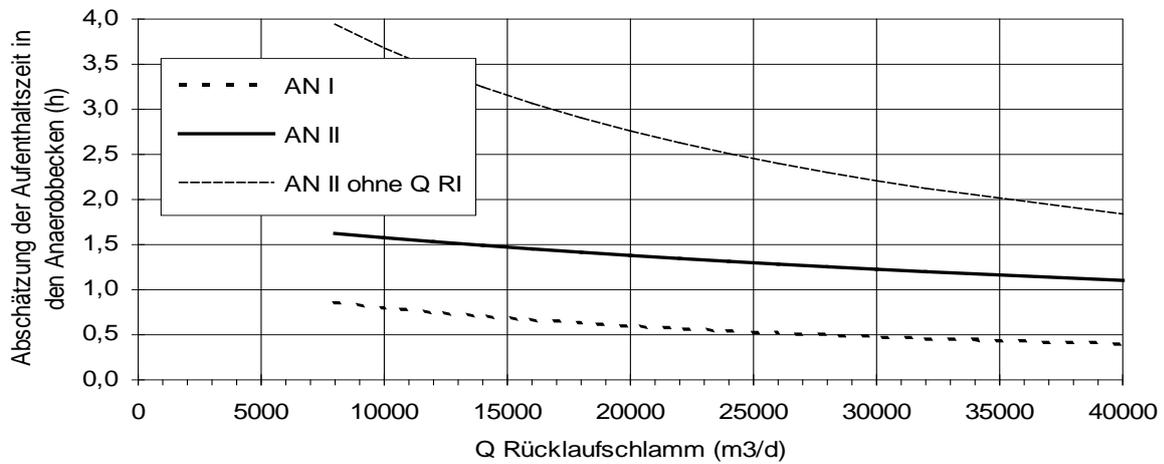
RS -> AN I (Rohrschnecke)	m3/d	25920	25920
RS -> BB I (Trog-schnecke 1)	m3/d	69120	69120
RS -> BB I (Trog-schnecke 2)	m3/d	69120	
Summe	m3/d	164160	<b>95040</b>



**Abbildung : Vergleich der Räumleistung mit den maximal förderbaren Rücklaufschlammengen**

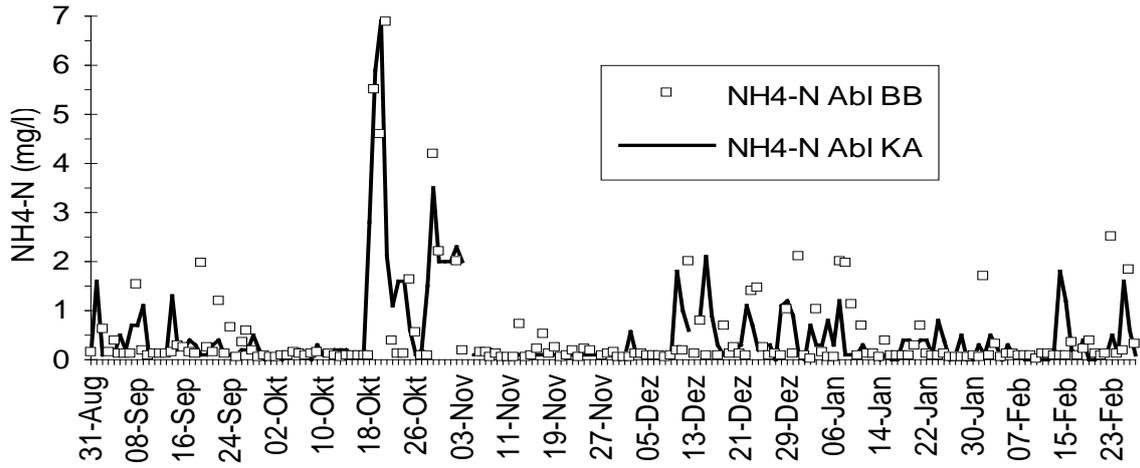


**Abbildung :** Abschätzung der Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken in Abhängigkeit vom Schlamm Spiegel und von der geförderten Rücklaufschlammmenge

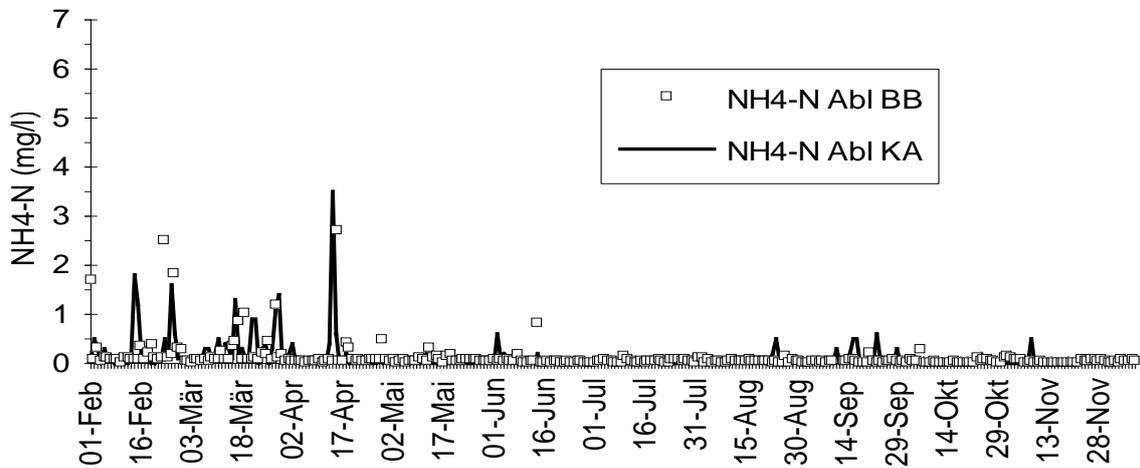


**Abbildung :** Veränderung der Aufenthaltszeit in den Anaerobbecken (I+II) bei verschiedenen  $Q_{RS}$  : Annahme  $Q_0=20.000\text{m}^3/\text{d}$ ,  $Q_{RI}=40.000\text{m}^3/\text{d}$ .

1992 / 1993



1993



1993 / 1994

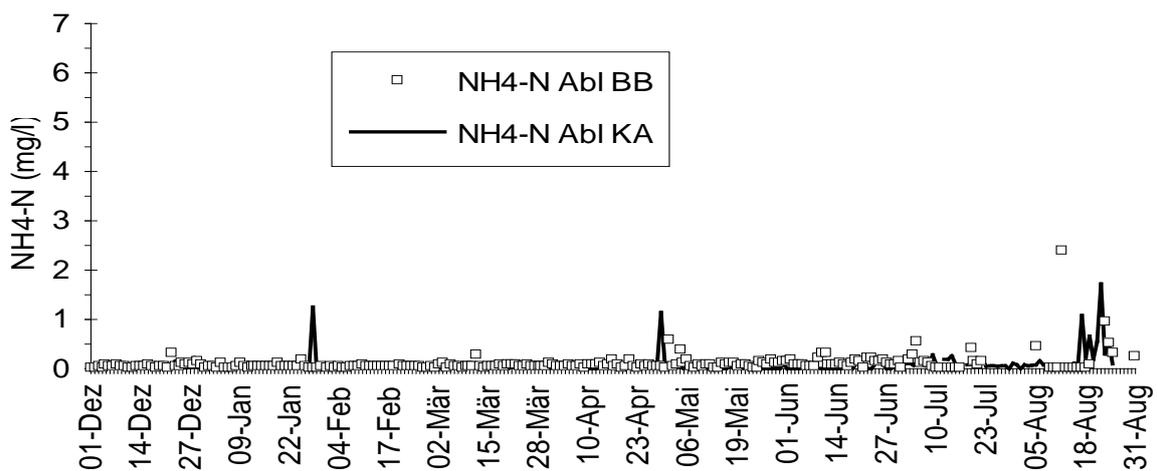
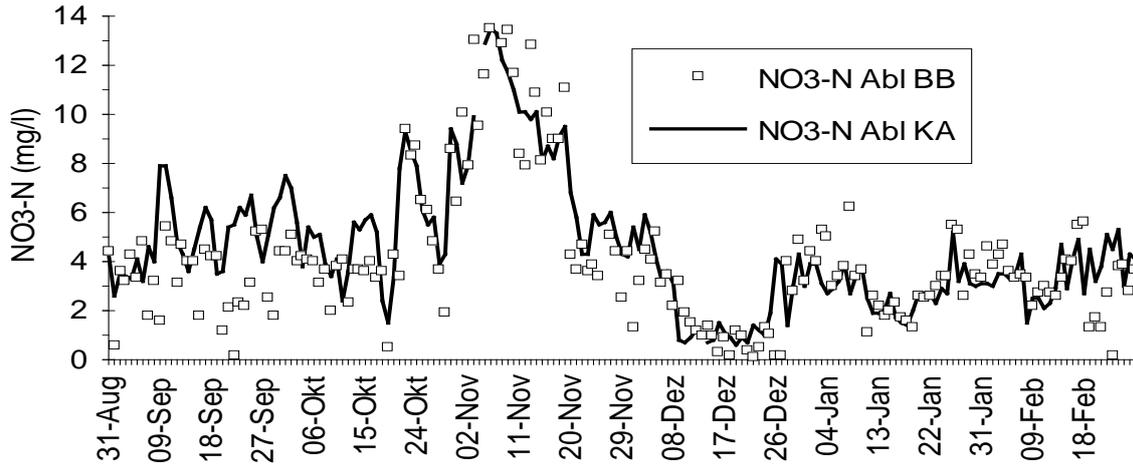
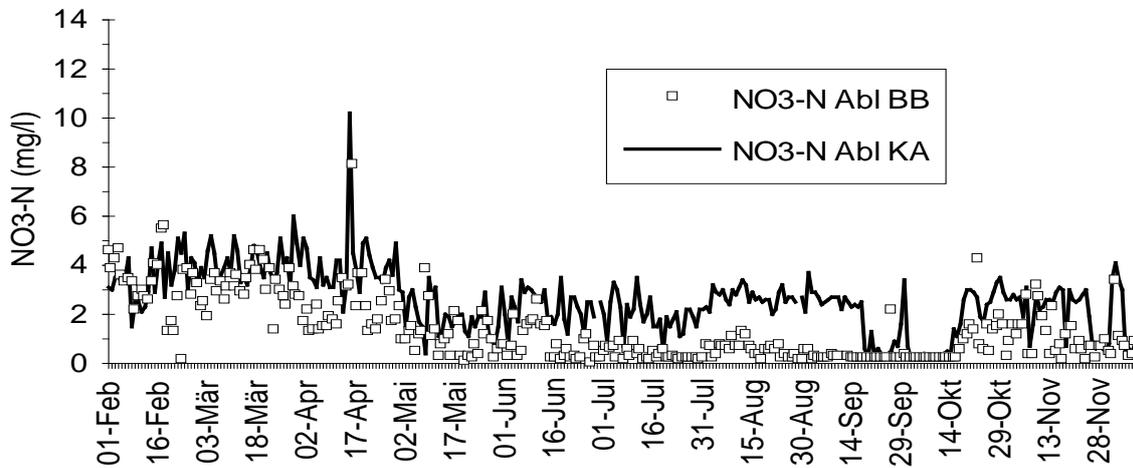


Abbildung : Gegenüberstellung der Ammonium Ablaufwerte der Tagesmischproben mit den Stichproben aus dem Belebungsbecken (Analysen der KA-Mödling) von 1992 - 1994

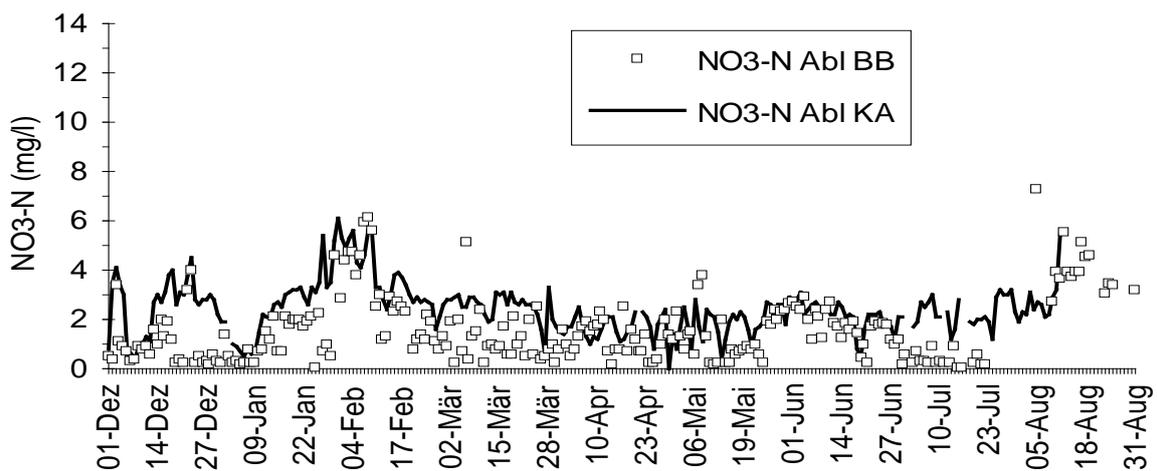
1992 / 1993



1993

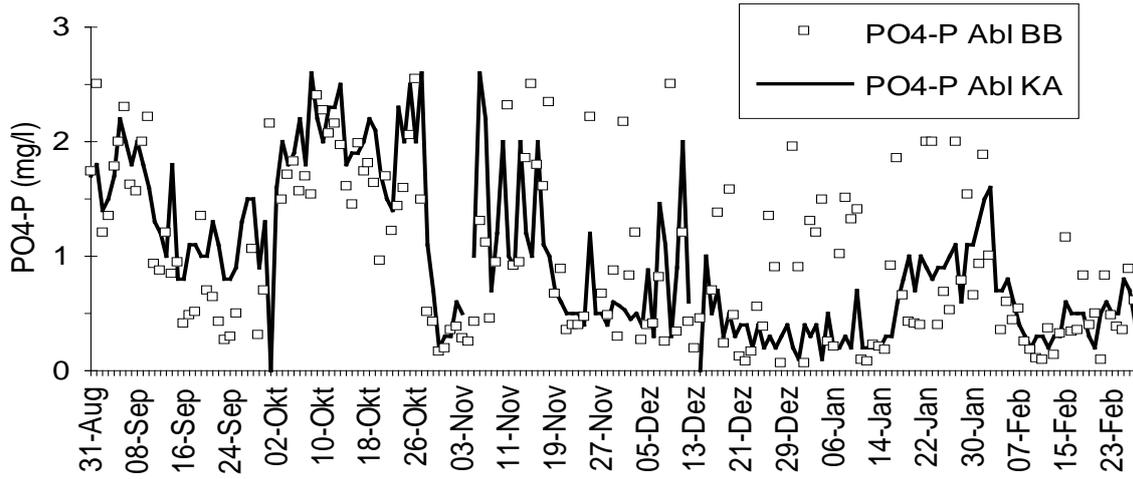


1993 / 1994

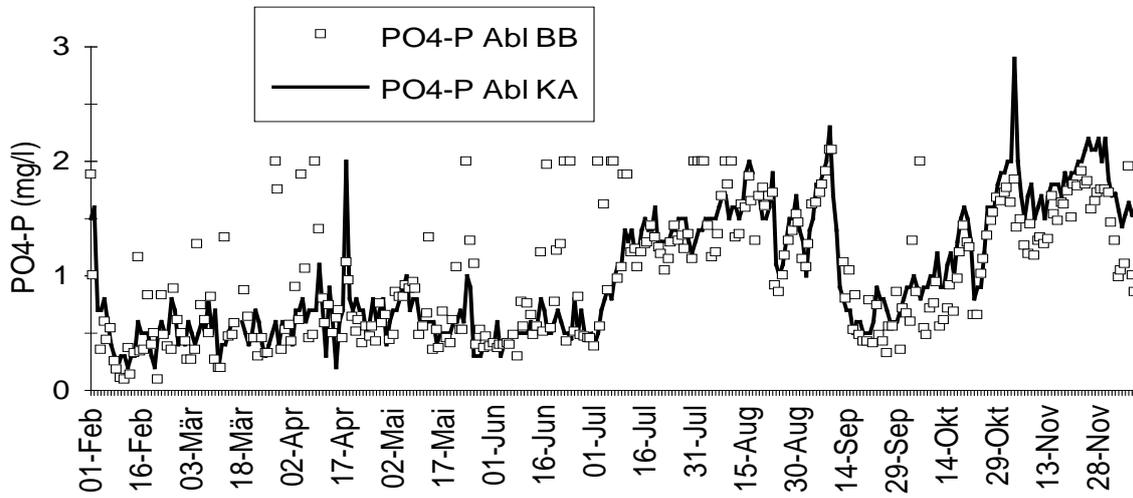


**Abbildung :** Gegenüberstellung der Nitrat-Ablaufwerte der Tagesmischproben mit den Stichproben aus dem Belebungsbecken (Analysen der KA-Mödling) von 1992 - 1994

1992 / 1993



1993



1993 / 1994

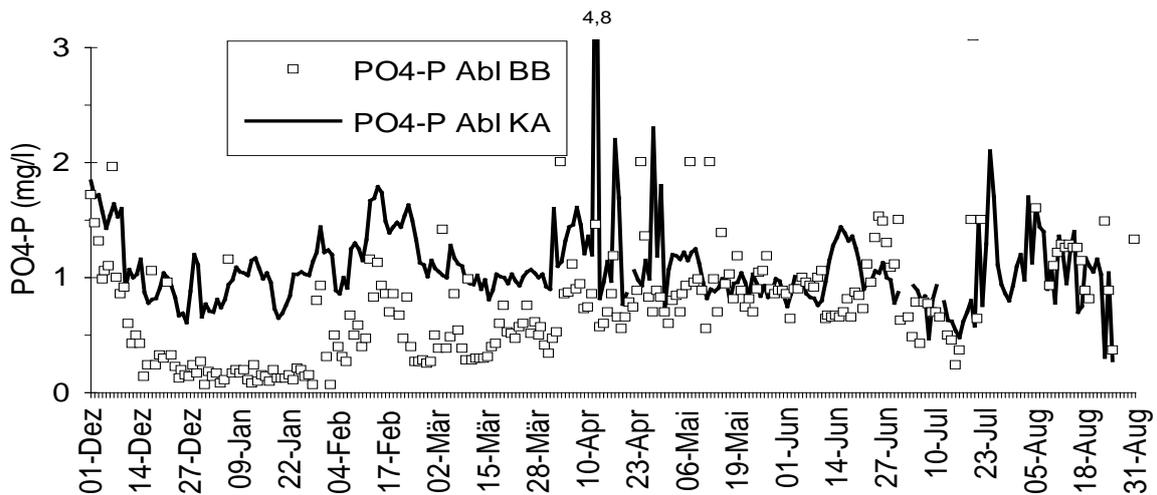


Abbildung : Gegenüberstellung der Phosphat - Ablaufwerte der Tagesmischproben mit den Stichproben aus dem Belebungsbecken (Analysen der KA-Mödling) von 1992 - 1994

**Tabelle : Erhebung der Abwasserbeseitigung 1991 - angeschlossene Einwohner**

Gemeinden	öffentliches Kanalnetz	Senkgrube
Mödling	20515	70
Maria Enzersdorf	8408	133
Brunn am Gebirge	8360	235
Wiener Neudorf	8135	209
Hinterbrühl	3630	419
Vösendorf	3549	103
Gießhübl	1324	247
Gaaden	1097	47
Wienerwald	1033	962
SUMME	56051	2425

**Tabelle : Monatsmittelwerte der Zulauf-, Ablauf- und Belebungsbeckentemperaturen**

Monats- mittelwerte		Zulauf °C	BB I °C	BBII °C	Ablauf °C
März	92	10,5	-	-	-
April	92	11,7	-	-	-
Mai	92	13,8	-	-	-
Juni	92	15,4	-	-	-
Juli	92	17,0	-	-	-
August	92	18,5	-	-	-
September	92	18,2	-	-	-
Oktober	92	16,8	-	-	-
November	92	14,4	-	-	-
Dezember	92	12,5	11,9	11,1	10,6
Jänner	93	11,5	11,7	11,1	10,4
Februar	93	10,7	10,8	10,2	9,5
März	93	10,3	10,8	10,3	9,9
April	93	11,4	12,5	12,0	11,9
Mai	93	13,9	15,8	15,4	15,3
Juni	93	16,0	17,9	17,6	17,4
Juli	93	16,6	18,6	18,4	18,1
August	93	17,5	19,3	19,3	19,0
September	93	16,8	18,2	18,2	17,6
Oktober	93	16,0	16,8	16,7	15,9
November	93	14,2	14,2	14,0	12,8
Dezember	93	12,2	12,4	12,1	11,1
Jänner	94	11,6	12,0	11,7	10,7
Februar	94	11,5	11,7	11,5	10,5
März	94	11,6	12,4	12,3	11,5
April	94	11,9	12,8	12,7	12,1
Mai	94	13,8	15,2	15,1	14,7
Juni	94	15,3	16,9	16,9	16,6
Juli	94	17,1	19,2	19,2	19,0
August	94	16,2	19,9	20,3	19,7

Legende zu Tabelle :

Zulauf .....Temperatur im Zulauf der Kläranlage Mödling

BB I und BB II .....Belebungsbeckentemperaturen

Ablauf.....Temperatur im Ablauf Nachklärbecken

10. ANHANG

**Tabelle : Monatsmittelwerte der Zulaufkonzentrationen  
(Analysenwerte TU-Labor und KA-Labor)**

Zulaufkonzentrationen (Monatsmittelwerte)													Analysen der KA-Mödling				
Monats-		Q	CSB	CSB'	BSB5	TOC	PO4-P	Ges-P	NH4-N	NO3-N	TKN	SS	CSB	BSB5	Ges-N	NH4-N	Ges-P
mittelwerte		m3/d	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
März	92	35407	196	196	116		1,9	3,4	12,2	2,1	18,0	99		157			
April	92	28805	136	136			1,8	2,6	10,9	2,3	14,7	73	150	153			
Mai	92	22335											267	228			
Juni	92	22684											370	248			
Juli	92	18296	188	188			3,2	3,5	21,6	0,1	27,8	87	339	268			
August	92	15785	232	232			3,5	4,1	22,6	0,0	30,0			185			
September	92	18415					3,8		22,0	0,0							
Oktober	92	24047	276	276	116		3,8	4,7	22,1	0,1	26,9	110					
November	92	22849	265	265	120	77	3,1	5,1	19,6	0,3	27,3	115					
Dezember	92	23855	349	349	141	113	2,8	4,0	18,7	0,3	24,7	214					
Jänner	93	20956	334	334	128		3,0	4,9	20,7	0,4	30,6	167					
Februar	93	22916	279	279	104		2,7	3,9	18,3	0,2	26,6	183					
März	93	29526	256	256			2,1		14,7	0,4		126					
April	93	26466	301	302		106	2,6	4,1	15,7	0,5	22,5	132					
Mai	93	21580	353	334		88	3,1	5,7	20,2	0,0	31,1	171					
Juni	93	20584	454	338		97	3,2	4,5	19,4	0,1	29,8	231					
Juli	93	19004	409	419		122	3,4	4,5	19,8	0,2	30,3	171	(154)	169			
August	93	18561		390		112	2,8	4,2	18,1	0,1	31,0	201	320	171	34,5	22,4	
September	93	19627		378		108	2,6	3,7	18,0	0,2	34,2		444	194	36,4	21,7	
Oktober	93	21711	353	312		88	2,7	3,8	17,5	0,2	26,2	154	324	176	36,6	19,4	
November	93	21123	296	465		143	3,1	4,4	19,9	0,2	30,4	250	498	205	35,6	20,7	
Dezember	93	23708		454		130	2,9	3,3	18,1	0,0	28,5	170	362	188	38,8	18,7	3,8
Jänner	94	23981	382	382			2,3	2,9	16,8	0,7	27,2	121	311	151	28,2	16,3	4,2
Februar	94	19984	270	270		83	4,0	3,5	19,4	0,1	26,6	102	304	171	35,9	19,9	4,8
März	94	22748	275	275		80	3,3	4,3	16,6	0,6	24,7	175	285	158	33,1	15,7	4,0
April	94	30143	359	258		66	2,2	3,1	12,0	1,8	18,2	181	309	143	30,8	10,6	3,6
Mai	94	25291	298	298			2,3	3,2	11,9	1,8	18,6	165	336	159	28,4	10,7	4,1
Juni	94	22829	340	336		64	2,3	4,2	9,9	1,3	20,6	156	319	161	29,2	10,5	4,4
Juli	94	20100	315	315			2,3	5,2	11,2	0,7	19,1	143	227	147	24,6	11,7	3,8
August	94	17389	315	315			2,7	4,4	14,1	1,1	23,2	140	(164)	189	24,3	13,3	3,8

**Tabelle : Monatsmittelwerte der Zulauffrachten  
(aus den Analysenwerten des TU-Labors und des KA-Labors)**

Zulauffrachten (Monatsmittelwerte)

Frachten aus den Analysen der KA

Monats-		Q	CSB	CSB'	BSB5	TOC	PO4-P	Ges-P	NH4-N	NO3-N	TKN	SS	CSB	BSB5	Ges-N	NH4-N	Ges-P
mittelwerte		m3/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d
März	92	35407	6208	6208	2766		62	115	395	80	598	3133		4692			
April	92	28805	4087	4087			56	79	329	72	447	2212	4298	4214			
Mai	92	22335											6157	5111			
Juni	92	22684											7534	6192			
Juli	92	18296	3148	3148			54	59	361	1	466	1447	6654	4933			
August	92	15785	4013	4013			56	71	355	0	512			2998			
September	92	18415					69		398	1							
Oktober	92	24047	7535	7535	3586		88	144	525	2	835	2628					
November	92	22849	5945	5945	2686	2095	68	114	431	9	604	2731					
Dezember	92	23855	9442	9442	3793	2356	67	108	440	7	672	5887					
Jänner	93	20956	7177	7177	2734		63	107	434	9	736	4014					
Februar	93	22916	6402	6402	2377		62	90	417	6	608	4212					
März	93	29526	7363	7363			62		422	10		4125					
April	93	26466	7946	7947		2485	69	106	413	15	585	3339					
Mai	93	21580	7974	7253		1912	67	123	432	1	665	3758					
Juni	93	20584	8616	6813		1961	64	91	394	2	586	5066					
Juli	93	19004	7070	8135		2537	65	85	377	3	578	3083	3100	3186			
August	93	18561		7227		2065	51	76	326	2	543	3326	5793	3017	600	388	
September	93	19627		7470		2134	50	71	347	4	657		8653	3789	698	416	
Oktober	93	21711	6629	6450		1832	57	81	364	6	557	3079	6838	3652	767	402	
November	93	21123	7424	9815		3022	66	93	418	5	638	5289	10583	4315	790	437	
Dezember	93	23708		10393		2969	67	78	426	0	678	4088	8577	4456	921	440	85
Jänner	94	23981	8881	8881			56	72	416	16	667	2995	7634	3765	701	407	104
Februar	94	19984	5346	5346		1624	79	69	386	2	528	2014	6033	3387	712	395	94
März	94	22748	6230	6230		1785	74	101	373	14	572	4010	6538	3567	758	357	91
April	94	30143	10249	8232		2017	62	88	335	61	534	5486	9369	4284	877	295	105
Mai	94	25291	7346	7346			58	82	302	44	471	4252	8576	4045	724	271	103
Juni	94	22829	7738	7628		1207	52	95	222	31	466	3555	7393	3649	676	241	101
Juli	94	20100	9161	9161			47	103	222	14	376	3193	4665	3005	458	236	72
August	94	17389	5480	5480			47	76	244	19	399	2409	2726	3148	405	230	64

**Tabelle : Monatsmittelwerte der Ablaufkonzentrationen sowie Nährstoffe im Ablauf Belebungsbecken II (Analysenwerte TU-Labor und KA-Labor)**

		Analysen der KA-Mödling										Ablauf BB II							
	Q	CSB	BSB	TOC	PO4P	Ges-P	NH4-N	NO3-N	TKN	SS	CSB	BSB	NH4N	NO3-N	PO4-P	Ges-P	NH4N	NO3N	PO4P
	m3/d	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
3	92	35407	18	-	-	0,95	1,05	0,11	3,41	0,9	1,6	-	4	0,12	3,83	-	-	-	-
4	92	28805	19	-	-	0,71	0,79	2,08	2,78	0,7	4,2	26	15	0,43	2,30	0,70	-	-	-
5	92	22335	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	8	0,10	2,63	0,87	-	-	-
6	92	22684	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	13	0,08	2,87	1,17	-	-	-
7	92	18296	21	-	-	1,42	1,57	0,58	3,66	1,7	-	18	6	0,46	4,08	1,02	-	-	-
8	92	15785	19	-	-	1,81	2,00	0,19	3,93	2,5	0,7	2	4	0,24	3,89	1,80	-	-	-
9	92	18415	-	-	-	1,20	1,32	0,27	4,96	-	-	-	-	0,34	4,95	1,35	-	0,35	3,28
10	92	24047	19	3	-	1,87	1,90	1,04	5,19	3,3	1,5	-	-	1,10	5,45	1,79	-	0,96	4,49
11	92	22849	20	4	14,2	0,56	1,03	0,19	7,92	1,4	2,2	-	-	0,31	8,31	0,97	-	0,23	8,25
12	92	23855	19	2	6,43	0,36	0,58	0,44	2,71	1,2	3,0	-	-	0,51	2,37	0,53	-	0,54	1,95
1	93	20956	15	2	7,18	0,56	0,86	0,33	3,46	2,5	3,8	-	-	0,28	2,86	0,60	-	0,32	3,25
2	93	22916	18	3	8,30	0,56	0,63	0,19	3,84	0,6	4,0	-	-	0,30	3,51	0,55	-	0,35	3,27
3	93	29526	-	-	-	0,52	0,57	0,19	4,13	-	-	-	-	0,33	4,12	0,51	-	0,22	3,19
4	93	26466	27	-	6,85	0,58	0,69	0,23	4,24	1,1	-	-	-	0,18	4,01	0,70	-	0,18	2,39
5	93	21580	24	-	7,98	0,63	0,73	0,13	1,75	0,9	24,7	-	-	0,01	1,90	0,61	-	0,08	1,10
6	93	20584	-	-	7,63	0,48	0,55	0,18	2,42	0,7	5,9	-	-	0,04	2,31	0,54	0,55	0,07	0,84
7	93	19004	-	-	6,13	1,11	1,22	0,15	2,08	0,9	5,9	19	3	0,01	1,95	1,20	1,46	0,05	0,38
8	93	18561	-	-	6,61	1,33	1,51	0,22	1,87	0,9	1,0	17	4	0,04	2,69	1,54	1,60	0,05	0,58
9	93	19627	-	-	5,70	0,54	0,62	0,13	0,56	0,8	-	14	4	0,11	1,86	1,02	1,12	0,05	0,33
10	93	21711	31	-	5,44	1,09	1,24	0,10	1,09	0,9	2,0	14	3	0,03	1,49	1,19	1,20	0,05	0,78
11	93	21123	17	-	5,84	1,60	1,72	0,22	2,32	0,9	2,1	13	4	0,04	2,14	1,90	1,97	0,05	1,14
12	93	23708	-	-	-	1,03	1,14	0,21	2,88	1,8	1,6	12	4	0,05	2,51	1,11	1,19	0,06	0,99
1	94	23981	28	2	-	0,98	1,16	0,10	3,04	2,0	3,4	13	4	0,06	2,58	0,97	1,05	0,05	1,22
2	94	19984	24	-	7,75	1,48	1,61	0,24	3,43	1,6	3,4	13	4	0,01	3,59	1,32	1,53	0,05	2,79
3	94	22748	22	-	6,40	1,22	1,41	0,11	2,36	1,3	3,5	14	4	0,02	2,49	1,01	1,14	0,06	1,19
4	94	30143	77	-	9,63	1,14	1,54	0,07	2,27	2,3	10,7	26	3	0,07	1,64	1,39	1,81	0,07	1,20
5	94	25291	14	-	-	0,90	0,99	0,26	2,19	0,3	2,6	20	5	0,02	1,88	0,99	1,09	0,11	1,34
6	94	22829	-	-	5,99	0,82	0,90	0,09	2,18	-	6,7	12	4	0,02	2,15	1,00	1,12	0,13	1,68
7	94	20100	-	-	5,78	0,67	0,73	0,14	2,21	-	3,6	16	5	0,10	2,27	0,93	1,30	0,14	0,36
8	94	17389	23	-	5,88	0,77	0,84	0,30	4,48	-	2,6	15	4	0,27	2,84	1,08	1,27	0,33	4,12

**Tabelle : Monatsmittelwerte der Ablauffrachten  
(aus den Analysenwerten des TU-Labors und des KA-Labors)**

Ablauffrachten (Monatsmittelwerte)												Frachten aus den Analysen der Kläranlage Mödling						
		Q	CSB	BSB5	TOC	PO4-P	Ges-P	NH4-N	NO3-N	TKN	SS	CSB	BSB5	NH4-N	NO3-N	PO4-P	Ges-P	FeCl3
		m3/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	l/h									
3	92	35407	622,1	-	-	29,2	32,4	3,9	130,9	32,8	49,6	-	98,8	4,6	145,8	-	-	24,4
4	92	28805	561,5	-	-	21,7	24,2	61,3	85,0	25,2	124,9	744,9	410,6	12,6	66,5	19,4	-	29,0
5	92	22335	-	-	-	-	-	-	-	-	-	185,2	168,6	2,4	57,8	18,6	-	23,4
6	92	22684	-	-	-	-	-	-	-	-	-	307,7	308,6	1,8	66,4	26,7	-	0,0
7	92	18296	344,4	-	-	23,7	26,2	9,7	61,2	28,8	-	324,2	103,1	9,2	73,7	18,3	-	0,0
8	92	15785	315,3	-	-	28,5	31,4	3,1	61,8	41,3	11,1	34,2	60,5	3,8	60,9	28,4	-	0,0
9	92	18415	-	-	-	22,5	11,8	5,6	89,5	-	-	-	-	6,8	89,4	25,5	-	0,0
10	92	24047	552,4	93,3	-	43,3	14,2	35,8	125,0	109,7	37,6	-	-	36,1	130,5	42,6	-	8,1
11	92	22849	452,7	164,2	338,1	12,1	16,3	4,8	172,0	32,6	52,4	-	-	7,5	182,5	21,6	-	42,7
12	92	23855	503,7	70,5	151,5	9,1	16,9	10,1	62,4	33,9	72,1	-	-	12,5	55,3	13,2	-	40,0
1	93	20956	295,4	40,2	151,9	12,0	12,1	7,3	72,0	54,7	80,8	-	-	5,8	59,9	12,6	-	14,2
2	93	22916	415,3	62,4	188,7	12,8	14,4	4,2	88,2	14,6	92,9	-	-	6,9	80,9	12,4	-	25,8
3	93	29526	-	-	-	15,8	17,4	5,6	121,7	-	-	-	-	10,2	121,6	14,7	-	20,0
4	93	26466	645,1	-	162,9	15,2	18,0	6,1	111,0	28,2	-	-	-	5,0	106,2	18,5	-	20,0
5	93	21580	507,7	-	171,3	13,9	16,0	2,8	37,8	20,2	522,2	-	-	0,2	41,0	13,3	-	28,2
6	93	20584	-	-	154,7	9,9	11,4	3,8	49,8	16,4	135,7	-	-	0,9	47,4	11,2	11,0	28,9
7	93	19004	-	-	116,2	21,3	23,5	2,7	39,8	17,7	107,1	387,4	57,1	0,2	36,6	23,1	28,6	1,9
8	93	18561	-	-	135,3	24,4	27,4	4,5	35,4	17,7	16,0	323,3	70,0	1,2	49,9	28,3	29,4	0,0
9	93	19627	-	-	114,3	11,4	13,1	2,6	12,8	16,1	-	282,8	75,3	2,1	37,4	20,3	22,1	17,3
10	93	21711	568,8	-	118,0	23,7	29,6	2,0	25,9	19,5	40,6	321,9	51,9	0,8	35,0	25,5	26,1	0,0
11	93	21123	511,7	-	123,4	33,8	35,4	4,7	48,9	18,8	45,9	282,7	79,8	0,8	45,7	40,0	41,5	0,0
12	93	23708	-	-	-	24,3	27,0	4,8	67,6	43,5	41,7	291,7	98,4	1,1	60,3	26,3	28,2	0,0
1	94	23981	636,5	37,4	-	23,4	27,5	2,5	71,5	46,6	77,1	299,5	87,0	1,3	59,6	23,1	24,9	0,0
2	94	19984	484,4	-	152,6	29,5	32,2	4,7	68,8	32,9	67,5	251,4	81,5	0,2	72,1	26,4	30,6	4,4
3	94	22748	474,1	-	142,8	27,4	31,5	2,4	53,1	28,8	77,6	324,3	98,3	0,4	56,5	22,9	26,1	9,9
4	94	30143	-	-	357,2	33,0	50,1	2,0	68,4	88,8	451,4	920,2	86,9	2,3	49,7	43,6	59,0	9,9
5	94	25291	346,3	-	-	22,9	25,2	7,0	55,4	7,8	70,0	501,0	119,1	0,4	47,5	25,2	27,5	12,9
6	94	22829	-	-	124,7	18,5	20,3	1,9	50,4	-	173,7	270,7	95,5	0,4	50,4	22,5	24,5	11,5
7	94	20100	-	-	113,0	13,2	14,5	2,6	44,3	-	64,8	336,9	92,7	2,1	45,9	18,6	24,2	13,3
8	94	17389	395,6	-	100,9	13,3	14,5	5,2	77,7	-	45,3	249,3	76,6	4,9	48,9	18,8	21,1	14,8

**Tabelle : Statistische Auswertung der Ablaufwerte - Mai bis Oktober 1993  
Zeiträume mit Fällung / Zeolithzugabe**

**Gesamter Zeitraum Mai bis Oktober 93**

Analysen der TU-Wien					Analysen der KA-Mödling			
<b>1993 1.5.-31.10.</b>	PO4-P mg/l	Ges-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P mg/l	Ges-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l
Mittelwert	0,88	<b>1,00</b>	<b>0,16</b>	<b>1,73</b>	1,02	1,32	0,04	2,03
St.abw.	0,43	0,48	0,18	0,87	0,47	0,42	0,10	0,91
Median	0,80	<b>0,99</b>	<b>0,10</b>	<b>1,80</b>	0,90	1,35	0,00	2,20
Min.Wert	0,20	0,22	0,00	0,00	0,30	0,50	0,00	0,20
Max.Wert	1,90	2,50	1,00	3,90	2,30	2,50	0,60	3,70
<b>Anzahl</b>	<b>161</b>	<b>163</b>	<b>161</b>	<b>161</b>	<b>182</b>	<b>110</b>	<b>182</b>	<b>182</b>

**Mit Fällung, ohne Zeolithzugabe**

Analysen der TU-Wien					Analysen der KA-Mödling			
<b>1.5.-2.7.93</b>	PO4-P mg/l	Ges-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P mg/l	Ges-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l
Mittelwert	0,55	<b>0,63</b>	<b>0,15</b>	<b>2,09</b>	0,57	0,55	0,03	2,08
St.abw.	0,19	0,21	0,08	0,66	0,16	0,05	0,09	0,74
Median	0,60	<b>0,66</b>	<b>0,20</b>	<b>1,95</b>	0,50	0,55	0,00	2,00
Min.Wert	0,20	0,22	0,00	0,90	0,30	0,50	0,00	0,40
Max.Wert	1,10	1,21	0,40	3,90	1,00	0,60	0,60	3,50
<b>Anzahl</b>	<b>62</b>	<b>62</b>	<b>62</b>	<b>62</b>	<b>62</b>	<b>2</b>	<b>62</b>	<b>62</b>

**Ohne Fällung, mit Zeolithzugabe**

Analysen der TU-Wien					Analysen der KA-Mödling			
<b>2.7.-2.9.93</b>	PO4-P mg/l	Ges-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P mg/l	Ges-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l
Mittelwert	1,23	<b>1,38</b>	<b>0,19</b>	<b>1,98</b>	1,38	1,53	0,03	2,35
St.abw.	0,28	0,34	0,23	0,52	0,29	0,22	0,07	0,67
Median	1,30	<b>1,36</b>	<b>0,10</b>	<b>2,10</b>	1,40	1,50	0,00	2,45
Min.Wert	0,30	0,33	0,00	0,80	0,50	1,00	0,00	0,50
Max.Wert	1,80	2,50	1,00	2,90	2,00	2,00	0,50	3,70
<b>Anzahl</b>	<b>61</b>	<b>62</b>	<b>61</b>	<b>61</b>	<b>62</b>	<b>52</b>	<b>62</b>	<b>62</b>

**Anaerobbecken I außer Betrieb; mit/ohne Fällung, mit/ohne Zeolithzugabe**

Analysen der TU-Wien					Analysen der KA-Mödling			
<b>2.9.-31.10.</b>	PO4-P mg/l	Ges-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P mg/l	Ges-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l
Mittelwert	0,84	<b>0,96</b>	<b>0,11</b>	<b>0,82</b>	1,10	1,16	0,07	1,64
St.abw.	0,45	0,51	0,17	0,94	0,45	0,46	0,13	1,12
Median	0,85	<b>0,99</b>	<b>0,00</b>	<b>0,45</b>	0,90	1,00	0,00	1,80
Min.Wert	0,20	0,22	0,00	0,00	0,50	0,50	0,00	0,20
Max.Wert	1,90	2,09	0,70	2,90	2,30	2,50	0,60	3,50
<b>Anzahl</b>	<b>40</b>	<b>41</b>	<b>40</b>	<b>40</b>	<b>60</b>	<b>57</b>	<b>60</b>	<b>60</b>

**Tabelle : Schwankungen der Stickstofffracht ("Schwankungsfaktor")**

1993	TKNo mg/l	NÜS mg/l	orgNe mg/l	Qo m3/d	TKNo-F kg/d	zu nitrif.Fracht kg/d	NH4-Ne mg/l
Feb-Apr	22,0	6,9	1	26303	579	366	0,2
Mai-Juni	29,7	7,1	1	21082	626	455	0,2
Juli-Aug.	29,8	5,4	1	18783	560	440	0,2
Sept.-Nov.	29,6	4,5	1	20820	616	502	0,1
7./8.1.93	Zeit	TKNo mg/l	Qo m3/2h	TKNo-F kg/2h	TKNo-F(Spitze) kg/4h		S
	8-10	48	1990	96	241	S-4h	3,46
	10-12	51	2828	145		S-2h	4,32
27./28.4.93	Zeit	TKNo mg/l	Qo m3/2h	TKNo-F kg/2h	TKNo-F(Spitze) kg/4h		S
	8-10	45	2542	114	191	S-4h	2,67
	10-12	33	2312	76		S-2h	3,31
28./29.4.93	Zeit	TKNo mg/l	Qo m3/2h	TKNo-F kg/2h	TKNo-F(Spitze) kg/4h		S
	8-10	82	2290	188	312	S-4h	4,69
	10-12	53	2343	124		S-2h	5,75
22./23.6.93	Zeit	TKNo mg/l	Qo m3/2h	TKNo-F kg/2h	TKNo-F(Spitze) kg/4h		S
	8-10	43	2149	92	139	S-4h	1,52
	10-12	24	1941	47		S-2h	2,13
18./19.8.93	Zeit	TKNo mg/l	Qo m3/2h	TKNo-F kg/2h	TKNo-F(Spitze) kg/4h		S
	8-10	53	1817	96	163	S-4h	2,01
	10-12	38	1746	66		S-2h	2,42
21./22.10.93	Zeit	TKNo mg/l	Qo m3/2h	TKNo-F kg/2h	TKNo-F(Spitze) kg/4h		S
	8-10	43	3293	142	240	S-4h	2,70
	10-12	23	4293	99		S-2h	3,21
18./19.11.93	Zeit	TKNo mg/l	Qo m3/2h	TKNo-F kg/2h	TKNo-F(Spitze) kg/4h		S
	8-10	51	2204	112	200	S-4h	2,22
	10-12	43	2048	88		S-2h	2,51
9./10.12.93	Zeit	TKNo mg/l	Qo m3/2h	TKNo-F kg/2h	TKNo-F(Spitze) kg/4h		S
	8-10	40	2464	99	169	S-4h	1,84
	10-12	29	2438	71		S-2h	2,18

$$S = \frac{(\text{TKNo-F} - \text{NÜS-F}) * 6}{(\text{TKNo} - \text{NÜS} - \text{orgNe} - \text{NH4-Ne}) * \text{Qo} / 1000}$$

TKNo, TKNo-F.....TKN-Zulaufkonzentration (mg/l), TKN-Zulauffracht (kg/4h)

NÜS, NÜS-F .....Stickstoff im Überschussschlamm (mg/l) bzw. (kg/4h)

orgNe.....organischer Stickstoff im Ablauf (mg/l)

NH4-Ne .....Ammoniumablaufkonzentration (mg/l)

Qo.....Tagesabwasseranfall (m³/d)

**Tabelle : Trockensubstanzgehalte in den einzelnen Beckenteilen sowie der Schlammindex, VBB' und TSBB'**

Monats-		TS-BB	SV-BB	ISV-BB	TS-RS	SV-NKB	ISV-RS	[TS AN I]	[TS AN II]	VBB'	TSBB'
mittelwerte		g/l	ml/l	ml/g	g/l	ml/l	ml/g	g/l	g/l	m3	g/l
März	92	7,3	764	105	10,0	1052	105	3,4	5,1	16190	6,5
April	92	7,2	699	97	9,9	998	102	3,7	5,4	16422	6,6
Mai	92	7,1	695	99	9,0	913	102	3,9	5,5	16644	6,5
Juni	92	7,4	717	97	9,7	913	95	4,3	4,8	11889	6,2
Juli	92	7,2	640	88	9,4	878	94	4,0	5,1	10088	6,2
August	92	5,9	500	84	8,7	-	-	1,4	4,6	9983	5,3
September	92	5,6	437	78	7,3	598	83	3,6	3,7	16315	5,0
Oktober	92	4,2	416	100	5,7	578	103	2,5	2,9	16306	4,4
November	92	5,3	534	97	6,6	709	104	3,4	3,5	16125	4,9
Dezember	92	6,4	613	96	8,4	892	107	3,0	4,2	16154	5,7
Jänner	93	6,9	666	97	11,0	1116	102	4,5	5,8	17061	6,5
Februar	93	7,0	695	100	9,4	1059	113	4,8	4,8	16354	6,3
März	93	6,0	617	103	11,5	1269	110	4,9	5,0	17172	5,7
April	93	5,5	546	100	8,6	898	105	4,0	4,0	16592	5,0
Mai	93	7,2	688	97	12,5	1298	104	6,6	6,9	17827	7,1
Juni	93	7,6	699	93	9,7	978	101	5,2	6,3	17059	7,1
Juli	93	7,0	578	83	9,1	814	91	4,9	6,0	17128	6,6
August	93	7,2	505	70	11,3	849	75	6,0	6,7	17619	7,1
September	93	8,9	728	82	15,7	997	66	0,0	6,4	15806	8,2
Oktober	93	8,9	685	77	16,3	998	62	0,0	6,1	15663	8,2
November	93	8,0	673	84	13,9	1000	73	0,0	5,5	15671	7,4
Dezember	93	6,8	604	89	18,5	999	55	6,7	6,7	18093	6,7
Jänner	94	7,2	651	91	19,6	1283	65	7,2	7,2	18103	7,2
Februar	94	7,7	719	94	22,3	2199	99	8,3	8,0	18362	7,8
März	94	7,9	720	92	19,8	1879	95	8,1	8,0	18180	7,9
April	94	8,2	772	95	16,8	1743	104	6,9	7,5	17572	7,9
Mai	94	8,4	764	91	16,0	1500	94	7,8	8,1	17886	8,3
Juni	94	7,3	705	96	13,4	1254	94	6,4	6,8	17644	7,2
Juli	94	6,4	590	93	11,4	1029	91	5,3	5,8	17550	6,2
August	94	5,9	431	74	13,1	930	72	5,6	5,8	16930	5,9

Legende zu Tabelle :

TS-BB .....gemessener Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken

TS-RS .....gemessener Trockensubstanzgehalt im Rücklaufschlamm

ISV-BB, ISV-RS .....Schlammindex

[TS-AN I], [TS-AN II] ...berechnete Trockensubstanzgehalte in den Anaerobbecken anhand TS-BB, TS-RS und der Volumenströme

VBB' .....ermitteltes Belebungsbecken+Anaerobvolumen für eine TS = TS-BB

TSBB' .....ermittelte Trockensubstanz für Belebungsbecken+Anaerobvolumen zusammen

**Tabelle : Trockensubstanzgehalte im Belebungsbecken und Ablaufqualität bei den maximalen stündlichen Zulaufmengen im Zeitraum April 92 - Aug. 94**

Datum		Qm	Qmax	TSBB	TSRS	ISV-BB	RV	NKB1	NKB2	NKB3	abs.St.	TSe	CSBe	TOCe	Temp.
		m <sup>3</sup> /d	m <sup>3</sup> /h	g/l	g/l	ml/g	%	Ssp (m)	Ssp (m)	Ssp (m)	ml/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C
26-Mär-92	- Do	49228	2830	6,3	9,6	95	191	1,5	1,5	1,3	0	0	13	-	9,8
18-Apr-94	- Mo	50511	2828	6,0	12,7	93	97	2,2 (2,7)	1,6 (2,4)	1,9 (2,6)	-	140	132	46,4	11,95
12-Apr-94	- Di	45536	2816	8,5	14,1	99	91	2,2 (2,7)	1,8 (2,8)	2 (2,6)	35	350	332	-	10,2
17-Apr-94	- So	48439	2733	7,7	16,7	88	80	1,8 (2,7)	1,5 (2,5)	1,6 (2,6)	0,5	58	81	-	12,85
25-Mär-92	- Mi	44438	2725	6,3	9,5	99	197	1,4	1,4	1,4	0	1	18	-	10,3
21-Mär-92	- Sa	52501	2721	6,6	10,2	95	183	1,5	1,4	1,5	0	-	-	-	9,9
20-Mär-92	- Fr	44920	2678	5,5	9,6	100	134	1,5	0,9	1,4	0	2	40	-	10,2
24-Mär-92	- Di	42367	2620	5,2	10,1	115	106	1,4	1,4	1	0	1	15	-	10,4
22-Mär-92	- So	46657	2602	6,0	8,8	100	214	1,3	1,3	1,4	0	1	14	-	10,2
23-Mär-92	- Mo	46247	2594	6,3	9,7	103	185	1,1	1,4	1,9	0	-	23	-	10,2
14-Mär-92	- Sa	42816	2470	6,3	9,5	103	197	1,6	a.B.	2,4	0	-	-	-	9,1
27-Mär-92	- Fr	46594	2367	6,5	10,1	108	181	1,3	1,5	1,4	0	1	13	-	10,2
28-Mär-92	- Sa	44443	2334	7,0	9,9	100	241	1,5	1,4	1,1	0	0	15	-	10,3
19-Okt-92	- Mo	48773	2205	3,7	4,9	114	-	-	-	-	0	-	23	-	16,5
22-Nov-92	- So	50630	2166	4,5	7,4	107	106	0,3	0,3	0,4	0	4	-	-	11,1

Legende zu Tabelle:

Bis Aug.1992: RV nach TS-BB und TS-RS ermittelt

Qm.....Tagesabwassermenge

Qmax .....maximaler stündlicher Abwasserzufluß

TSBB.....Trockensubstanzgehalt des Belebtschlammes

TSRS .....Trockensubstanzgehalt des Rücklaufschlammes

RV .....Rücklaufverhältnis

NKB .....Nachklärbecken

abs.St .....absetzbare Stoffe

(..)..... maximaler Schlamm Spiegel als Stundenmittelwert

a.B. .... Nachklärbecken außer Betrieb

- .....kein Meßwert vorhanden

Ssp.....Schlamm Spiegel

TSe .....Schwebstoffe im Kläranlagenablauf

CSBe, TOCe.....CSB- und TOC-Konzentrationen im Kläranlagenablauf

Temp. ....Temperatur im Belebungsbecken

Index e.....Konzentration im Ablauf Nachklärbecken (24h-Mischprobe)

Tabelle : Fällmittelmenge, und  $\beta$ -Wert

Monats-		FeCl <sub>3</sub>	FeCl <sub>3</sub> -Fe	FeCl <sub>3</sub> -Fe	$\beta$
mittelwerte		l/h	kg/d	g/m <sup>3</sup> (O)	Zul-Ges-P
März	92	24	103	2,9	0,50
April	92	29	122	4,3	0,88
Mai	92	23	122	5,3	-
Juni	92	0	-	-	-
Juli	92	0	-	-	-
August	92	0	-	-	-
September	92	0	-	-	-
Oktober	92	8	210	7,5	0,80
November	92	43	179	8,4	0,93
Dezember	92	40	168	7,3	0,94
Jänner	93	14	142	7,0	0,75
Februar	93	26	117	5,1	0,98
März	93	20	84	2,9	-
April	93	20	84	3,2	0,45
Mai	93	28	119	5,6	0,58
Juni	93	29	122	6,0	0,80
Juli	93	2	126	6,9	0,86
August	93	0	-	-	-
September	93	17	168	9,1	1,39
Oktober	93	0	-	-	-
November	93	0	-	-	-
Dezember	93	0	-	-	-
Jänner	94	0	-	-	-
Februar	94	4	40	2,0	0,33
März	94	10	41	1,8	0,26
April	94	10	41	1,5	0,28
Mai	94	13	54	2,2	0,41
Juni	94	11	54	2,4	0,35
Juli	94	13	56	2,9	0,34
August	94	15	62	3,6	0,46

Legende zu Tabelle :

FeCl<sub>3</sub> (l/h).....zugegebene FällmittelmengeFeCl<sub>3</sub>-Fe (kg/d) .....Fällmittelmenge bezogen auf den EisengehaltFeCl<sub>3</sub>-Fe (g/m<sup>3</sup>) .....Gramm Eisen pro m<sup>3</sup> Abwasser $\beta$ -[-] .....beta-Wert

Tabelle : **Überschußschlammabzug, Zeolithzugabe, Fällschlammfall**

Monats-	92	ÜS	ÜS	[ÜS t/d, + diff TS	Zeolith	[ÜS t/d, + diff TS	[Fällschlamm]	ÜS aus P-Bilanz
mittelwerte	92	m3/d	t/d	folg. Monat]	t/d	folg. Monat-Zeol]	(ca.) t/d	t/d
März	92	n.v.	-	-	0,0	-	-	3,25
April	92	n.v.	-	-	0,0	-	-	
Mai	92	n.v.	-	-	0,0	-	-	
Juni	92	n.v.	-	-	0,0	-	-	
Juli	92	n.v.	-	-	0,0	-	-	
August	92	n.v.	-	-	0,0	-	-	
September	92	487	3,418	2,714	0,0	2,714	-	
Oktober	92	597	3,427	3,229	0,0	3,229	0,085	
November	92	395	2,603	2,971	0,0	2,971	0,448	4,329
Dezember	92	298	2,585	2,909	0,0	2,909	0,420	4,271
Jänner	93	276	3,162	3,979	0,0	3,979	0,149	4,271
Februar	93	346	3,288	2,836	0,0	2,836	0,271	3,267
März	93	488	5,701	5,192	0,0	5,192	0,210	3,817
April	93	406	3,407	3,904	0,0	3,904	0,210	4,540
Mai	93	230	2,958	3,679	0,0	3,679	0,296	3,700
Juni	93	339	3,268	3,338	0,0	3,338	0,304	4,047
Juli	93	363	3,246	3,485	1,0	2,517	0,020	3,452
August	93	322	3,623	3,414	1,0	2,414	0,000	3,400
September	93	139	2,315	3,123	0,6	2,556	0,182	3,927
Oktober	93	338	5,586	5,404	1,0	4,404	0,000	3,635
November	93	333	4,634	3,875	0,5	3,375	0,000	3,927
Dezember	93	209	3,743	3,814	0,6	2,814	0,000	5,173
Jänner	94	188	3,704	4,272	0,5	3,772	0,000	4,146
Februar	94	172	3,855	3,731	0,3	3,231	0,046	2,177
März	94	214	4,255	4,672	0,0	4,672	0,104	2,725
April	94	174	3,019	3,001	0,0	3,001	0,104	3,003
Mai	94	330	5,279	4,920	0,0	4,920	0,135	3,246
Juni	94	391	5,170	4,812	0,0	4,812	0,121	3,857
Juli	94	371	4,201	4,241	0,0	4,241	0,140	4,135
August	94	232	2,999	4,373	0,0	4,373	0,155	2,433

Legende zu Tabelle :

ÜS(m3/d) = Q-ÜS .....abzogener Überschußschlamm

ÜS(t/d).....ÜS-Fracht ermittelt aus TS-RS \* Q-ÜS

[ÜS t/d + diff TS folg.Monat].....ÜS-Fracht unter Berücksichtigung der Änderungen der TS in den Anaerobbecken bei verschiedenen Rückführ- bzw. Rücklaufverhältnissen

Zeolith (t/d) .....abgeschätzte Zeolithmenge

[Fällschlamm].....abgeschätzte Fällschlammmenge

n.v.....nicht vorhanden

ÜS aus P-Bilanz.....ermittelter Überschußschlammfall berechnet aus der Phosphorbilanz

**Tabelle : Trockensubstanzgehalt, Glühverlust (oTS), CSB und Nährstoffgehalt des Belebtschlammes als Monatsmittelwerte (1992-1994)**

Mon		TS	oTS	CSB	TKN	GesP	oTS	CSB/TS	N/TS	N/CSB	N/oTS	P/TS	P/CSB	P/oTS	P/TS	Fäll
at		g/l	g/l	g/l	g/l	g/l	%	g/g	%	%	%	%	%	%	%	
3	92	7,27	4,54	6,425	0,407	0,161	62	0,9	5,6	6,3	9,0	2,2	2,5	3,6	1,4	+
4	92	7,25	4,52	6,403	0,377	0,173	62	0,9	5,2	5,9	8,3	2,4	2,7	3,8	1,4	+
5	92	7,07	4,45	6,305	-	0,145	63	0,9	-	-	-	2,1	2,3	3,3	1,4	+
6	92	7,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	92	7,21	4,33	6,125	0,317	0,160	60	0,8	4,4	5,2	7,3	2,2	2,6	3,7	1,3	-
8	92	5,94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	92	5,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	92	4,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
11	92	5,32	3,30	4,671	0,298	0,114	62	0,9	5,6	6,4	9,0	2,2	2,4	3,5	1,4	+
12	92	6,39	3,96	5,607	0,332	0,141	62	0,9	5,2	5,9	8,4	2,2	2,5	3,5	1,4	+
1	93	6,87	4,26	6,029	0,355	0,151	62	0,9	5,2	5,9	8,3	2,2	2,5	3,5	1,4	+
2	93	7,03	4,43	6,272	0,394	0,164	63	0,9	5,6	6,3	8,9	2,3	2,6	3,7	1,4	+
3	93	6,01	3,97	5,619	0,313	0,147	66	0,9	5,2	5,6	7,9	2,4	2,6	3,7	1,5	+
4	93	5,48	3,56	5,047	0,241	0,106	65	0,9	4,4	4,8	6,8	1,9	2,1	3,0	1,4	+
5	93	7,16	4,44	6,286	0,344	0,158	62	0,9	4,8	5,5	7,7	2,2	2,5	3,5	1,4	+
6	93	7,55	4,38	6,203	0,323	0,150	58	0,8	4,3	5,2	7,4	2,0	2,4	3,4	1,3	+
7	93	7,00	3,85	5,449	0,278	0,126	55	0,8	4,0	5,1	7,2	1,8	2,3	3,3	1,2	+
8	93	7,23	3,76	5,325	0,274	0,117	52	0,7	3,8	5,1	7,3	1,6	2,2	3,1	1,1	-
9	93	8,90	4,63	6,551	0,342	0,132	52	0,7	3,8	5,2	7,4	1,5	2,0	2,8	1,1	+
10	93	8,92	4,64	6,570	0,352	0,125	52	0,7	3,9	5,4	7,6	1,4	1,9	2,7	1,1	-
11	93	8,03	4,18	5,913	0,279	0,119	52	0,7	3,5	4,7	6,7	1,5	2,0	2,8	1,1	-
12	93	6,76	4,07	5,761	0,310	0,122	60	0,9	4,6	5,4	7,6	1,8	2,1	3,0	1,3	-
1	94	7,17	4,37	6,191	0,414	0,137	61	0,9	5,8	6,7	9,5	1,9	2,2	3,1	1,3	-
2	94	7,67	4,79	6,789	0,343	0,130	63	0,9	4,5	5,1	7,2	1,7	1,9	2,7	1,4	+
3	94	7,88	5,04	7,139	0,336	0,150	64	0,9	4,3	4,7	6,7	1,9	2,1	3,0	1,4	+
4	94	8,15	5,06	7,158	0,310	0,125	62	0,9	3,8	4,3	6,1	1,5	1,7	2,5	1,4	+
5	94	8,37	5,06	7,162	0,357	0,201	60	0,9	4,3	5,0	7,1	2,4	2,8	4,0	1,3	+
6	94	7,35	4,53	6,419	0,303	0,143	62	0,9	4,1	4,7	6,7	1,9	2,2	3,1	1,4	+
7	94	6,40	3,87	5,486	0,285	0,122	61	0,9	4,5	5,2	7,4	1,9	2,2	3,2	1,3	+
8	94	5,91	3,60	5,093	0,206	0,119	61	0,9	3,5	4,0	5,7	2,0	2,3	3,3	1,3	+

Aus den Mittelwerten von TS (g/l), oTS (%), N/TS (%) sowie P/TS (%) in den einzelnen Monaten ergibt sich

$$\text{CSB/TS (g/g)} \dots\dots\dots = \text{TS (g/l)} * \text{oTS (\%)} / 100 * 1,42 / \text{TS (g/l)}$$

$$\text{CSB (g/l)} \dots\dots\dots = \text{TS (g/l)} * \text{CSB/TS (g/g)}$$

$$\text{P (g/l)} \dots\dots\dots = \text{TS (g/l)} * \text{P/TS (\%)} / 100$$

$$\text{P/CSB (\%)} \dots\dots\dots = \text{P/TS (\%)} / \text{CSB/TS (g/g)}$$

$$\text{P/oTS (\%)} \dots\dots\dots = \text{P/TS (\%)} / \text{oTS (\%)} * 100$$

$$\text{N (g/l)} \dots\dots\dots = \text{TS (g/l)} * \text{N/TS (\%)} / 100$$

$$\text{N/CSB (\%)} \dots\dots\dots = \text{N/TS (\%)} / \text{CSB/TS (g/g)}$$

$$\text{N/oTS (\%)} \dots\dots\dots = \text{N/TS (\%)} / \text{oTS (\%)} * 100$$

**Tabelle :           Volumenströme, Rücklaufverhältnis**

Monats-		Qo	GesZulNKB	GesRSNKB	RSKontb.	[SSchl.]	[RS BBmitSSchl]	[Ges RS]	RI-BS	RV
mittelwerte	92	m3/d	m3/d	m3/d	m3/d	m3/d	m3/d	m3/d	m3/d	%
März	92	35407	138206	-	17280	-	85519	102799	40608	326
April	92	28805	116398	-	17280	-	70313	87593	40608	307
Mai	92	22335	111739	-	17280	-	72124	89404	40608	405
Juni	92	22684	101876	-	17280	-	61911	79191	13536	361
Juli	92	18296	87557	-	15050	-	54211	69261	20959	381
August	92	15785	51986	-	5574	-	30627	36201	39298	229
September	92	18415	53651	30719	21928	10579	12284	33505	22557	189
Oktober	92	24047	57232	30294	25181	9554	20300	37012	12357	206
November	92	22849	76660	42305	25100	12456	30602	55648	24773	257
Dezember	92	23855	86735	45183	23255	17698	46378	62881	31425	268
Jänner	93	20956	62348	23873	22913	17518	22914	41392	43388	199
Februar	93	22916	67750	30276	23489	14559	21345	44834	0	197
März	93	29526	74650	32359	21747	14364	23378	45124	1494	156
April	93	26466	70393	31324	23179	12603	20748	43927	0	167
Mai	93	21580	64290	31126	23185	11584	19525	42710	41525	201
Juni	93	20584	61799	31414	23769	11400	17446	41215	42530	201
Juli	93	19004	56776	28452	22866	9320	14905	37772	43615	203
August	93	18561	46973	26894	22516	3414	5896	28412	42804	157
September	93	19627	46311	21489	212	5196	26472	26684	48071	136
Oktober	93	21711	47103	21403	53	4697	25339	25392	46647	119
November	93	21123	48468	21269	0	6076	27345	27345	46834	130
Dezember	93	23708	40397	11070	13364	5619	3325	16689	40001	71
Jänner	94	23981	39838	9895	13615	5961	2242	15856	33001	66
Februar	94	19984	32740	8358	11729	4398	1028	12757	27579	64
März	94	22748	40307	11623	15604	5935	1954	17558	37839	77
April	94	30143	61440	25421	21289	6416	10007	31296	32997	105
Mai	94	25291	55839	25206	23538	5342	7010	30548	34122	121
Juni	94	22829	47472	20488	20196	4155	4447	24643	37795	107
Juli	94	20100	38282	14714	16989	3468	1193	18182	38076	91
August	94	17389	29457	9956	12817	3780	-748	12069	37090	69

Legende zu Tabelle :

Monatsmittelwerte berücksichtigen nicht eine Außerbetriebnahme des jeweiligen Volumenstromes für einige Tage

Qo.....Zulaufmenge

GesZulNKB.....Gesamter Zulauf zu den Nachklärbecken = Ablauf Belebung

Ges-RSNKB .....Summe d. Rückaufschlammströme der Nachklärbecken

RSKontb.....Rückaufschlamm in das Kontaktbecken = Anaerobbecken I

[SSchl].....abgeschätzte Schwimmschlammmenge bzw. Ungenauigkeiten der eingebauten IDMs

[RSBBmitSSchl] .....abgeschätzte Rückaufschlammmenge mit SSchl+Ges-RSNKB

[Ges-RS].....gesamte Rückaufschlammmenge GesZulNKB - Q

RI-BS.....interne BS-Rückführung vom BB I in das Anaerobbecken II

RV .....Rücklaufverhältnis

*Kursiv* .....abgeschätzte Volumenströme ermittelt aus den Aufzeichnungen über die internen Volumenströme

Tabelle : Analysendaten aus der Schlammbehandlung in mg/l (1992-94)

## Analysenergebnisse aus der Schlammbehandlung 1992/93

Datum	K F P	COD	PO4-P ff	NH4-N ff	NOx-N ff	Ges-P roh	TKN roh	Fe	
12.3. 1992	1+2		0,1	116	1,9	2,0	129		
21.7. 1992	1		0,1	169	0,4	23,0	368	18,0	
21.7. 1992	2		0,1	167	0,4	17,0	320	1,9	
29.7. 1992	1+2		0,1	258	0,0	10,4	332	1,0	
30.7. 1992	1+2		0,1	48	0,0	6,6	126	0,2	
31.7. 1992	1		0,1	154	0,0	6,0	291	1,9	
31.7. 1992	2		0,1	58	0,0	6,0	132	0,1	
3.8. 1992	1+2		0,1	135	0,0	7,7	265	0,4	
4.8. 1992	1		0,1	131	0,0	4,9	252	0,6	
5.8. 1992	2		0,1	125	0,0	11,5	276	6,6	
7.8. 1992	1+2		0,1						
10.8. 1992	1+2		0,1	101					
26.8. 1992	1+2		0,1	168					
27.8. 1992	1+2		0,1	151					
17.9. 1992	1+2		0,2	231	0,0	39,5	401	14,0	
18.9. 1992	1+2		0,2	287	0,0	13,9	496	5,8	
21.9. 1992	1+2		0,2	263	0,0	9,5	417	1,0	
22.9. 1992	1+2		0,3	278	0,0	14,4	708	0,8	
23.9. 1992	1+2		0,2	266	0,0	7,3	488	0,2	
25.9. 1992	1+2		0,1	262	0,0	9,0	517	0,8	
28.9. 1992	1+2		0,1	210	0,0	8,2	385	3,3	
29.9. 1992	1+2		0,1	252	0,0	12,0	511	0,6	
30.9. 1992	1+2		0,2	246	0,0	19,2	695	1,6	
1.10. 1992	1+2		0,1	306	0,0	11,0	487	0,4	
2.10. 1992	1+2		0,1	262	0,0	16,4	445	6,8	
5.10. 1992	1+2		0,1	289	0,0	8,8	353	1,4	
6.10. 1992	1+2		0,1	268	0,0	7,7	412	1,2	
9.10. 1992	1+2		0,1	254	0,0	9,3	349	2,1	
14.10. 1992			0,3	107	0,6	13,1	361	0,1	
6.11. 1992	1+2					4,0		0,6	
1.12. 1992						3,9	361		
25.5. 1993		1243	0,3	309	0,7	7,8	385		
26.5. 1993			0,7	297	7,8		371		
15.6. 1993		446				1,2	140		
6.7. 1993						3,8	899		
7.7. 1993						4,3	837		
8.7. 1993			3,7	562	8,6	10,0	648		
9.7. 1993						8,9	743		
12.7. 1993						8,9	915		
19.7. 1993						9,8	700		
23.-27.8. 1993			1,8		0,0	0,6	207		
16.-19.11 1993							152		
22.-26.11 1993			2,5		0,0	8,5	80		
6.-10.12 1993						7,7	150		
13.-17.12. 1993						6,5	180		
<b>Mittelwert:</b>		<b>845</b>	<b>0,4</b>	<b>217</b>	<b>0,7</b>	<b>9,8</b>	<b>407</b>	<b>2,9</b>	
Datum	MÜSE	COD	PO4-P ff	NH4-N ff	NOx-N ff	Ges-P roh	TKN roh	Fe	SS
21.1. 1992			0,1	25	3,2	1,5	58	0,2	
12.3. 1992			1,7	0	0,8	3,5	9		
21.7. 1992			1,9	2	2,9				
16./19.11. 1993			2,5	0	0,2	3,0	15		
25.-27.8. 1993			1,8	1	0,3	2,0	3		
30.8.-3.9. 1993						1,2	3		72
im Febr. 1993		119	0,5	0	0,5	1,5	7		
22.-26.11. 1993			0,0	7	0,0	1,3	8		
6.-10.12. 1993			2,3	0	0,0	2,5	3		
13.-17.12. 1993			1,8	1	0,0	-	6		
<b>Mittelwert:</b>		<b>119</b>	<b>1,4</b>	<b>4</b>	<b>0,9</b>	<b>2,1</b>	<b>12</b>		
Datum	Schlamm Speicher (ff)		PO4-P ff	NH4-N ff	NOx-N ff	Ges-P roh	TKN roh		
	(ff)		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
19.3. 1993			15,0	139	1,0	16,2	161		

**Tabelle : Analysendaten aus der Schlammbehandlung in mg/l (1992-94)****Analysendaten aus der Schlammbehandlung (1993-1994)**

Datum d. Probe			15-Apr-93	21-Apr-93	22-Apr-93	26-Apr-93	MW-Apr-93	17-Mai-93	21-Okt-93	19-Nov-93	Feb/März-94	25-Mai-94	09-Jun-94	13-Jun-94	23-Jun-94	04-Jul-94
Probe	Parameter		< Kalk + FeCl3 >				< Steinmehl >				< Polymer + FeCl3 >					
RS=ÜS (roh)	TS	g/l	8,56	9,4	10	9,4	9	14	13		21	14,6	14,1	15,6	15,2	12,05
	oTS	g/l	5,1	5,7	6,1	5,8	6	8	6,9		13,1	8,5	8,4	9,9	9,6	7,43
	COD	mg/l	8100	10196	8281	10041	9155	14872			20189	11603	11321	11870	14580	11086
	TKN	mg/l	461	482	520	478	485	712			931		573	608	784	505
	Ges-P	mg/l	155	173	203	194	181	268			316		161	283	296	247
	pH		7,78	7,45	7,4	7,46	8	7,32								
	CSB/TS	g/g	0,9	1,1	0,8	1,1	1,0	1,1			1,0	0,8	0,8	0,8	1,0	0,9
	CSB/oTS	%	1,6	1,8	1,4	1,7	1,6	1,9			1,5	1,4	1,3	1,2	1,5	1,5
	oTS	%	59,6	60,6	61,0	61,7	60,8	57,1	53,1		62,6	58,6	59,9	63,3	63,2	61,7
	N/TS	%	5,4	5,1	5,2	5,1	5,2	5,1			4,4		4,1	3,9	5,2	4,2
	N/oTS	%	9,0	8,5	8,5	8,2	8,6	8,9			7,1		6,8	6,2	8,2	6,8
	N/CSB	%	5,7	4,7	6,3	4,8	5,3	4,8			4,6		5,1	5,1	5,4	4,6
	P/TS	%	1,8	1,8	2,0	2,1	1,9	1,9			1,5		1,1	1,8	1,9	2,0
	P/oTS	%	3,0	3,0	3,3	3,3	3,2	3,4			2,4		1,9	2,9	3,1	3,3
	P/CSB	%	1,9	1,7	2,5	1,9	2,0	1,8			1,6		1,4	2,4	2,0	2,2
RS (ff)	COD	mg/l	25	12	27	25	22	35								
	TKN	mg/l	8	0,6	8	0,4	4	7								
	Ges-P	mg/l	1,8	2,6	1	0,9	2	2,1								
	NO3-N	mg/l	0,5	1,2	0,5	0,9	1	0,3			0,3 - 4,1	0,5	0,1		0,1	0,2
	NH4-N	mg/l	5	0,1	0,1	0,1	1	0,5			0,2 - 1,3	0,5	0,3		0,1	0,1
	PO4-P	mg/l	0,6	1,7	1	1	1	1,4			1,2 - 7	1,3	1,4		1,4	0,2
Ablauf MÜSE	COD	mg/l	192	260	213	162	207	29			574	118	116	87	87	124
	TKN	mg/l	8,1	23,9	11	8,6	13	1,1			20	8,3	4,2	4,8	3,0	5,9
	Ges-P	mg/l	3,4	7,9	5	3,4	5	2,1			10	1,9	0,5	1,1	1,2	1,1
	NO3-N	mg/l	0,3	0,9	1,6	0,9	1	0				1,6	0,1	0,0	0,1	0,0
	NH4-N	mg/l	5,3	0,1	0,1	0,1	1	0,1				0,4	0,8	0,6	0,7	0,2
	PO4-P	mg/l	0,9	1	0,8	0,9	1	1				1,0	0,5	1,1	1,3	0,9
	pH		7,57	7,92	7,95	7,28	8	7,2								
Ablauf MÜSE	TS	g/l	89,2	80,4	86,0	65,7	80,3	32,4	93,0	93,0	80,8		90,8	87,4	93,7	96,9
	oTS	g/l	55,0	50,0	54,0	41,0	50,0			54,7	52,0		56,5	55,0	58,4	59,8
	oTS	%	61,7	62,2	62,8	62,4	62,2			58,8	64,4		62,2	62,9	62,3	61,7
Zulauf KFP	TS	g/l	57	59,2	56,7	65,3	59,6	67,3								
	oTS	g/l	35	36	34	40	36									
	oTS	%	61,4	60,8	60,0	61,3	60,9									
Zulauf KFP (ff)	PO4-P	mg/l		10,0	10,4	9,7	10,0									
Ablauf KFP	COD	mg/l	1613	377	1599	2765	1589	1258				720	683	2706	847	1035
	TKN	mg/l	166	478	359	248	313	256			300	336	169	371		266
	Ges-P	mg/l	3,5	18,1	11,6	10,1	11	7,8			8	6,7	1,6	14,3	2	
	NO3-N	mg/l	0	0	0	0	0	0,3				0	0	0	0	0
	NH4-N	mg/l	129	293	236	179	209	229				232	193	374	282	263
	PO4-P	mg/l	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0,1				0,9	0,3	0,3	0,3	1,4
	pH		12,81	12,54	12,57	12,3	13	5,95				6,1	6,4	6,3		
Ablauf KFP	TS	g/l	297	311	331	352	323	301	420		310	229	238	260	248	273,1
	oTS	g/l	149	111	119	110	122				163	138	148	161	155	168
	oTS	%	50,2	35,7	35,9	31,3	37,9				52,5	60,5	62,3	61,8	62,4	61,5

Legende :

RS-ÜS.....Rücklaufschlamm = Überschußschlamm  
roh .....rohe homogenisierte Probe  
ff .....faltenfiltrierte Probe  
MÜSE.....maschinelle Überschußschlammwässerung  
KFP .....Kammerfilterpresse

**Tabelle : Energieverbrauch Belebungsbecken inkl. Rührwerke**

Monats- mittelwerte	Jahr	Energie BB kWh/d
März	92	4334
April	92	5747
Mai	92	7094
Juni	92	6327
Juli	92	4984
August	92	5332
September	92	5275
Oktober	92	5828
November	92	5913
Dezember	92	5000
Jänner	93	5032
Februar	93	5092
März	93	4918
April	93	5063
Mai	93	5952
Juni	93	6210
Juli	93	5613
August	93	5411
September	93	6000
Oktober	93	5873
November	93	5536
Dezember	93	5216
Jänner	94	5283
Februar	94	5439
März	94	5808
April	94	5536
Mai	94	6228
Juni	94	6198
Juli	94	5765
August	94	5310

## 10. ANHANG

**Tabelle : Analysenwerte der Vorfluter- und Ablaufproben 1992-1994**

Datum	Uhrzeit	Probe	CSB mg/l	CSBmf mg/l	TOC mg/l	DOC mg/l	BSB5 mg/l	PO4-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	SS mg/l	Cl mg/l	pH	O2 mg/l	O2 %Sätt.	Temp °C			
2.10.92	10.00	Kr.oberh.	13	13	6,0	2,9	4	0,3	0,1	2,6	1	44	7,3	8,4	70	6,4			
		Kr.unterh.	21	19	7,2	4,2	3	1,3	0,1	5,8	2	57	7,1	6,9	67	12,3			
		KA-Ablauf	20	19	-	-	5	1,4	0,1	5,6	1	53	7,2	8,0	79	13,1			
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB mg/l	CSBmf mg/l	BSB5 mg/l	PO4-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Ges-P mg/l	TKN mg/l	SS mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	Alkal. mval/l	LF µS/cm	pH	O2 mg/l	O2 %Sätt.	Temp °C
7.1.93	15.00	Kr.oberh.	97	50	15	0,5	6,3	3,5	2,0	8,1	94	325	90	2	1500	7,5	11	88	3,9
		Kr.unterh.	35	24	6	0,2	3,0	2,7	0,8	3,0	67	145	130	2,5	1000	7,8	8,3	76	9,0
		KA-Ablauf	14	14	3	0,1	1,9	2,4	0,2	2,5	4	100	145	2,9	950	7,9	-	-	10,0
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB mg/l	TOC mg/l	BSB5 mg/l	PO4-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Ges-P mg/l	TKN mg/l	SS mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	Alkal. mval/l	LF µS/cm	pH	O2 mg/l	O2 %Sätt.	Temp °C
2.2.93	8.-10.00	Kr.oberh.	24	8,0	1	0,9	1,1	4,0	1,0	0,9	10	50	140	3,0	990	8,2			
		Kr.unterh.	21	7,0	1	1,0	0,6	3,0	1,1	1,0	5	85	145	3,2	970	8,1			
		KA-Ablauf	18	6,0	1	1,1	0,1	2,1	1,2	1,0	1	120	150	3,4	960	8,1			
		Kr.Achau	17	8,0	1	1,1	0,7	3,8	1,1	1,3	15	100	155	3,4	980	7,5			
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB mg/l	TOC mg/l	BSB5 mg/l	PO4-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Ges-P mg/l	TKN mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	Alkal. mval/l	LF µS/cm	pH	O2 mg/l	O2 %Sätt.	Temp °C	
2.3.93	16.00	Kr.oberh.	35	10,0	1	0,6	0,5	8,0	0,8	1,3	140	180		1090	8,2	10,5	116	6,0	
		Kr.unterh.	25	6,5	5	0,5	0,3	3,8	0,6	1,1	115	165		980	7,8	8,7	76	9,2	
		KA-Ablauf	18	5,2	3	0,4	0,2	2,5	0,5	1,0	110	155		950	7,9	-	-	8,7	
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB mg/l	TOC mg/l	BSB5 mg/l	PO4-P mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Ges-P mg/l	TKN mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	Alkal. mval/l	LF µS/cm	pH	O2 mg/l	O2 %Sätt.	Temp °C	
8.4.93	12.30	Kr.oberh.	24	7,0	3	2,0	3,0	6,7	2,2	3,0	84	152	2,4	700	7,6	14,1	120	8,2	
		Kr.unterh.	24	5,9	2	1,4	1,9	5,0	1,5	1,9	93	168	2,6	800	7,7	9	81	10,1	
		KA-Ablauf	23	5,2	2	0,3	0,2	2,2	0,4	1,0	109	197	2,9	910	7,8				
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB mg/l	TOC mg/l	DOC mg/l	BSB5 mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	NO2-N mg/l	PO4-P mg/l	pH	O2 mg/l							
3.6.93	9.00	KA-Ablauf	15	7,7	5,9	1	0,2	1,5	0	0,3	7,6	7							
		Kr.unterh.	16	5,8	4,7	1	0,2	2,8	0	0,2	7,6	8							
		Kr.Achau	15	-	-	2	0,2	2,6	0	0,3	8,0	8							

Fortsetzung nächste Seite

10. ANHANG

**Tabelle : Analysenwerte der Vorfluter- und Ablaufproben 1992-1994**

Datum	Uhrzeit	Probe	CSB	TOC	DOC*	PO4-P	NH4-N	NO3-N	Ges-P	TKN	SS	Cl	SO4	LF					
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µS/cm					
20.8.93	8.30	Kr.oberh.	40	14,0	2,5	0,1	0,1	1,0	1,8	2,1	82	67	112	807					
		Kr.unterh.	31	7,0	4,3	0,8	0,0	0,8	0,0	1,3	12	95	154	880					
		18.8. KA-Ablauf	30	5,4	3,4	0,9	0,0	0,7		1,0	2	100	158	900					
DOC* =abgesetzt																			
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB	TOC	BSB5	PO4-P	NH4-N	NO3-N	Ges-P	TKN	SS	Cl	SO4	Alkal.	LF	pH	O2	O2	Temp.
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	µS/cm		mg/l	%Sätt.	°C
21.10.93	11.00	Kr.oberh.	140	45,0	10	0,6	2,0	3,3	1,1	3,0	205	29	75	2	408	7,4	11	88,9	5,0
		Kr.unterh.	50	12,0	3	1,1	0,4	2,3	1,2	1,2	50	84	119	4,4	918	7,5	8,5	79,7	11,0
		KA-Ablauf	30	5,0	1	1,2	0,0	2,1	1,2	0,8	3	95	128	4,8	1020	7,5	-	-	15,0
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB	BSB5	TOC	DOC	NH4-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	SS	Alkal.	LF	pH	O2				
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	µS/cm		mg/l				
30.11.93		KA-Ablauf	24	3	6,5	6,1	0,0	2,0	0,0	2,0	3,6	5,96	1130	8	5				
		Kr.unterh.	27	3	6,1	6,1	0,1	2,4	0,0	1,7	6,25	5,82	1131	8	7				
		Kr.Achau	35	4	6,9	6,3	0,3	2,9	0,1	1,8	17,5	5,82	1231	8	9				
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB	BSB5	NH4-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	Cl	SS	Alkal	O2	LF						
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	µS/cm						
15.2.94		KA-Ablauf	21	4	0	3,2	0,0	2,0	73,0	2,6	5,5	8	1128						
		Kr.unterh.	24	4	1	3,2	0,0	1,8		5,12	5,7	10	1137						
		Kr.Achau	23	3	1	4,4	0,1	1,8	175,0	7,3	5,7	11	1390						
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB	NH4-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	Cl	SO4	pH	LF	SS							
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		µS/cm	mg/l							
7.8.94	16.00	Kr.oberh.	120	2	3	0,6	0,4	32,0	62,0	7,2	462	48							
		Kr.unterh.	27	0,2	2	0,1	1,2	80,0	143,0	7,5	968	13							
		KA-Ablauf	18	0,2	2	0,0	1,2	83,0	148,0	7,6	1010	2,6							
		Kr.Achau	47	0,1	2	0,1	1,1	85,0	150,0	7,7	1011	188							
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB	BSB5	TOC	DOC	NH4-N	NO3-N	PO4-P	Cl	SO4	LF	pH	O2	Temp				
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µS/cm		mg/l	°C				
10.8.94	16.00	Kr.oberh.	22	1	3,7	-	0,0	2,9	0,3	84,0	114	878	8,6	8,6	26,4				
		Kr.unterh.	19	1	5,6	4,6	0,1	3,1	0,9	93,0	141	1017	7,8	9,2	24,2				
		KA-Ablauf	17	1	6,6	6,6	0,0	3,1	0,9	92,0	141	1020	7,8	10	22,5				
		Kr.Achau	27	1	5,9	4,8	0,3	3,6	0,7	93,0	145	982	8,3	9,2	23				
Datum	Uhrzeit	Probe	CSB	BSB5	TOC	DOC	NH4-N	NO3-N	PO4-P	SS	LF	pH	O2	Temp					
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µS/cm		mg/l	°C					
24.8.94	17.00	Kr.oberh.	100	11	32,0	10,5	0,6	2,8	0,4	620	362	7,6	6,4	20					
		Kr.unterh.	26	8	14,1	6,4	0,9	3,6	0,3	212	775	7,4	6,6	20					
		KA-Ablauf	29	8	8,8	6,7	1,0	4,0	0,3	20	944	7,4	5,1	20					
		Kr.Achau	100	11	26,4	8,1	0,6	3,3	0,3	424	565	7,6	6,2	20					

**Tabelle: Untersuchungsergebnisse der Sandfiltrationsanlage im Pilotmaßstab (1.12.93.-11.3.93; 29.3.-31.3.93) aus KROISS et al. 1993**

**Suspensaelimination: Mittelwerte, Schwankungsbereiche**

Betriebsart:	v	Meßwerte	SS-Zulauf	SS-Ablauf
	(m/h)		(mg/l)	(mg/l)
ohne Fällung	ca. 10	8	4,2 (2,1 - 9,1)	1,1 (0,6 - 1,9)
mit Fällung und ausreichender Polyelektrolytdosierung	ca. 10	9	4,1 (2,1 - 6,1)	1,3 (0,9 - 1,8)
mit Fällung, ohne Polyelektrolyt	ca. 5	4	5,3 (2,0 - 7,6)	1,4 (0,7 - 2,3)

**Phosphorelimination : Mittelwerte und Schwankungsbereiche**

Betriebsart:	Meß- werte	ges.P Zulauf (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P Zulauf (mg/l)	ges.P Ablauf (mg/l)	SS-Ablauf (mg/l)
ohne Fällung *v = ca. 10 m/h	8	0,46 (0,33-0,68)	0,40 (0,29-0,60)	0,39 (0,25-0,57)	0,36 (0,25-0,54)
mit Fällung und ausreichender Polyelektrolytdosierung*	9	0,54 (0,38-0,75)	0,47 (0,29-0,75)	0,17 (0,08-0,34)	0,12 (0,03-0,29)
mit Fällung, ohne Polyelektrolyt v = ca. 5m/h	4	0,63 (0,48-0,86)	0,56 (0,41-0,88)	0,12 (0,04-0,22)	0,07 (0,01-0,13)

**TOC-Elimination**

	Meßwerte	$\Delta$ SS (mg/l)	TOC-Zulauf (mg/l)	TOC-Ablauf (mg/l)	$\Delta$ TOC (mg/l)
ohne Eisenfällung MW Minimum - Maximum	8	3,1	6,5 (3,9 - 10,1)	5,4 (2 - 7,6)	1,1
mit Eisenfällung MW Minimum - Maximum	43	3,8*	6,8 (4,3 - 11,7)	6,0 (3,5 - 8,9)	0,8

\*.....Zulaufwert, da die eliminierte Schwebstoffmenge durch Überlagerung mit den Fällungsflocken nicht bekannt war.

**NH<sub>4</sub>-Reduktion : Mittelwert und Schwankungsbereich**

	Meßwerte	NH <sub>4</sub> -N Zulauf (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N Ablauf (mg/l)
gesamter Versuchszeitraum	38	0,8 (0,0 - 2,1)	0,4 (0,0 - 2,1)

**Berechnung des Verhältnisses OVC/ $\eta$ CSB nach NOWAK (1992)**

$$\eta_{\text{CSB}} = \dot{U}\text{S} + \text{OVC}$$

$$\boxed{\frac{\text{OVC}}{\eta_{\text{CSB}}} = 1 - \frac{\dot{U}\text{S}}{\eta_{\text{CSB}}}}$$

$$\frac{\dot{U}\text{S}}{\eta_{\text{CSB}}} = \frac{\dot{U}\text{S}_{\text{H}}}{\eta_{\text{CSB}}} + \frac{\dot{U}\text{S}_{\text{i}}}{\eta_{\text{CSB}}}$$

$$\frac{\dot{U}\text{S}_{\text{H}}}{\eta_{\text{CSB}}} = \frac{Y_{\text{H}} * f_{\text{d}}}{1 + t_{\text{TS}} * b_{\text{H, obs}}}$$

$$\frac{\dot{U}\text{S}_{\text{i}}}{\eta_{\text{CSB}}} = (1 - f_{\text{d}}) + \frac{\dot{U}\text{S}_{\text{H}}}{\eta_{\text{CSB}}} * t_{\text{TS}} * b_{\text{H}} * f_{\text{i}}$$

Legende:

- $\eta_{\text{CSB}}$ .....Entfernter CSB [kg/d]  
 $\dot{U}\text{S}$ .....CSB-Fracht im Überschußschlamm [kg/d]  
 OVC .....Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffoxidation ("atmung")[kg/d]  
 $\dot{U}\text{S}_{\text{H}}$  .....Heterotrophe Biomasse im Überschußschlamm [kg/d]  
 $\dot{U}\text{S}_{\text{i}}$ .....Inerte Feststoffe im Überschußschlamm [kg/d]  
 $Y_{\text{H}}$ .....Zellertrag ("Ausbeute") der heterotrophen Biomasse [gCSB/gCSB]  
 $f_{\text{d}}$ .....Verhältnis der biologisch abgebauten CSB-Fracht zur gesamt entfernten CSB-Fracht [-]  
 $t_{\text{TS}}$ .....Schlammalter (Vergleichsschlammalter bei TBB) [d]  
 $b_{\text{H}}$  .....Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse [ $\text{d}^{-1}$ ];  $b_{\text{H}} = b_{\text{H},20} * f_{\text{T,b}} (T_{\text{BB}}^{-20})$   
 TBB .....Temperatur im Belebungsbecken [°C]  
 $b_{\text{H},20}$  .....Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse bei 20°C [ $\text{d}^{-1}$ ]  
 $f_{\text{T,b}}$  .....Temperaturfaktor für die Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse (1,072)  
 $b_{\text{H,obs}}$  .....Beobachtete heterotrophe Absterberate [ $\text{d}^{-1}$ ];  $b_{\text{H,obs}} = b_{\text{H}} * [1 - Y_{\text{H}} * (1 - f_{\text{i}})]$   
 $f_{\text{i}}$  .....Inerter Anteil der Biomasse [gCSB/gCSB]

Tabelle: CSB-, N- und P-Bilanzen der Kläranlage Mödling

<b>CSB-Bilanz</b>	-	Anf.März92	Juli/Aug.92	Nov/Dez92	Nov*92	Dez.92
Monate	Anzahl	1	2	2	1	1
CSBo-F	t CSB/d	6,880	3,581	7,541	7,200	7,200
CSBe-F	t CSB/d	0,463	0,330	0,480	0,456	0,456
nCSB-F	t CSB/d	6,417	3,251	7,061	6,744	6,744
ÜS CSB-F	t CSB/d	2,917	1,413	3,693	3,863	3,812
OVC-F	t CSB/d	3,500	1,838	3,368	2,881	2,932
<b>CSBo-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>
<b>CSBe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>
<b>nCSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>112</b>	<b>109</b>	<b>112</b>	<b>112</b>	<b>112</b>
<b>ÜS CSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>51</b>	<b>47</b>	<b>59</b>	<b>64</b>	<b>64</b>
<b>OVC-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>63</b>	<b>63</b>	<b>56</b>	<b>50</b>	<b>51</b>
<b>ÜS CSB/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>45</b>	<b>43</b>	<b>52</b>	<b>57</b>	<b>57</b>
<b>OVC/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>56</b>	<b>58</b>	<b>49</b>	<b>45</b>	<b>46</b>
nCSB	%	93	91	94	94	94
ts BB+AN (15°C)	d	26	52	20	15	15
oTS-Anfall	g/EGW/d	36	33	41	45	45
TS-Anfall	g/EGW/d	57	56	66	73	72

<b>N-Bilanz</b>	-	Anf.März92	Juli/Aug.92	Nov/Dez92	Nov*92	Dez.92
TKNo-F	kg N/d	569	489	638	604	672
Ges-Ne-F	kg N/d	105	87	151	205	96
ND-F	kg N/d	279	329	260	152	350
N(ÜS)/nCSB	%	2,9	2,3	3,2	3,7	3,3
ÜS N-F	kg N/d	185,0	73,2	227,1	246,5	225,7
TKN MÜSE	kg N/d	2,5	1,4	4,4	5,3	5,3
TKN KFP	kg N/d	5,0	5,8	16,8	17,9	17,6
TKN Schl.b.	kg N/d	7,5	7,3	21,1	23,2	22,9
ÜS N - Schl.b.	kg N/d	177,5	65,9	206,0	223,3	202,8
N/oTS	%	9,0	7,4	8,7	9,1	8,4
<b>No-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>9,9</b>	<b>16,4</b>	<b>10,2</b>	<b>10,1</b>	<b>11,2</b>
<b>Ne-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,8</b>	<b>2,9</b>	<b>2,4</b>	<b>3,4</b>	<b>1,6</b>
<b>ND-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>5,0</b>	<b>11,3</b>	<b>4,5</b>	<b>2,9</b>	<b>6,2</b>
<b>ÜS N-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,2</b>	<b>2,5</b>	<b>3,6</b>	<b>4,1</b>	<b>3,8</b>
<b>nN</b>	<b>%</b>	<b>82</b>	<b>82</b>	<b>76</b>	<b>66</b>	<b>86</b>
<b>ÜS N</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,2</b>	<b>2,5</b>	<b>3,6</b>	<b>4,1</b>	<b>3,8</b>
<b>ÜS N - Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,1</b>	<b>2,2</b>	<b>3,3</b>	<b>3,7</b>	<b>3,4</b>
<b>TKN Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>0,4</b>	<b>0,4</b>

<b>P-Bilanz</b>	-	Fällung Anf.März92	- Juli/Aug.92	Fällung Nov/Dez92	Fällung Nov*92	Fällung Dez.92
Ges-Po-F	kg P/d	108,0	65,0	111,0	114,0	110,0
Ges-Pe-F	kg P/d	36,0	28,5	16,5	21,0	16,0
ÜS P-F	kg P/d	72,0	36,5	94,5	93,0	94,0
<b>Po-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,88</b>	<b>2,18</b>	<b>1,77</b>	<b>1,90</b>	<b>1,83</b>
<b>Pe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,63</b>	<b>0,96</b>	<b>0,26</b>	<b>0,35</b>	<b>0,27</b>
<b>ÜS P-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,26</b>	<b>1,22</b>	<b>1,50</b>	<b>1,55</b>	<b>1,57</b>
nP	%	67	56	85	82	85
Ges-P MÜSE	kg P/d	0,8	0,5	1,5	1,8	1,8
Ges-P KFP	kg P/d	0,3	0,2	0,4	0,4	0,4
Ges-P Schl.b.	kg P/d	1,1	0,6	1,8	2,2	2,2
<b>ÜS P-Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,2</b>	<b>1,2</b>	<b>1,5</b>	<b>1,5</b>	<b>1,5</b>
<b>Ges-P Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>	<b>0,04</b>	<b>0,04</b>

Tabelle: CSB-, N- und P-Bilanzen der Kläranlage Mödling

<b>CSB-Bilanz</b>	-	Jänner93	Februar93	März93	April93	Mai93	Juni93
Monate	Anzahl	1	1	1	1	1	1
CSBo-F	t CSB/d	7,200	6,400	7,360	7,950	8,000	8,600
CSBe-F	t CSB/d	0,456	0,624	0,600	0,538	0,564	0,512
nCSB-F	t CSB/d	6,744	5,776	6,760	7,412	7,436	8,089
ÜS CSB-F	t CSB/d	3,812	3,004	3,614	4,227	3,284	3,440
OVC-F	t CSB/d	2,932	2,773	3,146	3,185	4,152	4,648
<b>CSBo-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>
<b>CSBe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>7</b>
<b>nCSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>112</b>	<b>108</b>	<b>110</b>	<b>112</b>	<b>112</b>	<b>113</b>
<b>ÜS CSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>64</b>	<b>56</b>	<b>59</b>	<b>64</b>	<b>49</b>	<b>48</b>
<b>OVC-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>51</b>	<b>54</b>	<b>53</b>	<b>50</b>	<b>63</b>	<b>66</b>
<b>ÜS CSB/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>57</b>	<b>52</b>	<b>53</b>	<b>57</b>	<b>44</b>	<b>43</b>
<b>OVC/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>46</b>	<b>50</b>	<b>48</b>	<b>45</b>	<b>57</b>	<b>59</b>
nCSB	%	94	90	92	93	93	94
ts BB+AN (15°C)	d	15	25	20	16	36	37
oTS-Anfall	g/EGW/d	45	40	42	45	35	34
TS-Anfall	g/EGW/d	72	63	63	69	56	58

<b>N-Bilanz</b>	-	Jänner93	Februar93	März93	April93	Mai93	Juni93
TKNo-F	kg N/d	736	608	557	585	665	586
Ges-Ne-F	kg N/d	98	112	154	140	59	72
ND-F	kg N/d	413	307	203	243	426	335
N(ÜS)/nCSB	%	3,3	3,3	3,0	2,7	2,4	2,2
ÜS N-F	kg N/d	224,9	188,6	201,0	202,1	179,6	178,9
TKN MÜSE	kg N/d	5,3	1,5	1,4	2,4	1,3	1,8
TKN KFP	kg N/d	17,6	12,6	10,6	12,6	10,3	11,2
TKN Schl.b.	kg N/d	22,9	14,1	12,0	15,0	11,5	13,1
ÜS N - Schl.b.	kg N/d	202,0	174,5	188,9	187,1	168,1	165,8
N/oTS	%	8,4	8,9	7,9	6,8	7,8	7,4
<b>No-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>12,3</b>	<b>11,4</b>	<b>9,1</b>	<b>8,8</b>	<b>10,0</b>	<b>8,2</b>
<b>Ne-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,6</b>	<b>2,1</b>	<b>2,5</b>	<b>2,1</b>	<b>0,9</b>	<b>1,0</b>
<b>ND-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>7,3</b>	<b>6,0</b>	<b>3,5</b>	<b>3,9</b>	<b>6,6</b>	<b>4,9</b>
<b>ÜS N-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,7</b>	<b>3,5</b>	<b>3,3</b>	<b>3,1</b>	<b>2,7</b>	<b>2,5</b>
<b>nN</b>	<b>%</b>	<b>87</b>	<b>82</b>	<b>72</b>	<b>76</b>	<b>91</b>	<b>88</b>
<b>ÜS N</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,7</b>	<b>3,5</b>	<b>3,3</b>	<b>3,1</b>	<b>2,7</b>	<b>2,5</b>
<b>ÜS N - Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,4</b>	<b>3,3</b>	<b>3,1</b>	<b>2,8</b>	<b>2,5</b>	<b>2,3</b>
<b>TKN Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,4</b>	<b>0,3</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>

<b>P-Bilanz</b>	-	Fällung Jänner93	Fällung Februar93	Fällung März93	Fällung April93	Fällung Mai93	Fällung Juni93
Ges-Po-F	kg P/d	110,0	90,0	110,0	106,0	123,0	91,0
Ges-Pe-F	kg P/d	16,0	14,0	17,0	18,0	16,0	11,0
ÜS P-F	kg P/d	94,0	76,0	93,0	88,0	107,0	80,0
<b>Po-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,83</b>	<b>1,69</b>	<b>1,79</b>	<b>1,60</b>	<b>1,85</b>	<b>1,27</b>
<b>Pe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,27</b>	<b>0,26</b>	<b>0,28</b>	<b>0,27</b>	<b>0,24</b>	<b>0,15</b>
<b>ÜS P-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,57</b>	<b>1,43</b>	<b>1,52</b>	<b>1,33</b>	<b>1,61</b>	<b>1,12</b>
nP	%	85	84	85	83	87	88
Ges-P MÜSE	kg P/d	1,8	1,2	0,6	0,9	0,5	0,7
Ges-P KFP	kg P/d	0,4	0,4	0,3	0,4	0,3	0,3
Ges-P Schl.b.	kg P/d	2,2	1,6	0,9	1,3	0,8	1,1
<b>ÜS P-Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,5</b>	<b>1,4</b>	<b>1,5</b>	<b>1,3</b>	<b>1,6</b>	<b>1,1</b>
<b>Ges-P Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,04</b>	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>

Tabelle: CSB-, N- und P-Bilanzen der Kläranlage Mödling

<b>CSB-Bilanz</b>	-	Juli93	Aug.93	Sept,93	Okt.93	Nov.93	Dez.93
Monate	Anzahl	1	1	1	1	1	1
CSBo-F	t CSB/d	7,000	7,200	7,470	6,500	7,400	8,577
CSBe-F	t CSB/d	0,383	0,446	0,376	0,406	0,460	0,292
nCSB-F	t CSB/d	6,617	6,755	7,094	6,094	6,940	8,285
ÜS CSB-F	t CSB/d	2,774	2,545	2,934	2,718	2,934	4,443
OVC-F	t CSB/d	3,843	4,210	4,160	3,376	4,006	3,842
<b>CSBo-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>
<b>CSBe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>4</b>
<b>nCSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>113</b>	<b>113</b>	<b>114</b>	<b>113</b>	<b>113</b>	<b>116</b>
<b>ÜS CSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>48</b>	<b>42</b>	<b>47</b>	<b>50</b>	<b>48</b>	<b>62</b>
<b>OVC-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>67</b>	<b>71</b>	<b>68</b>	<b>64</b>	<b>66</b>	<b>55</b>
<b>ÜS CSB/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>42</b>	<b>38</b>	<b>41</b>	<b>45</b>	<b>42</b>	<b>54</b>
<b>OVC/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>59</b>	<b>63</b>	<b>60</b>	<b>56</b>	<b>59</b>	<b>48</b>
nCSB	%	95	94	95	94	94	97
ts BB+AN (15°C)	d	43	50	44	42	30	19
oTS-Anfall	g/EGW/d	33	30	33	35	34	44
TS-Anfall	g/EGW/d	61	57	64	68	64	73
<b>N-Bilanz</b>	-	Juli93	Aug.93	Sept,93	Okt.93	Nov.93	Dez.93
TKNo-F	kg N/d	578	541	657	557	638	678
Ges-Ne-F	kg N/d	60	55	31	45	72	95
ND-F	kg N/d	376	355	472	366	427	344
N(ÜS)/nCSB	%	2,1	1,9	2,2	2,4	2,0	2,9
ÜS N-F	kg N/d	141,7	131,0	153,2	145,4	138,8	239,0
TKN MÜSE	kg N/d	1,7	1,3	1,0	0,9	1,2	1,0
TKN KFP	kg N/d	9,6	9,5	10,9	9,0	10,1	20,0
TKN Schl.b.	kg N/d	11,3	10,8	11,9	9,9	11,3	21,0
ÜS N - Schl.b.	kg N/d	130,5	120,3	141,2	135,5	127,4	218,0
N/oTS	%	7,3	7,3	7,4	7,6	6,7	7,6
<b>No-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>9,9</b>	<b>9,0</b>	<b>10,6</b>	<b>10,3</b>	<b>10,3</b>	<b>9,5</b>
<b>Ne-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,0</b>	<b>0,9</b>	<b>0,5</b>	<b>0,8</b>	<b>1,2</b>	<b>1,3</b>
<b>ND-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>6,6</b>	<b>6,1</b>	<b>7,8</b>	<b>6,9</b>	<b>7,1</b>	<b>5,1</b>
<b>ÜS N-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>2,4</b>	<b>2,2</b>	<b>2,5</b>	<b>2,7</b>	<b>2,3</b>	<b>3,3</b>
<b>nN</b>	<b>%</b>	<b>90</b>	<b>90</b>	<b>95</b>	<b>92</b>	<b>89</b>	<b>86</b>
<b>ÜS N</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>2,4</b>	<b>2,2</b>	<b>2,5</b>	<b>2,7</b>	<b>2,3</b>	<b>3,3</b>
<b>ÜS N - Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>2,2</b>	<b>2,0</b>	<b>2,3</b>	<b>2,5</b>	<b>2,1</b>	<b>3,1</b>
<b>TKN Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>
		Fällung	-	Fällung	-	-	-
<b>P-Bilanz</b>	-	Juli93	Aug.93	Sept,93	Okt.93	Nov.93	Dez.93
Ges-Po-F	kg P/d	85,0	76,0	71,0	81,0	93,0	120,0
Ges-Pe-F	kg P/d	23,0	27,0	13,0	30,0	35,0	27,0
ÜS P-F	kg P/d	62,0	49,0	58,0	51,0	58,0	93,0
<b>Po-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,46</b>	<b>1,27</b>	<b>1,14</b>	<b>1,50</b>	<b>1,51</b>	<b>1,68</b>
<b>Pe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,39</b>	<b>0,45</b>	<b>0,21</b>	<b>0,55</b>	<b>0,57</b>	<b>0,38</b>
<b>ÜS P-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,06</b>	<b>0,82</b>	<b>0,93</b>	<b>0,94</b>	<b>0,94</b>	<b>1,30</b>
<b>nP</b>	<b>%</b>	<b>73</b>	<b>64</b>	<b>82</b>	<b>63</b>	<b>62</b>	<b>78</b>
Ges-P MÜSE	kg P/d	0,7	0,5	0,4	0,4	0,5	0,8
Ges-P KFP	kg P/d	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,6
Ges-P Schl.b.	kg P/d	1,0	0,8	0,7	0,6	0,8	1,4
<b>ÜS P-Schl.b</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,0</b>	<b>0,8</b>	<b>0,9</b>	<b>0,9</b>	<b>0,9</b>	<b>1,3</b>
<b>Ges-P Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>

Tabelle: CSB-, N- und P-Bilanzen der Kläranlage Mödling

<b>CSB-Bilanz</b>	-	Jän.94	Feb.94	März94	April94	Mai94	Juni94
Monate	Anzahl	1	1	1	1	1	1
CSBo-F	t CSB/d	8,881	6,030	6,500	8,232	7,346	7,700
CSBe-F	t CSB/d	0,637	0,484	0,474	0,920	0,346	0,270
nCSB-F	t CSB/d	8,245	5,546	6,026	7,312	7,000	7,430
ÜS CSB-F	t CSB/d	3,658	2,551	2,547	3,041	2,826	3,548
OVC-F	t CSB/d	4,587	2,994	3,479	4,271	4,174	3,882
<b>CSBo-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>
<b>CSBe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>13</b>	<b>6</b>	<b>4</b>
<b>nCSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>111</b>	<b>110</b>	<b>111</b>	<b>107</b>	<b>114</b>	<b>116</b>
<b>ÜS CSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>49</b>	<b>51</b>	<b>47</b>	<b>44</b>	<b>46</b>	<b>55</b>
<b>OVC-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>63</b>	<b>60</b>	<b>65</b>	<b>63</b>	<b>69</b>	<b>62</b>
<b>ÜS CSB/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>44</b>	<b>46</b>	<b>42</b>	<b>42</b>	<b>40</b>	<b>48</b>
<b>OVC/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>57</b>	<b>55</b>	<b>59</b>	<b>59</b>	<b>60</b>	<b>53</b>
nCSB	%	93	92	93	89	95	96
ts BB+AN (15°C)	d	25	39	43	36	46	36
oTS-Anfall	g/EGW/d	35	36	33	31	33	39
TS-Anfall	g/EGW/d	57	57	52	50	54	63

<b>N-Bilanz</b>	-	Jän.94	Feb.94	März94	April94	Mai94	Juni94
TKNo-F	kg N/d	667	528	572	534	471	466
Ges-Ne-F	kg N/d	96	91	78	96	85	73
ND-F	kg N/d	326	308	374	307	245	226
N(ÜS)/nCSB	%	3,0	2,3	2,0	1,8	2,0	2,3
ÜS N-F	kg N/d	244,7	128,8	120,0	131,7	141,3	167,5
TKN MÜSE	kg N/d	0,7	1,4	2,1	2,2	2,5	1,2
TKN KFP	kg N/d	16,0	6,0	7,5	7,6	8,2	5,5
TKN Schl.b.	kg N/d	16,8	7,4	9,5	9,7	10,7	6,7
ÜS N - Schl.b.	kg N/d	227,9	121,5	110,4	121,9	130,6	160,8
N/oTS	%	9,5	7,2	6,7	6,1	7,1	6,7
<b>No-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>9,0</b>	<b>10,5</b>	<b>10,6</b>	<b>7,8</b>	<b>7,7</b>	<b>7,3</b>
<b>Ne-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,3</b>	<b>1,8</b>	<b>1,4</b>	<b>1,4</b>	<b>1,4</b>	<b>1,1</b>
<b>ND-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>4,6</b>	<b>6,3</b>	<b>7,1</b>	<b>4,6</b>	<b>4,2</b>	<b>3,6</b>
<b>ÜS N-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,3</b>	<b>2,6</b>	<b>2,2</b>	<b>1,9</b>	<b>2,3</b>	<b>2,6</b>
nN	%	86	83	86	82	82	84
<b>ÜS N</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,3</b>	<b>2,6</b>	<b>2,2</b>	<b>1,9</b>	<b>2,3</b>	<b>2,6</b>
<b>ÜS N - Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,1</b>	<b>2,4</b>	<b>2,0</b>	<b>1,8</b>	<b>2,1</b>	<b>2,5</b>
<b>TKN Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>

<b>P-Bilanz</b>	-	Jän.94	Fällung Feb.94	Fällung März94	Fällung April94	Fällung Mai94	Fällung Juni94
Ges-Po-F	kg P/d	104,0	69,0	80,0	105,0	103,0	95,0
Ges-Pe-F	kg P/d	25,0	32,0	28,0	59,0	25,0	20,3
ÜS P-F	kg P/d	79,0	37,0	52,0	46,0	78,0	74,7
<b>Po-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,41</b>	<b>1,37</b>	<b>1,48</b>	<b>1,53</b>	<b>1,68</b>	<b>1,48</b>
<b>Pe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,34</b>	<b>0,64</b>	<b>0,52</b>	<b>0,86</b>	<b>0,41</b>	<b>0,32</b>
<b>ÜS P-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,07</b>	<b>0,74</b>	<b>0,96</b>	<b>0,67</b>	<b>1,27</b>	<b>1,16</b>
nP	%	76	54	65	44	76	79
Ges-P MÜSE	kg P/d	0,6	0,7	1,0	0,7	0,8	0,4
Ges-P KFP	kg P/d	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
Ges-P Schl.b.	kg P/d	1,1	0,9	1,2	0,9	1,0	0,5
<b>ÜS P-Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,1</b>	<b>0,7</b>	<b>0,9</b>	<b>0,7</b>	<b>1,3</b>	<b>1,2</b>
<b>Ges-P Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>

Tabelle: CSB-, N- und P-Bilanzen der Kläranlage Mödling

<b>CSB-Bilanz</b>	-	Juli94	Aug.94
Monate	Anzahl	1	1
CSBo-F	t CSB/d	9,161	5,480
CSBe-F	t CSB/d	0,367	0,396
nCSB-F	t CSB/d	8,794	5,084
ÜS CSB-F	t CSB/d	3,638	2,147
OVC-F	t CSB/d	5,156	2,937
<b>CSBo-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>120</b>	<b>120</b>
<b>CSBe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>5</b>	<b>9</b>
<b>nCSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>115</b>	<b>111</b>
<b>ÜS CSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>48</b>	<b>47</b>
<b>OVC-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>69</b>	<b>65</b>
<b>ÜS CSB/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>41</b>	<b>42</b>
<b>OVC/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>60</b>	<b>59</b>
nCSB	%	96	93
ts BB+AN (15°C)	d	36	61
oTS-Anfall	g/EGW/d	34	33
TS-Anfall	g/EGW/d	55	54

<b>N-Bilanz</b>	-	Juli94	Aug.94
TKNo-F	kg N/d	376	399
Ges-Ne-F	kg N/d	65	73
ND-F	kg N/d	122	239
N(ÜS)/nCSB	%	2,1	1,7
ÜS N-F	kg N/d	188,8	86,7
TKN MÜSE	kg N/d	1,9	0,9
TKN KFP	kg N/d	7,4	4,3
TKN Schl.b.	kg N/d	9,3	5,3
ÜS N - Schl.b.	kg N/d	179,5	81,5
N/oTS	%	7,4	5,7
<b>No-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>4,9</b>	<b>8,7</b>
<b>Ne-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,9</b>	<b>1,6</b>
<b>ND-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,7</b>	<b>5,4</b>
<b>ÜS N-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>2,5</b>	<b>1,9</b>
<b>nN</b>	<b>%</b>	<b>83</b>	<b>82</b>
<b>ÜS N</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>2,5</b>	<b>1,9</b>
<b>ÜS N - Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>2,4</b>	<b>1,8</b>
<b>TKN Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>

<b>P-Bilanz</b>	-	Fällung Juli94	Fällung Aug.94
Ges-Po-F	kg P/d	103,0	70,0
Ges-Pe-F	kg P/d	24,2	21,1
ÜS P-F	kg P/d	78,8	48,9
<b>Po-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,35</b>	<b>1,53</b>
<b>Pe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,32</b>	<b>0,46</b>
<b>ÜS P-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,03</b>	<b>1,07</b>
nP	%	77	70
Ges-P MÜSE	kg P/d	0,4	0,2
Ges-P KFP	kg P/d	0,1	0,0
Ges-P Schl.b.	kg P/d	0,4	0,2
<b>ÜS P-Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,0</b>	<b>1,1</b>
<b>Ges-P Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>

Tabelle: CSB-, N- und P-Bilanzen der Kläranlage Mödling

## Jahresmittelwerte

<b>CSB-Bilanz</b>	-	1992	1993	1994
Monate	Anzahl	5	12	8
CSBo-F	t CSB/d	6,480	7,471	7,416
CSBe-F	t CSB/d	0,437	0,471	0,487
nCSB-F	t CSB/d	6,043	7,000	6,930
ÜS CSB-F	t CSB/d	3,140	3,311	2,994
OVC-F	t CSB/d	2,904	3,689	3,935
<b>CSBo-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>120</b>
<b>CSBe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>
<b>nCSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>112</b>	<b>112</b>	<b>112</b>
<b>ÜS CSB-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>58</b>	<b>53</b>	<b>48</b>
<b>OVC-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>56</b>	<b>61</b>	<b>65</b>
<b>ÜS CSB/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>52</b>	<b>47</b>	<b>43</b>
<b>OVC/nCSB</b>	<b>%</b>	<b>50</b>	<b>54</b>	<b>58</b>
nCSB	%	93	94	93
ts BB+AN (15°C)	d	26	32	40
oTS-Anfall	g/EGW/d	41	37	34
TS-Anfall	g/EGW/d	65	64	55

<b>N-Bilanz</b>	-	1992	1993	1994
TKNo-F	kg N/d	594	616	502
Ges-Ne-F	kg N/d	129	83	82
ND-F	kg N/d	274	356	268
N(ÜS)/nCSB	%	3,1	2,5	2,2
ÜS N-F	kg N/d	191,5	177,0	151,2
TKN MÜSE	kg N/d	3,8	1,7	1,6
TKN KFP	kg N/d	12,6	12,0	7,8
TKN Schl.b.	kg N/d	16,4	13,7	9,4
ÜS N - Schl.b.	kg N/d	175,1	163,3	141,8
N/oTS	%	8,7	7,6	7,2
<b>No-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>11,0</b>	<b>9,9</b>	<b>8,1</b>
<b>Ne-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>2,4</b>	<b>1,3</b>	<b>1,3</b>
<b>ND-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>5,4</b>	<b>5,9</b>	<b>4,5</b>
<b>ÜS N-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,5</b>	<b>2,8</b>	<b>2,4</b>
<b>nN</b>	<b>%</b>	<b>78</b>	<b>87</b>	<b>84</b>
<b>ÜS N</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,5</b>	<b>2,8</b>	<b>2,4</b>
<b>ÜS N - Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>3,2</b>	<b>2,6</b>	<b>2,3</b>
<b>TKN Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,3</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>

		1992	1993	1994	+Fäll. 1992	-Fäll. 1992	+Fäll. 1993	-Fäll. 1993	+Fäll. 1994	-Fäll. 1994
<b>P-Bilanz</b>	-	1992	1993	1994	1992	1992	1993	1993	1994	1994
Ges-Po-F	kg P/d	101,6	96,3	91,1	110,8	65,0	98,3	92,5	89,3	104,0
Ges-Pe-F	kg P/d	23,6	20,6	29,3	22,4	28,5	16,0	29,8	29,9	25,0
ÜS P-F	kg P/d	78,0	75,8	61,8	88,4	36,5	82,3	62,8	59,3	79,0
<b>Po-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,88</b>	<b>1,55</b>	<b>1,47</b>	<b>1,79</b>	<b>1,05</b>	<b>1,59</b>	<b>1,50</b>	<b>1,44</b>	<b>1,68</b>
<b>Pe-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,44</b>	<b>0,33</b>	<b>0,47</b>	<b>0,36</b>	<b>0,46</b>	<b>0,26</b>	<b>0,48</b>	<b>0,48</b>	<b>0,40</b>
<b>ÜS P-F</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,44</b>	<b>1,22</b>	<b>1,00</b>	<b>1,43</b>	<b>0,59</b>	<b>1,33</b>	<b>1,02</b>	<b>0,96</b>	<b>1,28</b>
nP	%	77	79	68	80	56	84	68	66	76
Ges-P MÜSE	kg P/d	1,3	0,7	0,6	1,5	0,5	0,8	0,5	0,6	0,6
Ges-P KFP	kg P/d	0,3	0,3	0,2	0,4	0,2	0,3	0,4	0,1	0,5
Ges-P Schl.b.	kg P/d	1,6	1,1	0,8	1,8	0,6	1,2	0,9	0,7	1,1
<b>ÜS P-Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>1,4</b>	<b>1,2</b>	<b>1,0</b>	<b>1,4</b>	<b>0,6</b>	<b>1,3</b>	<b>1,0</b>	<b>0,9</b>	<b>1,3</b>
<b>Ges-P Schl.b.</b>	<b>g/EGW/d</b>	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>

