

# **Regelungstechnische und verfahrenstechnische Maßnahmen zur Leistungssteigerung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen**

Dissertation  
zur Erlangung des akademischen Grades  
DOKTOR-INGENIEUR

vorgelegt von  
**Dipl.-Ing. Dirk Schönberger**  
aus Dillenburg-Niederscheld

genehmigt vom  
Fachbereich Maschinentechnik  
der Universität Siegen

Referent: Univ.-Prof. Dr.-Ing. M. Köhne  
Korreferent: Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. Düchting

Tag der mündlichen Prüfung: 25. Juli 2003

(urn:nbn:de:hbz:467-540)

## Vorwort

Diese Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Zentrum für Sensorsysteme (ZESS) und am Institut für Mechanik und Regelungstechnik (IMR) der Universität Siegen.

Meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr.-Ing. Manfred Köhne danke ich für die großzügige Förderung bei der Durchführung dieser Arbeit, seine Diskussionsbereitschaft und viele Anregungen. Herrn Prof. Dr.-Ing. Werner Düchting danke ich für das Interesse an meiner Arbeit und die bereitwillige Übernahme des Korreferats.

Mein Dank gilt zudem allen Mitarbeitern des Institutes und des Zentrums für Sensorsysteme für die freundliche Unterstützung und die gute Zusammenarbeit. Ebenfalls danke ich allen Studentinnen und Studenten, die meine Tätigkeit im Rahmen von Studien- und Diplomarbeiten oder als studentische Hilfskräfte unterstützt haben.

Der ursprüngliche Titel dieser Arbeit lautete „Regelungstechnische und verfahrenstechnische Maßnahmen zur Leistungssteigerung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen am Beispiel der Kläranlage Netphen“, weil alle Versuche auf der Kläranlage Netphen durchgeführt wurden. Auf Wunsch des Promotionsausschusses wurde er auf die jetzige Form gekürzt.

Abu Dhabi, im Januar 2004

Dirk Schönberger



# Inhaltsverzeichnis

|     |                                                                                            |    |
|-----|--------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1   | Einleitung und Problemstellung .....                                                       | 1  |
| 2   | Abwasserreinigung aus regelungstechnischer Sicht .....                                     | 5  |
| 2.1 | Abwasser und Abwasserreinigung .....                                                       | 5  |
| 2.2 | Das Belebungsverfahren .....                                                               | 12 |
| 2.3 | Besondere Eigenschaften der Regelstrecke Belebungsbecken ..                                | 21 |
| 2.4 | Regelungsaufgaben und -ziele<br>bei Kläranlagen mit Umlaufgraben .....                     | 32 |
| 2.5 | Eine Besonderheit des biologischen Schadstoffabbaus .....                                  | 37 |
| 3   | Leistungssteigerung von Kläranlagen<br>durch den Einsatz von Lamellenabscheidern .....     | 39 |
| 3.1 | Leistungssteigerung durch Erhöhung des<br>Trockensubstanzgehaltes im Belebungsbecken ..... | 39 |
| 3.2 | Feststoffabscheidung durch Sedimentation .....                                             | 40 |
| 3.3 | Lamellenabscheider .....                                                                   | 47 |
| 3.4 | Einsatz von Lamellenabscheidern im Belebungsbecken<br>der Kläranlage Netphen .....         | 52 |
| 3.5 | Betriebserfahrungen mit den Lamellenabscheidern<br>der Kläranlage Netphen .....            | 54 |
| 3.6 | Messtechnische Analyse des Abscheidegrades .....                                           | 58 |
| 3.7 | Gesamtbeurteilung der Lamellenabscheider .....                                             | 67 |
| 4   | Die Kläranlage Netphen .....                                                               | 69 |
| 4.1 | Messstellenplan .....                                                                      | 70 |
| 4.2 | Ausbauzustand vor Beginn der Untersuchungen .....                                          | 72 |
| 4.3 | Ausbauzustand bei intermittierendem Betrieb (1996) .....                                   | 73 |
| 4.4 | Ausbauzustand nach Einbau der Lamellenabscheider (1998) ...                                | 74 |
| 4.5 | Ausbauzustand für Zusatzbegasung mit Reinsauerstoff<br>(1999 und 2000) .....               | 74 |
| 4.6 | Ausbauzustand nach dem endgültigen Umbau<br>der Kläranlage Netphen (2001) .....            | 75 |
| 4.7 | Eine Besonderheit der Kläranlage Netphen .....                                             | 76 |



|     |                                                                                                              |     |
|-----|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 5   | Betrieb der Kläranlage Netphen mit intermittierender Nitrifikation und Denitrifikation .....                 | 79  |
| 5.1 | Intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation mit Zeitsteuerung .....                                   | 80  |
| 5.2 | Intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation mit ereignisabhängiger Regelung der Belüftungsdauer ..... | 91  |
| 6   | Betrieb der Kläranlage Netphen mit dem Symbio <sup>®</sup> -Verfahren .....                                  | 103 |
| 6.1 | Das Symbio <sup>®</sup> -Verfahren .....                                                                     | 103 |
| 6.2 | Das Symbio <sup>®</sup> -Verfahren mit zusätzlicher Reinsauerstoffbegasung .....                             | 128 |
| 7   | Weiterführende Regelungskonzepte .....                                                                       | 147 |
| 7.1 | Probleme und Lösungsansätze .....                                                                            | 147 |
| 7.2 | Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 2000 .....                                                            | 164 |
| 7.3 | Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 2001 .....                                                            | 168 |
| 7.4 | Endgültige Realisierung der Prozessregelung auf der Kläranlage Netphen .....                                 | 171 |
| 7.5 | Bewertung der strukturumschaltbaren Fuzzy-Regelung .....                                                     | 180 |
| 8   | Zusammenfassung und Ausblick .....                                                                           | 181 |
| 9   | Literatur .....                                                                                              | 185 |

## Formelzeichen und Symbole

| <b>Zeichen</b>  | <b>Einheit</b>      | <b>Bedeutung</b>                                            |
|-----------------|---------------------|-------------------------------------------------------------|
| $A$             | $m^2$               | Fläche                                                      |
| $A_{NKB}$       | $m^2$               | Fläche des Nachklärbeckens                                  |
| $A_{Sed}$       | $m^3$               | Sedimentationsfläche                                        |
| $b$             | $m$                 | Breite                                                      |
| $b_H$           | $d^{-1}$            | Sterberate der heterotrophen Mikroorganismen                |
| $B_O, B_U$      | $mg/l$              | oberer/unterer Grenzwert                                    |
| $B_{TS}$        | $kg/(kg \cdot d)$   | Schlammbelastung                                            |
| $c$             | $m/s$               | allgemeine Geschwindigkeit                                  |
| $c_F$           | $m/s$               | Strömungsgeschwindigkeit des Fluids                         |
| $c_{Prel}$      | $m/s$               | relative stationäre Sinkgeschwindigkeit                     |
| $c_{PS}$        | $m/s$               | Sinkgeschwindigkeit des Partikels                           |
| $d$             | $m$                 | Durchmesser                                                 |
| $dm_{nitr}$     | $kg/d$              | Nitrifikantenzuwachs (in $kg$ Trockensubstanz $TS/d$ )      |
| $dTS_{BB}$      | $g/(l \cdot d)$     | Trockensubstanzzuwachs im Belebungsbecken                   |
| $F$             | $N$                 | Kraft                                                       |
| $F_A$           | $N$                 | Auftriebskraft                                              |
| $F_G$           | $N$                 | Gewichtskraft                                               |
| $Fr$            | -                   | Froudezahl                                                  |
| $Fr_{krit}$     | -                   | kritische Froudezahl                                        |
| $F_T$           | $N$                 | Trägheitskraft                                              |
| $F_W$           | $N$                 | Widerstandskraft                                            |
| $g$             | $m/s^2$             | Erdbeschleunigung                                           |
| $I$             | $kg \cdot m/s$      | Impuls                                                      |
| $ISV$           | $ml/g$              | Schlammindex                                                |
| $k$             | -                   | diskreter Abtastschritt                                     |
| $k_O$           | $gO_2/m^3$          | Wachstumskonstante der Sauerstoffkonzentration              |
| $K_P$           |                     | Verstärkungsfaktor                                          |
| $k_S$           | $gCSB/m^3$          | Wachstumskonstante des Substrats                            |
| $K_S$           |                     | Streckenverstärkung                                         |
| $l$             | $m, mm$             | Länge                                                       |
| $m_{Nitr}$      | $kg$                | Masse der Nitrifikanten                                     |
| $n$             | $-, min^{-1}$       | allgemeine Anzahl, Drehzahl                                 |
| $n_1, n_2$      | -                   | Intervallzahl der intermittierenden Belüftung pro Tag       |
| $o$             | $mg/l$              | Offset in der Kennlinie des „Aktivitätsreglers“             |
| $P$             | $kW$                | Leistung                                                    |
| $q_A$           | $m^3/(m^2 \cdot h)$ | Flächenbeschickung                                          |
| $q_{ALA}$       | $m^3/(m^2 \cdot h)$ | Flächenbeschickung des Lamellenabscheiders                  |
| $Q_M$           | $m^3/h$             | Mischwasserzufluss                                          |
| $q_{SV}$        | $l/(m^3 \cdot h)$   | Schlammvolumenbeschickung                                   |
| $q_{SVzul}$     | $l/(m^3 \cdot h)$   | zulässige Schlammvolumenbeschickung                         |
| $Q_{ZU}$        | $l/s$               | Zulaufvolumenstrom                                          |
| $R$             | $m$                 | hydraulischer Radius                                        |
| $Re, Re_{krit}$ | -                   | Reynoldszahl, kritische Reynoldszahl                        |
| $S_{NH_4-N}$    | $mg/l, g/m^3$       | Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsbecken          |
| $S_{NH_4-Nmax}$ | $mg/l, g/m^3$       | maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsbecken |
| $S_{NH_4-Nmin}$ | $mg/l, g/m^3$       | minimale Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsbecken |
| $S_{OBB}$       | $mg/l, g/m^3$       | Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken                  |
| $S_{OBSätt}$    | $mg/l, g/m^3$       | Sauerstoffsättigungskonzentration im Belebungsbecken        |

|                       |                        |                                                                                                                            |
|-----------------------|------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $S_{OZU}$             | mg/l, g/m <sup>3</sup> | Sauerstoffkonzentration im Zulauf                                                                                          |
| $S_{SBB}$             | mg/l, g/m <sup>3</sup> | Substratkonzentration im Belebungsbecken                                                                                   |
| $S_{SZU}$             | mg/l, g/m <sup>3</sup> | Substratkonzentration im Zulauf                                                                                            |
| $T_0, T_{01}, T_{02}$ | s                      | Totzeiten                                                                                                                  |
| $T_1, T_2$            | s                      | Verzugszeiten                                                                                                              |
| $T_{De}$              | h                      | Denitrifikationsdauer der intermittierenden Belüftung                                                                      |
| $T_{Demax}$           | h                      | maximale Denitrifikationsdauer der intermittierenden Belüftung                                                             |
| $T_I$                 | h                      | Intervalldauer der intermittierenden Belüftung                                                                             |
| $T_N$                 | s                      | Nachstellzeit                                                                                                              |
| $T_{Ni}$              | h                      | Nitrifikationsdauer der intermittierenden Belüftung                                                                        |
| $T_{Nimin}$           | h                      | minimale Nitrifikationsdauer der intermittierenden Belüftung                                                               |
| $TS_{BB}$             | g/l, kg/m <sup>3</sup> | Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken                                                                                   |
| $TS_{NKB}$            | g/l, kg/m <sup>3</sup> | Trockensubstanzgehalt im Zulauf zum Nachklärbecken                                                                         |
| $T_{Start}$           | min                    | Dauer der gesteuerten Begasung mit Reinsauerstoff                                                                          |
| $t_{Tag}$             | h                      | Tageszeit                                                                                                                  |
| $t_{TS}$              | d                      | Schlammalter                                                                                                               |
| $T_V$                 | s                      | Vorhaltezeit                                                                                                               |
| $U$                   | m                      | Umfang                                                                                                                     |
| $u, u_1, u_2$         |                        | allgemeine Stellgrößen                                                                                                     |
| $u_{OBB}$             | mg/l, g/m <sup>3</sup> | Sauerstoffeintragsrate                                                                                                     |
| $V$                   | m <sup>3</sup>         | Volumen                                                                                                                    |
| $V_{BB}$              | m <sup>3</sup>         | Volumen des Belebungsbeckens                                                                                               |
| $V_S$                 | ml/l                   | Schlammabsetzvolumen                                                                                                       |
| $v$                   |                        | allgemeine innere Führungsgröße                                                                                            |
| $w$                   |                        | allgemeine Führungsgröße                                                                                                   |
| $w_A$                 | mg/l                   | Reglerausgang des bezüglich der Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsbecken empfindlich ausgelegten Fuzzy-Reglers   |
| $w_B$                 | mg/l                   | Reglerausgang des bezüglich der Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsbecken unempfindlich ausgelegten Fuzzy-Reglers |
| $w_{O_2}$             | mg/l                   | Führungsgröße der Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken                                                               |
| $w_{O_2max}$          | mg/l                   | maximale O <sub>2</sub> -Führungsgröße in der Kennlinie des „Aktivitätsreglers“                                            |
| $w_{O_2mix}$          | mg/l                   | minimale O <sub>2</sub> -Führungsgröße in der Kennlinie des „Aktivitätsreglers“                                            |
| $x$                   | m, mm                  | Abstand                                                                                                                    |
| $X_{HBB}$             | mg/l                   | Konz. der heterotrophen Mikroorganismen im Belebungsbecken                                                                 |
| $X_{HZU}$             | mg/l                   | Konzentration der zulaufenden heterotrophen Mikroorganismen                                                                |
| $y_{Akt}$             | bpa                    | Belebtschlammaktivität im Belebungsbecken                                                                                  |
| $y_{Aktmax}$          | bpa                    | max. Belebtschlammaktivität in der Kennlinie des „Aktivitätsreglers“                                                       |
| $y_{Aktmin}$          | bpa                    | min. Belebtschlammaktivität in der Kennlinie des „Aktivitätsreglers“                                                       |
| $Y_H$                 | g/g                    | Ertragskoeff. d. heterotr. Mikroorg. (g CSB gebildet/ g CSB oxidiert)                                                      |
| $y_i$                 |                        | allgemeiner Messwert                                                                                                       |
| $\bar{y}$             |                        | allgemeiner gemittelter Messwert                                                                                           |
| $\alpha$              | -                      | allgemeiner Faktor                                                                                                         |
| $\beta$               | %                      | Abscheidegrad                                                                                                              |
| $\mu_H$               | d <sup>-1</sup>        | Wachstumsgeschwindigkeit der heterotrophen Mikroorganismen                                                                 |
| $\hat{\mu}_H$         | d <sup>-1</sup>        | maximale Wachstumsgeschwindigkeit der heterotr. Mikroorganismen                                                            |
| $\nu$                 | m <sup>2</sup> /s      | kinematische Zähigkeit                                                                                                     |
| $\rho_F$              | kg/m <sup>3</sup>      | Dichte des Fluids                                                                                                          |
| $\rho_P$              | kg/m <sup>3</sup>      | Dichte des Partikels                                                                                                       |
| $\sigma$              |                        | allgemeine Standardabweichung                                                                                              |
| $\zeta$               | -                      | Widerstandsbeiwert                                                                                                         |

## Abstract:

From 1996 to 2001, the Zentrum für Sensorsysteme ZESS of the University of Siegen conducted several R&D projects at the Municipal Wastewater Treatment Plant of Netphen. With the technical setup of 1996 or earlier the plant was unable to meet lowered threshold values, which went into effect on 1<sup>st</sup> of July 2001. In particular, the parameters ammonia-nitrogen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) and total nitrogen ( $\text{N}_{\text{ges}}$ ) turned out to be critical.

Conventionally, performance enhancement in wastewater treatment is achieved either by building a new plant or by the constructional extension of an existing one. However, these very cost-intensive approaches could often be avoided by applying less expensive control and process engineering methods, as described in this thesis.

The process engineering method of installing lamella separators inside the activated sludge tank of the plant allows the pre-sedimentation of solid matter. Hence, a bigger number of pollutant-decomposing microorganisms are detained in the aeration tank, increasing the plant's purification capacity without overloading the sedimentation tank.

In cooperation with associate partners, several control strategies were tested. Insufficiencies of the applied concepts induced the development of control strategies, using fuzzy logic for the determination of a time-variable  $\text{O}_2$ -setpoint. The most powerful approach turned out to be a method featuring a fuzzy-controller with a variable structure for  $\text{O}_2$ -setpoint generation. It explicitly recognises the most important state variables ( $\text{NH}_4\text{-N}$ - and  $\text{N}_{\text{ges}}$ -concentration inside the aeration tank). Save compliance with all threshold values has been achieved and the developed system was permanently implemented at the Municipal Wastewater Treatment Plant of Netphen in autumn of 2001. Thus, reconstruction or rebuilding of the plant could be avoided.



# 1 Einleitung und Problemstellung

Die Reinigung von Abwasser in Kläranlagen stellt einen wesentlichen Beitrag zur Lösung heutiger Umweltprobleme dar. Sie reduziert die Auswirkungen der eutrophierenden und toxischen Stoffe des Abwassers auf Oberflächengewässer und Grundwasser und leistet somit indirekt einen großen Beitrag zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. Im weltweiten Vergleich wird die Abwasserreinigung in Deutschland inzwischen mit großem Aufwand und auf einem qualitativ hohen Niveau betrieben. Dies äußert sich in der immer besser werdenden Wasserqualität unserer Gewässer, jedoch auch in ständig steigenden Abwassergebühren.

Bis Ende der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts lag der Schwerpunkt der Abwasserreinigung auf dem Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen. Durch großzügige Dimensionierung des Volumens der biologischen Reinigungsstufe einer Kläranlage wurde die Einhaltung gesetzlich vorgeschriebener Grenzwerte für die summarischen Verschmutzungsparameter Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB) und Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) im Kläranlagenablauf gewährleistet /Häck98/. Aus steuerungs- bzw. regelungstechnischer Sicht handelte es sich hier um einen verhältnismäßig einfachen Prozess, der unter Berücksichtigung nur weniger Prozessparameter geführt werden konnte.

Durch Inkrafttreten der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift (RVwV) am 1.1.1990 wurden die Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung deutlich erhöht, zum 1.1.1992 sogar nochmals verschärft. Für Kläranlagen ab 5.000 EW<sup>1</sup> wurde zusätzlich eine Begrenzung der Konzentration der Stickstoffparameter, für Anlagen ab 20.000 EW darüber hinaus eine Limitierung der Gesamphosphorkonzentration im Ablauf festgelegt. Kläranlagenbetreiber sind heute gezwungen, die geltenden Grenzwerte zu jedem Zeitpunkt und bei jeder Belastung sicher einzuhalten /ESST93/.

Durch diese harten Vorgaben mussten viele Betreiber die Leistung ihrer Kläranlagen steigern. Dies geschah meist durch Neubau oder durch Vergrößerung bestehender Anlagen. Aufgrund der hohen Investitionskosten war und ist dies jedoch vor allem für viele kommunale Anlagenbetreiber problematisch. In der Refinanzierung dieser Investitionen liegt der Hauptgrund für die seit geraumer Zeit zu beobachtenden steigenden Abwassergebühren.

Einen kostengünstigeren Ansatz bietet die Leistungssteigerung einer bestehenden Kläranlage durch eine verbesserte Prozessführung. Neben der Online-Messung der wichtigsten Prozessparameter erfordert dies jedoch die prozesssichere Implementierung höherer Regelungsalgo-

---

<sup>1</sup> Einwohnerwert (EW): Summe aus Einwohnerzahl (E) und Einwohnerequivalent für gewerbliche und industrielle Abwässer (EGW) (DIN 4045).

## 2 Schönberger: Leistungssteigerung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen

rithmen. Weiterhin ist es sinnvoll, neue oder bereits in der Vergangenheit angewandte Verfahren auf ihr Potenzial zur Leistungssteigerung der biologischen Stufe zu überprüfen und gegebenenfalls einzusetzen.

Diese experimentell orientierte Arbeit richtet sich in erster Linie an den Regelungstechniker oder den regelungstechnisch versierten Siedlungswasserwirtschaftler. Sie soll belegen, dass durch den Einsatz innovativer Verfahrenstechnik und durch die Anwendung einer höheren Regelungsstrategie die Reinigungsleistung einer kommunale Kläranlage älterer Bauart so weit gesteigert werden kann, dass ein Neubau oder eine bauliche Erweiterung unnötig wird. Der Schwerpunkt liegt auf der Entwicklung von Regelungsstrategien zur Elimination der Stickstoffverbindungen des Abwassers durch Nitrifikation und Denitrifikation. Wie einleitend vermerkt, ist die Elimination dieser Schadstoffe deutlich aufwändiger, als der Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen, der unter regulären Bedingungen bei nitrifizierenden Kläranlagen meist kein Problem darstellt.

Unter Berücksichtigung der oben genannten Zielgruppe sollen die Grundlagen der angewandten Regelungsalgorithmen nicht im Detail vorgestellt werden. Jedoch ist die Erläuterung der Besonderheiten der Regelstrecke und ihre systemtechnische Einordnung sehr wichtig, um die zu Grunde liegende Problematik zu verstehen und die Wahl der Lösungsansätze besser nachvollziehen zu können.

Alle Untersuchungen wurden auf der Kläranlage Netphen vorgenommen, deren Betreiber anstrebte, durch Leistungssteigerung der Anlage, ab dem 01.07.2001 verbindliche, gesenkte Ablaufgrenzwerte (Überwachungswerte) sicher einzuhalten. Oberste Priorität hatte die Vermeidung eines Neubaus oder einer umfangreichen baulichen Erweiterung der Anlage. Tabelle 1.1 zeigt die zum Zeitpunkt der Untersuchungen gültigen und die gesenkten Überwachungswerte. Erläuterungen zu den genannten Parametern finden sich im Kapitel 2.

| $N_{ges}$       | $NH_4-N$ | $P_{ges}$ | CSB | $BSB_5$ | in mg/l      |
|-----------------|----------|-----------|-----|---------|--------------|
| <b>18</b>       | <b>8</b> | 3         | 60  | 15      | bis 30.06.01 |
| <b>18 (15*)</b> | <b>4</b> | 2 **      | 60  | 15      | ab 01.07.01  |

\* wünschenswert (freiwillige Senkung zur Reduzierung der Abwasserabgabe angestrebt)

\*\* kann durch die in dieser Arbeit beschriebenen Maßnahmen nicht beeinflusst werden

### Tab. 1.1: Bisherige und zukünftige Überwachungswerte für die Kläranlage Netphen

Über einen Zeitraum von insgesamt neun Jahren (1993 bis 2001) wurden vom Zentrum für Sensorsysteme (ZESS) der Universität Siegen zum Teil sehr umfangreiche Messkampagnen durchgeführt. Neben der messtechnischen Analyse der Anlage und der Erfassung von Datensätzen für die Simulation sowie anderer Zwecke, stand stets das Ziel der Leistungssteigerung der Kläranlage Netphen im Vordergrund. Eine dauerhafte und sichere Unterschreitung vorge-

gebener Ablaufgrenzwerte durch regelungstechnische Maßnahmen oder durch Kombinationen aus regelungstechnischen und verfahrenstechnischen Ansätzen wurde angestrebt. Als verfahrenstechnische Maßnahme zur Leistungssteigerung wurden Lamellenabscheider im Ablauf der biologischen Reinigungsstufe eingesetzt. Im Einzelnen wurden die folgenden Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen getestet:

- Einsatz des BIOX-N<sup>®</sup>-Verfahrens,
- Einsatz des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens (in Kombination mit dem Einsatz von Lamellenabscheidern im Ablauf der biologischen Reinigungsstufe),
- Einsatz von Fuzzy-Logik zur Prozessregelung (ebenfalls in Kombination mit dem Einsatz von Lamellenabscheidern im Ablauf der biologischen Reinigungsstufe).

Diese Arbeit beschreibt im Wesentlichen chronologisch die durchgeführten Messkampagnen mit ihren jeweiligen Aufgabenstellungen und Besonderheiten. Die Ergebnisse werden anhand gemessener Zeitverläufe der relevanten Prozessparameter präsentiert und diskutiert.

Im Kapitel 2 werden zunächst einige Grundlagen der Abwasserreinigung und ihre systemtechnischen Besonderheiten aus Sicht eines Regelungstechnikers erläutert.

Kapitel 3 beschäftigt sich mit der Leistungssteigerung von Kläranlagen durch den Einsatz von Lamellenabscheidern sowie der Wirkweise dieser verfahrenstechnischen Einbauten. Die auf der Kläranlage Netphen getesteten Lamellenabscheider werden ausführlich vorgestellt und ihre Leistung anhand von gemessenen Zeitverläufen bewertet.

Im Kapitel 4 wird die Kläranlage Netphen in ihren verschiedenen Ausbaustufen vorgestellt.

Kapitel 5 präsentiert die 1996 durchgeführten Feldversuche zur Leistungssteigerung mit dem BIOX-N<sup>®</sup>-Verfahren.

Im Kapitel 6 wird vom Betrieb der Kläranlage Netphen mit dem Symbio<sup>®</sup>-Verfahren in den Jahren 1998 und 1999 berichtet.

Kapitel 7 beschreibt den Einsatz weiterführender, in erster Linie auf Fuzzy-Logik basierender Regelungskonzepte, in den Jahren 2000 und 2001.

Im Kapitel 8 werden die Ergebnisse zusammengefasst, diskutiert und es wird auf ihre Bedeutung für andere Kläranlagen hingewiesen.

Diese Arbeit steht in der Tradition der abwassertechnisch orientierten Dissertationen des Instituts für Mechanik und Regelungstechnik (IMR) sowie des ZESS der Universität Siegen.



#### 4 Schönberger: Leistungssteigerung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen

Im Besonderen sind hier die Erarbeitung methodischer Ansätze zur regelungstechnischen Analyse kommunaler Kläranlagen durch Seibert /Seib92/, die Entwicklung von Prozessführungsstrategien für die biologische Stickstoff- und Phosphorelimination durch Hoen /Hoen97/ und die weiterführenden Arbeiten von Schuhen /ScKö97/ zu nennen. Auch die stärker messtechnisch orientierten Dissertationen von Zoll /Zoll97/ und Häck /Häck98/ lieferten Anregungen zur vorliegenden Arbeit.

Die im Kapitel 3 vorgestellten Lamellenabscheider werden bereits seit langer Zeit in verfahrenstechnischen Anlagen eingesetzt. Auch in der Abwassertechnik sind diese Einbauten seit längerem bekannt. Grundlegende theoretische Untersuchungen zum Absetzverhalten von Feststoffen in einem flüssigen Medium wurden bereits 1904 von Hazen veröffentlicht (zitiert u.a. in /BiWi83a/). Bezüglich der theoretischen Untersuchung der Vorgänge in Lamellenabscheidern ist aus dem deutschsprachigen Raum insbesondere Binder /Bind80/ bzw. Binder und Wiesmann /BiWi83a/, /BiWi83b/ zu nennen. Billmeier gibt in einer Veröffentlichung /Bill79/ Berechnungsansätze zur Auslegung dieser Einbauten. Bereits 1974 berichten Heckel und Korn /HeKo74/ vom Einsatz von Lamellenabscheidern zur Leistungssteigerung von Kläranlagen.

In der Abwassertechnik beziehen sich die Literaturquellen bis 1996 ausschliesslich auf den Einsatz von Lamellenabscheidern im Ablauf der Nachklärung oder der Vorklärung von Kläranlagen. Krogh Andersen /Krog96/ berichtet erstmals vom Einsatz eines Lamellenabscheiders im Belebungsbecken einer dänischen Kläranlage mit dem Ziel ihrer Leistungssteigerung durch Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes im Belebungsbecken. Der Einsatz von Lamellenabscheidern im Belebungsbecken von Kläranlagen wurde von Plaß /Plaß98/ in einer Dissertation systematisch untersucht.

Das im Kapitel 6 vorgestellte Symbio<sup>®</sup>-Verfahren ist in der Abwassertechnik weitgehend unbekannt und durchaus als Exot zu betrachten. Außer einer vom Autor dieser Dissertation mitverfassten Veröffentlichung /SKPS01/ liegen keine unabhängigen Literaturquellen vor.

Die Fuzzy-Logik zur Prozessführung von Kläranlagen (Kapitel 7) ist in der Abwassertechnik bekannt und wird in der Praxis gelegentlich genutzt. Insbesondere Hansen /Hans97/ hat den Einsatz dieser Methode in der Abwassertechnik systematisch untersucht und auf mehreren Kläranlagen eingesetzt.

## 2 Abwasserreinigung aus regelungstechnischer Sicht

Die Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren (siehe Kapitel 2.2) weist aus regelungstechnischer Sicht einige Besonderheiten auf. Sie werden im Kapitel 2.3 anhand von Beispielen aus der Kläranlage Netphen erörtert. Zum besseren Verständnis der Zusammenhänge sollen vorab einige Begriffe aus der Abwassertechnik erläutert werden. Die Kenntnis dieser Grundlagen und die darauf basierenden Schlussfolgerungen sind elementar für die Regelung des Abwasserreinigungsprozesses.

### 2.1 Abwasser und Abwasserreinigung

#### 2.1.1 Abwasser

Abwasser ist Wasser, das durch Gebrauch eine Änderung seiner physikalischen, chemischen oder/und biologischen Eigenschaften erfahren hat und aufgrund dieser Veränderung für den gleichen Zweck nicht wieder verwendbar ist. Es ist in Menge und Zusammensetzung ein Ergebnis der menschlichen Aktivität /Hart92/. Abwasser wird in Kanalisationen gesammelt und der Kläranlage (KA) zugeführt. Nach DIN 4045 wird unterschieden zwischen:

|               |                                                                                                                                                                                      |
|---------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Schmutzwasser | Durch Gebrauch verunreinigtes Wasser unterschiedlicher Herkunft (z.B. gewerbliches, häusliches, industrielles, landwirtschaftliches, kommunales Schmutzwasser).                      |
| Regenwasser   | Abfließender Regen, der Abwasseranlagen beeinflussen kann.                                                                                                                           |
| Fremdwasser   | In die Kanalisation eindringendes Grundwasser, unerlaubt über Fehlschlüsse in die Kanalisation eingeleitetes Wasser sowie einem Schmutzwasserkanal zufließendes Oberflächengewässer. |
| Mischwasser   | Gemeinsam abgeleitetes Schmutzwasser, Regenwasser und gegebenenfalls Fremdwasser.                                                                                                    |

Tab. 2.1: Abwasserarten nach DIN 4045 (modifiziert)

Die Behandlung rein industrieller Abwässer wird hier nicht besprochen, weil deren Zusammensetzung fast vollständig durch die vorgeschalteten industriellen Verfahrensschritte bestimmt wird und die teilweise sehr spezifische Eigenschaften besitzen. Sie werden zum Teil mit Spezialverfahren vollständig gereinigt oder nur von bestimmten Inhaltsstoffen befreit und dann einer kommunalen KA zur endgültigen Reinigung zugeführt. Die Einleitung unbehandelter industrieller Abwässer in den Kanal und die Reinigung in kommunalen Kläranlagen ist üblich, wenn deren Inhaltsstoffe zu keiner negativen Beeinträchtigung des Abwasserreinigungsprozesses führen.

## 6 Schönberger: Leistungssteigerung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen

Das einer kommunalen Kläranlage zufließende, unbehandelte Mischwasser (Rohabwasser) stellt ein Vielstoffgemisch dar. Der Hauptbestandteil ist Wasser, es enthält eine große Zahl anorganischer und organischer Verbindungen in gelöster und ungelöster Form /KoSt86/. Seine Menge und Zusammensetzung unterliegt starken Schwankungen. Aus Sicht der Prozessführung kommunaler Kläranlagen sind die Zulaufkonzentrationen der Stickstoff- und Phosphorverbindungen sowie der organischen Kohlenstoffverbindungen von besonderer Bedeutung. Es handelt sich um die wesentlichen Störgrößen des zu regelnden Prozesses.

### 2.1.2 Ziel der Abwasserreinigung

Ziel aller Abwasserreinigungsverfahren ist es, die organischen Kohlenstoffverbindungen und die das Algenwachstum fördernden (eutrophierenden) Stickstoff- und Phosphorverbindungen des Rohabwassers durch die Abbauprozesse in der Kläranlage auf für die Umwelt unschädliche Konzentrationen zu senken. Hierbei sind vom Gesetzgeber vorgegebene Grenzwerte (sogenannte „Überwachungswerte“) für die Konzentrationen bestimmter Schadstoffe und Schadstoffgruppen einzuhalten (siehe Tab. 1.1). Die Überwachungswerte sind die Grundlage für die vom Betreiber der Abwasserreinigungsanlage zu zahlende Abwasserabgabe.

### 2.1.3 Messgrößen in der Abwassertechnik

Tabelle 2.2 zeigt die in dieser Arbeit berücksichtigten Messgrößen, die in mehreren Messkampagnen auf der KA Netphen meist online mit Prozessanalytoren oder inline mit Sonden an verschiedenen Messorten kontinuierlich ermittelt wurden. Nicht kontinuierlich gemessene Größen wurden stichprobenartig durch Laboranalysen erfasst. Die eingesetzten Online-Messgeräte wurden regelmäßig durch Probennahme und im Labor durchgeführte Analysen kontrolliert bzw. kalibriert.

In der Abwassertechnik sind weitere Messgrößen bekannt. Deren Ermittlung war für die durchgeführten Maßnahmen zur Leistungssteigerung der KA Netphen nicht notwendig, deshalb werden sie hier nicht näher behandelt.

### 2.1.4 Charakteristische Störgrößen im Zulauf kommunaler Kläranlagen

Menge und Art der Verschmutzung des einer Kläranlage zufließenden Mischwassers beeinflussen deren Ausbaugröße und die angewandten Verfahren zur Abwasserreinigung.

Bild 2.1 zeigt mögliche Extremfälle, die bei der Beschickung von Kläranlagen auftreten können. Gemessen wurde der Ablaufvolumenstrom der KA Netphen über einen Tag. Solche Zeitverläufe werden in der Terminologie der Abwassertechnik „Ganglinien“ genannt. Dieser Ausdruck soll auch hier verwendet werden.

| Messgröße,<br>physikalische<br>Einheit                       | Abkürzung                | online<br>gemessen | Messort               | Definition/Anmerkung                                                                                                                                                                                                                                                                            |
|--------------------------------------------------------------|--------------------------|--------------------|-----------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Chemischer<br>Sauerstoffbedarf<br>in mg/l                    | <b>CSB</b>               | ja                 | Zulauf,<br>Ablauf     | Volumenbezogene Masse an Sauerstoff (O <sub>2</sub> ), die der Masse an Kaliumdichromat äquivalent ist, welche unter definierten Bedingungen mit den im Wasser enthaltenen oxidierbaren Stoffen reagiert, in mg/l (DIN 4045).                                                                   |
|                                                              | <b>CSB(UV)</b>           | ja                 |                       | SAK <sup>2</sup> -Messung nach DIN 38404-C3                                                                                                                                                                                                                                                     |
| Biochemischer<br>Sauerstoffbedarf<br>(in 5 Tagen)<br>in mg/l | <b>BSB<sub>5</sub></b>   | nein               | Zulauf,<br>Ablauf     | Volumenbezogene Masse an O <sub>2</sub> , die für den aeroben Abbau der in einem Liter Probewasser enthaltenen biochemisch oxidierbaren Inhaltsstoffe in 5 Tagen bei der Stoffwechselfähigkeit von einer entsprechenden Mikrobiocönose bei 20°C summarisch verbraucht wird, in mg/l (DIN 4045). |
| Ammoniumstickstoff<br>in mg/l                                | <b>NH<sub>4</sub>-N</b>  | ja                 | Zulauf,<br>Ablauf, BB |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Nitratstickstoff<br>in mg/l                                  | <b>NO<sub>3</sub>-N</b>  | ja                 | Ablauf,<br>BB         | Nur im Jahr 2001 online gemessen.                                                                                                                                                                                                                                                               |
| Nitritstickstoff<br>in mg/l                                  | <b>NO<sub>2</sub>-N</b>  | nein               | Zulauf,<br>Ablauf, BB |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Nitrat- und Nitritstickstoff<br>in mg/l                      | <b>NO<sub>x</sub>-N</b>  | ja                 | Ablauf,<br>BB         | $NO_x-N = NO_3-N + NO_2-N$                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| anorganischer<br>Stickstoff in mg/l                          | <b>N<sub>anorg</sub></b> | (ja) <sup>3</sup>  | Ablauf,<br>BB         | $N_{anorg} = NO_x-N + NH_4-N$                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| organischer<br>Stickstoff in mg/l                            | <b>N<sub>org</sub></b>   | nein               | Zulauf,<br>Ablauf     |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Gesamtstickstoff<br>in mg/l                                  | <b>N<sub>ges</sub></b>   | nein               | Zulauf,<br>Ablauf     | $N_{ges} = N_{anorg} + N_{org}$                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Sauerstoff in mg/l                                           | <b>O<sub>2</sub></b>     | ja                 | BB                    |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Ortho-Phosphat<br>in mg/l                                    | <b>PO<sub>4</sub>-P</b>  | ja                 | Ablauf                |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Trockensubstanz-<br>gehalt in g/l                            | <b>TS-Gehalt</b>         | ja                 | BB,<br>Ablauf         | gemessen über die Trübung                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Temperatur in °C                                             | <b>T</b>                 | ja                 | BB                    |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| pH-Wert                                                      | <b>pH</b>                | ja                 | Zulauf, BB            |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Redoxpotenzial<br>in mV                                      | <b>U<sub>red</sub></b>   | ja                 | Zulauf,<br>BB         |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Leitfähigkeit<br>in µS/cm                                    | <b>LF</b>                | ja                 | Zulauf,<br>BB         |                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Belebtschlamm-<br>aktivität in bpa                           | <b>Aktivität</b>         | ja                 | BB                    | Die Einheit bpa (biological potential activity) hat keinen direkten Bezug zu den SI-Einheiten.                                                                                                                                                                                                  |

Tab. 2.2: Messgrößen und Messorte

<sup>2</sup> SAK: Spektralabsorptionskoeffizient<sup>3</sup> indirekt, aus anderen Messgrößen.

Weiterhin sei bereits an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Analyse gemessener Ganglinien häufig schwierig ist. Sonderfälle und voneinander abweichende Randbedingungen machen den Vergleich oder die Interpretation bestimmter Ereignisse in den Zeitverläufen manchmal ganz unmöglich.

Der Volumenstrom des zufließenden Mischwassers oder des abfließenden gereinigten Abwassers wird üblicherweise mit magnetisch induktiven Durchflussmessern oder mit Messwehren ermittelt. Abgesehen von einer vernachlässigbaren Zeitverzögerung sind der Zulauf- und Ablaufvolumenstrom von Kläranlagen weitgehend identisch. Lediglich im Fall des noch zu erläuternden Vorgangs des „Schlammabzuges“ unterscheiden sie sich deutlicher. Jedoch ist der Volumenstrom des abgezogenen Schlammes im Vergleich zum Zulaufvolumenstrom relativ klein, so dass mit diesen geringfügigen Einschränkungen bei der Analyse der Ganglinien der gemessene Ablaufvolumenstrom einer KA gleich dem nicht gemessenen Zulaufvolumenstrom gesetzt werden kann.

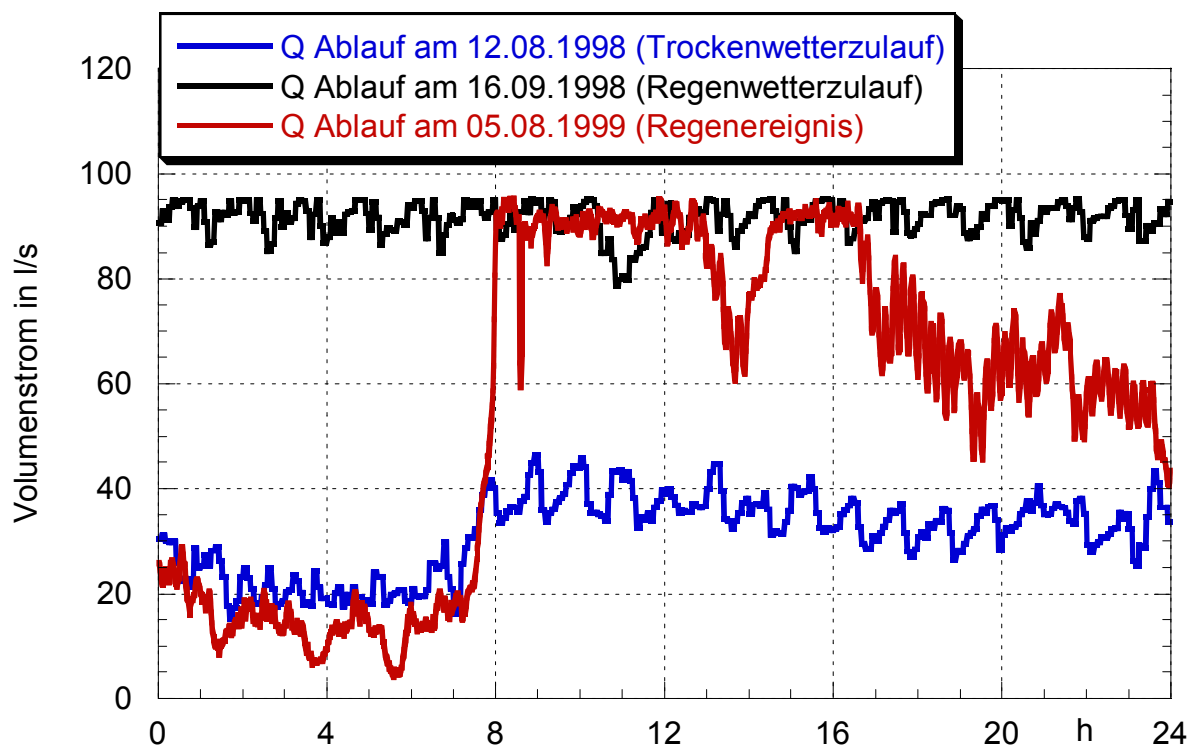
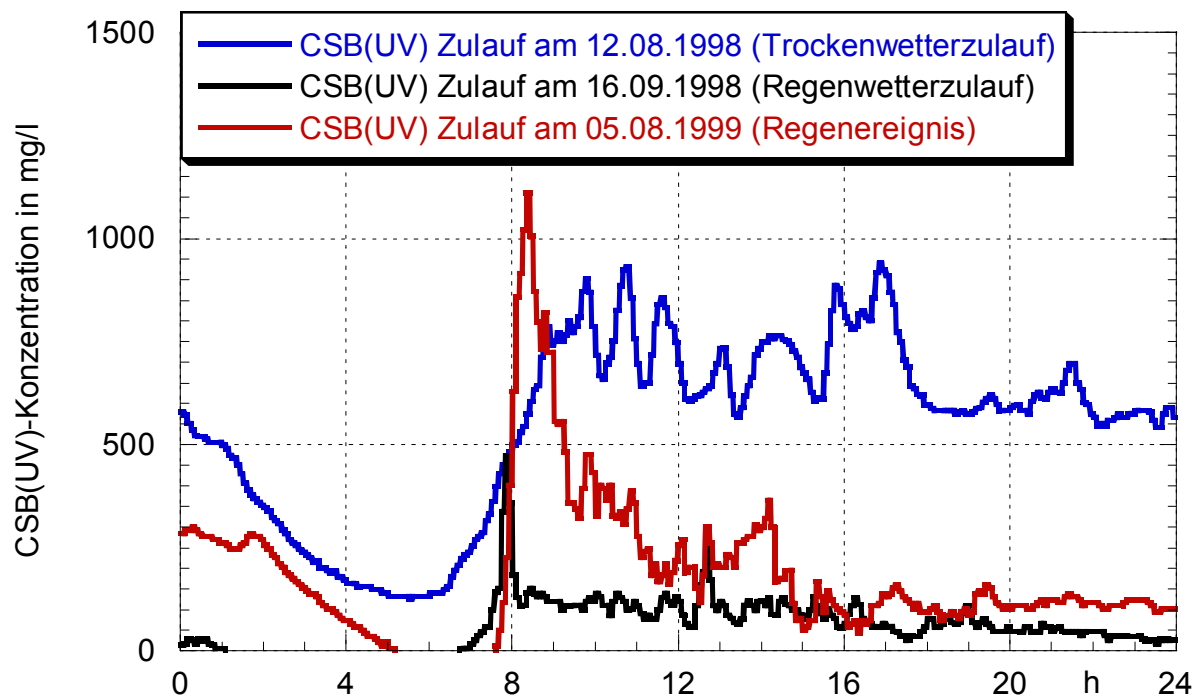


Bild 2.1: Beispielhafte Volumenströme im Ablauf der KA Netphen

In dieser Arbeit wird unterschieden zwischen Trockenwetterzulauf, Regenwetterzulauf und dem Auftreten von Stoßbelastungen (üblicherweise bedingt durch plötzlich eintretende Regenereignisse). Letzteres ist vor allem in Trockenwetterphasen kritisch, weil dann im Kanalnetz abgelagerte Schmutzstoffe der KA plötzlich und u.U. in sehr großer Menge zugeführt werden. Bei reinem Trockenwetterzulauf ist der morgendliche Anstieg im Volumenstrom ausschließlich auf das Verhalten der Menschen in den angeschlossenen Haushalten und Betrieben

zurückzuführen (Trinkwassernutzung für Hygiene, industrielle Zwecke, etc.). Weil Kläranlagen nur einen bestimmte Maximalvolumenstrom an Schmutzwasser aufnehmen können (siehe Kapitel 2.2.3), ist diese Charakteristik bei reinem Regenwetterzulauf vollständig durch den Volumenstrom des in die Kanalisation gelangenden Regenwassers überdeckt. Hier wird die Kläranlage über einen längeren Zeitraum mit dem maximal möglichen Volumenstrom beschickt (im Fall der KA Netphen annähernd 100 l/s).

Die Verunreinigung des Abwassers kann aus messtechnischen Gründen teilweise nur durch sog. „Summenparameter“ erfasst werden. Diese Messgrößen fassen mehrere Einflussgrößen summarisch zu einem Parameter zusammen. So werden die organischen Kohlenstoffverbindungen z.B. durch die Summenparameter CSB oder BSB<sub>5</sub> gemessen. Bild 2.2 zeigt eine mit einer UV-Sonde im Zulauf der KA Netphen online gemessene typische Tagesganglinie (den sog. „Tagesgang“) der CSB-Konzentration.



**Bild 2.2:** Beispielhafte CSB(UV)-Konzentrationen im Zulauf der KA Netphen

Dieser (in seiner Charakteristik generell für alle kommunalen Kläranlagen) typische Tagesgang zeichnet sich aus durch sehr niedrige Werte nachts, stark ansteigende Konzentrationen in den frühen Morgenstunden und zurückgehende Werte nach Erreichen eines Maximums. Bei Regenwetterzulauf liegen die Konzentrationen insgesamt niedriger als bei Trockenwetterzulauf, was aus einer Verdünnung des Mischwassers mit üblicherweise nur gering mit organischen Kohlenstoffverbindungen verschmutztem Regenwasser resultiert. Durch einen hydraulischen Stoß (z.B. ein Regenereignis) kann es zu außergewöhnlich hohen CSB-Konzentratio-

nen im Zulauf kommen. Dies ist im Bild 2.2 besonders ausgeprägt, weil das Regenereignis ungefähr zum Zeitpunkt des üblichen morgendlichen Konzentrationsanstiegs stattfindet.

Ein Vergleich der tatsächlichen CSB-Belastung einer Kläranlage bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen ist durch Betrachtung der CSB-Fracht möglich (CSB-Massenstrom; Produkt aus gemessenem Volumenstrom und CSB-Konzentration) (Bild 2.3).

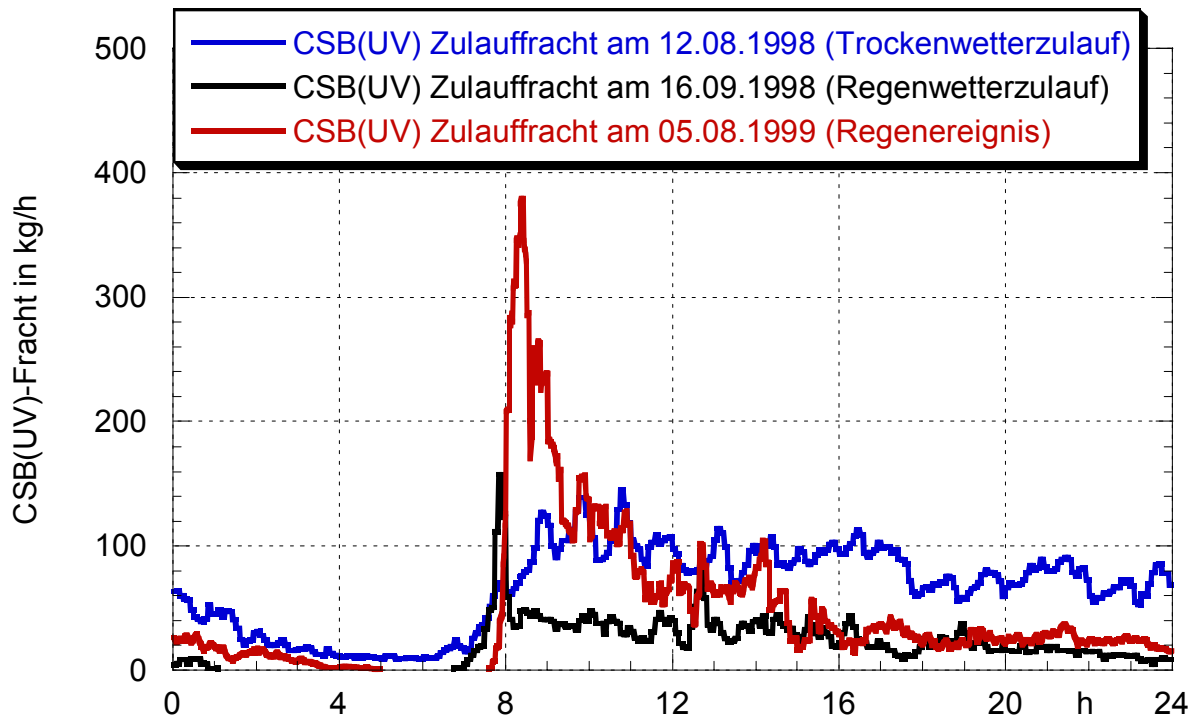


Bild 2.3: Beispielhafte CSB(UV)-Frachten im Zulauf der KA Netphen

Die CSB-Zulaufmengen liegen im Bild 2.3 bei Trockenwetter höher als bei Regenwetter. Unter der Annahme, dass an den untersuchten Tagen etwa die gleiche Menge an häuslichem und industriellem Abwasser in den Kanal eingeleitet wurde, sollte dies nicht der Fall sein. Die Tagesganglinien der CSB-Fracht müssten unter dieser Annahme fast deckungsgleich verlaufen. Der hier gezeigte signifikante Unterschied in den CSB-Frachten bei Trockenwetter und Regenwetter ist ein erstes Indiz für eine Unzulänglichkeit des die KA Netphen mit Abwasser versorgenden Kanalnetzes. Diese Besonderheit wird im Kapitel 4.7 näher erläutert.

Die Ganglinie der CSB-Fracht bei Stoßbelastung durch ein Regenereignis belegt die außergewöhnliche Belastung einer Kläranlage in einem solchen Fall.

Neben den organischen Kohlenstoffverbindungen wird eine kommunale Kläranlage durch Ammonium  $\text{NH}_4$  belastet (gemessen als Ammoniumstickstoff  $\text{NH}_4\text{-N}$ , siehe Tabelle 2.2).

Die Bilder 2.4 und 2.5 zeigen die mit einem Prozessanalysator online gemessenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen und -frachten im Zulauf der KA Netphen für die bisher untersuchten Tage.

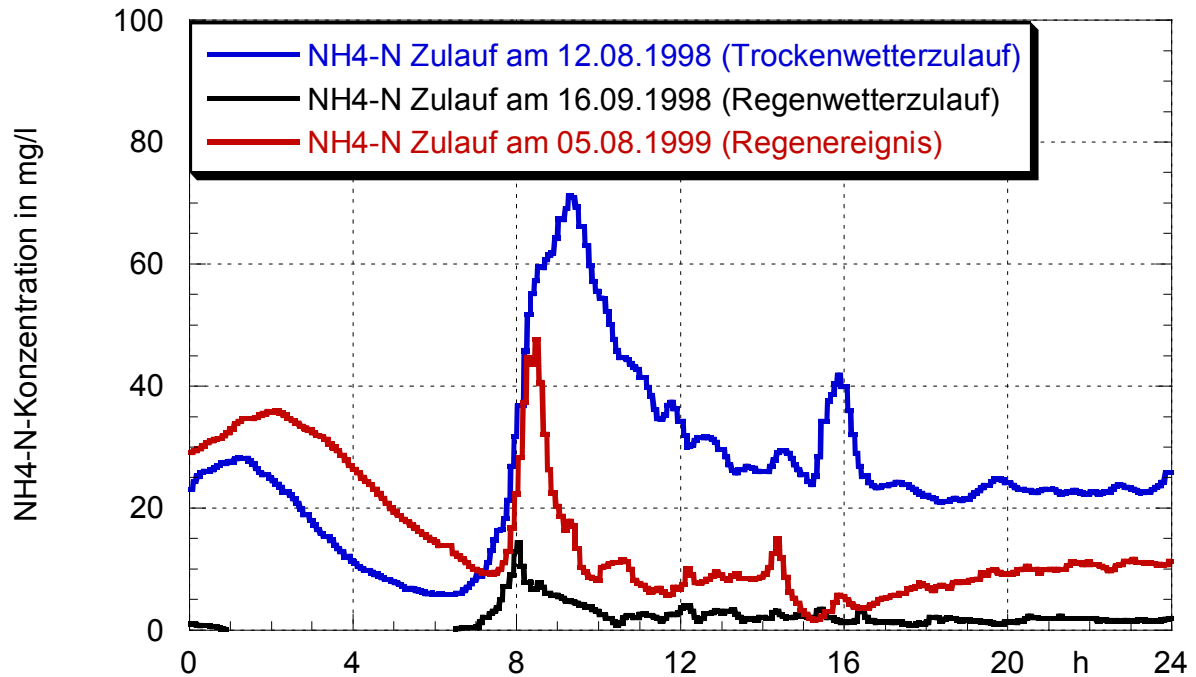


Bild 2.4: Beispielhafte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Zulauf der KA Netphen

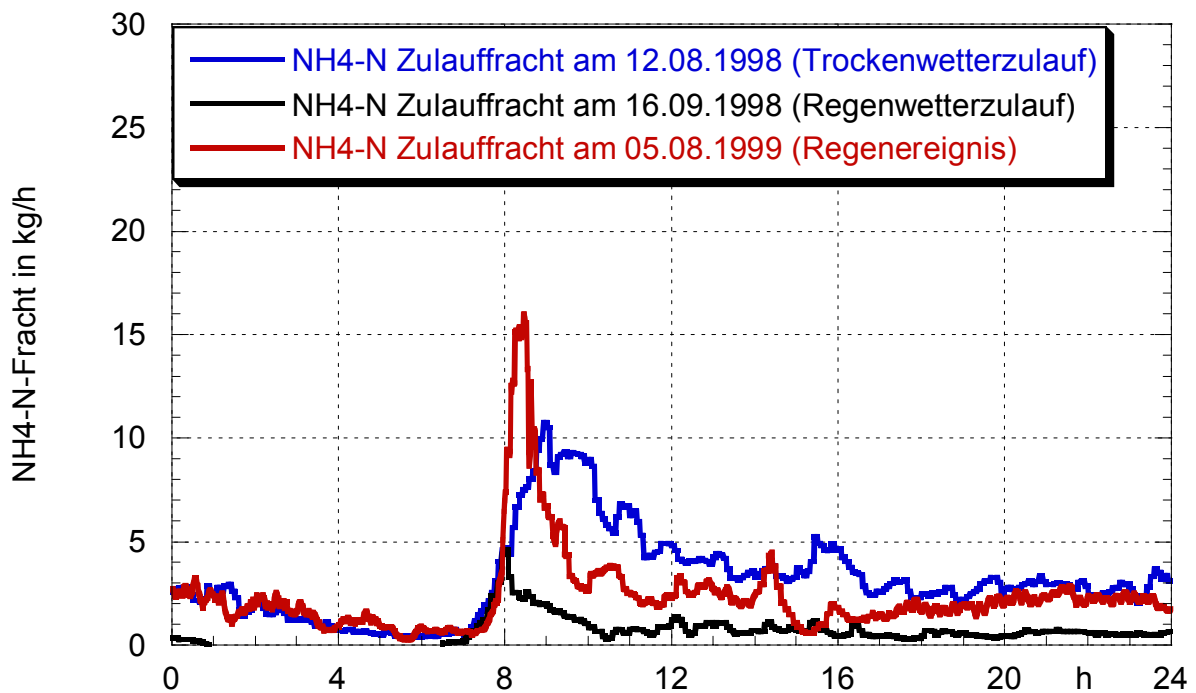


Bild 2.5: Beispielhafte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten im Zulauf der KA Netphen

Auch hier zeigt sich der typische Tagesgang mit sehr niedrigen Konzentrationen bzw. Frachten nachts, stark ansteigenden Verläufen in den frühen Morgenstunden und abfallenden Werten nach Erreichen eines Maximums. Auch die zuvor angesprochene außergewöhnliche Konzentrations- und Frachtspitze im Verlauf der Ganglinien bei einem plötzlichen Regenereignis tritt auf. Die CSB- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien sind somit grundsätzlich sehr ähnlich. Die Kenntnis dieses täglich auftretenden, allerdings unterschiedlich stark ausgeprägten Verhaltens sollte



## 12 Schönberger: Leistungssteigerung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen

bei der Prozessführung von Kläranlagen im Regelungskonzept berücksichtigt werden. Besonders bei kleineren Anlagen ist dies sinnvoll, weil sie üblicherweise über ein verhältnismäßig kleines Kanalnetz versorgt werden. Hier kommt es kaum zu Vergleichsmäßigungseffekten, wie dies bei Anlagen mit weit verzweigten Kanalsystemen möglich ist.

### 2.2 Das Belebungsverfahren

Das in Deutschland am häufigsten angewandte Verfahren zur Abwasserreinigung ist das Belebungsverfahren. Weitere Verfahren sind: Tropfkörperverfahren, Tauchkörperverfahren, Abwasserreinigung in Pflanzenkläranlagen, anaerobe Verfahren (in Industriekläranlagen) sowie weitere Verfahren oder Verfahrenskombinationen.

Hier soll ausschließlich das Belebungsverfahren vorgestellt werden, was in vielen Varianten (siehe Kapitel 2.2.2) weltweit angewendet wird. Im Wesentlichen geschieht die Abwasserreinigung in drei Verfahrensstufen:

- Mechanische Reinigung,<sup>4</sup>
- biologische bzw. chemische Schadstoffeliminierung,<sup>5</sup>
- Trennung des gereinigten Abwassers vom Belebtschlamm in der Nachklärung.

Die Prozesse der biologischen Schadstoffeliminierung sind der aerobe Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen, die Oxidation von Ammonium ( $\text{NH}_4$ ) zu Nitrat ( $\text{NO}_3$ ) und die Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ). Die verwertbaren organischen Kohlenstoffverbindungen im Abwasser werden dabei von Mikroorganismen für Wachstum und Stoffwechsel genutzt und auf diese Art aus dem Abwasser entfernt /HaHa80/. Der Abbau von Phosphorverbindungen geschieht entweder chemisch durch Fällung oder biologisch durch Verfahrensvarianten<sup>6</sup>.

Das Abwasser erreicht eine Kläranlage über den Kanal. Eine mechanische Reinigung (Rechen, Vorklärung, belüfteter Sand- und Fettfang oder Kombinationen aus diesen Verfahrensstufen) entfernt die mitgeführten Grobstoffe und Fette. Nach dieser mechanischen Vorbehandlung fließt das Abwasser in das Belebungsbecken (BB), wo der biologische Abbau von Schadstoffen durch Mikroorganismen stattfindet. Diese siedeln in Flocken und bilden eine

---

<sup>4</sup> In der Terminologie der Siedlungswasserwirtschaftler „erste Reinigungsstufe“ genannt.

<sup>5</sup> In der Terminologie der Siedlungswasserwirtschaftler „zweite Reinigungsstufe“ (Kohlenstoffabbau) und „dritte Reinigungsstufe“ (Stickstoff- und Phosphoreliminierung) genannt.

<sup>6</sup> Auf die Phosphoreliminierung wird in dieser Arbeit nur am Rande eingegangen, weil die hier betrachtete Kläranlage Netphen zum Zeitpunkt der Untersuchungen über keine entsprechenden Einrichtungen verfügte.

Suspension, den Belebtschlamm. Weil die an der Abwasserreinigung beteiligten Mikroorganismen für ihren Stoffwechsel Sauerstoff benötigen, muss das BB belüftet werden. Dies geschieht üblicherweise durch eine Druckbelüftung mit Belüftungsmatten oder -kerzen am Beckenboden oder durch eine Oberflächenbelüftung mit rotierenden Kreiseln oder Walzen. Außerdem übernimmt bei vielen Kläranlagen das Belüftungssystem die Aufgabe der Vermischung des zufließenden Abwassers mit dem Belebtschlamm /Seib92/. Üblich ist die Versorgung der Mikroorganismen mit Luftsauerstoff, auch eine Belüftung mit industriellem Reinsauerstoff ist möglich (siehe z.B. /Seng89/).

In der Nachklärung (NK) werden die Belebtschlammflocken durch Sedimentation vom gereinigten Abwasser getrennt. Dieses verlässt die Anlage in den Vorfluter (Gewässer), der sedimentierte Belebtschlamm wird dem BB erneut als Rücklaufschlamm zugeführt. Um den Trockensubstanzgehalt im BB nicht zu groß werden zu lassen und damit die Nachklärung zu überfordern, wird regelmäßig Belebtschlamm abgezogen (Überschussschlamm), stabilisiert, entwässert und einer landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt, deponiert oder verbrannt. Eine anaerobe Schlammbehandlung in Faultürmen ist bei größeren Anlagen üblich. Dabei wird Biogas gewonnen, das zum Betrieb eines Blockheizkraftwerkes genutzt werden kann.

### 2.2.1 Schadstoffabbau beim Belebungsverfahren

Beim Belebungsverfahren mit Nitrifikation geschieht der biologische Abbau schädlicher Abwasserinhaltsstoffe durch heterotrophe und autotrophe Mikroorganismen im Belebtschlamm. Heterotrophe Lebensformen verwerten organisches Material (Kohlenstoffverbindungen) und gewinnen bei der Oxidation oder der Veratmung Energie, wobei das organische Material in Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) und Wasser (H<sub>2</sub>O) umgewandelt wird. Hierbei wird ein wesentlicher Anteil des aufgenommenen organischen Materials zum Aufbau von Körpersubstanz verwendet. Autotrophe Lebensformen bauen organische Substanzen über die Photosynthese unter Ausnutzung von Lichtenergie aus CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>O auf /HaHa80/.

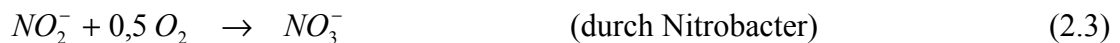
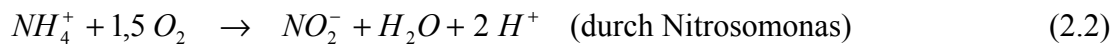
Der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen geschieht mittels heterotropher Mikroorganismen nach der Reaktionsgleichung:



Für n = 6 erhält man z.B. die Reaktionsgleichung für die Oxidation von Glucose.

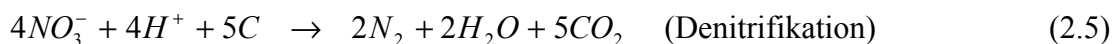
Die Stickstoffverbindungen im Zulauf einer kommunalen Kläranlage bestehen überwiegend aus Ammonium; die geringen Konzentrationen an Nitrat und Nitrit sind vernachlässigbar. Der Stickstoffabbau erfolgt durch Nitrifikation und Denitrifikation. Während der Nitrifikation

müssen aerobe Bedingungen im BB herrschen (d. h. gelöster  $O_2$  muss vorhanden sein), damit eine Oxidation des  $NH_4$  zu  $NO_3$  durch autotrophe Mikroorganismen erfolgen kann. Hierbei sind immer zwei Bakteriengruppen beteiligt: Die Ammoniumoxidierer (z.B. Nitrosomonas) und die Nitritoxidierer (z.B. Nitrobacter)<sup>7</sup>. Sie führen die Reaktionsschritte gemäß der Gleichungen (2.2) und (2.3) durch /MuKu88/. Gleichung (2.4) beschreibt den Gesamtvorgang der Oxidation von  $NH_4$  zu  $NO_3$ , der als Nitrifikation bezeichnet wird.



Wie Gleichung (2.3) zeigt, entsteht als Zwischenprodukt Nitrit ( $NO_2$ ). Diese Verbindung ist stark fischgiftig. Bei der Abwasserreinigung muss somit sicher gestellt werden, dass die Nitrifikation nicht im zweiten Reaktionsschritt abbricht. Idealerweise wird dies durch eine vollständige Nitrifikation erreicht, d.h. der vollständigen Umwandlung von Ammonium in Nitrat. Dies ist aus verfahrenstechnischen Gründen jedoch nicht immer möglich.

Erst in einem weiteren Verfahrensschritt, der Denitrifikation, wird das Nitrat in ungefährlichen molekularen Stickstoff umgewandelt. Dazu müssen anoxische Bedingungen im BB herrschen (kein gelöster  $O_2$ , sondern nur in  $NO_3$  oder  $NO_2$  gebundener Sauerstoff), damit heterotrophe Mikroorganismen den Nitratsauerstoff zur Atmung nutzen und die Umwandlung in molekularen Stickstoff  $N_2$  durchführen:



Der gasförmige molekulare Stickstoff  $N_2$  entweicht in die Umgebungsluft. Wie die Reaktionsgleichung (2.5) zeigt, müssen ausreichend organische Kohlenstoffverbindungen (org. C) als Substrat im System vorhanden sein, evtl. muss org. C aus externen Quellen zudosiert werden /Hoen97/. Durch ein Ungleichgewicht zwischen gebildeten und benötigten  $H^+$ -Ionen kann sich der pH-Wert im BB verändern, wenn die Pufferkapazität des Abwassers nicht ausreicht /KoSt93/. Ein zu saures oder zu alkalisches Milieu schädigt die Mikroorganismen im Belebtschlamm, was die Abwasserreinigungsprozesse negativ beeinflusst, deshalb sollte der pH-Wert im BB zwischen 6 und 10 liegen /ATV95/. Auch die Temperatur des Belebtschlammes

---

<sup>7</sup> Nitrosomonas und Nitrobacter werden im Folgenden als „Nitrifikanten“ bezeichnet.

hat wesentlichen Einfluss auf die Reinigungsprozesse. Die Nitrifikation und Denitrifikation findet erst bei ausreichend hohen Abwassertemperaturen statt. Deshalb müssen die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswerte nur bei Abwassertemperaturen von mehr als  $12^\circ\text{C}$  im Belebungsbecken oder nur in bestimmten Monaten des Jahres eingehalten werden (z.B. von Mai bis Oktober).

Um die Nitrifikation und Denitrifikation in Anlagen mit nur einem Belebungsbecken zu erreichen, müssen entweder örtliche Bereiche mit aeroben bzw. anoxischen Bedingungen geschaffen werden oder das gesamte Becken muss zeitlich abwechselnd belüftet bzw. nicht belüftet werden (simultane oder intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation) /ScHK97/, /Köhn96/, /Köhn98/.

Der Anteil der autotrophen Mikroorganismen (Nitrifikanten) in der Biozönose eines Belebungsbeckens ist im Vergleich zu den heterotrophen Mikroorganismen gering. In /PöGS90/ werden hierfür folgende Gründe angegeben:

- Das Nahrungsangebot des Abwassers für Nitrifikanten (Stickstoff) ist wesentlich geringer als das für die heterotrophen Bakterien (org. C).
- Der Nahrungsumsatz führt bei den Nitrifikanten zu wesentlich weniger Bakterienzuwachs als bei den heterotrophen Bakterien.

Zudem ist die Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten deutlich stärker temperaturabhängig als die der heterotrophen Mikroorganismen. Mit abnehmender Temperatur werden die Nitrifikanten daher zusätzlich zu den oben genannten Einflüssen benachteiligt /PöGS90/.

Um dennoch ausreichend Nitrifikanten in der Biozönose eines BB zu erhalten, müssen diese Nachteile durch Auslegung der biologischen Reinigungsstufe kompensiert werden. Belebungsanlagen mit Nitrifikation werden mit verhältnismäßig großen Belebungsbecken gebaut, so dass allen Mikroorganismen wenig Nahrung zugeführt wird. Ein Maß hierfür ist die Schlammbelastung  $B_{\text{TS}}$  (siehe unten). Diese Kenngröße muss so stark verringert werden, dass der Nitrifikantenzuwachs  $dm_{\text{nitr}}$  (in  $\text{kg Trockensubstanz TS/d}$ ) bezogen auf die vorhandene Nitrifikantenmasse  $m_{\text{nitr}}$  (in  $\text{kg Trockensubstanz TS}$ ) mindestens gleich dem relativen Gesamtschlammzuwachs  $d\text{TS}_{\text{BB}} / \text{TS}_{\text{BB}}$  ist /PöGS90/:

$$\frac{dm_{\text{nitr}}}{m_{\text{nitr}}} \geq \frac{d\text{TS}_{\text{BB}}}{\text{TS}_{\text{BB}}} \quad (2.6)$$

Erst bei Erfüllung dieser Ungleichung ist dauerhaft Nitrifikation möglich, weil sonst die heterotrophen Mikroorganismen die Nitrifikanten langfristig überwuchern würden. Letztere würden dann über den Schlammabzug aus dem System entfernt und eine Nitrifikation könnte nicht mehr stattfinden /PöGS90/. Für  $t \rightarrow \infty$ , d.h. im stationären Zustand, wären alle Nitrifikanten aus dem System entfernt worden. Die Schlammbelastung  $B_{TS}$  ist als Quotient aus der der Kläranlage je Zeiteinheit (pro Tag) zulaufenden organischen Kohlenstoffkonzentration (gemessen als  $BSB_5$ -Fracht) und dem Trockensubstanzgehalt<sup>8</sup> (TS-Gehalt) im Belebungsbecken definiert (DIN 4045).

$$B_{TS} = \frac{\text{Tagesfracht}(BSB_{5ZU})}{TS_{BB}} \quad (2.7)$$

Diese Kenngröße zeigt sehr anschaulich, ob den Mikroorganismen im BB viel oder wenig Nahrung zugeführt wird. Im Arbeitsblatt ATV A131 der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) werden für nitrifizierende Kläranlagen Schlammbelastungen  $\leq 0,15$  kg/(kg d) gefordert. Bei der Abwasserreinigung mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung werden sogar deutlich geringere Schlammbelastungen realisiert, was vergleichsweise große Beckenvolumina erfordert. Bei dieser Verfahrensvariante ist der abgezogene Überschussschlamm biologisch bereits weitgehend stabilisiert.<sup>9</sup> Die aufwändige aerobe oder anaerobe Schlammstabilisierung in eigens dafür vorzusehende Becken oder Reaktoren entfällt.

Eine weitere Kenngröße zur Beurteilung der Nitrifikationsfähigkeit einer Kläranlage ist das Schlammalter  $t_{TS}$ . Nach DIN 4045 ist dies der Quotient aus der Trockenmasse im BB und der Trockenmasse des täglich abgezogenen Überschussschlammes einschließlich der täglich im Abfluss der Nachklärung enthaltenen abfiltrierbaren Stoffe. Die Gleichung (2.8) beschreibt das Schlammalter über die entsprechenden Trockensubstanzgehalte<sup>10</sup>.

$$t_{TS} = \frac{TS_{BB}}{\frac{TS_{ÜS} + TS_{abfilt}}{d}} \quad (2.8)$$

Das Schlammalter entspricht einer mittleren Verweilzeit der Mikroorganismen im System „Kläranlage“ /MuKu88/, es wird in Tagen angegeben. Hohe Schlammalter stehen für einen großen Anteil an Nitrifikanten in der Biozönose. Das Arbeitsblatt A131 der ATV fordert für

<sup>8</sup> Trockensubstanz oder Trockenmasse: Die nach einem Trocknungsverfahren erhaltene Masse (DIN 4045).

<sup>9</sup> Mit Schlammstabilisierung werden alle Verfahren der Schlammbehandlung bezeichnet, die der Verringerung der geruchsbildenden Inhaltsstoffe und der organischen Schlammfeststoffe dienen. Erwünschte Nebenziele sind die Verbesserung der Entwässerbarkeit und die Verminderung der Krankheitserreger (nach DIN 4045).

<sup>10</sup> Trockensubstanzgehalt: Trockenmasse pro Volumeneinheit (üblicherweise in g/l)

nitrierende Kläranlagen ein notwendiges Schlammalter von 10 bis 18 Tagen. Hierbei ist die Verfahrensvariante (vorgeschaltete oder simultane Nitrifikation, siehe Bild 2.6) von Bedeutung. Schlammalter und Schlammbelastung sind somit Parameter zur Beurteilung des Nitrifikationsvermögens einer Belebtschlammbiozönose.

2.2.2 Verfahrensvarianten des Belebungsverfahrens

Eine grobe Einteilung mit den gängigsten Varianten des Belebungsverfahrens zeigt Bild 2.6.

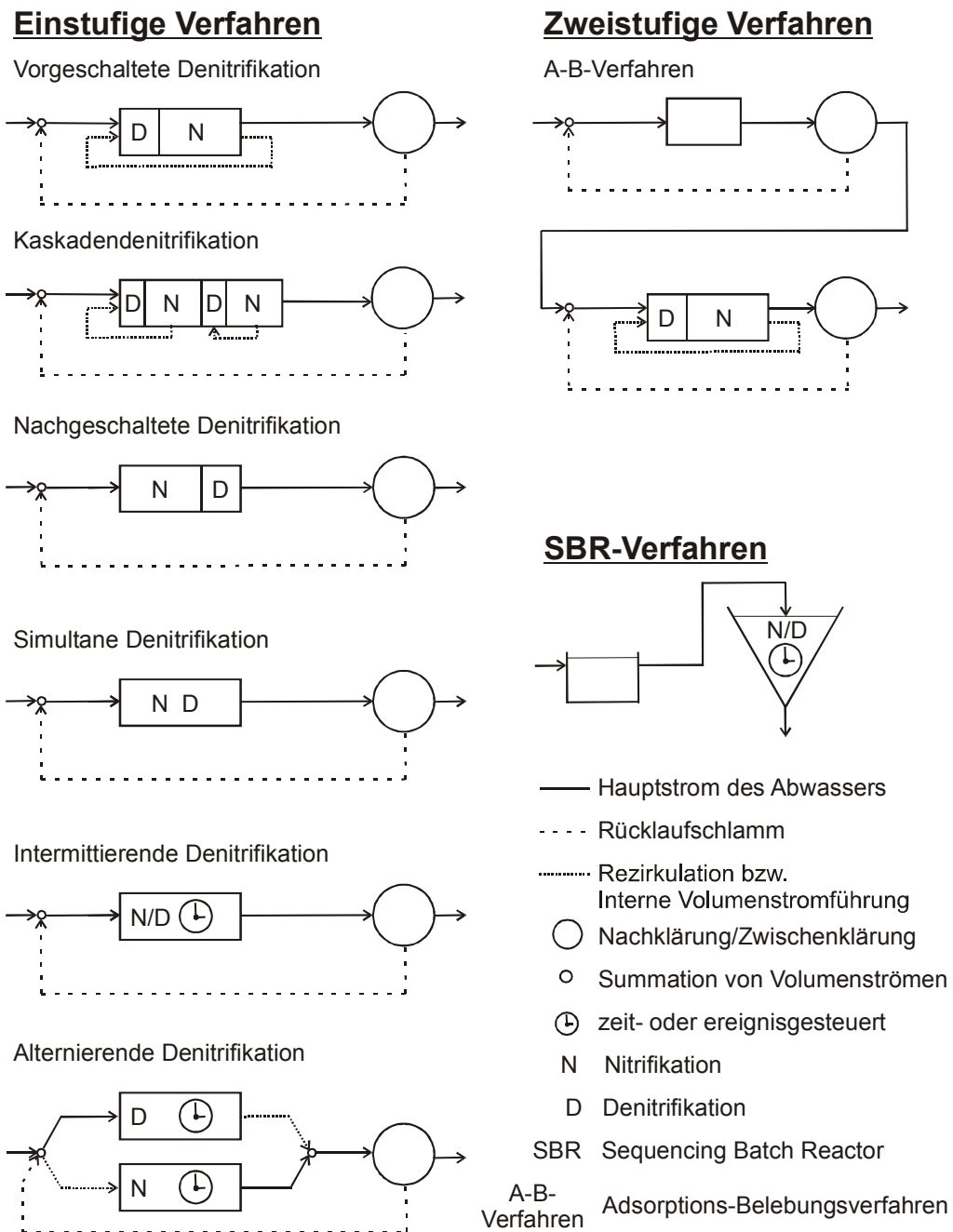


Bild 2.6: Einige Verfahrensvarianten des Belebungsverfahrens

Die Abwasserreinigung in einem Sequencing-Batch-Reaktor (SBR-Verfahren) wird häufig bei saisonal oder produktionstechnisch bedingter starker Schwankung der anfallenden Abwas-

sermengen angewandt (z.B. Kläranlage des Nürburgrings /JuAl00/ oder einer Großmolkerei /Krei98/). Hier wird der Reaktor diskontinuierlich (in Chargen) mit dem zuvor zwischengespeicherten Rohabwasser beschickt, die Prozesse der Abwasserreinigung geschehen innerhalb eines Zyklus' zeitlich aufeinander folgend. Dieses Verfahren benötigt keine Nachklärung, die Trennung des Belebtschlammes wird durch Dekantieren (Abzug des gereinigten Abwassers aus dem Reaktor am Ende des Zyklus') erreicht.

In der kommunalen Abwasserreinigung werden jedoch meist Verfahren mit einem kontinuierlichen Durchfluss des Abwasserstroms angewandt. Üblicherweise wird keine gezielte Speicherung des Rohabwassers vorgenommen.

Bei zweistufigen Verfahren wird der Reaktorraum in zwei Reaktoren (z.B. Tropfkörper, Belebungsbecken) unterteilt, die hintereinander durchflossen werden und denen jeweils ein Absetzbecken nachgeschaltet ist /BiHe00/. Weit verbreitet ist das sog. A-B-Verfahren (Adsorptions-Belebungsverfahren), bei dem beide Reaktoren häufig als Belebungsbecken ausgeführt sind. Es nutzt die erste (hochbelastete) Reinigungsstufe für den Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen, in der zweiten (schwachbelasteten) Stufe werden die Stickstoffkomponenten eliminiert. Im Bild 2.6 ist die zweite Stufe als vorgeschaltete Denitrifikation (s.u.) skizziert. Das A-B-Verfahren produziert vergleichsweise viel Überschussschlamm, zeichnet sich jedoch durch insgesamt geringe Bau- und Betriebskosten aus /BiHe00/.

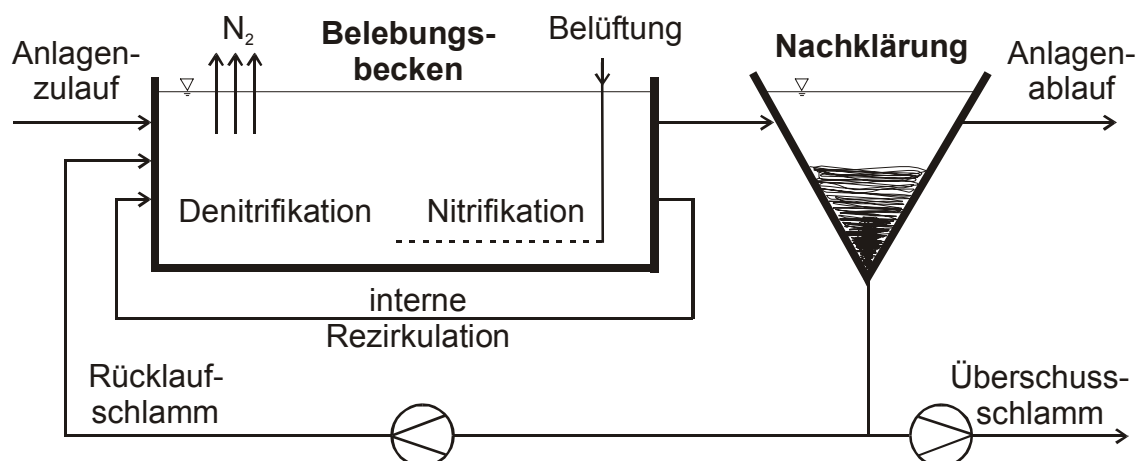
Von den einstufigen Verfahren wurden die simultane und die intermittierende Denitrifikation bereits weiter oben kurz angesprochen. Detailliertere Erläuterungen zu beiden Varianten finden sich in den Kapiteln 5 (intermittierende Denitrifikation) sowie 6 und 7 (simultane Denitrifikation).

Bei der alternierenden Denitrifikation werden die Stickstoffverbindungen durch wechselweise Beschickung zweier Becken und einen alternierenden Betrieb mit und ohne Belüftung abgebaut. Bei der Kaskadendenitrifikation wechseln sich Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken mehrmals ab. Jede Beckenkombination ist mit einer internen Rezirkulation versehen, der Rücklaufschlamm wird in das erste Denitrifikationsbecken geführt.

Die Verfahrensvariante „Nachgeschaltete Denitrifikation“ hat sich nicht durchgesetzt, weil die für die Denitrifikation benötigten leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen bereits in der Nitrifikationsstufe weitestgehend abgebaut werden. Hier wäre die Zudosierung externer Kohlenstoffquellen zur Realisierung der Denitrifikation notwendig. Dies ist wegen der hohen Kosten (und auch aus regelungstechnischen Gründen /PöGS90/) nicht sinnvoll.

Das in Deutschland weit verbreitete Belebungsverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation wird im Bild 2.7 schematisch dargestellt. Exemplarisch für alle Belebungsverfahren sollen die wichtigsten Stell-, Stör- und Zustandsgrößen dieses Prozesses beschrieben werden: Als wichtigste Stellgröße dient die eingetragene Luft- oder Reinsauerstoffmenge. Die Möglichkeit der Zugabe von externen C-Quellen zur Verbesserung der Denitrifikation wurde bereits angesprochen. Eine spezielle Stellgröße der vorgeschalteten Denitrifikation ist die interne Rezirkulation, der Volumenstrom des aus der Nitrifikationszone in die Denitrifikationszone zu transportierenden Belebtschlammes. Zustandsgrößen sind die Ammonium-, Nitrat- und Gelöstsauerstoffkonzentration, der TS-Gehalt und die Konzentration der leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen im BB (hier „Substrat“ genannt). Sie sind durch die Prozessführung (Regelung, Steuerung) beeinflussbar. Wie bereits angedeutet, ist die Temperatur des Belebtschlammes eine wesentliche Größe für die Reinigungsleistung einer Kläranlage, jedoch ist sie durch eine Prozessregelung nicht beeinflussbar. Die Streckenparameter (Zeitkonstanten und Verstärkungsfaktoren) sind jedoch temperaturabhängig (siehe Kapitel 2.3.3).

| Störgrößen                                                                      | Zustandsgrößen                                                                                    | Stellgrößen                                                                                                           | Ausgangsgrößen                                                                                                  |
|---------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| CSB, BSB <sub>5</sub> ,<br>NH <sub>4</sub> , P <sub>ges</sub> ,<br>pH-Wert, ... | NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , O <sub>2</sub> ,<br>P <sub>ges</sub> , Substrat,<br>TS-Gehalt | Luft, Rein-O <sub>2</sub> ,<br>Externe C-Quellen,<br>Schlammabzug,<br>interne Rezirkulation<br>Fäll-, Flockungsmittel | <u>Überwachungswerte:</u><br>CSB, BSB <sub>5</sub> ,<br>N <sub>ges</sub> , NH <sub>4</sub> -N, P <sub>ges</sub> |



**Bild 2.7:** Prinzip des Belebungsverfahrens zur Abwasserreinigung (ohne Vorklärung, vorgeschaltete Denitrifikation)

Alle Zulaufgrößen sind als Störgrößen zu betrachten. Die wichtigsten (z.B. CSB- oder NH<sub>4</sub>-Konzentration) ließen sich im Prozessführungskonzept durch eine Störgrößenaufschaltung zur Leistungssteigerung der Kläranlage nutzen. Das Auftreten toxischer Stoffe im Zulauf einer Kläranlage kann unter Umständen bis zum weitgehenden Absterben der Belebtschlammbio-



zönose und somit zum vorrübergehenden Komplettausfall der biologischen Reinigungsstufe einer Kläranlage führen. Aus diesem Grund sind Kläranlagen mit einer Ausbaugröße > 5000 EW mit pH- und Leitfähigkeitssonden im Zulauf ausgestattet. Durch ein geeignetes Prozessführungskonzept wird für den Fall der Über- oder Unterschreitung gewisser Grenzwerte der verhindert, dass toxische Stoffe in das Belebungsbecken gelangen.<sup>11</sup>

Im Gegensatz zu anderen verfahrenstechnischen Prozessen (z.B. Bioreaktoren), wo die Volumen- oder Massenströme der Eingangsgrößen des geregelten Systems häufig als Stellgrößen genutzt werden, ist dies in der Abwasserreinigung nicht üblich. Eine Zwischenspeicherung eines Teils des zulaufenden Mischwasservolumenstroms und eine damit einher gehende Leistungssteigerung kann jedoch durch Frachtbewirtschaftung realisiert werden: Bei großer Anlagenbelastung wird ein Teil des zulaufenden Mischwassers in speziellen Becken gespeichert und bei niedriger Belastung wieder zudosiert. Sie dient somit der Vergleichmäßigung der Zulaufcharakteristik (vergleiche Kapitel 2.1.4). Eine besonders leistungsfähige Variante dieses Ansatzes nutzt eine prädiktive Regelungsstrategie (siehe /HSK95/, /HSK96a/, /HSK96b/, /ScKö97a/, /ScKö97b/, /ScKö97c/, /KöSS98/, /Scuh98/, /ScSc98/, /KöSS99/). Jedoch selbst mit Hilfe der Frachtbewirtschaftung erlauben die ausgeprägten Konzentrations- bzw. Frachtschwankungen des zulaufenden Mischwassers es grundsätzlich nicht, den Abwasserreinigungsprozess in einem festen Arbeitspunkt zu betreiben (näheres im Kapitel 2.4).

### 2.2.3 Bemessung kommunaler Belebungsanlagen

Einstufige kommunale Belebungsanlagen werden üblicherweise nach den anerkannten Regeln der Technik des Arbeitsblattes A131 der ATV nach einem statischen Berechnungsansatz ausgelegt. Maßgebend ist die an 85 % der Trockenwettertage unterschrittene BSB<sub>5</sub>-Fracht im Zulauf (zuzüglich einer geplanten Kapazitätsreserve) sowie andere statische Größen. Hiermit wird deutlich, dass Kläranlagen (letztlich aus Kostengründen) nicht so ausgelegt werden, dass alle im Laufe ihrer Lebensdauer auftretenden Belastungsfälle abgedeckt werden können. Sie sind bautechnisch so dimensioniert, dass sie mit einem maximalen Volumenstrom  $Q_m$  (Bemessungszufluss bei Regenwetter) beschickt werden können. Deshalb werden meist Regenüberlaufbecken (RÜB) vorgeschaltet, in denen bei Überschreiten von  $Q_m$  der überschüssige Volumenstrom gespeichert und bei späterem Unterschreiten dieser Marke der Kläranlage wieder zugegeben wird. Sind die RÜB vollständig mit Abwasser gefüllt, wird das überschüssige Abwasser direkt in den Vorfluter geleitet. Regenüberlaufbecken sind mit Einrichtungen zur mechanischen Abwasserreinigung ausgestattet, so dass in einem solchen Fall zu-

---

<sup>11</sup> Dass dies nicht immer gelingt, wird in einem der folgenden Kapitel belegt.

mindest die Grobstoffe entfernt werden können. Bei der Bemessung von Kläranlagen mit Nitrifikation sind die im Kapitel 2.2.1 erläuterten Kenngrößen Schlammalter bzw. Schlammbelastung von besonderer Bedeutung.

### 2.3 Besondere Eigenschaften der Regelstrecke Belebungsbecken

Die Regelstrecke Belebungsbecken hat einige bemerkenswerte systemtechnische Eigenschaften, die im Folgenden näher erläutert werden sollen. Für den Entwurf einer Regelung bzw. die Wahl einer Regelkreisstruktur ist die Berücksichtigung dieser Systemeigenschaften ebenso von Bedeutung, wie für die Interpretation bestimmter Vorgänge und Zusammenhänge in gemessenen Ganglinien.

Aus systemtechnischer Sicht ist das Belebungsbecken

- nichtlinear,
- zeitvariant und
- bezüglich der O<sub>2</sub>-Konzentration örtlich verteilt (in manchen Fällen auch bezüglich anderer Zustandsgrößen).

Diese Eigenschaften stellen grundsätzlich hohe Ansprüche an ein Regelungskonzept. Sie werden in der Praxis jedoch häufig vernachlässigt. Dies ist teilweise gerechtfertigt, jedoch liegt gerade in der Berücksichtigung dieser Besonderheiten ein Potenzial zur Leistungssteigerung von Kläranlagen durch (relativ preiswert zu realisierende) regelungstechnische Maßnahmen.

#### 2.3.1 Einfaches mathematisches Modell des Belebungsbeckens für den Substratabbau

Betrachtet man das BB als einen kontinuierlich mit Abwasser durchmischten Rührkesselreaktor lässt sich die Kinetik der Abwasserreinigungsprozesse näherungsweise durch Massenbilanzen beschreiben /Köhn98/.

Heterotrophe Mikroorganismen:

$$V_{BB} \cdot \dot{X}_{HBB}(t) = Q_{ZU}(t) \cdot [X_{HZU}(t) - X_{HBB}(t)] + V_{BB} \cdot (\mu_H(S_{SBB}, S_{OBB}) - b_H) \cdot X_{HBB}(t) \quad (2.9)$$

$$\text{mit } \mu_H(S_{SBB}, S_{OBB}) = \hat{\mu}_H \cdot \frac{S_{SBB}(t)}{S_{SBB}(t) + k_S} \cdot \frac{S_{OBB}(t)}{S_{OBB}(t) + k_O} \quad (\text{Monod-Kinetik}) \quad (2.10)$$

und  $b_H = konst.$

Substrat:

$$V_{BB} \cdot \dot{S}_{SBB}(t) = Q_{ZU}(t) \cdot [S_{SZU}(t) - S_{SBB}(t)] - \frac{V_{BB}}{Y_H} \cdot \mu_H(S_{SBB}, S_{OBB}) \quad (2.11)$$

Sauerstoff:

$$V_{BB} \cdot \dot{S}_{OBB}(t) = Q_{ZU}(t) \cdot [S_{OZU}(t) - S_{OBB}(t)] + \left(1 - \frac{S_{OBB}(t)}{S_{OBBsätt}}\right) \cdot u_{OBB}(t) \cdot V_{BB} - \mu_H(S_{SBB}, S_{OBB}) \cdot \frac{1 - Y_H}{Y_H} \cdot V_{BB} \quad (2.12)$$

In den Gleichungen (2.9) bis (2.12) werden Konzentrationen partikulärer (ungelöster) Stoffe generell mit  $X$ , gelöster mit  $S$  bezeichnet. Die Differenzialgleichung (2.9) beschreibt die Massenbilanz der heterotrophen Mikroorganismen im Belebungsbecken. Die zeitliche Änderung der Konzentration der heterotrophen Mikroorganismen im BB  $X_{HBB}(t)$  durch Verdünnung mit zulaufendem Mischwasser  $Q_{ZU}(t)$ , wird durch den ersten Term auf der rechten Seite repräsentiert. Die Konzentration heterotropher Mikroorganismen im Zulauf  $X_{HZU}(t)$  ist im Vergleich zu derjenigen im Belebungsbecken allerdings vernachlässigbar gering. Der zweite Term der rechten Seite von (2.9) modelliert die Konzentrationsänderungen durch Wachstum bzw. Absterben der Mikroorganismen. Die Sterberate der heterotrophen Mikroorganismen  $b_H$  wird als konstant angenommen. Die Wachstumsrate  $\mu_H$  ist eine Funktion der Substratkonzentration  $S_{SBB}(t)$  und Sauerstoffkonzentration  $S_{OBB}(t)$  im Belebungsbecken. Gleichung (2.10) beschreibt diesen Zusammenhang durch Monod-Kinetiken,  $\hat{\mu}_H$  ist die maximale Wachstumsgeschwindigkeit der heterotrophen Mikroorganismen,  $k_S$  und  $k_O$  sind die Wachstumskonstanten des Monod-Ansatzes.

Die Massenbilanz der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im BB (Substrat) nach Gleichung (2.11) besitzt die gleiche Struktur wie (2.9), jedoch ist hier die Substratzulaufkonzentration  $S_{SZU}(t)$  nicht vernachlässigbar klein und schwankt, gemäß dem üblichen Zulauf-tagesgang kommunaler Kläranlagen (vergleiche Bild 2.2), innerhalb eines Tages deutlich. Der Ertragskoeffizient  $Y_H$  beschreibt das Wachstum der heterotrophen Mikroorganismen bezogen auf den Substratabbau. In Gleichung (2.11) wird deutlich, dass leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen im BB nicht produziert, sondern nur abgebaut werden.<sup>12</sup>

<sup>12</sup> Strenggenommen stimmt dies nicht! Die Körpersubstanz abgestorbener Mikroorganismen wird über Zwischenschritte schließlich zu Substrat. Dieser Prozess wird in (2.11) nicht explizit berücksichtigt und ist ohnehin von untergeordneter Bedeutung, weil organischer Kohlenstoff hauptsächlich über den Zulauf zugeführt wird.

Das dynamische Verhalten der Sauerstoffkonzentration im BB wird durch Gleichung (2.12) modelliert. Der Sauerstoffeintrag  $u_{OBB}$  über Stellglieder wird durch eine temperatur- und druckabhängige Sättigungskonzentration von Sauerstoff in Belebtschlamm limitiert. Nach DIN 38408-23 gelten bei Temperaturen zwischen 10 und 20 °C für luftgesättigtes Wasser im Gleichgewicht mit wasserdampfgesättigter Luft (bei Normdruck 1013 hPa) O<sub>2</sub>-Sättigungskonzentrationen zwischen ca. 11 und 9 mg/l. Diese Eigenschaft wird durch die Multiplikation der Stellgröße mit einem Begrenzungsterm berücksichtigt. Die Sauerstoffeintragsrate  $u_{OBB} \geq 0$  ist eine nichtlineare Funktion, die bei mit Frequenzumrichtern ausgestatteten Oberflächenbelüftern<sup>13</sup> von der Kreiseldrehzahl bzw. der Umrichterfrequenz  $f_U$  abhängt:  $u_{OBB}(t) = F(f_U)$ . Diese Funktion bedarf einiger Erläuterungen, um die im Kapitel 2.3.2 gezeigten Sprungantworten interpretieren zu können: Im Fall der KA Netphen ist die Stellgröße am Reglerausgang ein analoges Stromsignal (4...20 mA), das über Frequenzumrichter die Kreiseldrehzahl kontinuierlich verändert. Die Frequenzumrichter sind mit Hochlaufgebern ausgestattet, die zwar nichtlineare Eigenschaften besitzen, welche jedoch von untergeordneter Bedeutung sind. Umrichterfrequenz und Kreiseldrehzahl werden als proportional angenommen.<sup>14</sup> Der wesentliche nichtlineare Zusammenhang liegt zwischen der Umrichterfrequenz  $f_U$  (bzw. der Kreiseldrehzahl) und der Sauerstoffeintragsrate  $u_{OBB}$ . Bei niedrigen Drehzahlen wirkt sich eine Änderung der Drehzahl deutlich geringer aus, als bei höheren. Der Kreisel benötigt grundsätzlich eine recht hohe Drehzahl um größere Luftmengen über die Oberfläche in den Belebtschlamm einzutragen. Bei den Kreiseln der KA Netphen findet ein deutlicher Eintrag erfahrungsgemäß erst ab einer Umrichterfrequenz von etwa 37 bis 39 Hz statt. Dies ist allerdings auch abhängig von der jeweiligen Sauerstoffzehrung der Mikroorganismen! Durch die sich ständig ändernde O<sub>2</sub>-Zehrung (modelliert durch den dritten Term der rechten Seite von (2.12)) und durch zeitvariante Einflüsse (siehe Kapitel 2.3.4) ist die experimentelle Ermittlung dieser Nichtlinearität in Form einer Kennlinie oder eines Kennfelds, letztlich mit dem Ziel ihrer Kompensation im Regelkreis, grundsätzlich sehr aufwändig und problematisch. Für die KA Netphen wurde sie deshalb nicht durchgeführt. Die Hersteller von Kreiselbelüftern geben jedoch derartige Kennlinien für den Sauerstoffeintrag in Reinwasser an. Dies ist für eine Kompensation im Regelkreis bei weitem nicht hinreichend.

Weiterhin beeinflusst die Kreiseldrehzahl zusätzlich die Transportvorgänge im BB. Auftretende Totzeiten (siehe Kapitel 2.3.2) sind somit abhängig von der Stellgröße (in den o.g. Glei-

---

<sup>13</sup> Wie im Fall der Kläranlage Netphen.

<sup>14</sup> Ein Reglerausgang von 4 mA entspricht einer Umrichterfrequenz von 15 Hz, 20 mA entsprechen 50 Hz.

chungen nicht berücksichtigt). Eine weitere Besonderheit ist die einseitige Wirkung des Stellvorgangs: Sauerstoff kann nur eingetragen werden, eine aktive Reduzierung der  $O_2$ -Konzentration durch Stellglieder ist nicht möglich. Dies wird durch die Einschränkung  $u_{OBB} \geq 0$  deutlich.

Das Activated Sludge Model (ASM) /HGGM87/ der International Water Association (IWA) ist ein umfangreiches und allgemein anerkanntes mathematisches Modell des Belebungsverfahrens. Es basiert (wie die oben gezeigten Differenzialgleichungen) auf Massenbilanzen und modelliert zusätzlich die Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge sowie den Phosphorabbau. Es dient als Basis für Softwarepakete zur Simulation von Kläranlagen (z.B. SIMBA<sup>®</sup> /SIMBA02/ oder KSIM /SchK96/).

### 2.3.2 Nichtlinearitäten

Im Folgenden soll der nichtlineare Einfluss des Substratangebots, des nichtlinearen Stellgliedes und seiner einseitigen Wirkung auf die  $O_2$ -Konzentration im BB anhand von Sprungantworten von der KA Netphen überprüft werden. Beide Kreisel (siehe Bild 2.11) wurden gleichzeitig und mit identischen Eingangsgrößen variiert (elektrisch gekoppelt).

Gemäß der im Bild 2.8 abgebildeten Sprungantworten ähnelt die Regelstrecke „Belebungsbecken“ einem Verzögerungsglied erster Ordnung mit Totzeit (P- $T_1$ - $T_0$ -Glied). Die Totzeit  $T_0$  beruht auf den Transportvorgängen zwischen Stellort und Messort. Im Bild 2.8 äußert sich die einseitige Wirkung der Stellglieder in unterschiedlichen Reaktionsgeschwindigkeiten bei sprunghafter Vergrößerung oder Verkleinerung der Stellgröße (Zeitkonstanten  $T_1$  und  $T_2$ ).  $T_1$  ist größer als  $T_2$ , weil das Stellglied gegen die Sauerstoffzehrung arbeiten muss.

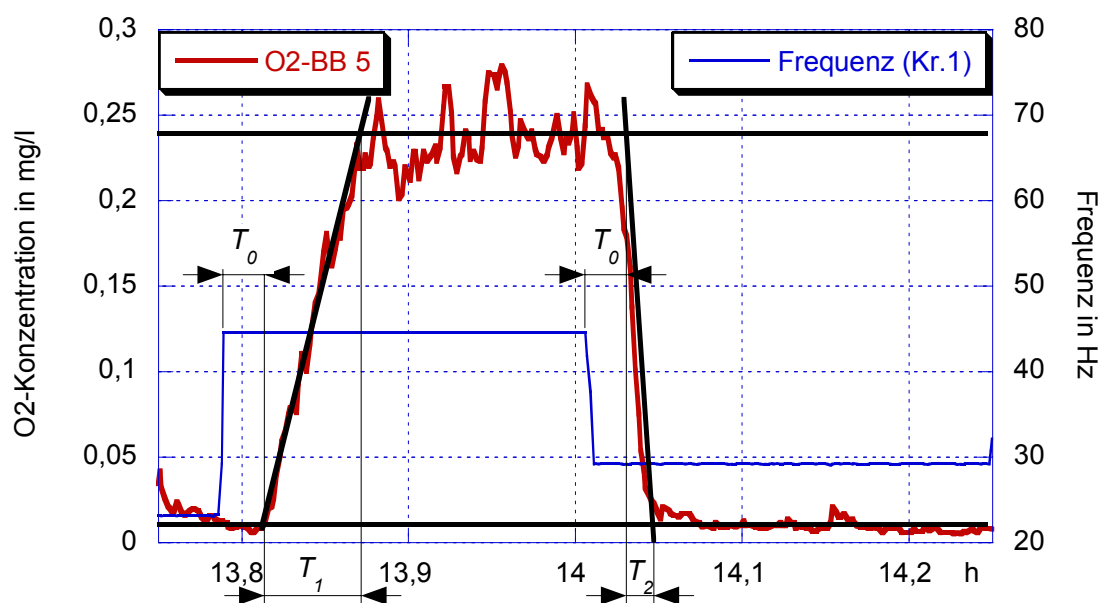


Bild 2.8: Nichtlinearität durch die einseitige Wirkung des Stellvorgangs (Sprungantworten, Messstelle 7)

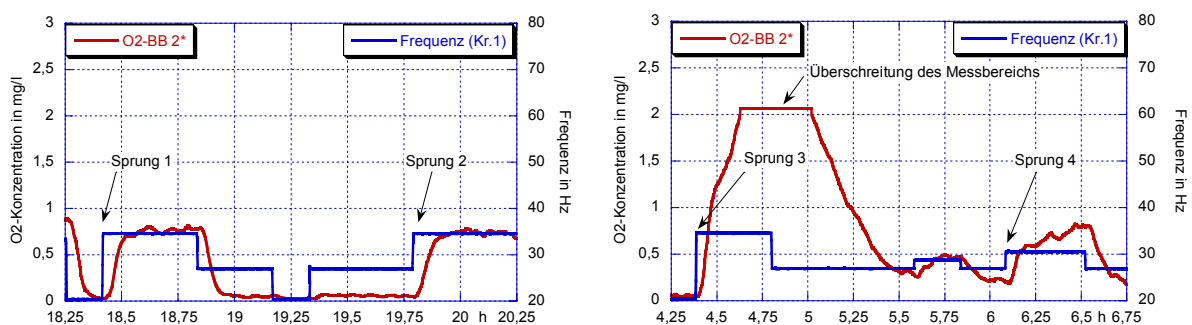
Eine weitere und für die Prozessregelung deutlich wichtigere Nichtlinearität ergibt sich aus dem Einfluss der Substratkonzentration  $S_{SBB}$  auf das Systemverhalten: Durch die multiplikative Verknüpfung der Sauerstoffkonzentration  $S_{OBB}$  und der Substratkonzentration  $S_{SBB}$  mit der Sauerstoffeintragsrate  $u_{OBB}$  (Gleichungen (2.10) und 2.(12)) gilt für die Streckenverstärkung:<sup>15</sup>

$$K_S \sim \frac{S_{OBB}}{u_{OBB}} \sim \frac{1}{S_{SBB}} \quad (2.13)$$

Hieraus ergibt sich:

- Die Streckenverstärkung  $K_S$  ist bei geringem Angebot an Substrat sehr groß.
- Steigt das Substratangebot fällt die Streckenverstärkung.

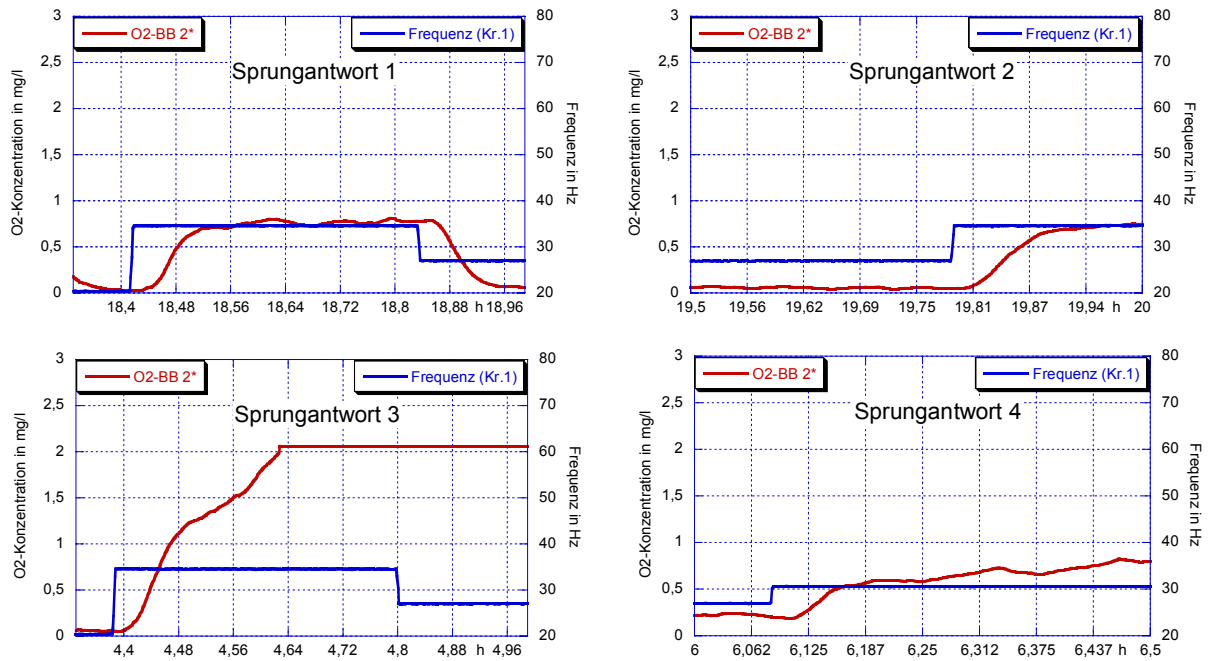
Um den nichtlinearen Einfluss der Substratkonzentration im BB zu untersuchen, wurden auf der KA Netphen am 18.04.01 zwischen 18<sup>15</sup> und 20<sup>15</sup> Uhr bzw. am 19.04.01 zwischen 4<sup>00</sup> und 6<sup>30</sup> Uhr Sprungantworten aufgenommen (Bild 2.9). Wegen des sich deutlich unterscheidenden Systemverhaltens mussten unterschiedliche Sprungverläufe gewählt werden.



**Bild 2.9:** Sprungantworten von der KA Netphen (links: vom 18.04.01 zwischen 18<sup>15</sup> und 20<sup>15</sup> Uhr; rechts: vom 19.04.01 zwischen 4<sup>00</sup> und 6<sup>30</sup> Uhr; beide an Messstelle 2\*)

$S_{SBB}$  wird hauptsächlich von der Zulauffracht (Schmutzfracht) beeinflusst. Zwischen 18<sup>15</sup> und 20<sup>15</sup> Uhr ist mit vergleichsweise stationären Zulaufbedingungen bei einer noch relativ hohen Schmutzbelastung zu rechnen, zwischen 4<sup>00</sup> und 6<sup>30</sup> Uhr wird die Anlage nur schwach belastet (vergleiche Bilder 2.2 und 2.3). Weil beide Testzyklen innerhalb von 12 Stunden durchgeführt wurden, ist davon auszugehen, dass sich relevante (äußere) Einflussgrößen (Temperatur, Zusammensetzung der Biozönose, ...) nicht signifikant geändert haben. Zur Analyse sind die interessantesten Sprungantworten (im Bild 2.9 markiert) im Bild 2.10 vergrößert dargestellt.

<sup>15</sup> Die maximale Wachstumsrate  $\hat{\mu}_H$  und der Ertragskoeffizient  $Y_H$  werden für diese Betrachtung als konstant angenommen.

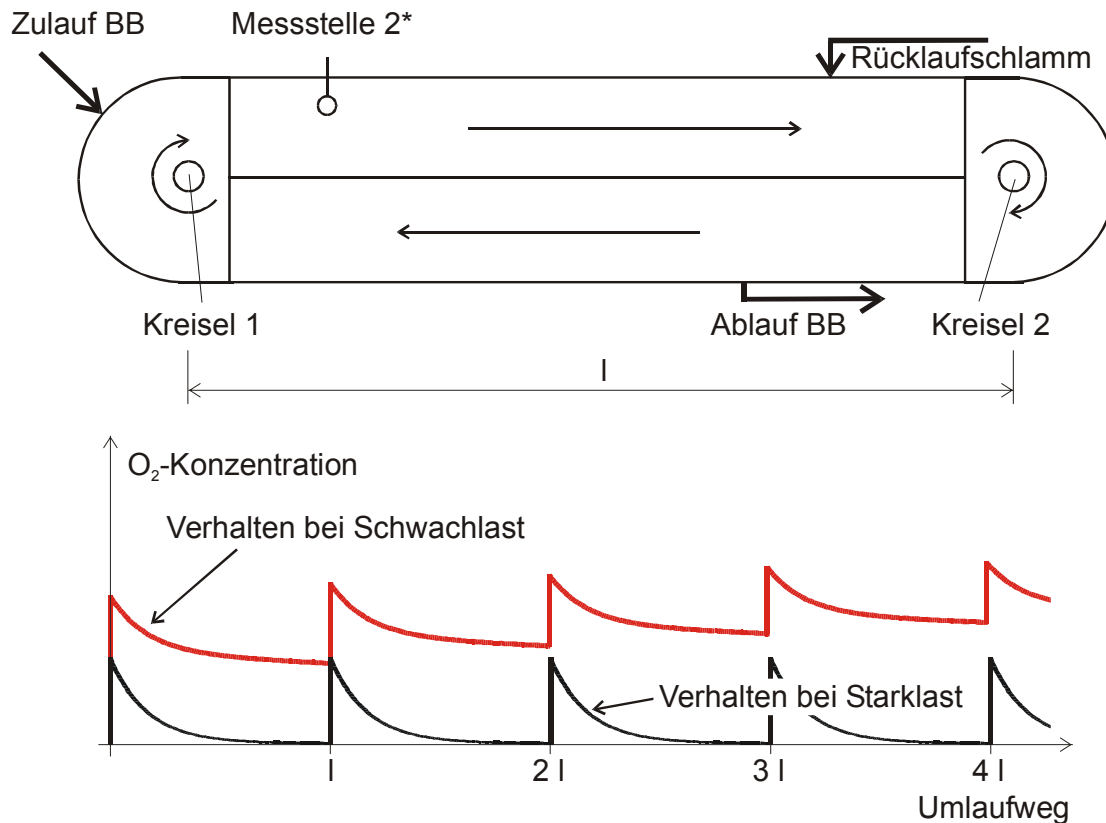


**Bild 2.10:** Nichtlinearität der Regelstrecke „Belebungsbecken“ (Sprungantworten zu verschiedenen Tageszeiten, Messstelle 2\*)

Die Sprungantworten 1 und 2 im Bild 2.10 zeigen eindeutig globales P-Verhalten (P-T<sub>1</sub>-T<sub>0</sub>-Glied). Wegen der sich unterscheidenden Eingangssprünge bei identischen stationären Werten der Sauerstoffkonzentration liegen hier unterschiedliche Streckenverstärkungen  $K_S$  vor. Die Ursache liegt in der Nichtlinearität der Stellglieder  $f_U$ , die sich insbesondere bei niedrigen Frequenzen bzw. Drehzahlen (wie hier gewählt) sehr deutlich auswirkt.

Die nichtlineare Wirkung unterschiedlicher Substratkonzentrationen  $S_{SBB}$  kann durch Vergleich der Sprungantworten 1 und 2 nicht nachgewiesen werden, was vermutlich daran liegt, dass sich diese während der beiden Tests nicht signifikant unterschieden. Deshalb wurden in der folgenden Nacht die Sprungantworten 3 und 4 aufgenommen. Hier lagen deutlich niedrigere Substratkonzentrationen im BB (bzw. im Zulauf zum BB, vergleiche Bild 2.2) vor.

Diese Sprungantworten zeigen eine bemerkenswerte Eigenschaft der Kläranlage Netphen, die einiger Erläuterung bedarf. Zunächst ist bei beiden Zeitverläufen scheinbar I-Verhalten zu erkennen. Dennoch muss auch hier globales P-Verhalten vorliegen, weil die O<sub>2</sub>-Konzentration im Belebtschlamm einer Sättigung unterliegt. Verglichen mit den Sprungantworten im Bild 2.9 ist jedoch eindeutig der nichtlineare Einfluss der Konzentration  $S_{SBB}$  festzustellen. Dennoch handelt es sich hierbei nicht ausschließlich um den in der Gleichung (2.13) beschriebenen Einfluss niedriger Substratkonzentrationen! Es zeigt sich vielmehr eine sehr spezielle Eigenschaft der Kläranlage Netphen, die mit Hilfe von Bild 2.11 erläutert werden soll.



**Bild 2.11:** Möglicher Verlauf der  $O_2$ -Konzentration im BB über dem Umlaufweg bei starker und bei schwacher Belastung

Bild 2.11 zeigt die Skizze des als Umlaufgraben ausgebauten Belebungsbeckens der KA Netphen<sup>16</sup>. Der Luftsauerstoffeintrag wird über zwei Kreisel an den Stirnseiten des Beckens vorgenommen. Der Zulauf befindet sich im Bereich eines der beiden Kreisel. Die Rücklaufschlammzufuhr und der Ablauf sind seitlich angeordnet. Der Belebtschlamm wird innerhalb dieses Beckens im Kreis geführt. Der Abstand zwischen den Kreiseln wird mit  $l$  bezeichnet.

Die Konzentrationsverläufe im Bild 2.11 zeigen mögliche örtliche Verteilungen der Sauerstoffkonzentration längs des Umlaufweges, der hier vereinfacht mit  $2l$  angenommen wird, für den folgenden Fall:

- Die Drehzahl beider Kreisel wird zum Zeitpunkt 0 sprunghaft auf einen Wert größer Null verändert und konstant gehalten (Sprung). Die  $O_2$ -Konzentration im BB zum Zeitpunkt 0 beträgt 0 mg/l. Letzteres ist für die folgenden Betrachtungen jedoch von untergeordneter Bedeutung.
- Alle Störgrößen und die Substratkonzentration im Belebungsbecken  $S_{SBB}$  werden als konstant angenommen.

<sup>16</sup> Eine detailliertere Erläuterung dieses Bauwerkes und seiner Funktionen findet sich im Kapitel 4.



Falls der Belebtschlamm im Umlaufgraben stark mit leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen belastet wird bzw. die Sauerstoffzehrung ausreichend groß ist, stellt sich das im Bild 2.11 schwarz skizzierte Verhalten ein: Zwischen den Kreiseln wird der Sauerstoff vollständig aufgezehrt, die  $O_2$ -Konzentration vor beiden Kreiseln beträgt 0 mg/l. Unter diesen Bedingungen liegen recht kleine Streckenverstärkungen vor (im Bild 2.10 in den Sprungantworten 1 und 2 zu erkennen). Der stationäre Wert der  $O_2$ -Konzentration liegt immer unterhalb der  $O_2$ -Sättigungskonzentration.<sup>17</sup>

Bei Schwachlast bedingt die geringe Konzentration an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen eine geringe Sauerstoffzehrung, was (bei ausreichendem Sauerstoffeintrag) dazu führen kann, dass vor den Kreiseln eine Restkonzentration an  $O_2$  im Belebtschlamm verbleibt. In einem solchen Fall zeigen Sprungantworten das im Bild 2.10 (Sprungantworten 3 und 4) erkennbare vermeintliche I-Verhalten. Unter den oben definierten Bedingungen steigt dann die  $O_2$ -Konzentration über der Zeit stetig an. Die eingetragene Sauerstoffmenge wird im System angereichert bzw. „aufintegriert“. Im Extremfall geht diese Aufsummierung bis zum Erreichen der  $O_2$ -Sättigungskonzentration. Nähert sich die  $O_2$ -Konzentration im BB ihrer Sättigung, werden die sprunghaften Änderungen im Bild 2.11 mit zunehmendem Umlaufweg (bzw. mit der Zeit) relativ zum vorhergehenden Sprung immer kleiner.

Die Ursache dieses Phänomens ist die Rückkopplung des Stoffstroms durch die Kreislauf-führung im Umlaufgraben. Die Ermittlung der Streckenparameter aus den Sprungantworten 3 und 4 war nicht möglich, weil der hier zu erwartende stationäre Wert (bzw. die  $O_2$ -Sättigungskonzentration) deutlich oberhalb des Messbereiches des Messgerätes lag. Eine Bestimmung ist wegen der nichtlinearen Charakteristik der Strecke jedoch ohnehin wenig sinnvoll. Es bleibt aber festzuhalten, dass unter bestimmten Umständen bei Schwachlast sehr große Streckenverstärkungen auftreten können.

Diese Eigenschaft der Regelstrecke hat ihre Ursachen nur zum Teil in der örtlichen Verteilung der Stellglieder bzw. im Ausmaß ihrer örtlich verteilten Wirkung. Sie soll hier als Nicht-linearität bezeichnet werden<sup>18</sup>, weil sowohl die Größe des Stellsignals, als auch die Konzentration der zulaufenden leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen maßgebend sind!

---

<sup>17</sup> Der stationäre Wert sollte sich in allen Fällen deutlich unterhalb der Sättigungskonzentration einstellen.

<sup>18</sup> Die nichtlineare Ursache dieses Phänomens wird hier höher bewertet, als die örtlich verteilte. Deshalb wird es auch in diesem Kapitel beschrieben.

### 2.3.3 Örtliche Verteilung der Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken

Die  $O_2$ -Konzentration im BB ist nicht an allen Orten gleich (Bild 2.12), das System ist hinsichtlich des Sauerstoffgehalts örtlich verteilt /Köhn98/. Die örtliche Verteilung aller anderen Zustandsgrößen ist bei Kläranlagen mit Umlaufgräben wegen der guten Durchmischung zu vernachlässigen. Die regelungstechnischen Probleme, die sich aus der örtlich verteilten  $O_2$ -Konzentration ergeben, können durch Wahl eines sinnvollen Messortes teilweise entschärft werden. Der Messort ist so zu wählen, dass das dynamische Verhalten des gesamten Systems durch die Messung ausreichend erfasst wird. Bei Umlaufgräben ist darauf zu achten, dass sich (auch durch Vorgabe einer angemessenen  $O_2$ -Führungsgröße) ausreichend große Nitrifikations- und Denitrifikationszonen einstellen. Grundsätzlich ist es bei örtlich verteilten Systemen sinnvoll und oft sogar notwendig, die (örtlich verteilten) Zustandsgrößen an mehreren geeignet ausgewählten Stellen zu messen /Kunz95/.

Örtliche Einflüsse auf die  $O_2$ -Konzentration im Belebungsbecken der KA Netphen entstehen durch:

- Den örtlich konzentrierten Sauerstoffeintrag über die Kreisel,
- die örtlich konzentrierte Zugabe des Rücklaufschlammes und
- die örtlich konzentrierte Zugabe der Schmutzstoffe über den Zulauf.

Um diese Systemeigenschaft zu verdeutlichen wurden Sprungantworten (zeitgleich) an mehreren Stellen im Belebungsbecken der KA Netphen aufgenommen (Bild 2.12). Hier handelt es sich um die gleiche Versuchsreihe, die schon im Bild 2.9 (links) dargestellt ist.

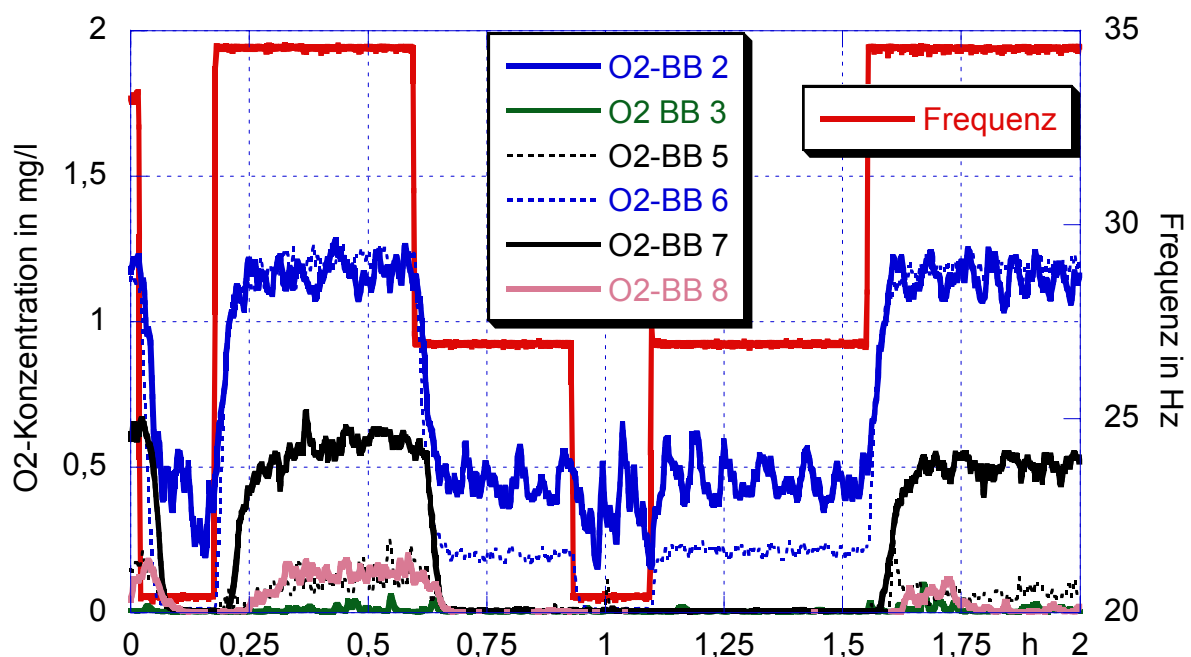
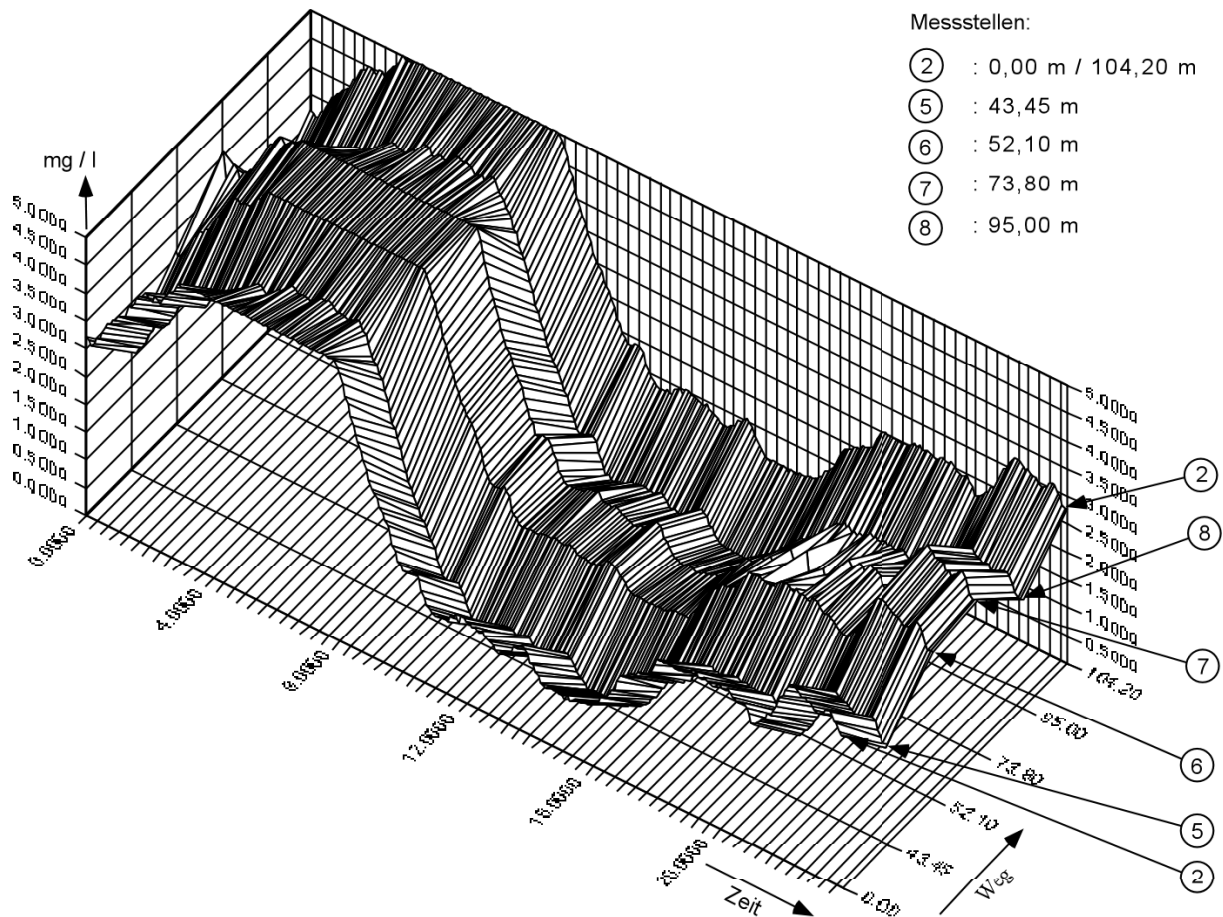


Bild 2.12: Beispielhafte Sprungantworten vom Belebungsbecken der KA Netphen



**Bild 2.13:** Beispielhafte örtliche und zeitliche Verteilung der  $O_2$ -Konzentration im BB der KA Netphen (vom 20.07.1994)

Bild 2.12 macht den Einfluss des Messortes auf die  $O_2$ -Konzentration im BB deutlich. Bedingt durch die Sauerstoffzehrung der Mikroorganismen sinkt die  $O_2$ -Konzentration mit größer werdender Distanz zu den Stellgliedern, was bereits im vorhergehenden Abschnitt erläutert wurde.

Bild 2.13 zeigt die  $O_2$ -Konzentrationen im Belebungsbecken der geregelten KA Netphen als Funktion der Zeit (von 0<sup>00</sup> bis 24<sup>00</sup> Uhr an einem ausgewählten Tag) und des Ortes (beginnend bei Kreisel 1 dem Umlaufweg des Belebtschlammes im BB folgend; siehe Bild 2.11). Diese Graphik wurde aus fünf Online-Messungen verschiedener Messstellen (siehe Bild 4.2) erstellt. Zwischen den Messpunkten wurde linear interpoliert.

Die  $O_2$ -Konzentrationen an den Messstellen 2 und 6 (jeweils direkt hinter den Kreiseln) erreichen nach dem Sprung unterschiedliche stationäre Werte ( $\sim 0,4$  mg/l an Messstelle 1 und  $\sim 0,2$  mg/l an Messstelle 6 etwa zum Zeitpunkt 0,6 h). Dies weist auf den Einfluss des Rücklaufvolumenstroms hin, der im Bereich des Kreisels 2 für höhere TS-Konzentrationen sorgt, als an anderen Stellen im BB. Die durch die höhere Mikroorganismenkonzentration an dieser Stelle bedingte größere Sauerstoffzehrung wirkt sich somit im Messwert aus. Der örtlich et-

was höhere TS-Gehalt ist für die Reinigungsleistung einer Kläranlage üblicherweise von geringer Bedeutung und wird im Regelungskonzept nicht berücksichtigt.

Ein Einfluss des zulaufenden Mischwassers lässt sich anhand der Sprungantworten im Bild 2.12 nicht eindeutig belegen. Es ist jedoch einleuchtend, dass an dieser Stelle grundsätzlich die größten Konzentrationen an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im BB zu finden sind. Auch diese Eigenschaft ist (meist) nicht von prozessrelevanter Bedeutung. Jedoch ist zu beachten, dass sich durch das große Angebot an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Bereich des Zulaufes grundsätzlich ein Potenzial zur Verbesserung der Denitrifikationsvorgänge im BB ergibt.

Die im Bild 2.13 gezeigte örtliche und zeitliche Verteilung der  $O_2$ -Konzentration im BB der KA Netphen belegt einige Unzulänglichkeiten in der bis 1996 auf der KA Netphen eingesetzten Festwertregelung ( $O_2$ -Sollwert von 2 mg/l an Messstelle 7). So liegt die  $O_2$ -Konzentration während der Nachtstunden im gesamten BB auf sehr hohen Werten, weil die gewählten Stellglieder nicht in der Lage sind, ausreichend kleine Stellgrößen zu generieren. Die  $O_2$ -Konzentration zur Tagesmitte hingegen ist zu gering, hier sind die Stellglieder überlastet.

### 2.3.5 Zeitvarianz

Die Temperaturabhängigkeit der biologischen Vorgänge in der Belebtschlamm-Biozönose hat einen Einfluss auf die Sauerstoffzehrung. Bei niedrigen Abwassertemperaturen ist sie geringer als bei hohen Temperaturen. Diese Eigenschaft kann als Zeitvarianz bezeichnet werden. Sie äußert sich in einer saisonalen Beeinträchtigung der Reinigungsleistung der Kläranlage und des Verhaltens des geregelten Systems. Durch die grundsätzlich geringere  $O_2$ -Zehrung bei niedrigen Temperaturen tritt die oben beschriebene Problematik der unter bestimmten Bedingungen sehr großen Streckenverstärkung bevorzugt im Winter auf. In der Regelungsstrategie können derartige Besonderheiten z.B. durch Parameter-Scheduling berücksichtigt werden (siehe Kapitel 7).

Der zeitvariante Einfluss der Abwassertemperatur auf die Reinigungsleistung ist zwar von Bedeutung, in der Prozessführung jedoch prinzipiell eher unproblematisch. Er wird meist manuell vom Bedienungspersonal durch Verändern des Sauerstoffsollwertes oder durch Zuschalten von Nitrifikationsbecken bei schlechter Nitrifikationsleistung kompensiert.

## 2.4 Regelungsaufgaben und -ziele bei Kläranlagen mit Umlaufgraben

Die Ortsabhängigkeit der Zustandsgröße „O<sub>2</sub>-Konzentration“ stellt regelungstechnisch bei Kläranlagen generell kein relevantes Problem dar. Durch sinnvolle Wahl des Messortes muss darauf geachtet werden, dass die dynamischen Eigenschaften der Regelstrecke ausreichend erfasst werden. Zur gezielten Beeinflussung der Nitrifikation und Denitrifikation muss die O<sub>2</sub>-Führungsgröße unter Berücksichtigung des Messortes angemessen gewählt werden.

Die nichtlinearen Streckeneigenschaften hingegen machen deutlich, dass der klassische Reglerentwurf für lineare Systeme (z.B. basierend auf einer Sprungantwort) für die Sauerstoffregelung nicht ohne Weiteres möglich ist! Eine häufige Systemidentifikation wäre nötig, um die veränderlichen Streckenparameter zu erfassen und einen jederzeit angemessenen linearen Regler zu entwerfen. Hinzu kommt, dass sich die Streckeneigenschaften nicht nur kurzfristig ändern, sondern auch einer jahreszeitlichen (zeitvarianten) Beeinflussung über die Temperatur des Belebtschlammes unterliegen.

Ein weiteres Problem ergibt sich bei Kläranlagen mit Kreislaufbelüftung: Diese Stellglieder beeinflussen die Umlaufgeschwindigkeit des Belebtschlammes im BB. Wie bereits erläutert, ändert sich die Totzeit zwischen Stellort und Messort; auch dadurch wird eine (wie auch immer zu definierende) „optimale“ Reglereinstellung erschwert.

### 2.4.1 Mögliche Regler und Regelkreisstrukturen

Trotz des stark nichtlinearen Charakters der Regelstrecke werden in der Praxis meist lineare PID-Regler eingesetzt. Bei kleineren Kläranlagen sind sogar schaltende Regler häufig /ATV95/ (Zwei- oder Mehrpunktregler mit Hysterese). Üblicherweise werden die Regler mit konstanten Parametern ausgelegt, obwohl die Regelung den unterschiedlichsten Anforderungen gerecht werden müssen. Das dieses Ziel mit den in der Praxis gewählten Reglern häufig nicht erreicht werden kann, ist angesichts der aus regelungstechnischer Sicht anspruchsvollen Streckeneigenschaften auch wenig verwunderlich. Die besonderen Eigenschaften dieser Regelstrecken erfordern somit grundsätzlich besondere Regelungsstrategien!

Weil die eigentlich interessierenden Regelgrößen NH<sub>4</sub>-N- und N<sub>ges</sub>-Konzentrationen nur indirekt (im Wesentlichen und fast ausschließlich) über die ebenfalls zu regelnde Sauerstoffkonzentration im BB beeinflusst werden kann, ist der Einsatz einer Kaskadenregelung naheliegend. Im überlagerten Regelkreis wird unter Berücksichtigung einer Messgröße eine sinnvolle Führungsgröße für den unterlagerten Sauerstoffregelkreis vorgegeben. Bild 2.15 zeigt eine solche Kaskadenregelung als Blockschaltbild.

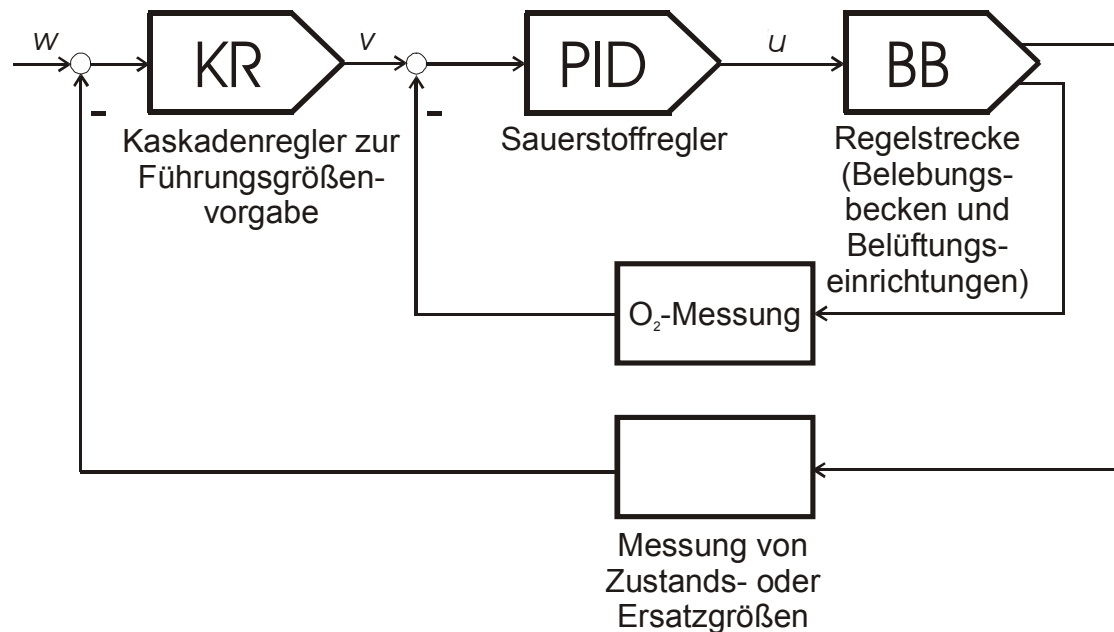


Bild 2.15: Kaskadenregelung eines Belebungsbeckens

Der Regler im überlagerten Regelkreis kann eine beliebige Struktur besitzen. Prädiktive, adaptive, strukturumschaltbare, modellgestützte Regler oder Fuzzy-Regler sind ebenso denkbar wie PID-Regler. Für die Führungsgrößenvorgabe müssen nicht unbedingt eine (oder mehrere) Zustandsgrößen direkt verwendet werden, auch die Berücksichtigung von Ersatzgrößen ist möglich (siehe Kapitel 6). Die zeitvarianten Eigenschaften und die allein über die Tageszeit sehr gut zu erfassenden Auswirkungen der nichtlinearen Eigenschaften, machen den Einsatz eines Parameter-Scheduling für den Sauerstoffregler im unterlagerten Regelkreis sehr interessant. Im Kapitel 7 wird ein Lösungsansatz vorgestellt. Weiterhin sei bereits hier angemerkt, dass Vorsteuerungen oder Störgrößenaufschaltungen vielversprechende Ansätze bieten.

Auf kleineren oder mittelgroßen Kläranlagen wird die Führungsgröße für die Sauerstoffkonzentration im BB (im Folgenden  $O_2$ -Führungsgröße genannt) meist fest vorgegeben. Im Fall der KA Netphen war eine konstante Führungsgröße (Sollwert) von 2,0 mg/l üblich. Somit reduziert sich die im Bild 2.15 abgebildete Kaskadenregelung auf den unterlagerten Regelkreis (Standardregelkreis).

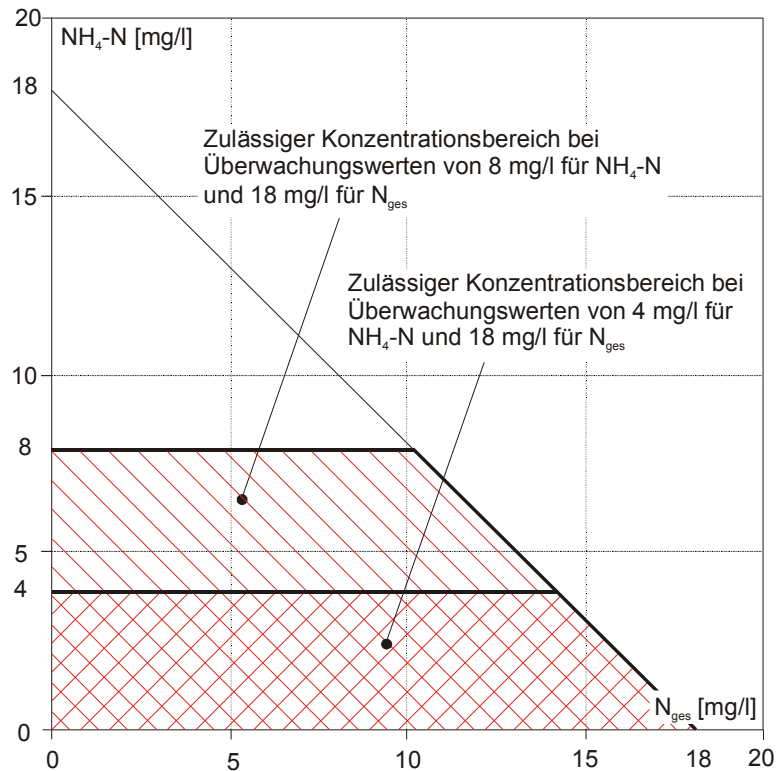
#### 2.4.2 Ziel der Sauerstoffregelung

Das vorrangige Ziel der Sauerstoffregelung bei nitrifizierenden und denitrifizierenden Kläranlagen mit Umlaufgraben ist die Schaffung von Bedingungen im BB, welche die Stickstoffeliminierung durch Nitrifikation und Denitrifikation ermöglichen. Bautechnisch wird dies durch eine ausreichend große Umlauflänge realisiert, so dass aerobe und anoxische Zonen

entstehen, die eine simultane Denitrifikation ermöglichen. Im Fall einer Belüftung mit Kreiseln ist zu beachten, dass sich die (in Abhängigkeit der Stellgröße „Kreiselfrequenz“) veränderliche Umlaufgeschwindigkeit auf die Größe der Nitrifikations- und Denitrifikationsbereiche auswirken kann (näheres im Kapitel 6.1).

Der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen ist regelungstechnisch von geringer Bedeutung, weil alle nitrifizierenden Kläranlagen wegen des benötigten hohen Schlammalters über eine ausreichend große Population an heterotrophen Mikroorganismen verfügen. Unter regulären Bedingungen kann davon ausgegangen werden, dass der Kohlenstoffabbau jederzeit ausreichend ist. Aus diesem Grund beziehen sich die im Weiteren vorgestellten Regelungskonzepte ausschließlich auf eine Verbesserung der Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge, der Kohlenstoffabbau wird nicht explizit berücksichtigt.

Geeignete Steuerungs- und Regelungsstrategien müssen dafür sorgen, dass die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und der  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswerte in allen Betriebszuständen eingehalten werden und gleichzeitig die Betriebskosten (z.B. für die Belüftung des BB) minimiert werden /Köhn96/, /Köhn98/. Dies ist eine keineswegs einfache regelungstechnische Aufgabe, weil kein direkter Stelleneingriff auf die Stickstoffkomponenten möglich ist, sondern nur indirekt über die Sauerstoffzufuhr auf die aeroben und anoxischen Milieubedingungen der an der Nitrifikation und Denitrifikation beteiligten Mikroorganismen eingewirkt werden kann /Hoen97/. Eine hohe Sauerstoffkonzentration im BB führt zwar zu weitgehender Nitrifikation und somit zu geringen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen, es besteht jedoch prinzipiell die Gefahr der Überschreitung des  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswertes, weil unter Umständen nicht ausreichend denitrifiziert werden kann. Umgekehrt besteht die Gefahr einer Überschreitung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswertes bei zu geringen Sauerstoffgehalten. Für die Einhaltung der Überwachungswerte ist entscheidend, dass eine angemessene  $\text{O}_2$ -Konzentration im BB vorgegeben und durch die Prozessregelung auch eingehalten wird. Zur Verdeutlichung der regelungstechnischen Aufgabenstellung zeigt Bild 2.16 die Regelgrößen  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Konzentration in einer Zustandsebene.



**Bild 2.16:** Zulässiger Bereich der Stickstoff-Ablaufkonzentrationen

Nur bestimmte Bereiche der Zustandsebene sind zulässig wenn die vorgegebenen Reinigungsziele für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Ablaufkonzentrationen erreicht werden sollen. Die Regelung muss keine festen Arbeitspunkte einhalten oder ein vorgegebenes  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{N}_{\text{ges}}$ -Verhältnis gewährleisten, sondern lediglich dafür sorgen, dass die zulässigen Bereiche nicht verlassen werden. Gewisse Abschnitte des zulässigen Bereichs sind aus wirtschaftlichen und verfahrenstechnischen Gründen nicht zu erreichen. So ist eine vollständige Nitrifikation ( $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration = 0 mg/l) und eine gleichzeitige vollständige Denitrifikation ( $\text{N}_{\text{ges}}$ -Konzentration = 0 mg/l) mit kommunalen Kläranlagen (vernünftiger Größe) nicht realisierbar. Aus ökonomischen Gesichtspunkten ist es sinnvoll, den Abwasserreinigungsprozess so zu führen, dass sich die Tagesspitze der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration knapp unterhalb ihres Überwachungswertes einstellt. Hierdurch lassen sich Energiekosten für die Belüftung des Belebungsbeckens reduzieren. Andererseits ist der Betreiber einer Kläranlage stets bemüht, den Prozess so zu führen, dass ausreichende Sicherheiten vorhanden sind, falls eine unerwartete Belastungsspitze im Zulauf der Anlage auftritt. Für den Regelungsentwurf ist ein Kompromiss zwischen diesen sich widersprechenden Zielen zu finden.

Weil kein fester Arbeitspunkt eingehalten werden muss und aus Gründen der Störgrößencharakteristik sowie der grundsätzlich begrenzten Reinigungskapazität einer Kläranlage (siehe Kapitel 2.2.2) nicht eingehalten werden kann, ist eine Kaskadenregelung mit Vorgabe eines



festen Sollwertes für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und/oder  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Konzentration nicht sinnvoll. Die zweischleifige Struktur der Kaskadenregelung bietet jedoch Vorteile und wurde deshalb für die in den Kapiteln 6 und 7 vorgestellten Feldversuche grundsätzlich beibehalten.

#### 2.4.3 Auswirkungen der besonderen Streckeneigenschaften im geregelten System

Die Auswirkungen der im Kapitel 2.3.2 ausführlich erläuterten Besonderheiten der Regelstrecke bei Schwachlast und einer Regelung der  $\text{O}_2$ -Konzentration im BB mit PID-Regler (mit konstanten Parametern) soll im Folgenden deutlich gemacht werden.

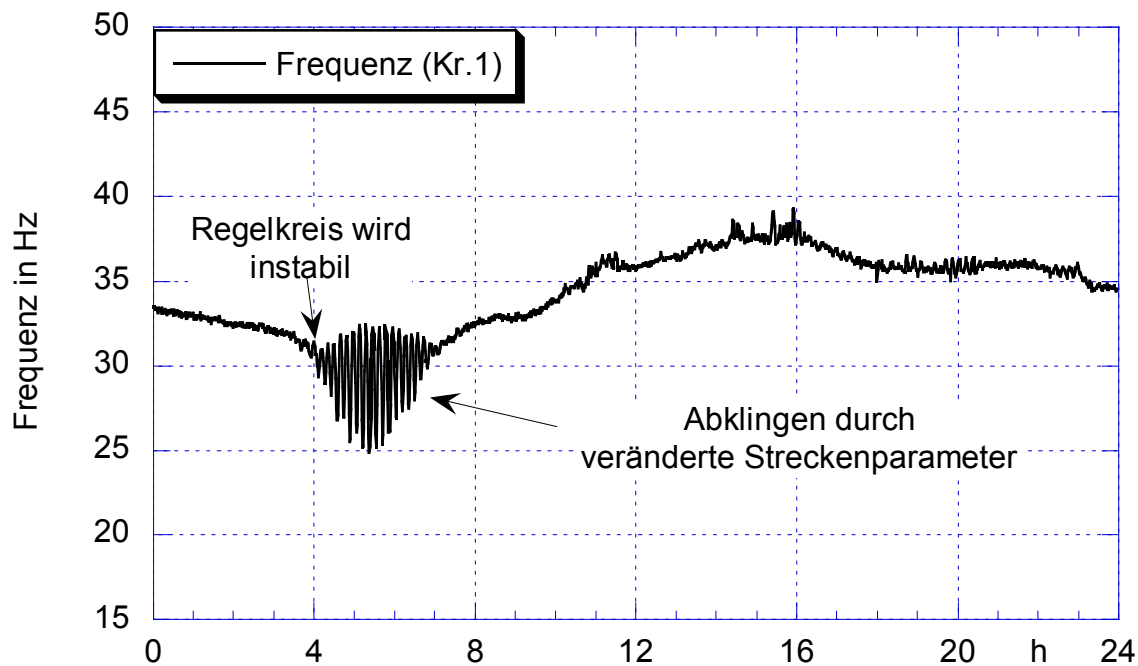


Bild 2.17: Oszillierender Verlauf der Stellgröße in Schwachlastphasen

Bild 2.17 zeigt den Stellgrößenverlauf (Frequenz der Kreisel) in einem Tagesgang. Die KA Netphen wurde zu diesem Zeitpunkt mit dem Symbio<sup>®</sup>-Verfahren betrieben (siehe Kapitel 6.1). Vorrübergehend wurde der Regelkreis instabil, stabilisierte sich jedoch wieder. Die Ursache liegt in der in diesem Zeitraum auftretenden und durch Schwachlast bedingten großen Streckenverstärkung durch geringe  $\text{O}_2$ -Zehrung. Erst bei größer werdender Zehrung (bedingt durch eine Vergrößerung des Angebots an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen über den Zulauf) stabilisiert sich der Regelkreis wieder.

Obwohl, gerade für den Regelungstechniker, äußerst unbefriedigend, hat dieses Verhalten keine negativen Auswirkungen auf die Reinigungsleistung einer Kläranlage und ist bei linearem Regler mit konstanten Parametern kaum zu vermeiden. Weil die Reglerparameter des Sauerstoffreglers sinnvoller Weise für das Systemverhalten bei hoher Belastung entworfen werden, ist diese gelegentliche Instabilität in Schwachlastphasen hinzunehmen. Unter lang-

fristigen Gesichtspunkten ist jedoch die negative Wirkung dieser temporären Instabilität auf die Stellglieder zu beachten. Durch die häufigen Drehzahländerungen der Kreisel ist ein höherer Verschleiß zu erwarten.

Bei derartigen Regelungen tritt ein weiteres Problem auf: Für den morgendlichen Schmutzstoß (bedingt vorübergehend eine sehr kleine Streckenverstärkung) ist die Regelung nicht angemessen entworfen; sie reagiert „zu langsam“. Bild 2.18 zeigt, dass dann eine große Regelabweichung auftreten kann.

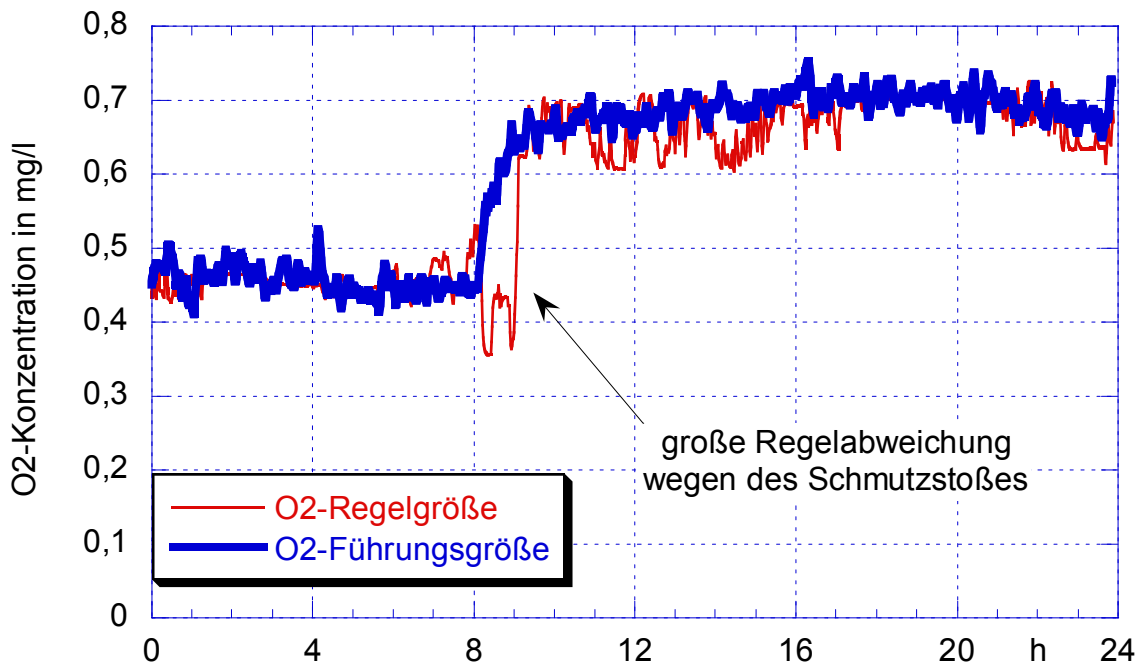


Bild 2.18: Große Regelabweichungen bei Auftreten des morgendlichen Schmutzstoßes

Durch die zu niedrigen  $O_2$ -Konzentrationen im BB wird insbesondere die Nitrifikationsleistung (zum Teil sehr deutlich) verschlechtert! Für ausreichend bemessene Kläranlagen sind die oben beschriebenen Probleme bezüglich der Einhaltung der Überwachungswerte generell von untergeordneter Bedeutung. Für überlastete Kläranlagen (wie die KA Netphen) ergibt sich gerade durch die Behebung dieser regelungstechnischer Unzulänglichkeiten ein großes Potenzial zur Leistungssteigerung von Kläranlagen.

## 2.5 Eine Besonderheit des biologischen Stickstoffabbaus

Ein weiterer wichtiger Aspekt für den Entwurf des Regelkreises resultiert aus einer Besonderheit der Stickstoffelimination, die (obwohl aus den Reaktionsgleichungen (2.2) bis (2.4) ersichtlich) hier explizit genannt werden soll:

Der dem BB aus dem Kanal zufließende Schadstoff Ammonium wird zunächst durch Nitrifikation zu Nitrat. Nitrat ist jedoch selbst ein Schadstoff, der über die Denitrifikation in unschädlichen molekularen Stickstoff umgewandelt wird. Diese Vorgänge haben bei kommunalen Kläranlagen zudem eine deutlich tageszeitliche Ausprägung, die ein gewisses Potenzial zur regelungstechnischen Leistungssteigerung birgt.

Prinzipiell ist eine explizite Betrachtung dieser Vorgänge als Hauptreaktion (Nitrifikation) mit Folgereaktion (Denitrifikation) aus systemtechnischer Sicht bzw. für die Entwicklung einer Regelungsstrategie äußerst interessant. Eine Berücksichtigung dieses verfahrenstechnischen Zusammenhangs und der typischen Tagescharakteristik der Störgröße „Ammoniumstickstoff“ sowie der gegebenen Beschränkungen durch die entsprechenden Überwachungswerte führt zur Forderung einer weitgehenden Nitrifikation zum Zeitpunkt hoher  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Zulauf der Kläranlage und einer anschließenden möglichst weitgehenden Denitrifikation des entstandenen Nitrats (wobei jedoch die Nitrifikation der in diesen Zeiträumen zulaufenden Ammoniumstickstofffrachten nicht zu sehr vernachlässigt werden darf). Im Kapitel 7.1 wird dieser Zusammenhang aufgegriffen und im Folgenden ein adäquates Regelungskonzept vorgestellt.

### 3 Leistungssteigerung von Kläranlagen durch den Einsatz von Lamellenabscheidern

Die Masse  $m_{TS}$  der Mikroorganismen im Belebungsbecken einer Kläranlage lässt sich durch das Produkt aus Trockensubstanzgehalt im BB  $TS_{BB}$  und dem Volumen des Belebungsbeckens  $V_{BB}$  beschreiben. Wegen mineralischer Anteile im TS-Gehalt entspricht dieser zwar nicht exakt der Mikroorganismenkonzentration<sup>19</sup>, jedoch können im Rahmen der auf Kläranlagen üblichen Trockensubstanzgehalte beide Größen als proportional angenommen werden.

$$m_{TS} \sim TS_{BB} \cdot V_{BB} \quad (3.1)$$

Die Leistungssteigerung einer Kläranlage ist durch die Vergrößerung der an den Reinigungsvorgängen beteiligten Mikroorganismenmasse möglich. Nach Gleichung (3.1) ist sie durch Erhöhung des TS-Gehaltes im BB oder durch Volumenvergrößerung des Belebungsbeckens erreichbar. Letztere ist nur durch rein bautechnische Maßnahmen realisierbar und soll in dieser Arbeit nicht behandelt werden. Sie verursacht vergleichsweise hohe Kosten, ist zeitaufwändig und beeinträchtigt den Anlagenbetrieb unter Umständen stark. Eine Vergrößerung des Beckenvolumens kann auch aus Platzgründen problematisch sein.

#### 3.1 Leistungssteigerung durch Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes im Belebungsbecken

Zur Abtrennung der Belebtschlammflocken vom gereinigten Abwasser werden die Nachklärbecken von Kläranlagen so ausgelegt, dass sie bei einem maximal möglichen Durchfluss und einem maximal erlaubten TS-Gehalt des zufließenden Belebtschlammes eine fast vollständige Abscheidung gewährleisten. Hierbei ist auch das Absetzverhalten des belebten Schlammes von Bedeutung (siehe Kapitel 3.2.7).

Bei der üblichen Gestaltung von Kläranlagen bilden Belebungsbecken und Nachklärung verfahrenstechnisch eine Einheit, d.h. der das BB verlassende Belebtschlamm ist mit dem der Nachklärung zufließenden Belebtschlamm in Quantität und Qualität identisch. Somit beschränkt das Sedimentationsvermögen der Nachklärung den maximal erlaubten TS-Gehalt im Belebungsbecken und begrenzt dadurch die Reinigungskapazität einer Anlage. Ohne zusätzliche Maßnahmen führt die, im Grunde einfach zu realisierende, Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes im BB<sup>20</sup> zwangsläufig zu einer Überlastung der Nachklärung.

<sup>19</sup> Im Gegensatz zur Mikroorganismenkonzentration ist der TS-Gehalt online messbar und wird deshalb als Ersatzgröße eingeführt.

<sup>20</sup> Die Steigerung des TS-Gehaltes im BB ist durch zeitweiliges Unterlassen des Schlammabzuges realisierbar.

Ansätze zur Vermeidung der Überlastung einer Nachklärung können sein.<sup>21</sup>

- Verbesserung der Sedimentationsleistung der Nachklärung durch bauliche Maßnahmen (z.B. Veränderung der Einlaufbauwerke, Vergrößerung der Nachklärung).
- Prozesssichere und dauerhafte Verbesserung des Absetzverhaltens des Belebtschlammes durch Einsatz von Flockungshilfsmitteln. Ansätze dieser Art finden sich bei /Kosu01/ und /Marx00/. Sie zielen jedoch nicht explizit auf eine Leistungssteigerung der Reinigungsleistung. In erster Linie werden die Flockungshilfsmittel mit dem Ziel der Vermeidung von Schlammabtrieb eingesetzt.
- Verbesserung der Strömungsverhältnisse in der Nachklärung zur Steigerung der Abscheideleistung. Beispielsweise durch:
  - Einsatz von Kreuzstromlamellenabscheidern (siehe Kapitel 3.3.1) im Zulaufbereich der Nachklärung /BuBo97/,
  - Einsatz von Lamellenabscheidern im Ablauf der Nachklärung /GüRo94/, /ThDa99/.
- Vermeidung einer Überlastung der Nachklärung durch Rückhalt eines Teils der Belebtschlammflocken bereits im Belebungsbecken durch den Einsatz von Lamellenabscheidern im Belebungsbecken.

Der zuletzt genannte Ansatz soll in dieser Arbeit ausführlich behandelt werden. Er bietet die Möglichkeit einer Leistungssteigerung der Kläranlage ohne größere bauliche Maßnahmen oder den Einsatz von Chemikalien. Zudem zeichnet er sich durch vergleichsweise geringe Investitions- und Betriebskosten sowie eine hohe Betriebssicherheit aus. Er basiert auf einer teilweisen Feststoffabscheidung durch Sedimentation in den Lamellenabscheidern.

### 3.2 Feststoffabscheidung durch Sedimentation

Allgemein lässt sich Sedimentation als der Vorgang des Absetzens der festen Phase in einem Fluid aus Feststoffen und Flüssigkeiten oder Gasen in einem Schwere- oder Zentrifugalfeld definieren. Im Folgenden soll mit diesem Begriff die durch Schwerkraft bedingte Abwärtsbewegung eines ungelösten Stoffes in einem ruhenden oder fließenden flüssigen Medium bezeichnet werden.

In vielen verfahrenstechnischen Prozessen wird Sedimentation gezielt zur Phasentrennung genutzt. Absetzbecken, Nachklärbecken oder die noch vorzustellenden Lamellenabscheider

---

<sup>21</sup> Kombinationen der genannten Ansätze können ebenfalls sinnvoll sein.

(LA) werden so ausgelegt, dass die Feststoffe einer Suspension durch Sedimentation in einem gewünschten Maße abgetrennt werden können.

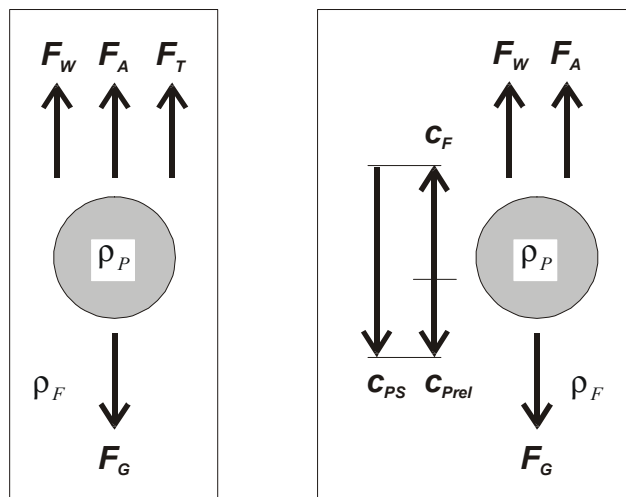
Sedimentiert ein Partikel in einer Flüssigkeit, so bewegt er sich abwärts, bis er den Boden des Sedimentationsbauwerkes erreicht hat. Er gilt dann als abgeschieden. In verfahrenstechnischen Prozessen sorgen geeignete Einrichtungen für den Abtransport der abgeschiedenen Feststoffe.

### 3.2.1 Kräfte am sedimentierenden Partikel und stationäre Sinkgeschwindigkeit

Für Partikel in einem Fluid gilt allgemein die Impulsbilanz:

$$\frac{dI}{dt} = \Sigma F_i \quad (3.2)$$

Bild 3.1 zeigt die an einem angeströmten sedimentierenden Partikel angreifenden äußeren Kräfte  $F_i$  und die Geschwindigkeiten für den stationären Zustand (d.h. bei Erreichen der konstanten Sinkgeschwindigkeit).



**Bild 3.1:** Kräfte am angeströmten sedimentierenden Partikel (links), Kräfte und Geschwindigkeiten am angeströmten sedimentierenden Partikel im stationären Fall (rechts)

Die folgenden Kräfte treten auf:

Widerstandskraft: 
$$F_W = \zeta \cdot \rho_F \cdot A \cdot \frac{c^2}{2} \quad (3.3)$$

Auftrieb: 
$$F_A = V \cdot \rho_F \cdot g \quad (3.4)$$

Trägheitskraft: 
$$F_T = V \cdot (\rho_P + \alpha \cdot \rho_F) \frac{dc}{dt} \quad (3.5)$$

Gewichtskraft: 
$$F_G = V \cdot \rho_P \cdot g \quad (3.6)$$

Der Widerstandsbeiwert  $\zeta$  in Gleichung (3.3) hängt von der Form und Oberfläche des Partikels sowie der Reynoldszahl ab (siehe Kapitel 3.2.5). Durch den Term  $V \cdot \alpha \cdot \rho_F \frac{dc}{dt}$  in Gleichung (3.5) wird der Anteil der Trägheitskraft berücksichtigt, der durch die den Partikel umgebende, mitbeschleunigte Flüssigkeit erzeugt wird /BuBo97/.

Im stationären Fall wird die Trägheitskraft  $F_T = 0$ . Eine rein stationäre Betrachtung ist zulässig, weil in einer Flüssigkeit ein sedimentierender Partikel sehr schnell 99 % seiner stationären Sinkgeschwindigkeit erreicht /BuBo97/. Somit vereinfacht sich die Kräftebilanz zu:

$$F_G - F_W - F_A = 0 \quad (3.7)$$

Die relative stationäre Sinkgeschwindigkeit  $c_{Prel}$  errechnet sich aus der Differenz der Sinkgeschwindigkeit des Partikels  $c_{PS}$  und der Strömungsgeschwindigkeit des Fluids  $c_F$ :

$$c_{Prel} = c_{PS} - c_F \quad (3.8)$$

Die relative stationäre Sinkgeschwindigkeit  $c_{Prel}$  eines kugelförmigen Partikels berechnet sich aus der Kräftebilanz (3.7) zu:

$$c_{Prel} = \sqrt{\frac{4 \cdot d \cdot g \cdot (\rho_P - \rho_F)}{3 \cdot \zeta \cdot \rho_F}} \quad (3.9)$$

### 3.2.2 Sinkgeschwindigkeit und Absetzfläche

In der praktischen Anwendung hat sich gezeigt, dass insbesondere große Sedimentationsflächen und turbulenzarme Strömungsverhältnisse (siehe Kapitel 3.2.3) die Absetzwirkung begünstigen /Bill79/. Der Absetzvorgang körniger Teilchen ist nach der vereinfachenden Theorie von Hazen allein von der Sedimentationsfläche  $A_{Sed}$  abhängig /Bill79/.

Bei bekannter stationärer Sinkgeschwindigkeit und bekanntem Sinkweg kann die für den Abscheidvorgang benötigte Zeit angenähert berechnet werden. Damit ein Partikel abgeschieden werden kann, muss seine Aufenthaltsdauer in der Sedimentationsanlage größer oder gleich der für den Abscheidvorgang benötigten Zeit sein.

Unter Berücksichtigung des Volumenstroms ergibt sich für kontinuierlich durchströmte Sedimentationsanlagen ein einfacher Ansatz zur Ermittlung der benötigten effektiven Absetzfläche:

$$A_{Sed} = \frac{Q}{c_{Prel}} \quad (3.10)$$

Die effektive Sedimentationsfläche  $A_{sed}$  entspricht der horizontalen Projektion der überströmten Fläche eines Abscheideelementes abzüglich von Einlaufzonen.

### 3.2.3 Laminare und turbulente Strömung

Eine geordnete Strömung in gedanklich unendlich dünnen, aufeinander abgleitenden Schichten, wird als laminar bezeichnet. Die Zähigkeit des Fluids und die Haftbedingung an der Wand haben einen dominierenden Einfluss auf die Geschwindigkeitsverteilung im Fluid. Ist die Strömung ungeordnet, mit nach Größe und Richtung weitgehend zufällig schwankender Geschwindigkeit, spricht man von turbulenter Strömung.

Durch die Haftbedingung bzw. die niedrige Strömungsgeschwindigkeit im Randbereich bietet laminare Strömung grundsätzlich die besseren Bedingungen für eine Sedimentation.

Der Umschlag des Strömungszustandes von laminar zu turbulent kann durch äußere Einflüsse ausgelöst werden (z.B. Erschütterungen, Wandunebenheiten, etc.). Solche Strömungsstörungen werden durch Trägheitskräfte verstärkt und durch Zähigkeitskräfte gedämpft.

### 3.2.4 Reynoldszahl und Froudezahl

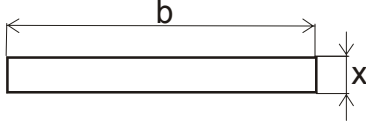


Die Charakterisierung des Strömungszustandes ist mit Hilfe der Reynoldszahl  $Re$  möglich. Diese dimensionslose Kennzahl verknüpft Zähigkeits- und Massenkraft in der Strömung und berechnet sich aus einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit  $c$  des Fluids, dem hydraulischen Radius  $R$  und der kinematischen Zähigkeit  $\nu$  des Fluids.

$$Re = \frac{c \cdot R}{\nu} \tag{3.11}$$

Der hydraulische Radius  $R$  wird in Abhängigkeit des tatsächlich durchflossenen Querschnitts  $A$  und Umfangs  $U$  bestimmt:

$$R = \frac{A}{U} \tag{3.12}$$

Tabelle 3.1 zeigt die hydraulischen Radien für verschiedene Querschnittsformen.

| Querschnittsform:                       | Rechteck<br>(Strömung zwischen Platten)                                             | Quadrat                                                                              | Kreis<br>(Strömung in Rohren)                                                         |
|-----------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|
|                                         |  |  |  |
| hydraulischer Radius: $R = \frac{A}{U}$ | $R = \frac{b \cdot x}{2 \cdot b + 2 \cdot x}$                                       | $R = \frac{x}{4}$                                                                    | $R = \frac{d}{4}$                                                                     |

Tab. 3.1: Hydraulischer Radius in Abhängigkeit der Querschnittsform (nach /Bill79/)



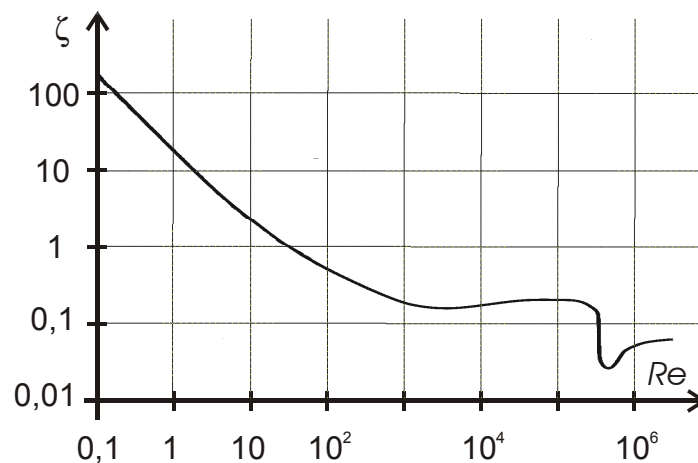
Die Froudezahl  $Fr$  beschreibt das Verhältnis der auf die Oberfläche eines umströmten Körpers wirkenden Trägheitskraft zu seiner Schwerkraft:

$$Fr = \frac{c^2}{g \cdot R} \quad (3.13)$$

Nach /Fisc55/ wird für Fluidtemperaturen von ca. 10 bis 20 °C eine kritische Reynoldszahl  $Re_{krit} \leq 500$  und eine kritische Froudezahl von  $Fr_{krit} \geq 10^{-5}$  für eine zufriedenstellende Abscheidung der Feststoffe gefordert /Bill79/. Die Gleichungen (3.11) und (3.13) machen deutlich, dass für vorgegebene Fließgeschwindigkeiten und Fluideigenschaften allein die Vorgabe kleiner hydraulischer Radien die Forderung nach einer möglichst kleinen Reynoldszahl und einer möglichst großen Froudezahl erfüllt. In /Bill79/ findet sich ein Berechnungsansatz zur Auslegung von Lamellenabscheidern, der auf dieser Forderung basiert und sich mit dem Einsatz von Lamellenabscheidern im Ablauf der Vor- oder Nachklärung von Belebungsanlagen beschäftigt. Die Besonderheiten des Einsatzes im Belebungsbecken (mit vergleichsweise turbulenter Außenströmung und hohen Feststoffkonzentrationen) werden dort nicht explizit berücksichtigt.

### 3.2.5 Widerstandsbeiwert und Reynoldszahl

Den Einfluss der Reynoldszahl auf den Widerstandsbeiwert  $\zeta$  zeigt Bild 3.2 exemplarisch für die Umströmung einer Kugel.



**Bild 3.2:** Widerstandsbeiwert  $\zeta$  bei Umströmung einer Kugel (nach /ScKu89/, modifiziert)

Man unterscheidet fünf Bereiche:

- Für sehr kleine Reynoldszahlen ( $Re < 1$ , schleichende Strömung) lässt sich die Kennlinie nach Stokes unter Vernachlässigung der Trägheitsglieder in der Navier-Stokes Gleichung durch eine Hyperbelgleichung annähern:

$$\zeta = \frac{24}{Re} \quad (3.14)$$

- Für einen Übergangsbereich mit laminarer Grenzschicht<sup>22</sup> bei Reynoldszahlen  $1 \leq Re \leq 10^3$  wurden zahlreiche Näherungsgleichungen empirisch ermittelt. Beispielsweise gilt nach /Kask70/ in diesem Bereich:

$$\zeta = \frac{24}{Re} + \frac{4}{\sqrt{Re}} + 0,4 \quad (3.15)$$

- Für größere Reynoldszahlen bis zur kritischen Reynoldszahl von  $3 \cdot 10^5$  ergibt sich ein annähernd konstanter Widerstandswert  $\zeta$  von etwa 0,4.
- Bei der kritischen Reynoldszahl fällt der Widerstandsbeiwert  $\zeta$  deutlich auf Werte von etwa 0,08. Hier findet der Umschlag von laminarer in eine laminar-turbulente Grenzschichtströmung statt.
- Im turbulenten Bereich steigt der Widerstandsbeiwert  $\zeta$  zunächst an, bis er im transkritischen Bereich einen konstanten Wert von 0,2 erreicht /Plaß98/.

### 3.2.6 Besonderheiten der Suspension „Belebtschlamm“

Im Gegensatz zu den im vorhergehenden Abschnitt gemachten, idealisierten Annahmen besitzen Belebtschlammflocken

- eine unregelmäßige Oberfläche,
- sind deformierbar,
- haben unterschiedliche Größen und
- ihre Größenverteilung kann variieren.

Es handelt sich also nicht um einen Feststoff im herkömmlichen Sinne, mit einer „körnigen“ Struktur und eindeutig definierbaren geometrischen Abmessungen. Es ist somit einleuchtend, dass mit den bisherigen idealisierten Annahmen die exakte Berechnung der stationären Sinkgeschwindigkeit von Belebtschlammflocken nahezu unmöglich ist.

Der Belebtschlamm im Belebungsbecken besitzt außerdem eine vergleichsweise hohe Feststoffkonzentration, so dass Wechselwirkungen zwischen einzelnen Flocken zu erwarten sind (die sog. „Schwarmingbildung“ und „behindertes Absetzen“).

<sup>22</sup> Als Grenzschicht wird der Bereich in der Nähe der Profilloberfläche bezeichnet, in dem die Strömung vom Profil beeinflusst wird, und daher von der Strömung des umgebenden Mediums abweicht.

Möglicherweise wegen der beträchtlichen Unterschiede zwischen den theoretischen Annahmen und den Eigenschaften des realen Fluids „Belebtschlamm“, werden Nachklärungen von Kläranlagen nach technischen Regeln ausgelegt, die eher auf empirischen Erfahrungen beruhen, als die tatsächlichen physikalischen Zusammenhänge explizit zu berücksichtigen. Diese technischen Regeln sollen im folgenden Abschnitt kurz erläutert werden.

### 3.2.7 Berechnung der Absetzfläche von Nachklärungen mit dem Arbeitsblatt A131 der ATV

Im Arbeitsblatt A131 der ATV finden sich anerkannte Regeln der Technik zur Auslegung von Nachklärbecken. Weil die Vorgänge der Sedimentation in Becken und in den Lamellen der LA dem gleichen physikalischen Prinzip unterliegen, sollen diese Regeln hier auszugsweise vorgestellt werden.

Das tatsächliche Absetzverhalten des belebten Schlammes ist abhängig von vielen Einflussgrößen und wird keineswegs ausschließlich durch die Strömungsbedingungen bestimmt. Es kann durch den Schlammindex  $ISV$  beschrieben werden. DIN4045 definiert ihn als den Quotienten aus Schlammvolumen  $V_S$ <sup>23</sup> und Trockensubstanzgehalt im BB ( $TS_{BB}$ ):

$$ISV = \frac{V_S}{TS_{BB}} \quad (3.16)$$

Hohe Schlammindices stehen für schlechtes und niedrige für gutes Absetzverhalten.

Zur Beschreibung der Belastung einer Nachklärung dient die Flächenbeschickung  $q_A$ . Sie ist das Wasser- bzw. Schlammvolumen, das ihr auf Zeit und Oberfläche bezogen zugeführt wird (DIN 4045). Die Schlammvolumenbeschickung  $q_{SV}$  ist das Produkt aus Flächenbeschickung und Schlammvolumen (DIN 4045). Zur Ermittlung der Beckengröße einer Nachklärung verwendet das Arbeitsblatt A131 der ATV den folgenden Zusammenhang:

$$q_A = \frac{q_{SVzul}}{TS_{BB} \cdot ISV} \quad (3.17)$$

Die zulässige Schlammvolumenbeschickung  $q_{SVzul}$  des Nachklärbeckens richtet sich u.a. nach seiner Bauform und ist ebenfalls dem Arbeitsblatt A131 der ATV zu entnehmen.

Mit Hilfe dieser Kennzahlen und des Mischwasserzuflusses  $Q_M$  wird nach ATV A131 die benötigte Fläche der Nachklärung einer Abwasserreinigungsanlage folgendermaßen berechnet:

<sup>23</sup> Schlammvolumen  $V_S$ : Volumen des nach 30 Minuten abgesetzten Schlammes bezogen auf einen Liter Abwasser; es wird als Schlammvolumenanteil nach DIN 38414 Teil 10 bestimmt (DIN 4045).

$$A_{NKB} = \frac{Q_M}{q_A} \quad (3.18)$$

Bei horizontal durchströmten rechteckigen Nachklärbecken sind in der Regel Zuschläge für die Störzone im Einlauf notwendig. Neben der Grundfläche des Beckens ist u.a. die erforderliche Beckentiefe zu berechnen, weil eine Nachklärung eine ausreichende Eindickung des sedimentierten Belebtschlammes gewährleisten muss. Auch die gewählte Art der Schlammräumung beeinflusst die endgültige Geometrie eines Nachklärbeckens.

### 3.3 Lamellenabscheider

Lamellenabscheider, Lamellenseparator, Lamellenpaket, Schrägklärer, Rohrbündelklärer, Lamellenklärer, Lamellen-Eindicker sind Bezeichnungen für Anlagenkomponenten in verfahrenstechnischen Prozessen zur Trennung von Suspensionen in ihre flüssige und feste Phase durch Sedimentation. Durch die parallele Anordnung geneigter Platten, Wellenplatten oder Rohrbündel in diesen Sedimentationsapparaten, wird der Sedimentationsweg der Feststoffpartikel verkürzt und eine Absetzfläche geschaffen. Ihnen ist gemeinsam, dass sie einerseits eine große Absetzfläche in relativ kompakter Bauweise zur Verfügung stellen und andererseits für Strömungsverhältnisse sorgen, die ein Absetzen der festen Phase erst ermöglicht.

Lamellenabscheider werden schon seit langem in der Verfahrenstechnik genutzt. In /BiWi83a/ wird angemerkt, dass das Prinzip der Sedimentation in Lamellenabscheidern bereits 1886 in England patentiert wurde. Nach /Tylm82/ entstand die Grundidee der Schrägklärtechnik Anfang des 20. Jahrhunderts.

Neben der Aufgabe des Klärens einer Suspension soll in vielen Lamellenabscheidern der abgeschiedene Feststoff zusätzlich eingedickt werden, um einen effektiven Abzug der festen Phase zu ermöglichen. Wie noch erläutert wird, ist das Eindicken der abgeschiedenen Belebtschlammflocken im Fall der auf der KA Netphen eingesetzten Lamellenabscheider nicht nötig.

In der industriellen Abwasserbehandlung werden Lamellenabscheider häufig zur Leistungssteigerung von Sedimentationsanlagen (z.B. Absetzbecken) oder zum Abtrennen schwer sedimentierbarer Partikel eingesetzt. Die Erkenntnisse aus der industriellen Abwasserbehandlung können nur zum Teil für den Einsatz in der kommunalen Abwasserreinigung übernommen werden, weil die Schlämme der industriellen Abwasserreinigungsanlagen durch die besonderen chemischen oder biologischen Belastungen des Abwassers stark abweichende Stoffeigenschaften entwickeln /BuBo97/.

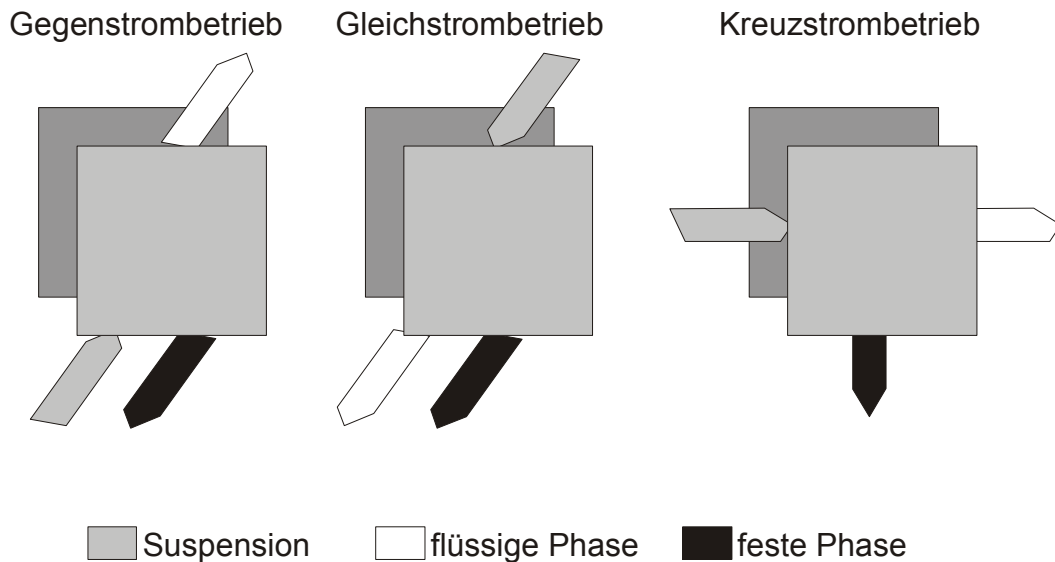
In der Literatur finden sich einige Hinweise auf den Einsatz von Lamellenabscheidern in der kommunalen Abwasserreinigung. Sie wurden in der Vergangenheit im Ablauf der Nachklärung oder der Vorklärung eingesetzt (/GüRo94/, /HeKo74/), jedoch wurde diese Methode auf kommunalen Kläranlagen (zumindest in der jüngeren Vergangenheit) nie im großen Stil angewandt. Die Ursache lag vermutlich in Problemen beim praktischen Einsatz. Dies wurde in Gesprächen mit Praktikern angedeutet, die von starken Verschmutzungen (sogar vom Zuwachsen der Lamellen mit Algen) berichteten, die teilweise einen Ausbau des Lamellenabscheiders und eine anschließende Komplettreinigung nötig machten. In /ScSa84/ findet sich ebenfalls ein Hinweis, dass Lamellenabscheider in Misskredit geraten sind. Die Autoren führen dies auf eine Nichtbeachtung technischer Regeln durch die Anlagenbauer zurück.

In den letzten Jahren scheint der Einsatz von Lamellenabscheidern im Bereich der Abwasserreinigung jedoch eine Renaissance zu erleben. Dies könnte einerseits in den allgemein bekannten Problemen mit hohen Schlammindeces begründet sein, die einen Einsatz von LA im Ablauf der Nachklärung interessant machen (siehe z.B. /BaSW00/). Andererseits wurde erkannt, dass sich durch den Einsatz von Lamellenabscheidern zur Verbesserung der Sedimentationsvorgänge in Kläranlagen enorme Investitionskosten einsparen lassen.

Im Folgenden wird der Aufbau und die Wirkungsweise von Lamellenabscheidern beschrieben. Vorteile und noch existierende Probleme beim Einsatz von LA im Belebungsbecken einer Kläranlage werden mittels der auf der KA Netphen erworbenen Praxiserfahrungen vorgestellt. Detaillierte Hinweise auf die Auslegung von Lamellenabscheidern in Form von Berechnungsvorschriften können nicht gegeben werden. Die Auslegung der auf der KA Netphen eingesetzten LA erfolgte auf Basis empirisch gewonnener Kenntnisse /SKPS01/ durch die Fa. SHW Hölter Wassertechnik GmbH in Essen (Kooperationspartner bei den F&E-Projekten der Jahre 1998 und 1999).

### 3.3.1 Klassifizierung von Lamellenabscheidern

Lamellenabscheider lassen sich nach ihrer Strömungsführung charakterisieren. Man unterscheidet im Wesentlichen zwischen Gleichstrom-, Gegenstrom- und Kreuzstrombetrieb (Bild 3.3). Maßgebend ist dabei das Verhältnis der Strömungsrichtung des Suspensionshauptstroms zum abwärts gleitenden Feststoffstrom /BiWi83a/.



**Bild 3.3:** Mögliche Strömungsführungen bei Lamellenabscheidern

Im Gegenstrombetrieb liegen die Strömungsrichtungen der Suspension und der abzuschleudenden festen Phase genau entgegengesetzt. Im Gleichstrombetrieb sind sie gleichgerichtet, im Kreuzstrombetrieb liegt die Strömungsrichtung der festen Phase orthogonal zur Strömungsrichtung<sup>24</sup> der Suspension.

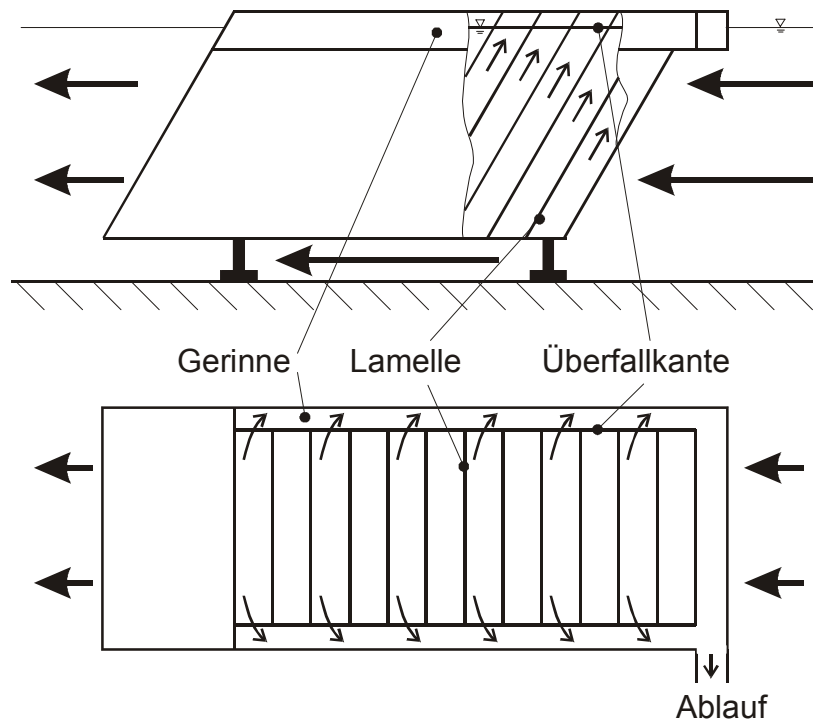
In der Literatur (z.B. /Plaß98/) werden zudem Diagonalstrom-Lamellenabscheider erwähnt, die zur Abscheidung der Feststoffe eine Kombination der Verfahrensvarianten Gegenstrom- und Kreuzstrombetrieb nutzen.

### 3.3.2 Der Gegenstrom-Lamellenabscheider

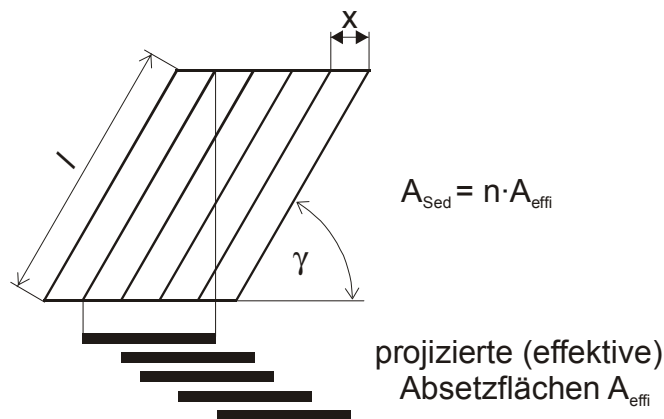
Bild 3.4 zeigt die Prinzipskizze eines Gegenstrom-Lamellenabscheiders, wie er seit 1998 im Belebungsbecken der Kläranlage Netphen eingesetzt wird.

Die Suspension (Belebtschlamm) strömt den LA von unten an. Durch richtige Auslegung der Lamellengeometrie wird erreicht, dass sich in den Lamellen Strömungsverhältnisse einstellen, die ein Absetzen der Partikel auf den schräg gestellten Lamellen ermöglichen. Diese Partikel rutschen nach unten und werden von der Strömung im BB wegtransportiert, somit entfällt die oben angesprochene Aufgabe der Eindickung des abzuschleudenden Feststoffs. Die (teilweise) von den Feststoffen getrennte flüssige Phase verlässt das System über die Überfallkante und fließt über Gerinne ab.

<sup>24</sup> Die Partikel sedimentieren auf einer bogenförmigen Bahn. Somit gilt diese Aussage streng genommen nur für eine stationäre Betrachtung.



**Bild 3.4:** Prinzipskizze des im Belebungsbecken der KA Netphen eingesetzten Gegenstrom-Lamellenabscheiders (Seitenansicht und Draufsicht)



**Bild 3.5:** Erhöhung der Absetzflächen durch Lamellenabscheider

Bild 3.5 zeigt, dass bei einem LA die Absetzfläche für die Sedimentation durch Neigen der Lamellen erhöht werden kann. Die effektive Absetzfläche  $A_{Sed}$  beträgt:

$$A_{Sed} = n \cdot b \cdot l \cdot \cos \gamma$$

|            |                     |        |
|------------|---------------------|--------|
| $n$ :      | Anzahl der Lamellen | (3.19) |
| $l$ :      | Länge der Lamellen  |        |
| $b$ :      | Breite der Lamellen |        |
| $\gamma$ : | Neigungswinkel      |        |

Verkleinern des Neigungswinkels  $\gamma$  bewirkt eine Erhöhung der effektiven Absetzfläche. Zu geringe Neigungswinkel verschlechtern jedoch den Abtransport der festen Phase aus den Lamellen und erhöhen die Gefahr des Verstopfens. Bei Gegenstrom-Lamellenabscheidern ist ein Neigungswinkel von  $60^\circ$  sinnvoll /Plaß98/, /GüRo94/.

Eine Vergrößerung der effektiven Lamellenfläche durch Verlängern der Lamellen ist möglich, jedoch wegen der gegebenen Beckentiefe begrenzt. Der Lamellenabstand  $x$  sollte zwischen 40 und 100 mm liegen /Lewi87/. Kleine Abstände führen zwar zu einer kompakten Bauweise, erhöhen aber die Gefahr des Zusetzens oder Zuwachsens der Lamellen mit Belebtschlamm. Für die LA der KA Netphen wurde  $x = 100$  mm gewählt.

### 3.3.3 Lamellenabscheider im Zulauf zur Nachklärung

In einem Forschungsvorhaben der Oswald-Schulze-Stiftung /BuBo97/ wurde untersucht, ob mit Hilfe von Lamelleneinbauten die Trennleistung eines bestehenden Nachklärbeckens (horizontal durchströmtes Rechteckbecken) gesteigert werden kann. Ziel war eine Verbesserung des Strömungszustandes in der Nachklärung, durch Einsatz eines Kreuzstromlamellenabscheiders im Beckenzulauf.

### 3.3.4 Lamellenabscheider im Ablauf der Nachklärung

In der jüngeren Literatur finden sich inzwischen wieder Berichte über den Einsatz von Lamellenabscheidern im Ablauf der Nachklärung. Zur Ertüchtigung bestehender Nachklärungen bieten sie sicherlich einen kostengünstigen Ansatz zur Vermeidung von Schlammabtrieb (siehe z.B. /GüRo94/). Eine Anwendung zur Ertüchtigung eines hydraulisch überlasteten Rundbeckens findet sich in /ThDa99/.

### 3.3.5 Der Abscheidegrad

Im Gegensatz zum Nachklärbecken wird ein im Belebungsbecken eingesetzter Lamellenabscheider meist nicht auf einen fast vollständigen Rückhalt der Belebtschlammflocken ausgelegt, sondern auf einen angestrebten Abscheidegrad  $\beta$ . Dieser berechnet sich aus den TS-Gehalten im Belebungsbecken und im Zulauf zur Nachklärung:

$$\beta = \left( 1 - \frac{TS_{NKBzu}}{TS_{BB}} \right) \cdot 100 \quad [\%] \quad (3.20)$$

Aus den oben genannten Gründen ist ein Berechnungsansatz für Lamellenabscheider in Anlehnung an die Auslegung von Nachklärungen nach Arbeitsblatt A 131 der ATV zumindest denkbar.

Die Berücksichtigung des Abscheidegrades führt zu einer Flächenbeschickung des Lamellenabscheiders  $q_{ALA}$  nach Gleichung 3.21:

$$q_{ALA} = \frac{q_{SV}}{TS_{BB} \cdot ISV \cdot \frac{\beta}{100}} \quad (3.21)$$



Diese Berechnungsvorschrift lässt sich jedoch nicht ohne weiteres auf Lamellenabscheider anwenden, weil der Schlammindex *ISV* für eine Sedimentationsdauer von 30 Minuten ermittelt wird. Diese liegt deutlich über der Aufenthaltszeit der Belebtschlammartikel im LA /SKPS01/. Wegen des stark nichtlinearen Charakters der Absetzkurve bei der Bestimmung des Schlammvolumens ist es fraglich, ob die Einführung linearer Korrekturglieder (Korrekturfaktoren) in Gleichung 3.21 zu einem brauchbaren Ergebnis führen kann.

### 3.4 Einsatz von Lamellenabscheidern im Belebungsbecken der Kläranlage Netphen

Bei einer nachträglichen Installation von Lamellenabscheidern zur Leistungssteigerung einer KA ist der Einbau im BB meist einfacher zu realisieren als in der Nachklärung, weil hier üblicherweise keine störenden Einbauten (z.B. Räumern) zu finden sind. Hier sind insbesondere Nachklärbecken mit Saugräumern (wie im Fall der KA Netphen) problematisch. Zudem ist die Strömungsgeschwindigkeit im BB größer, was meist eine Räumung des abgeschiedenen Belebtschlammes im Bereich unterhalb der LA überflüssig macht.

Von einem Einsatz von LA im BB wurde erstmals in /Krog96/ berichtet. Auf einer dänischen Kläranlage wurde eine vergleichsweise aufwändige Konstruktion eingesetzt, die ein fast vollständiges Abscheiden der Feststoffe bereits im BB ermöglichte. In Deutschland wurden Lamellenabscheider im BB erstmals auf der Kläranlage Netphen eingesetzt /ScKö98/, /Scön99/, /Scön00a/, /Scön00b/, /ScKö00/, /SKPS01/, /ScKK01/. Ziel war hier nicht der fast vollständige Rückhalt der Belebtschlammflocken, sondern das Erreichen eines Abscheidegrades von 50 % bei hydraulischer Maximalbelastung mit einer verhältnismäßig einfachen Konstruktion. Inzwischen hat sich diese Technik in Deutschland, aber auch im benachbarten Ausland weiter verbreitet. So setzt beispielsweise der Wupperverband auf der KA Kohlfurt Lamellenabscheider im Belebungsbecken ein /Koli00/. Einige der von der SHW Hölter Wassertechnik GmbH gebauten bzw. betriebenen Kläranlagen sind ebenfalls mit LA im BB ausgestattet (z.B. KA Walkenried (Harz), KA Kötschach-Mauthen in Österreich oder KA Glubczyce in Polen).

#### 3.4.1 Lamellenabscheider im Belebungsbecken der KA Netphen

Die Lamellenabscheider wurden im Juni 1998 im BB der KA Netphen installiert. Die Anlieferung geschah mit LKW, die Vorinstallation konnte innerhalb eines Vormittags mit Hilfe eines Schwerlastkrans ohne wesentliche Beeinträchtigung des Anlagenbetriebes vorgenommen werden (Bilder 3.6 und 3.7). Zur Erleichterung des Einbaus mussten lediglich die Oberflächenbelüfter zeitweise außer Betrieb genommen werden.

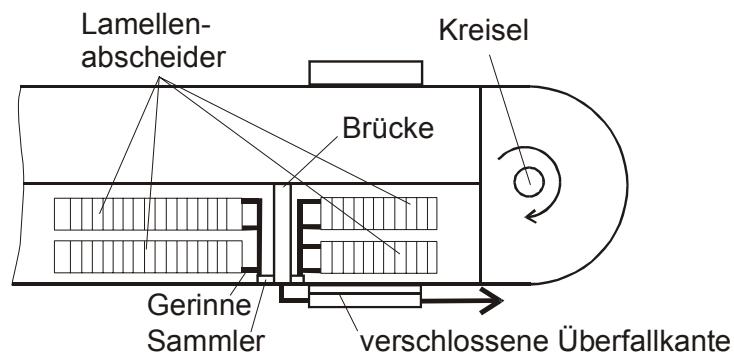


**Bild 3.6:** Anlieferung der Lamellenabscheider, Transport einer Einheit mit dem Kran



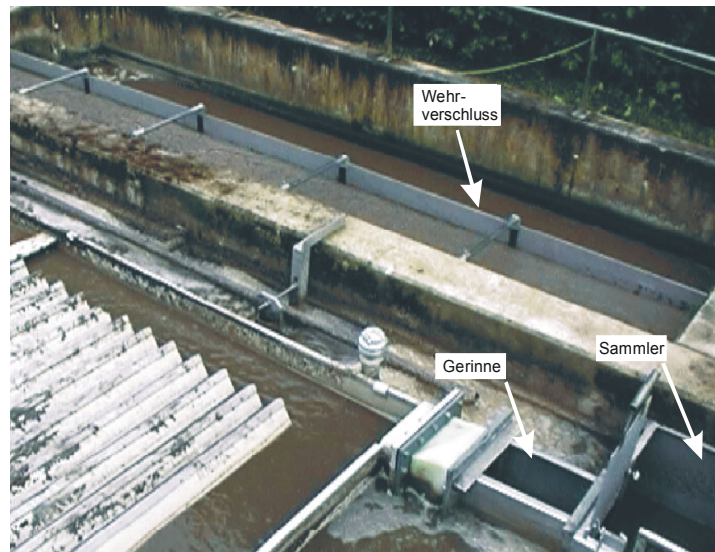
**Bild 3.7:** Installation der Lamellenabscheider im Belebungsbecken der Kläranlage Netphen

Der auf der KA Netphen eingesetzte Lamellenabscheider besteht aus vier Einheiten, die über Gerinne miteinander verbunden sind. Die Auslegung eines Lamellenabscheiders in mehreren kleinen Einheiten ist vor allem aus Transportgründen sinnvoll. Damit die LA für Reinigungs- und Wartungsarbeiten gut erreichbar sind, wurden sie links und rechts einer Brücke angeordnet (siehe Prinzipskizze im Bild 3.8). Wegen des geringen Abstandes zwischen Brücke und Kreiselpelüfter wurden zwei Einheiten etwas kleiner ausgelegt.

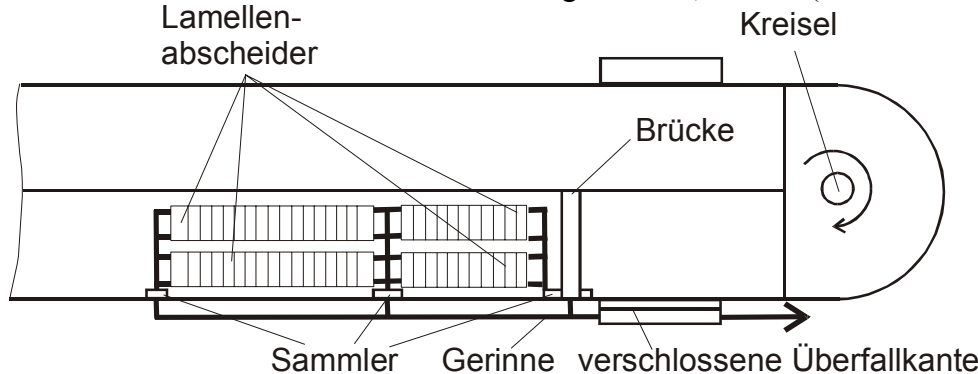


**Bild 3.8:** Anordnung der Lamellenabscheider im BB der KA Netphen (Juni 1998 bis Juli 2000)

Nach dem endgültigen Anschluss der Lamellenabscheider an die Gerinne, wurde der bisherige Ablauf des Belebungsbeckens (ein Wehr) durch Erhöhen der Überfallkante verschlossen (Bild 3.9). Der über die Überfallkanten der LA ablaufende Belebtschlamm verlässt das BB nun über Gerinne, einen Sammler und durch ein zuvor gebohrtes Kernloch. Aus noch zu erläuternden Gründen (siehe Kapitel 3.5), wurde die 1998 gewählte Positionierung der LA im BB im Jahr 2001 verändert. Bild 3.10 zeigt die Anordnung der LA nach dem Umbau im Juli und August 2001.



**Bild 3.9:** Verschluss des alten Ablaufs des Belebungsbeckens, Details (aus /Scön00b/) Lamellenabscheider Kreisler



**Bild 3.10:** Anordnung der Lamellenabscheider im BB der KA Netphen (ab August 2001)

Aus Rücksichtnahme gegenüber der SHW Hölter Wassertechnik GmbH (dem Industriepartner im noch vorzustellenden F&E-Projekt der Jahre 1998 und 1999) sollen hier keine detaillierten Maßangaben genannt werden.

### 3.5 Betriebserfahrungen mit den Lamellenabscheidern der Kläranlage Netphen

Nach einem unproblematischen Einbau und Anschluss der Lamellenabscheider, musste noch eine Nivellierung der Überfallkanten vorgenommen werden. Diese wurde mit großer Sorgfalt



durchgeführt, um eine ungleichmäßige Beaufschlagung der Lamellen zu verhindern. Bild 3.11 (aus /Scön00a/) zeigt die Auswirkungen einer solchen ungleichmäßigen Durchströmung von Lamellen, wie sie direkt nach Einbau des Lamellenabscheiders (d.h. mit noch nicht nivellierten Überfallkanten) auftrat. Die Bilder wurden zeitgleich, jedoch an verschiedenen Stellen des LA aufgenommen.



Bild 3.11: Unterschiede im Abscheidegrad (zeitgleiche Beobachtung an verschiedenen Stellen)

Die stark durchströmten Lamellen (links im Bild 3.11) haben offensichtlich nur einen geringen Abscheidegrad, was deutlich an der dunklen Färbung des Belebtschlammes zu erkennen ist. Die schwach durchströmten Lamellen (rechts im Bild 3.11) scheiden die Belebtschlammflocken fast vollständig ab. Eine solche ungleichmäßige Beschickung von Lamellenabscheidern führt zu einer Senkung des Gesamtwirkungsgrades /ScKö98/ und ist zu vermeiden.



Bild 3.12: Schaumbildung auf den Lamellen (aus /Scön00b/)

Weil Lamellenabscheider ohne bewegliche Teile auskommen, sind sie im Betrieb unproblematisch und wenig stör anfällig. Es zeigte sich jedoch, dass sich Schwimmschlamm und Schaum zwischen den Lamellen sammelte, was die Überfallkanten teilweise verstopfte (Bild

3.12). Weil der Verschluss einzelner Lamellen die Strömungsgeschwindigkeit in den noch durchströmten Lamellen erhöht, führt dies zu einer Verschlechterung des Abscheidegrades.

Um ein Verstopfen der Lamellen durch Schwimmschlamm und Schaum zu vermeiden, sind unter den LA Vorrichtungen zur Spülung der Lamellen mit Druckluft angebracht (Bild 3.13). Es handelt sich um ein mit Bohrungen versehenes, mittig angebrachtes Rohr, was über Druckleitungen an einen Kompressor angeschlossen wird. Diese Vorrichtung hat sich prinzipiell bewährt, eine Anordnung zweier Belüftungsrohre an den Seiten des LA (d.h. direkt unterhalb der Überfallkanten) sollte jedoch eine wirkungsvollere Reinigung gewährleisten. Bei sehr starker Schaumbildung auf den LA mussten die Überfallkanten (im Sommer teilweise täglich) mit einem Wasserstrahl gesäubert werden. Auch stellte sich heraus, dass die über die Wasseroberfläche ragenden Lamellen die Verstopfung mit Belebtschlamm begünstigt und zudem die Reinigung erschwert. Die Fa. SHW Hölter Wassertechnik GmbH hat als Konsequenz aus diesen Erkenntnissen auf anderen Kläranlagen LA mit getauchten Lamellen (siehe Prinzipskizze im Bild 3.14) eingesetzt.



Bild 3.13: Druckluftrohr an einem Lamellenabscheider (aus /Scön00b/)

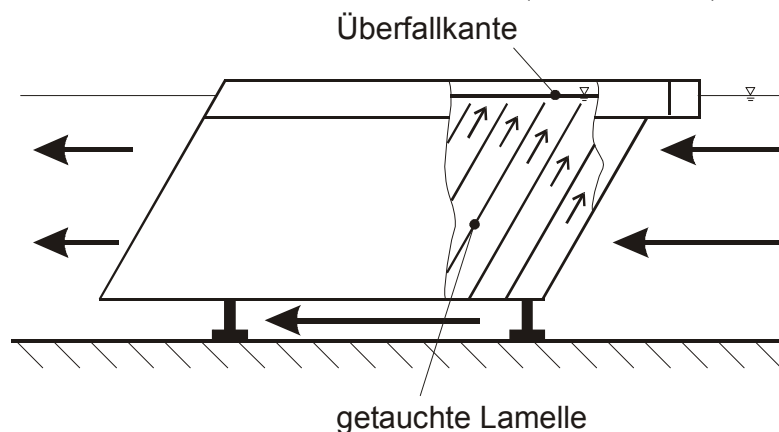


Bild 3.14: Prinzipskizze eines Lamellenabscheiders mit getauchten Lamellen

Bild 3.15 belegt einen relativ geringen Abstand zwischen den Komponenten des Lamellenabscheiders und dem Kreiselbelüfter. Bezüglich der Position der Brücken im BB der KA Netphen, war die entsprechende Bauausführungszeichnung fehlerhaft, der Abstand zwischen Brücke und Oberflächenbelüfter war dort wesentlich größer vermerkt. Dennoch wurden die Lamellenabscheider beidseitig der Brücke installiert. Der daraus resultierende zu geringe Abstand zum Kreisel hatte zur Folge, dass eine Komponente des LA teilweise überspült wurde (siehe Pfeil im Bild 3.15), was den Abscheidegrad negativ beeinflusste.



Bild 3.15: Zu geringer Abstand zwischen Lamellenabscheider und Kreisel 2 (aus /Scön00a/)

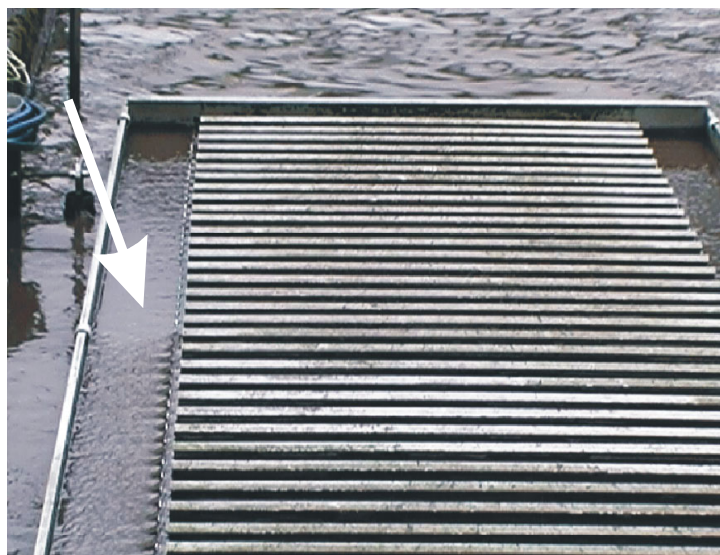


Bild 3.16: Einstauen des Ablaufgerinnes eines Lamellenabscheiders bei hohem Durchfluss

Ein weiteres Problem trat bei sehr großen Volumenströmen auf. Bild 3.16 zeigt, dass ein Teil des Ablaufgerinnes und somit ein Teil der Lamellen unter diesen Bedingungen eingestaut wurde (siehe Pfeil im Bild 3.16). Dieser Einstauvorgang betraf (je nach Volumenstrom) ein Viertel bis ein Drittel der Lamellen der beiden größeren Komponenten des LA. Weil der Ge-



samtvolumenstrom das BB nun mit höherer Geschwindigkeit durch die verbleibenden Lamellen verlässt, bewirkte diese mangelhafte hydraulische Entkopplung zwischen Überfallkante und Gerinne der LA eine deutliche Senkung des Abscheidegrades. Dass diese Unzulänglichkeit bei hohen Volumenströmen (d.h. unter den ohnehin schwierigsten Randbedingungen) auftrat, war besonders nachteilig. Die Ursache der mangelnden hydraulischen Entkopplung bei hohen Volumenströmen war nicht eine fehlerhafte Auslegung der Gerinne, sondern in einem hydraulischen Engpass zwischen Sammler (siehe Bild 3.17) und Zulauf zur Nachklärung.



**Bild 3.17:** Hydraulischer Engpass zwischen Sammler und Zulauf zur NK

Der Durchmesser der Kernlochbohrung war irrtümlich zu gering gewählt worden, so dass sich bei hohen Volumenströmen ein Rückstau bildete, der letztlich das Einstauen der Lamellen bewirkte. Bild 3.17 zeigt dieses Kernloch bei geringerem Durchfluss, die Bohrung verschwand bei großen Volumenströmen vollständig unter der Wasseroberfläche.

Eine weitere mögliche Ursache für den nicht ganz zufrieden stellenden Abscheidegrad des LA liegt in den großen Abmessungen der Einheiten im Vergleich zum recht schmalen Umlaufgraben der KA Netphen. Die Einbauten führten zu einer deutlichen Verringerung des freien Strömungsquerschnitts und somit zu einer hohen Außenströmung. Es ist denk-

bar, dass dieser Zusammenhang die Strömungsverhältnisse in der Einlaufzone im unteren Bereich der Lamellen negativ beeinflusst, so dass dort ungünstige Bedingungen für die Sedimentation entstehen. Letztlich führt dies zu einer Vergrößerung der Einlaufzone (bzw. Beruhigungszone), wodurch die verbleibende effektive Sedimentationsfläche verkleinert wird. Mangels geeigneter Messtechnik konnte diese (recht plausible) These nicht überprüft werden.

### 3.6 Messtechnische Analyse des Abscheidegrades

Die im Folgenden abgebildeten Ganglinien der TS-Gehalte, der Schlammindeces und des Abscheidegrades der Lamellenabscheider basieren auf vom Kläranlagenpersonal täglich ermittelten Stichproben. Die gezeigten Volumenstromganglinien stammen aus Online-Messungen.

3.6.1 Ergebnisse aus dem Jahr 1998

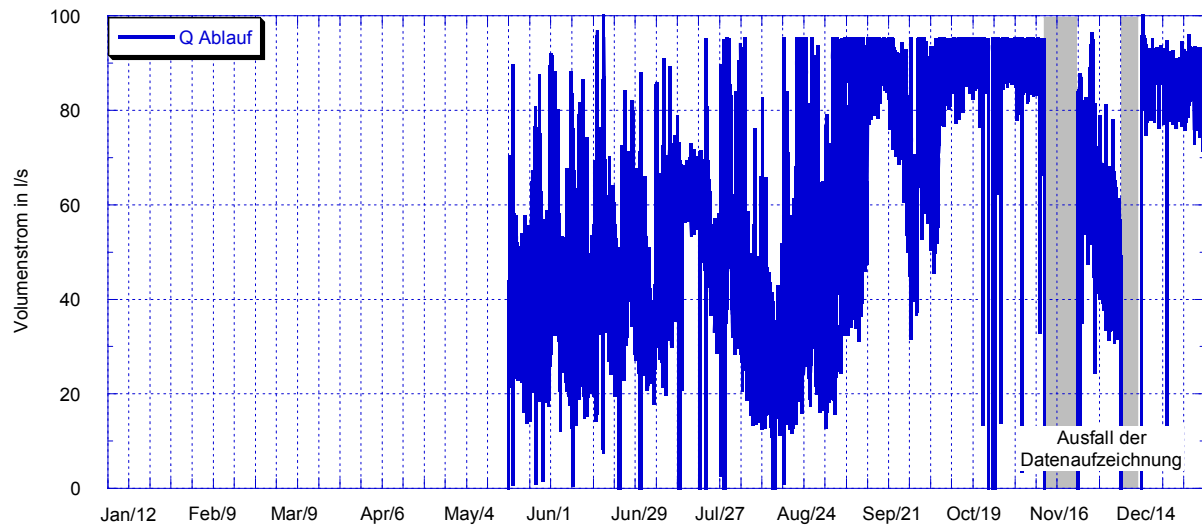


Bild 3.18: Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung vom 05.01.1998-03.01.1999

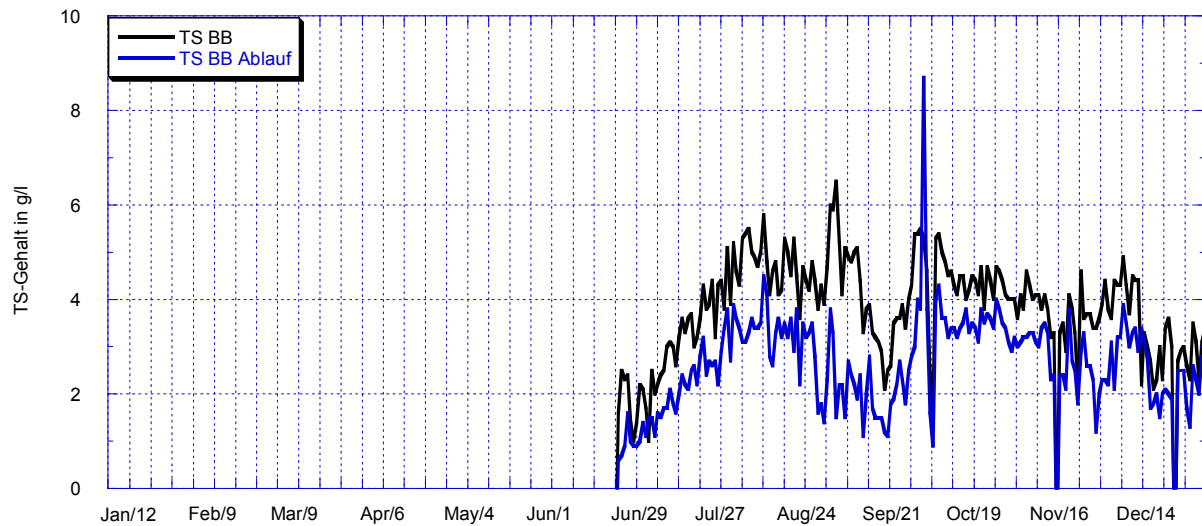


Bild 3.19: TS-Gehalt im BB und im Zulauf zur Nachklärung vom 05.01.1998-03.01.1999

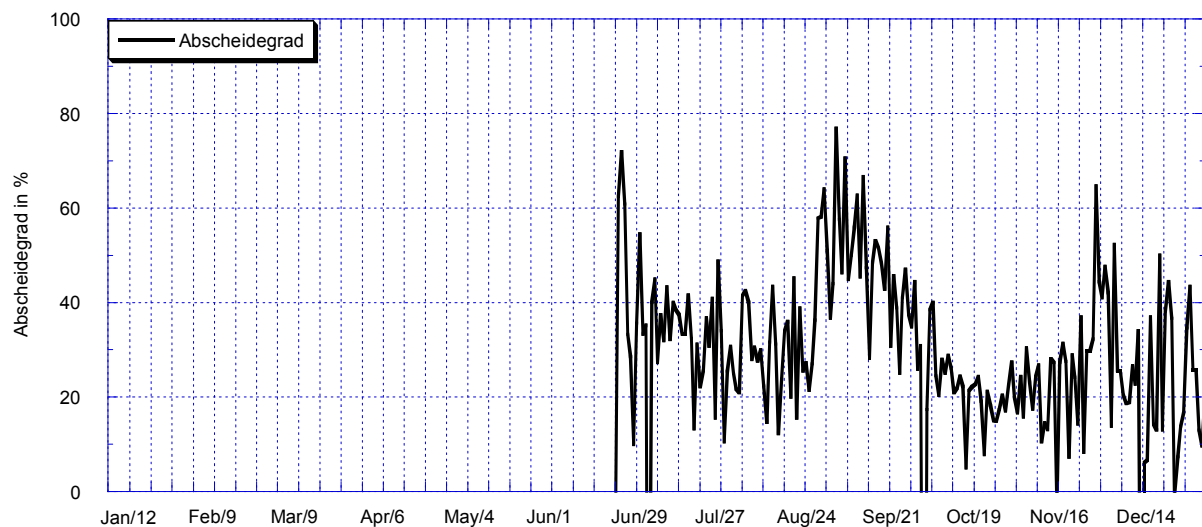
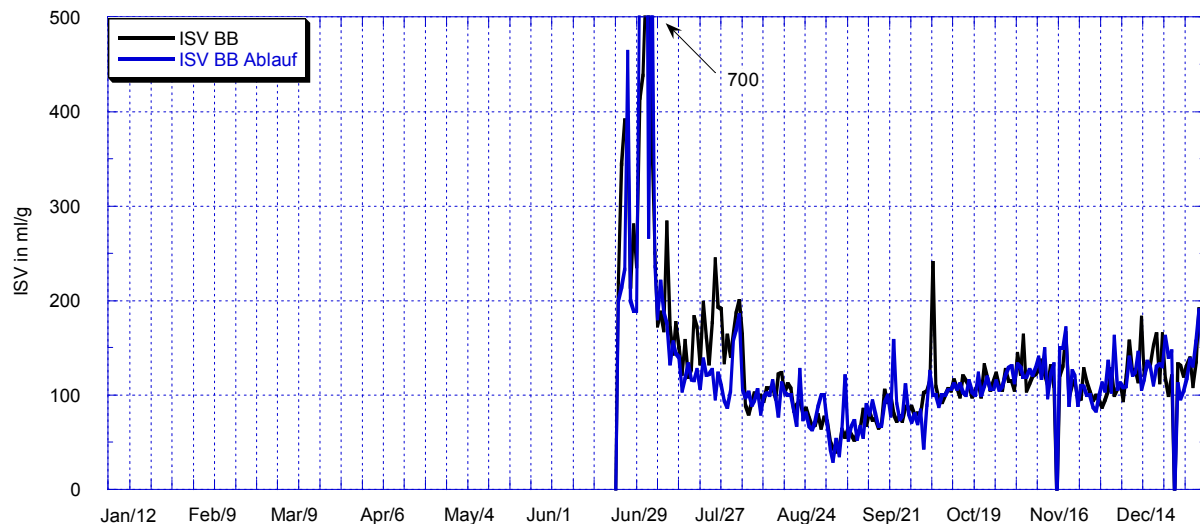


Bild 3.20: Abscheidegrad der Lamellenabscheider vom 05.01.1998-03.01.1999





**Bild 3.21:** Schlammindex ISV im Belebungsbecken und im Zulauf zur Nachklärung vom 05.01.1998-03.01.1999

Obwohl die Untersuchungen erst im Mai 1998 begannen, deckt die Abszisse der Bilder 3.18 bis 3.21 das gesamte Jahr 1998 ab. Hierdurch wird der Vergleich mit den vollständigen Jahresganglinien von 1999, 2000 und 2001 erleichtert (siehe Kapitel 3.6.2 bis 3.6.4).

Die Ganglinie des Volumenstroms im Ablauf der Nachklärung (Bild 3.18) belegt eine längere Regenwetterperiode Anfang September, im Oktober und im Dezember 1998. Von Mai bis Ende August herrschten Trockenwetterzulauf bzw. „gemischte“ Zulaufbedingungen<sup>25</sup>.

Bereits vor der Installation der Lamellenabscheider im Juni 1998, wurde der TS-Gehalt im BB gemessen (Bild 3.19). Er lag zunächst bei ungewöhnlich niedrigen Werten (zum Teil unter 1 g/l), bei gleichzeitig sehr hohen Schlammindices (Bild 3.21). Wegen der drohenden Gefahr des Schlammabtriebs, entschied sich der Anlagenbetreiber die Belebtschlammkonzentration sehr niedrig zu halten. Die Ursachen der schlechten Absetzeigenschaften konnten nicht ermittelt werden.

Nach Inbetriebnahme der Lamellenabscheider im Juni 1998 wurde der TS-Gehalt im BB erhöht, wobei der Schlammindex deutlich sank (Bild 3.21)<sup>26</sup>. Anfang August 1998 erreichte er etwa den angestrebten Wert von 5 g/l.

Mitte bis Ende Juli 1998 lag der Schlammindex im Ablauf des Belebungsbeckens interessanterweise signifikant niedriger als im BB. Diese Beobachtung widerspricht den in /BuBo97/ beschriebenen Erfahrungen, wonach der Schlammindex des den Lamellenabscheider verlassenden Belebtschlammes z.T. höher liegt, als im BB. Die Autoren begründen dies mit einer

<sup>25</sup> Hauptsächlich Trockenwetterzulauf, unterbrochen von häufigeren Regenereignissen.

<sup>26</sup> Über mögliche Zusammenhänge zwischen diesen Vorgängen soll hier nicht gemutmaßt werden.

möglichen Separierung in gut absetzbare Belebtschlammflocken, die im BB zurückgehalten werden, und schlecht absetzbare, die der Nachklärung zugeführt werden. Diese Begründung ist sehr einleuchtend. Plaß /Plaß98/ geht ebenfalls von diesem Zusammenhang aus. Darüber hinaus weist er darauf hin, dass während dieser Periode durch den Schlammabzug aus dem Rücklaufschlamm die Mikroorganismen mit schlechten Absetzeigenschaften sukzessive aus dem System entfernt werden und sich dadurch die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes im BB und im Ablauf des LA nach einer kurzen Übergangszeit angleichen. Dieser Angleichungsvorgang, allerdings mit anderen Vorzeichen, wurde auch auf der KA Netphen beobachtet; ab August 1998 waren die Schlammindeces im BB und im Zulauf zur Nachklärung weitgehend identisch. Einzelne Abweichungen sind höchstwahrscheinlich auf Messfehler zurückzuführen.

Auffallend ist der Anstieg der Trockensubstanzkonzentration und des Abscheidegrades im August und September 1998. Hierbei handelte es sich um die Auswirkungen einer Einleitung von Baugrubenschlamm über einen längeren Zeitraum, in die der KA Netphen vorgeschaltete Kanalisation. Diese mineralischen Schlämme erhöhten zwar den Trockensubstanzgehalt und verbesserten das Absetzverhalten des Schlammes (siehe Bild 3.21) und damit den Abscheidegrad deutlich, sie führten jedoch zu keiner Verbesserung der Reinigungsleistung. Durch verstärkten Schlammabzug wurden in den folgenden Wochen die mineralischen Anteile aus dem System entfernt /SKPS01/. Dies führte vorübergehend zu einem Rückgang des TS-Gehaltes im BB. Der Schlammindecs stieg in den folgenden Monaten zwar wieder etwas, jedoch nicht auf die extrem hohen Werte wie zu Beginn der Versuchsphase im Juni 1998. Als Vorsichtsmaßnahme gegenüber potenziellem Schlammabtrieb wurde gegen Jahresende der TS-Gehalt im BB reduziert. Dies war ohne Gefahr der Überschreitung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswerte möglich, weil die Temperatur im BB die  $12^\circ\text{C}$ -Marke bereits dauerhaft unterschritten hatte.

Der TS-Gehalt im Zulauf zur Nachklärung (Bild 3.19) lag durch die Feststoffvorabscheidung der Lamellenabscheider stets niedriger als im BB, überschritt jedoch teilweise den Dimensionierungswert der Nachklärung von  $3,3 \text{ g/l}$  /Esmi85/.

Der Abscheidegrad der Lamellenabscheider (Bild 3.20) lag 1998 meist deutlich unterhalb der angestrebten 50 %: Bei Regenwetterzulauf (hohe Volumenströme im Bild 3.18) bei etwa 25 bis 30 %, bei Trockenwetterzulauf (geringe Volumenströme im Bild 3.18) und regulären Bedingungen etwas höher. Ein Vergleich mit dem Schlammindecs ISV macht den großen Einfluss des Absetzverhaltens des Belebtschlammes auf den Abscheidegrad deutlich. Dies ist besonders im August und September 1998 zu erkennen, wo die hohen mineralischen Anteile des

Baugrubenschlamm einen niedrigen Schlammindex bedingten und dadurch der Abscheidegrad (trotz teilweise hoher Volumenströme) auf über 60 % stieg.

### 3.6.2 Ergebnisse aus dem Jahr 1999

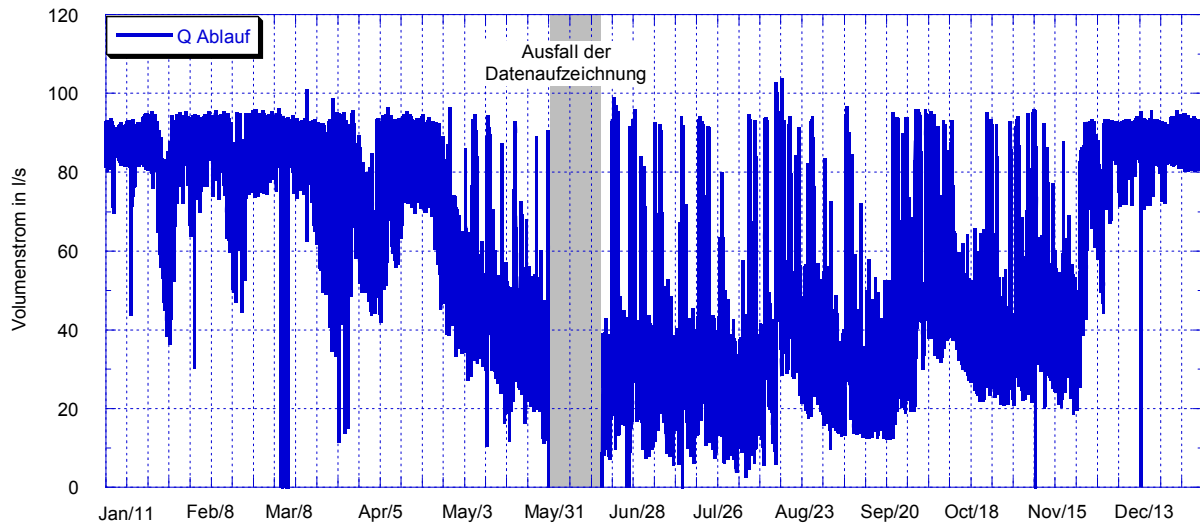


Bild 3.22: Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung vom 04.01.1999-02.01.2000

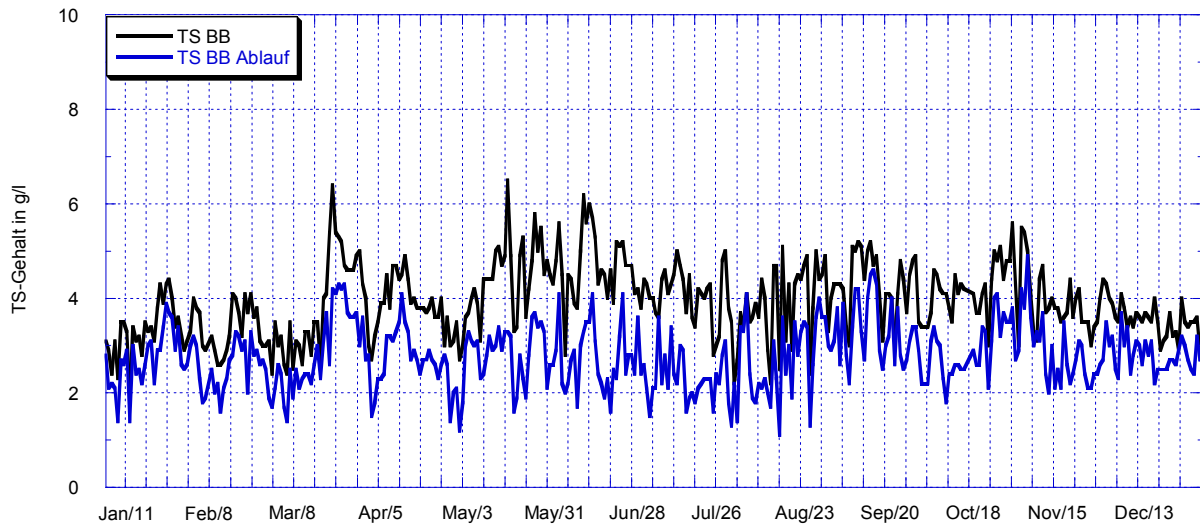


Bild 3.23: TS-Gehalt im BB und im Zulauf zur Nachklärung vom 04.01.1999-02.01.2000

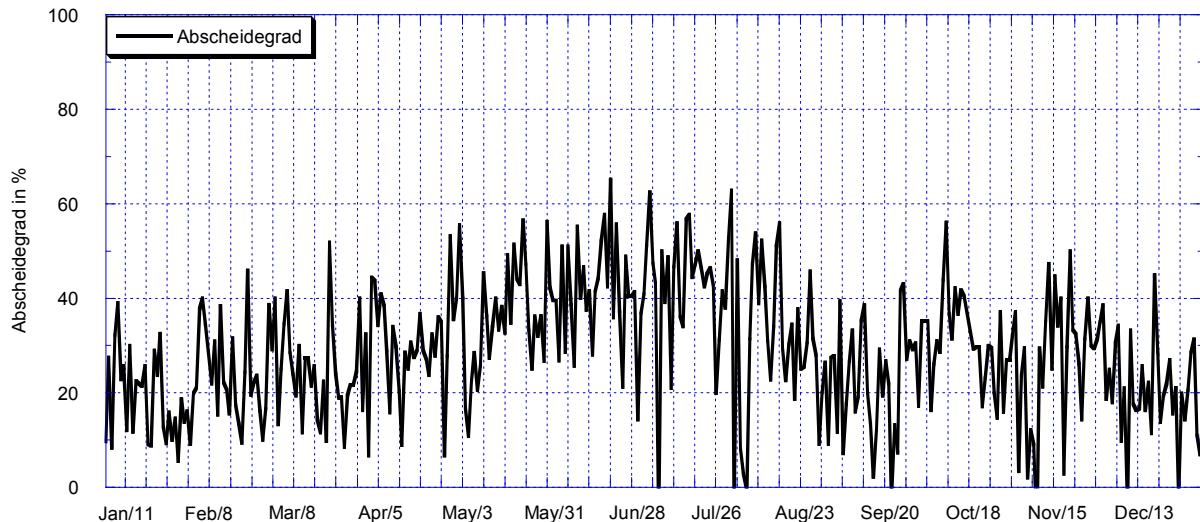
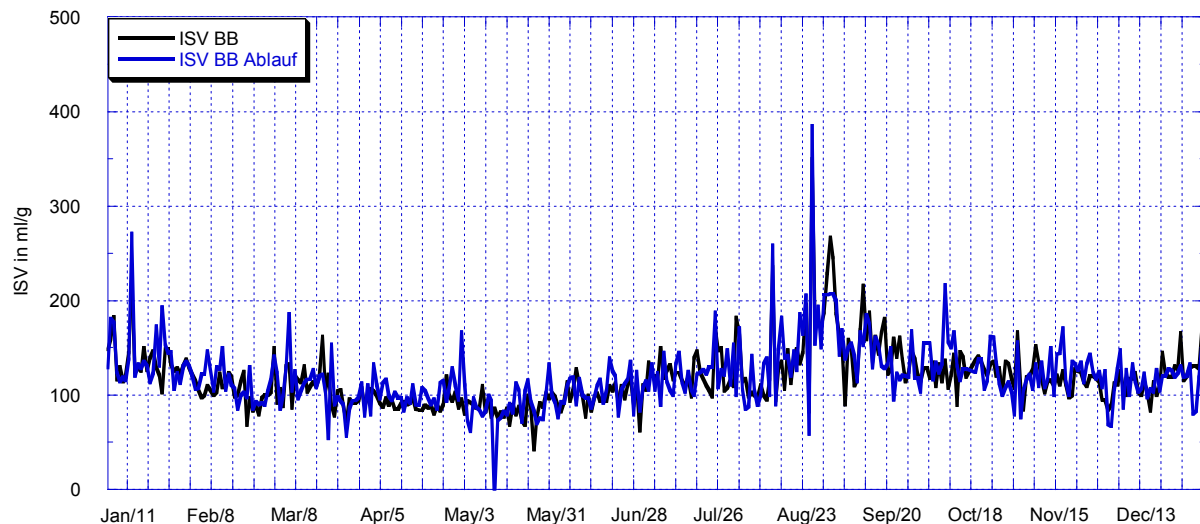


Bild 3.24: Abscheidegrad der Lamellenabscheider vom 04.01.1999-02.01.2000



**Bild 3.25:** Schlamminde  $ISV$  im Belebungsbecken und im Zulauf zur Nachklärung vom 04.01.1999-02.01.2000

Bild 3.22 zeigt den typischen jahreszeitlichen Einfluss auf den Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung. Von Januar bis Anfang Mai trat im Wesentlichen Regenwetterzulauf auf. Von Mai bis Ende November herrschten Trockenwetterzulauf mit teilweise sehr geringen Volumenströmen im Hochsommer sowie gemischte Zulaufbedingungen.

Von kurzzeitigen Ausnahmen abgesehen lag der TS-Gehalt im BB (Bild 3.23) zwischen 4 und 5 mg/l. Auch der TS-Gehalt im Zulauf zur Nachklärung (Bild 3.23) lag etwa auf dem Niveau von 1998 und überschritt gelegentlich die Konzentration von 3,3 g/l.

Auch der Abscheidegrad der Lamellenabscheider (Bild 3.24) lag 1999 auf den Werten des Vorjahres. Ein Vergleich mit dem Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung (Bild 3.22) macht deutlich, dass bei hohen Volumenströmen grundsätzlich ein geringerer Abscheidegrad auftrat. Interessant ist ein Vergleich des Abscheidegrades im August und September 1999 mit dem Schlamminde  $ISV$  zu diesem Zeitraum (Bild 3.25): Wegen der schlechten Absetzeigenschaften des Belebtschlamm ( $ISV > 200$  ml/g), sank hier der Abscheidegrad deutlich.

Mit Ausnahme dieses kurzen Zeitraums lag der Schlamminde  $ISV$  (Bild 3.25) meist bei akzeptablen Werten von unter 130 ml/g. Auch hier zeigte sich, dass der Belebtschlamm im Winter grundsätzlich schlechtere Absetzeigenschaften besaß als im Sommer.

3.6.3 Ergebnisse aus dem Jahr 2000

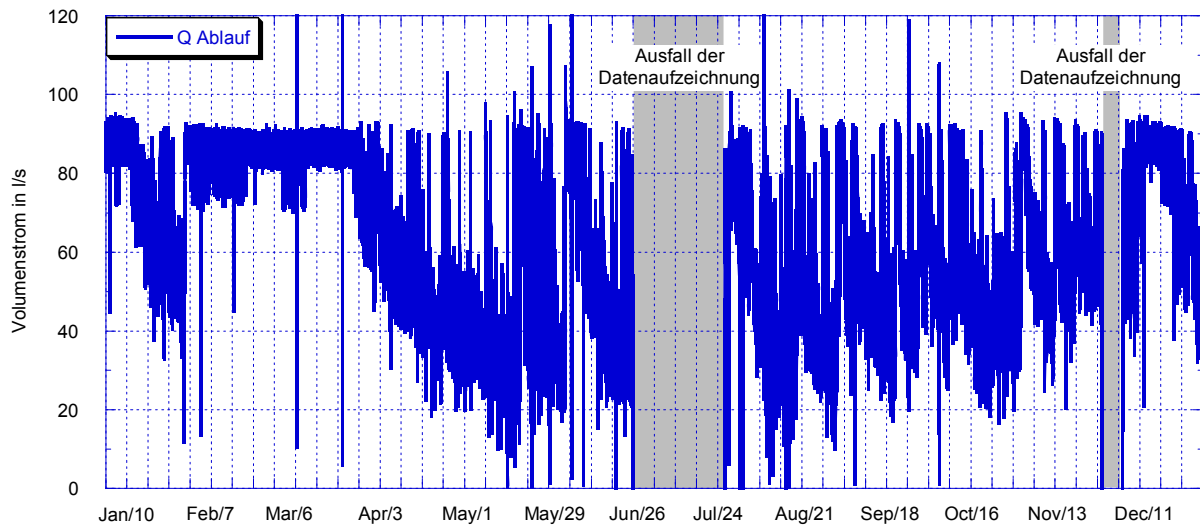


Bild 3.26: Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung vom 03.01.-31.12.2000

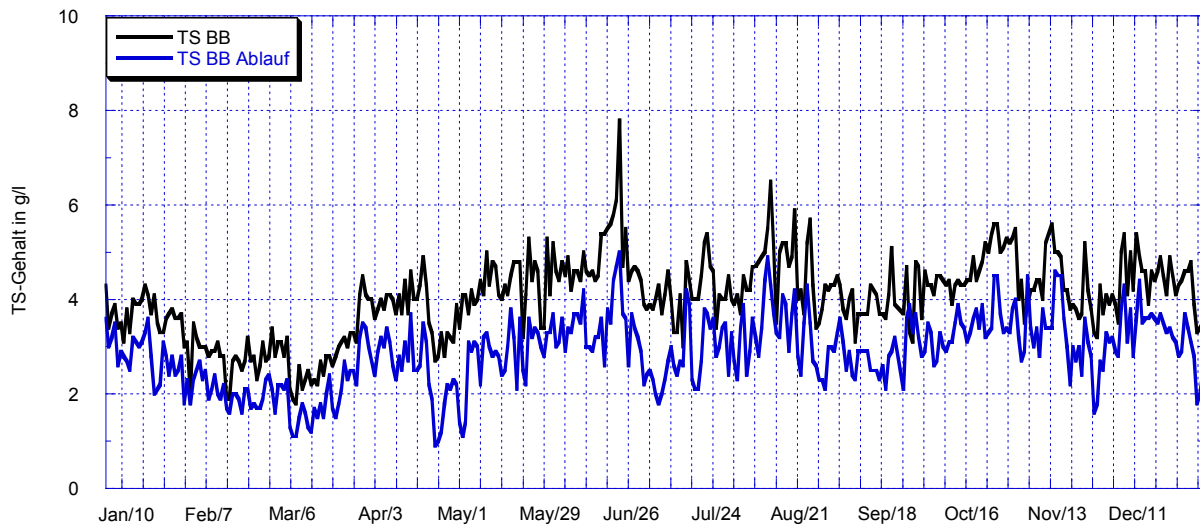


Bild 3.27: TS-Gehalt im BB und im Zulauf zur Nachklärung vom 03.01.-31.12.2000

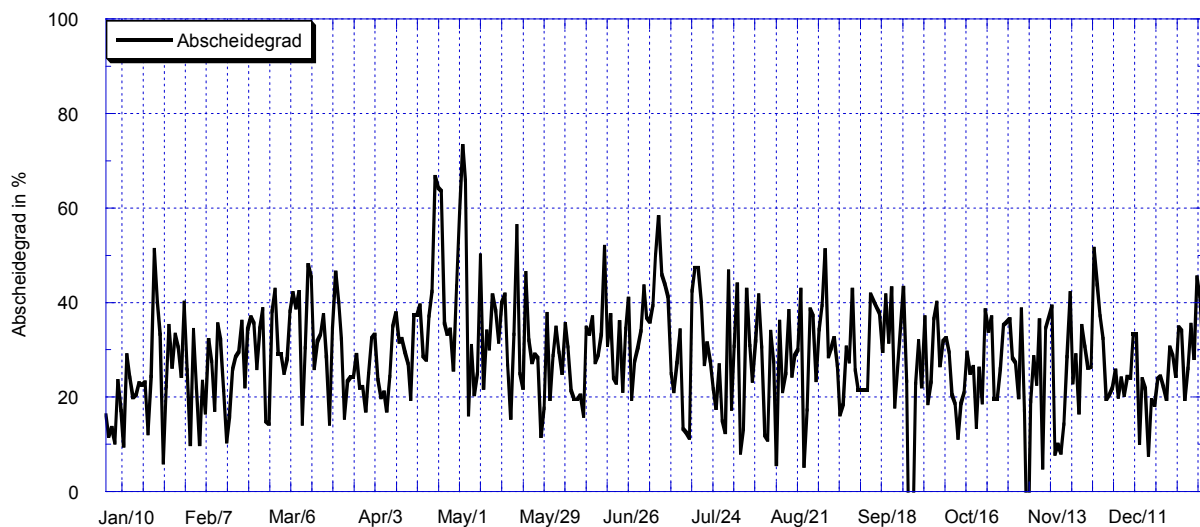
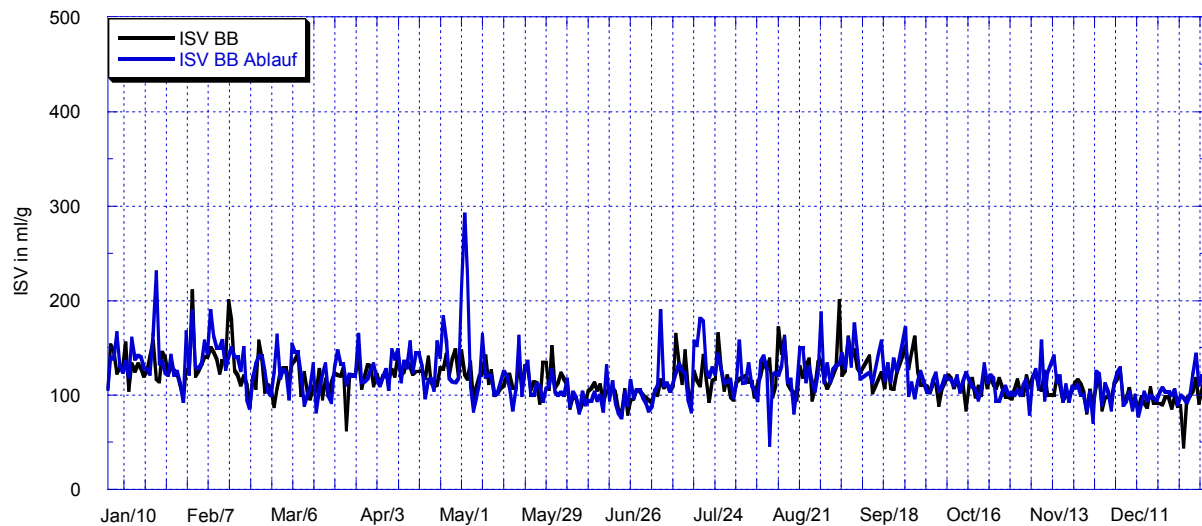


Bild 3.28: Abscheidegrad der Lamellenabscheider vom 03.01.-31.12.2000



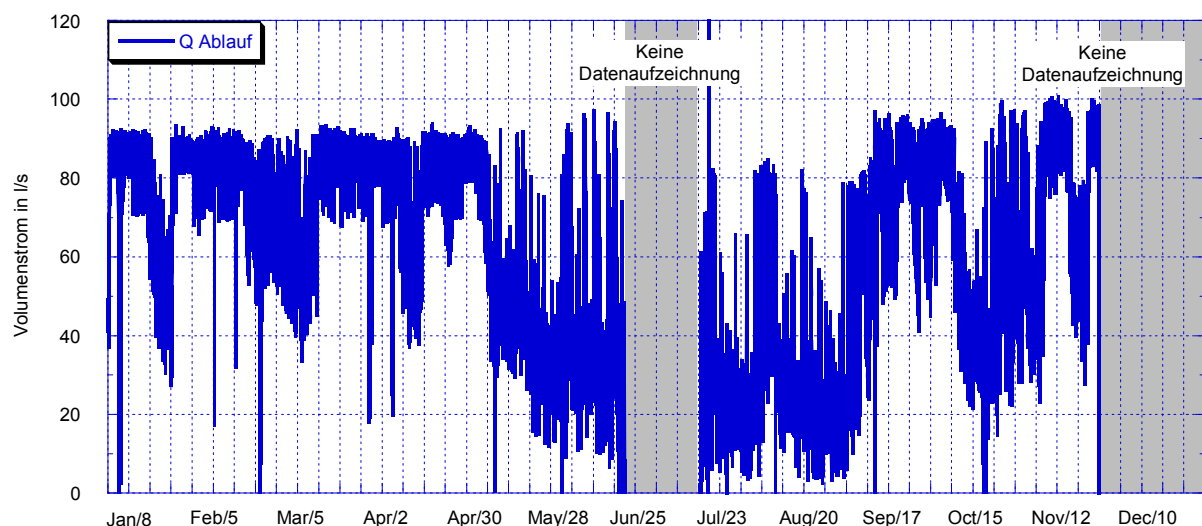
**Bild 3.29:** Schlammindex *ISV* im Belebungsbecken und im Zulauf zur Nachklärung vom 03.01.-31.12.2000

Die Charakteristik der Ganglinie des Volumenstroms im Ablauf der Nachklärung aus dem Jahr 2000 (Bild 3.26) ähnelt denen aus dem Jahr 1999 sehr stark. Die Trockenwetterperiode im Hochsommer war etwas weniger stark ausgeprägt.

Auch im Jahr 2000 lagen sowohl der TS-Gehalt im Belebungsbecken und im Zulauf zur Nachklärung (Bild 3.27) etwa auf dem Niveau der Vorjahre. Lediglich im Juni traten kurzzeitig sehr hohe Werte auf.

Der Abscheidegrad (Bild 3.28) lag ebenfalls im Bereich des Vorjahres und zeigte keine Besonderheiten. Dies gilt auch für den Schlammindex *ISV* (Bild 3.29), der insgesamt vergleichsweise niedrig lag. Der *ISV* im BB von fast 300 ml/g (Anfang Mai 2000) ist offensichtlich ein Messfehler.

### 3.6.4 Ergebnisse aus dem Jahr 2001



**Bild 3.30:** Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung vom 01.01.-30.12.2001



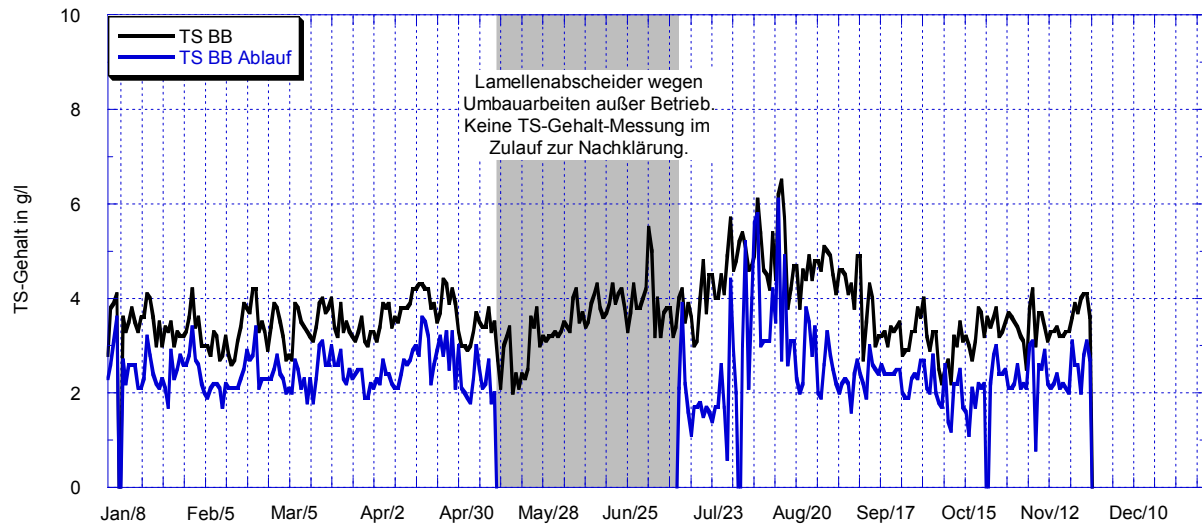


Bild 3.31: TS-Gehalt im BB und im Zulauf zur Nachklärung vom 01.01.-30.12.2001

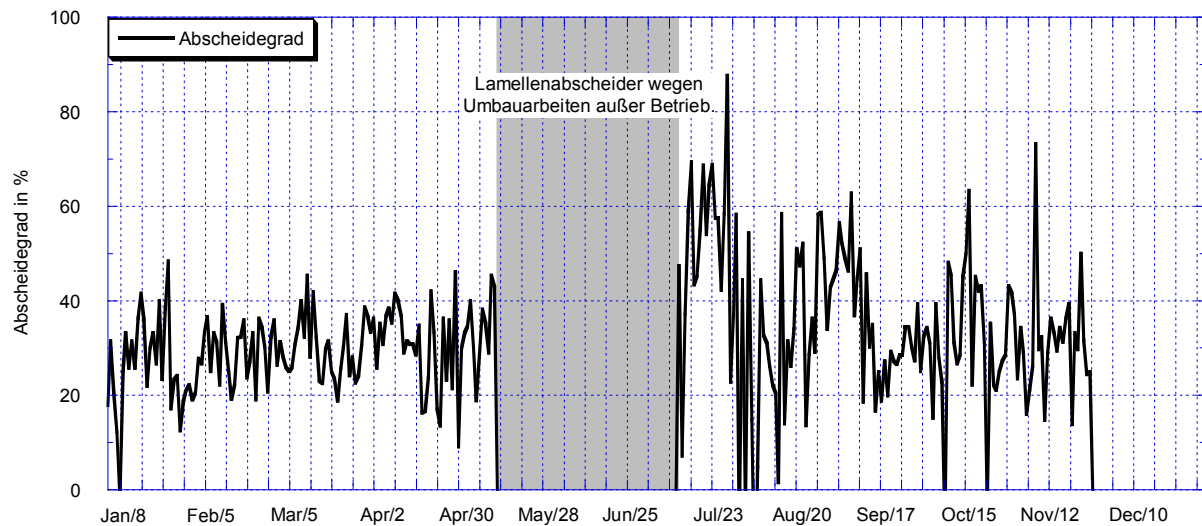


Bild 3.32: Abscheidegrad der Lamellenabscheider vom 01.01.-30.12.2001

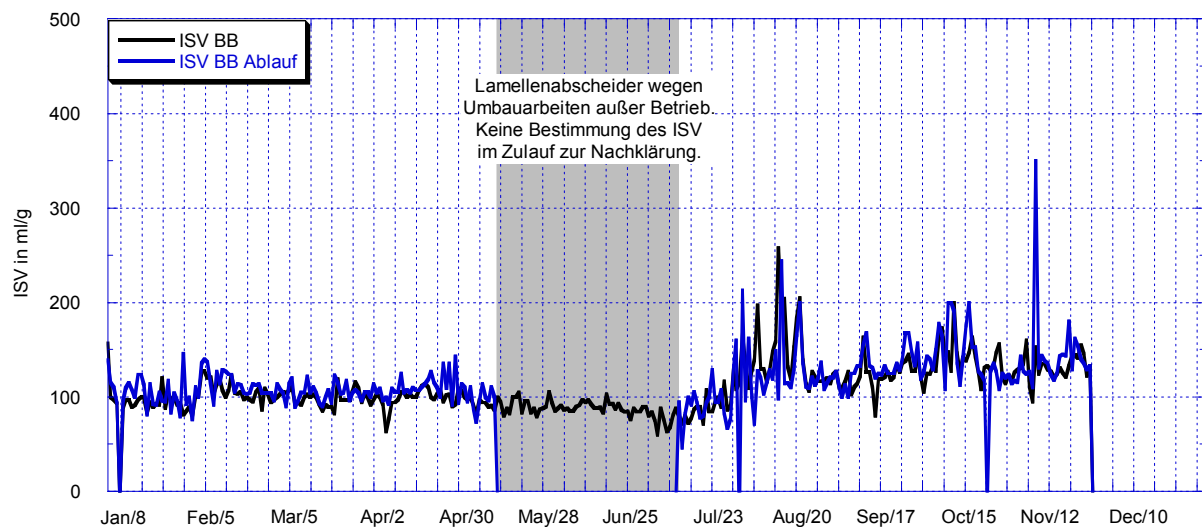


Bild 3.33: Schlammindex ISV im Belebungsbecken und im Zulauf zur Nachklärung vom 01.01.-30.12.2001

Auch die Ganglinie des Volumenstroms im Ablauf der Nachklärung aus dem Jahr 2001 (Bild 3.30) ähnelt denen aus den Vorjahren. Der Trockenwetterzulauf im Hochsommer war etwas ausgeprägter als im Vorjahr, jedoch nicht so extrem wie 1999.

Im Mai und Juni 2001 wurden die Lamellenabscheider umgebaut; in diesem Zeitraum unterblieb die Messung des TS-Gehaltes im Zulauf zur Nachklärung. Auch im Jahr 2001 wurde ein TS-Gehalt 4 - 5 g/l im BB angestrebt. Dieser Wert konnte im Wesentlichen eingehalten werden. Der TS-Gehalt im Zulauf zur Nachklärung (Bild 3.31) lag (von wenigen Ausnahmen abgesehen) im Bereich des Auslegepunktes der Nachklärung.

Nach abgeschlossenem Umbau der Lamellenabscheider wurde der TS-Gehalt im BB erhöht. Der Abscheidegrad der Lamellenabscheider lag vor dem Umbau auf dem Niveau der Vorjahre, danach stieg er zunächst deutlich (Bild 3.32). Ab Oktober 2001 verschlechterten sich die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes deutlich. Der Schlammindex *ISV* stieg auf Werte über 150 ml/g, was zu einer Verschlechterung des Abscheidegrades beitrug.

### 3.7 Gesamtbeurteilung der Lamellenabscheider

Im vorhergehenden Kapitel wurde deutlich, dass der angestrebte Abscheidegrad von 50 % bei Mischwasserzulauf nicht erreicht werden konnte. Die Ursachen wurden bereits im Kapitel 3.5 genannt. Die veränderte Anordnung der LA ab August 2001 hat den Abscheidegrad verbessert. Es konnte jedoch nicht nachgewiesen werden, ob der angestrebte Wert von 50 % bei Maximalvolumenstrom und „regulären“ Schlammindizes von 100 bis 120 ml/g erreicht werden kann, weil derartige Randbedingungen nach dem Umbau noch nicht aufgetreten sind. Hier müssen weitere Ergebnisse abgewartet werden.

Trotz dieses nicht ganz zufrieden stellenden Ergebnisses ist die Bedeutung des LA für die in den Kapiteln 6 und 7 belegte Leistungssteigerung der KA Netphen wesentlich. Bedenkt man, dass die KA Netphen vor Beginn der Untersuchungen im Jahr 1998 meist mit einem TS-Gehalt von 2 bis 2,5 mg/l betrieben wurde, konnte durch den Einsatz des LA eine Erhöhung des TS-Gehaltes im BB auf 4 bis 5 mg/l erreicht werden. Dies entspricht einer potenziellen Verdoppelung der Reinigungskapazität der KA Netphen. Allerdings führt die erhöhte Mikroorganismenkonzentration im BB zu einem höheren Sauerstoffbedarf, der normalerweise mit den ursprünglich eingesetzten Belüftungseinrichtungen nicht abgedeckt werden kann.

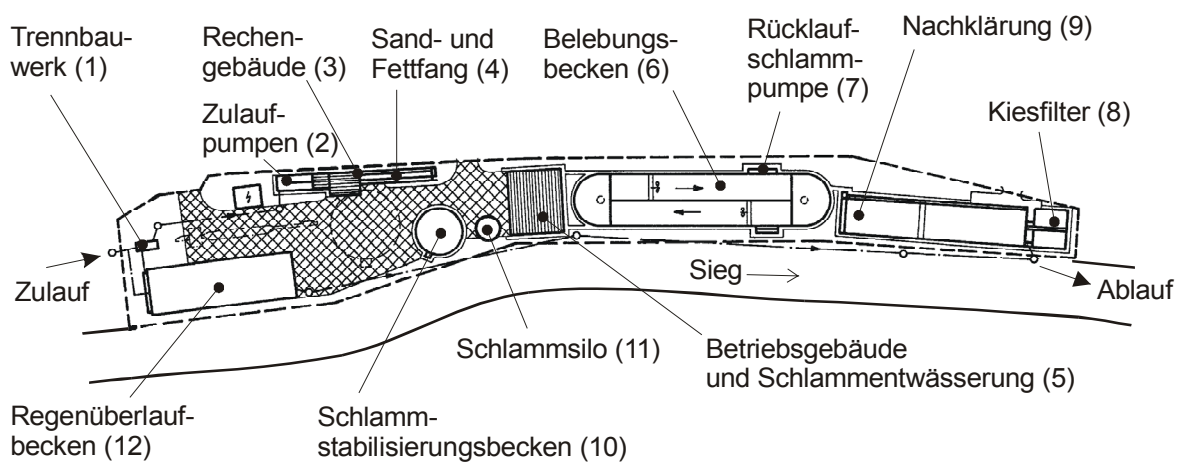
Nachdem die Bedingungen für die Nitrifikation und Denitrifikation durch Erhöhung des TS-Gehaltes deutlich verbessert werden konnten, soll in den folgenden Kapiteln erläutert werden, mit welcher Regelungsstrategie dieses zusätzliche Potenzial am besten genutzt werden kann.





## 4 Die Kläranlage Netphen

Die Kläranlage Netphen hat eine nominale Ausbaugröße von 12.000 Einwohnerwerten und gehört somit zu den kleinen bis mittelgroßen Kläranlagen. Sie besitzt keine Vorklärung. Die biologische Reinigungsstufe arbeitet nach dem Belebungsverfahren und ist als Oxidationsgraben ausgeführt (Umlaufgraben vom Typ "Carrousel"). In der Ausbaustufe von 1988 /Esmi85/ wird das BB mit zwei Oberflächenbelüftern belüftet. Die Nachklärung ist als Längsbecken ausgebaut, die Förderung des Rücklaufschlammes wird über Saugräumer und Schneckenpumpe realisiert. Die Schlammstabilisierung geschieht getrennt aerob.



**Bild 4.1:** Lageplan der Kläranlage Netphen

Der Lageplan im Bild 4.1 gibt einen maßstabsgerechten Überblick über die baulichen Gegebenheiten auf der KA Netphen. Zunächst passiert das Abwasser aus der Mischkanalisation das Trennbauwerk (1). Hier wird, je nach Zulaufmenge, ein Teil des Volumenstroms in das Regenüberlaufbecken (12) abgeschlagen. Bei späterem geringerem Zulaufvolumen wird das dort gespeicherte Abwasser mittels Kreiselpumpe in das Trennbauwerk zurückgeführt. Bei sehr starkem Zufluss läuft ein Teil des Abwassers durch das Regenüberlaufbecken direkt in den Vorfluter (die Sieg).

Das Mischwasser wird durch zwei Schneckenpumpen (2) in die Anlage gefördert. Im mechanischen Teil wird er durch einen Rechen (3) und einen kombinierten Sand- und Fettfang (4) von groben Verunreinigungen befreit. Anschließend wird das Abwasser im biologischen Teil im Belebungsbecken (6) gereinigt. Der Belebtschlamm wird in der Nachklärung (9) durch Sedimentation vom Abwasser getrennt und als Rücklaufschlamm über eine Schneckenpumpe (7) dem Belebungsbecken zugeführt. Abhängig von der Schieberstellung durchläuft das gereinigte Abwasser nach der Nachklärung zunächst ein Filterbett (8) oder fließt direkt in den Vorfluter.

Der als Überschussschlamm aus dem Pumpensumpf der Rücklaufschlammpumpe (7) abgezogene Belebtschlamm wird zunächst in einem Stabilisierungsbecken (10) aerob stabilisiert, dann in einem Schlammsilo (11) zwischengelagert und schließlich mit einer Kammerfilterpresse im Betriebsgebäude (5) entwässert. Der stabilisierte und gepresste Schlamm wird entweder deponiert oder verbrannt.

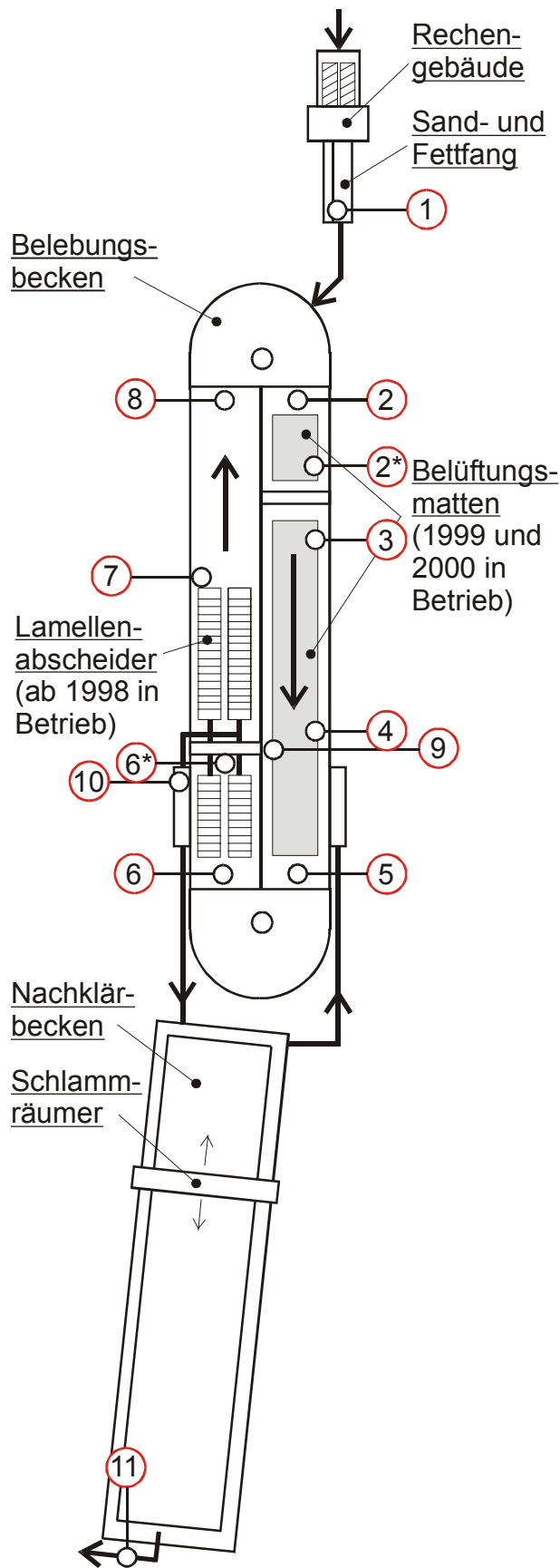
Neben den aus der Kanalisation zufließenden Abwässern werden auch Klärschlämme und Grobfänge aus den Rechenanlagen umliegender kleinerer Kläranlagen mit einer Kammerfilterpresse entwässert, was die Anlage zusätzlich belastet. Das beim Pressvorgang entstehende Filtrat belastet die Anlage ebenfalls, weil nur während der normalen Arbeitszeit entwässert wird (Hauptbelastungszeit der KA) und kein Ausgleichsbehälter vorhanden ist, der zur Vergleichmäßigung der Belastung beitragen könnte. Gerätetechnisch wurde die KA Netphen ausschließlich für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation ausgelegt. Schlammalter und Schlammbelastung erlauben zwar prinzipiell eine Denitrifikation /Esmi85/, jedoch waren die verwendeten Stellglieder (und insbesondere die O<sub>2</sub>-Regelung) für eine zufriedenstellende Nitrifikation und Denitrifikation nicht geeignet (näheres im Kapitel 4.2).

Die gerätetechnische Ausstattung der KA Netphen wurde während der in dieser Arbeit beschriebenen Untersuchungen mehrmals ergänzt bzw. umgebaut. Neben dem Einbau der Lamellenabscheider in das Belebungsbecken wurden die Antriebsmotore der Kreiselbelüfter mit Frequenzumrichtern ausgestattet und zwei Belüftungssysteme zur Unterstützung der Kreiselbelüfter eingesetzt. Größere bauliche Maßnahmen fanden nicht statt. In den Kapiteln 4.2 bis 4.6 wird die KA Netphen in ihren verschiedenen Ausbauvarianten beschrieben.

## 4.1 Messstellenplan

Bild 4.2 zeigt den Messstellenplan für die in den folgenden Kapitel 5 bis 7 vorgestellten Messkampagnen auf der KA Netphen. Die wichtigsten Online-Messgrößen mit ihren Messorten sind hier vermerkt. Während der gesamten Untersuchungen wurde nicht immer mit identischer Messausrüstung gearbeitet. Unter Berücksichtigung der jeweiligen Problemstellung wurden unterschiedliche Messgrößen- und Messstellenkombinationen gewählt.

Die im Bild 4.2 skizzierten Belüftungsmatten und Lamellenabscheider zeigen die Positionierung dieser Einbauten in den Jahren 1998 bis 2000.



### Messstellen und Messgrößen:

- 1: pH-Wert Zulauf BB  
Leitfähigkeit Zulauf BB  
Redoxpotenzial Zulauf BB  
CSB/CSB(UV) Zulauf BB  
NH<sub>4</sub>-N Zulauf BB
- 2: O<sub>2</sub> BB
- 2\*: O<sub>2</sub> BB
- 3: O<sub>2</sub> BB
- 4: NH<sub>4</sub>-N BB
- 5: pH-Wert BB  
Leitfähigkeit BB  
Redoxpotenzial BB  
Temperatur BB  
O<sub>2</sub> BB
- 6: TS-Gehalt BB  
NO<sub>3</sub>-N BB  
O<sub>2</sub> BB
- 6\*: NO<sub>3</sub>-N BB  
NH<sub>4</sub>-N BB
- 7: O<sub>2</sub> BB
- 8: O<sub>2</sub> BB
- 9: Aktivität BB
- 10: TS-Gehalt BB Ablauf
- 11: CSB/CSB(UV) Ablauf  
NH<sub>4</sub>-N Ablauf  
NO<sub>3</sub>-N Ablauf  
PO<sub>4</sub>-P Ablauf  
TS-Gehalt Ablauf  
Leitfähigkeit Ablauf  
Q Ablauf

Die mit \* gekennzeichneten Messstellen wurden für den endgültigen Umbau der KA Netphen gewählt.

**Bild 4.2:** Die wichtigsten Messgrößen mit ihren Messorten der von 1996 bis 2001 durchgeführten Messkampagnen

## 4.2 Ausbauzustand vor Beginn der Untersuchungen

Vor Beginn eines F&E-Projektes im Jahre 1996 wurden zur Belüftung ausschließlich zwei an den Stirnseiten des Belebungsbeckens installierte Oberflächenbelüfter (Kreisel 1 und 2) eingesetzt, die jeweils durch zweifach polumschaltbare Motore angetrieben wurden (Bild 4.3). Zur Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit im BB bei reduzierter Drehzahl der Kreisel oder bei Abschaltung eines Kreisels waren zwei Propeller installiert.

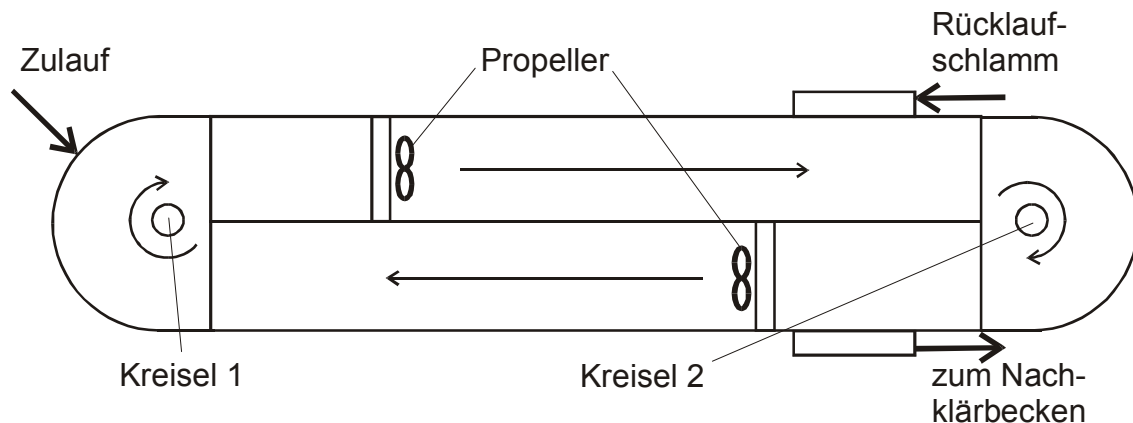


Bild 4.3: Prinzipskizze des Belebungsbeckens der Kläranlage Netphen (vor 1996)

Für die  $O_2$ -Konzentration im BB wurde eine konstante Führungsgröße (Sollwert) von 1,5 - 2 mg/l vorgegeben (Festwertregelung mit Standardregelkreis). Die Sauerstoffkonzentration wurde an der Messstelle 7 gemessen. Verwendet wurde ein schaltender Regler (Mehrpunktregler mit Hysterese). Bild 4.4 zeigt das Verhalten der Sauerstoffregelung anhand der Istgröße ( $O_2$ -Konzentration im BB) und der Stellgröße (Belüftungsstufe). Die Belüftungsstufen ergaben sich durch die polumschaltbar betriebenen Kreiselbelüfter gemäß Tabelle 4.1.

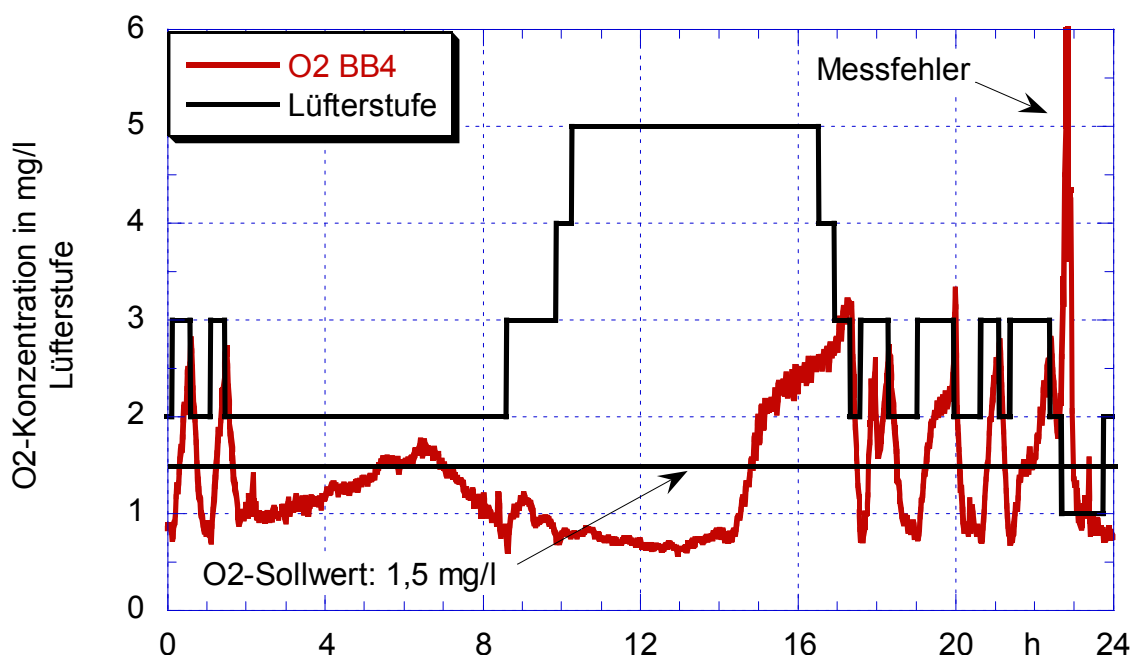


Bild 4.4: Sauerstoffkonzentration im BB und Belüftungsstufen am 12.07.1994

| Belüftungsstufe | Kreisel 1                                                    | Kreisel 2                                                    |
|-----------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|
| 1               | aus                                                          | aus                                                          |
| 2               | Stufe 1 ( $n = 740 \text{ min}^{-1}$ , $P = 18 \text{ kW}$ ) | aus                                                          |
| 3               | Stufe 1 ( $n = 740 \text{ min}^{-1}$ , $P = 18 \text{ kW}$ ) | Stufe 1 ( $n = 740 \text{ min}^{-1}$ , $P = 18 \text{ kW}$ ) |
| 4               | Stufe 2 ( $n = 989 \text{ min}^{-1}$ , $P = 25 \text{ kW}$ ) | Stufe 1 ( $n = 740 \text{ min}^{-1}$ , $P = 18 \text{ kW}$ ) |
| 5               | Stufe 2 ( $n = 989 \text{ min}^{-1}$ , $P = 25 \text{ kW}$ ) | Stufe 2 ( $n = 989 \text{ min}^{-1}$ , $P = 25 \text{ kW}$ ) |

Tab. 4.1: Belüftungsstufen der Oberflächenbelüftung

Der Verlauf der Regelgröße im Bild 4.4 zeigt das typische Verhalten einer mit einem Mehrpunktregler geregelten Strecke. Häufiges Schalten führt zum Oszillieren der Regelgröße um die Führungsgröße. Zur Tagesmitte erreicht die  $\text{O}_2$ -Konzentration die Führungsgröße nicht, obwohl beide Kreisel mit Volllast betrieben werden (Belüftungsstufe 5). Dies gibt einen ersten Hinweis auf eine Unterdimensionierung der Stellglieder. Bei der sehr hohen  $\text{O}_2$ -Konzentration am Ende des Tages handelt es sich um einen Messfehler.

### 4.3 Ausbauzustand bei intermittierendem Betrieb (1996)

Während des intermittierenden Betriebes im Jahr 1996 (siehe Kapitel 5) wurden im BB zusätzlich Belüftungsmatten für die Begasung mit Reinsauerstoff installiert. In der ersten Untersuchungsphase 1996 wurde lediglich zur Unterstützung der Kreiselbelüfter Reinsauerstoff zudosiert (siehe Kapitel 5.1), im zweiten Untersuchungszeitraum 1996 wurden die Kreisel stillgelegt und ausschließlich mit Rein- $\text{O}_2$  begast (siehe Kapitel 5.2). Hierzu wurde das gesamte BB (mit Ausnahme der Bereiche um die Kreiselbelüfter) mit Belüftungsmatten versehen (wie im Bild 4.5 skizziert). Ansonsten entsprach der Ausbauzustand des Belebungsbeckens dem im Kapitel 4.1 beschriebenen.

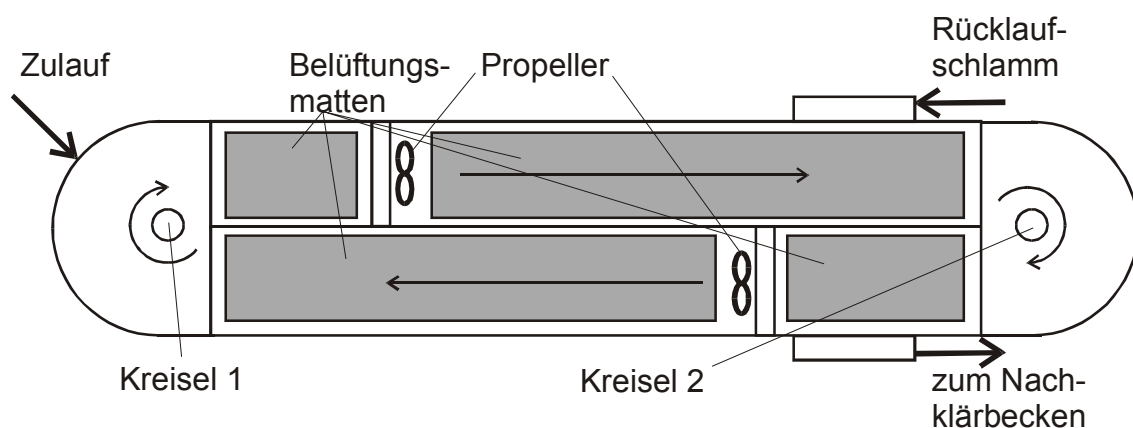


Bild 4.5: Prinzipskizze des Belebungsbeckens der Kläranlage Netphen (1996)

Die Belüftungsmatten wurden über Schläuche und durch einen Druckbehälter mit Verdampfer mit industriellem Reinsauerstoff versorgt. Die relativ komplizierte Kombination aus Steuerung und Regelung der  $\text{O}_2$ -Konzentration im BB wird im Kapitel 5 erläutert.

#### 4.4 Ausbauzustand nach Einbau der Lamellenabscheider (1998)

Nach Entfernen eines Teils der Belüftungsmatten, wurden 1998 die Lamellenabscheider im BB installiert (Bild 4.6). Belüftet wurde ausschließlich mit den Kreiseln. Aus Platzgründen musste ein Propeller stillgelegt werden, was aber keine negativen Auswirkungen auf die Umwälzung des Belebtschlammes im BB hatte. Die Anlage wurde mit dem SymBio<sup>®</sup>-Verfahren betrieben (siehe Kapitel 6.1). Für die O<sub>2</sub>-Regelung kam ein konventioneller PID-Industrieregler zum Einsatz. Die Messstelle für die Sauerstoffkonzentration wurde während der Untersuchungen mehrmals geändert.

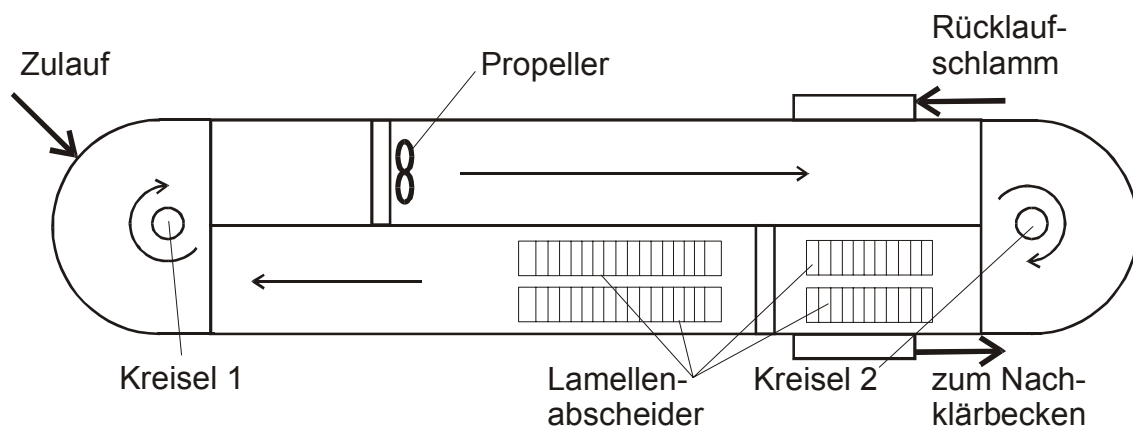
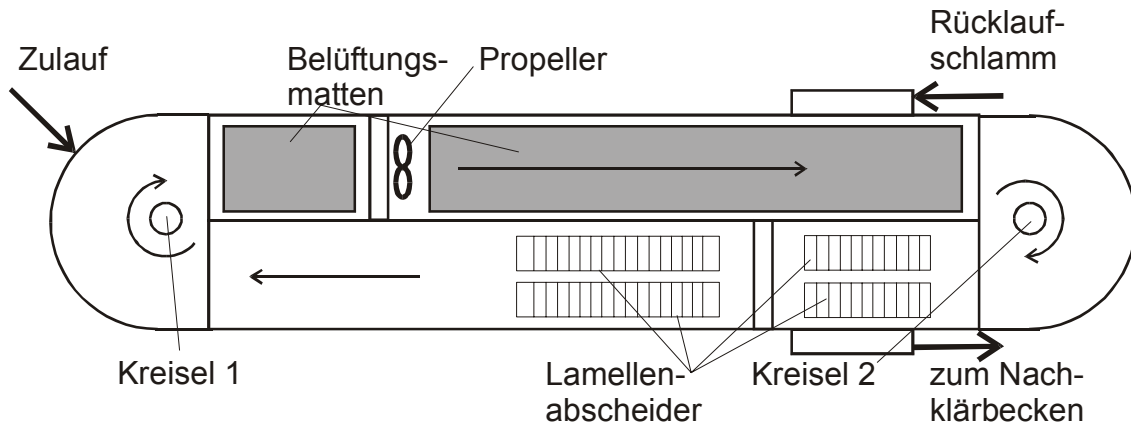


Bild 4.6: Prinzipskizze des Belebungsbeckens der Kläranlage Netphen (1998)

#### 4.5 Ausbauzustand für Zusatzbegasung mit Reinsauerstoff (1999 und 2000)

1999 wurde ein Teil der Belüftungsmatten aus den Versuchen von 1996 reaktiviert. Dies war problemlos möglich, weil die gesamte Ausstattung für die Reinsauerstoffbegasung (Matten, Tankbehälter, Verdampfer, Schläuche, etc.) noch installiert waren. Bild 4.7 zeigt, dass die Belüftungsmatten nur noch in einem Teilbereich des BB eingesetzt wurden. Auch hier wurde der Reinsauerstoff ausschließlich zur Unterstützung der Kreiselbelüfter zudosiert. Die O<sub>2</sub>-Konzentration im BB wurde an zwei Stellen gemessen (Messstellen 3 und 4 im Bild 4.2). Diese (für Kläranlagen) ungewöhnliche Erfassung der Sauerstoffkonzentration wird im Kapitel 6.2 näher erläutert. 1999 wurde die Anlage mit einem erweiterten SymBio<sup>®</sup>-Verfahren betrieben, 2000 und 2001 wurde Fuzzy-Logik zur O<sub>2</sub>-Führungsgrößenberechnung verwendet (siehe Kapitel 7).

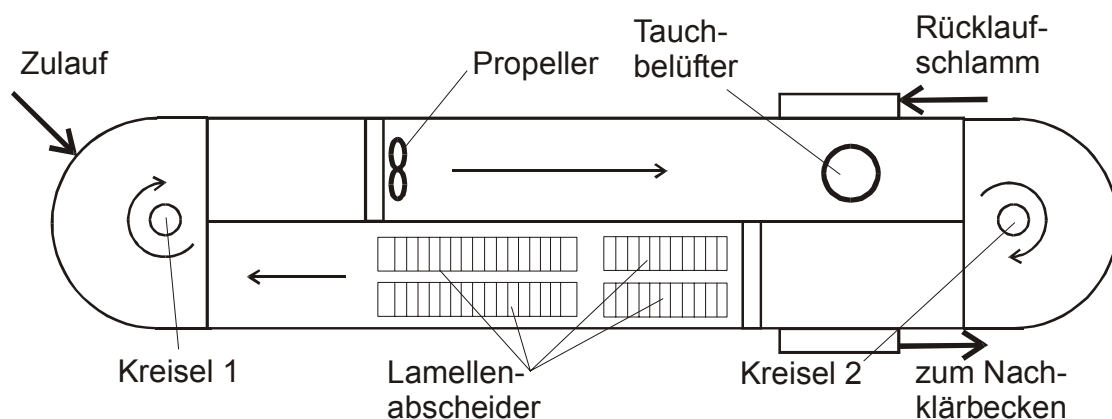


**Bild 4.7:** Prinzipskizze des Belebungsbeckens der Kläranlage Netphen (1999 und 2000)

#### 4.6 Ausbauzustand nach dem endgültigen Umbau der Kläranlage Netphen (2001)

Nach Abschluss des F & E-Projektes „Verfahrens- und regelungstechnische Maßnahmen zur Steigerung der Reinigungsleistung kleiner und mittlerer Kläranlagen am Beispiel der Kläranlage Netphen“ und nach Vorschlägen aus dem zugehörigen Abschlussbericht /Scön00b/, wurden die Lamellenabscheider gemäß Bild 4.8 versetzt, um einige der während des Betriebs erkannten Probleme zu beheben und einen besseren Abscheidegrad zu erreichen.

Im Jahr 2001 wurde zudem vom Betreiber der KA Netphen (in erster Linie aus Kostengründen) entschieden, komplett auf die Zusatzbegasung mit Reinsauerstoff zu verzichten. Nach Deinstallation der Belüftungsmatten wurde an deren Stelle ein zusätzliches Belüftungsaggregat im BB installiert (Bild 4.9). Hierbei handelt es sich um einen Tauchbelüfter, der (im Gegensatz zur Reinsauerstoffbegasung) einen eher punktuellen Eintrag von Luftsauerstoff ermöglicht. Dies führte zu bemerkenswerten Ergebnissen, die im Kapitel 7.3 vorgestellt werden. Die O<sub>2</sub>-Konzentration wurde an Messstelle 2\* mit nur einer Sonde gemessen. Die eingesetzte Regelungsstrategie entsprach (bis auf einige kleinere Verbesserungen) derjenigen aus dem Jahr 2000.



**Bild 4.8:** Prinzipskizze des Belebungsbeckens der Kläranlage Netphen (2001)





Bild 4.9: Im BB der Kläranlage Netphen eingesetzter Tauchbelüfter (links ausgebaut, rechts nach der Installation)

#### 4.7 Eine Besonderheit der Kläranlage Netphen

Bezüglich des Schadstoffabbaus in einer kommunalen Kläranlage ist üblicherweise der Belastungsfall „Regenwetterzulauf“ deutlich kritischer als „Trockenwetterzulauf“. Die Ursachen sind:

- Bei hohen Volumenströmen (Regenwetterzulauf) ist die Aufenthaltszeit der zulaufenden Schmutzfracht im System „Kläranlage“ kürzer als bei niedrigen Volumenströmen (Trockenwetterzulauf).
- Der Wirkungsgrad der Nachklärung (bei der KA Netphen auch des Lamellenabscheiders) ist durch die größere hydraulische Belastung bei Regenwetterzulauf niedriger als bei Trockenwetterzulauf. Hier steigt die Gefahr des Schlammabtriebs.

Bezüglich der zuerst genannten Ursache gilt für die KA Netphen jedoch eine Besonderheit. Das diese Anlage mit Mischwasser versorgende Kanalnetz ist sehr marode. Der Fremdwasseranteil im Zulauf somit hoch. Im Falle des Regenwetterzulaufes führen diese hohen Fremdwasseranteile sehr schnell zu einer hydraulischen Überlastung der KA Netphen. Als Folge wird der überschüssige Zulaufvolumenstrom in das Regenüberlaufbecken geleitet, was in solchen Fällen häufig überläuft. Als Folge werden größere Mengen lediglich mechanisch gereinigten (jedoch stark verdünnten) Mischwassers an der Anlage vorbei, in den Vorfluter

geleitet. Somit durchläuft nur ein Teil der zulaufenden Schmutzfracht die Kläranlage, was (verglichen mit dem Belastungsfall „Trockenwetterzulauf“) zu einer niedrigeren  $\text{NH}_4\text{-N}$ - bzw. CSB-Fracht-Belastung führt. Somit ist für die KA Netphen „Trockenwetterzulauf“ (insbesondere bezüglich des Stickstoffabbaus) der kritischere Belastungsfall.

Der Frachtabschlag in den Vorfluter bei Regenwetterzulauf ist zwar durchaus im Sinne der Anlagenbetreiber, deren primäre Aufgabe die Einhaltung der Überwachungswerte ist; aus Gesichtspunkten des Umweltschutzes ist es jedoch höchst unbefriedigend. Eine Lösung dieses Problems liegt in der Sanierung des die KA Netphen mit Abwasser versorgenden Kanalnetzes, um das Eindringen von Fremdwasser zu unterbinden. Eine Maßnahme, die zukünftig geplant ist, aber naturgemäß einen größeren Zeit- und Kostenaufwand erfordert.



## 5 Betrieb der Kläranlage Netphen mit intermittierender Nitrifikation und Denitrifikation

Eine mögliche Maßnahme, den Stickstoffabbau bei nitrifizierenden Kläranlagen zu verbessern und einen größeren Umbau der Kläranlage zu vermeiden, ist die zusätzliche Begasung des Belebungsbeckens mit reinem Sauerstoff mit dem Ziel, eine intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation zu realisieren /Boës91/.

Wie bereits im Kapitel 2.2.1 angesprochen, wird bei der intermittierenden Betriebsweise eines Belebungsbeckens in Intervallen abwechselnd belüftet und nicht belüftet. Idealerweise herrschen während des Belüftungsintervalles aerobe Bedingungen im gesamten BB, die eine Nitrifikation ermöglichen (→ Nitrifikationsintervall). Anschließend wird die Belüftung ausgeschaltet, im gesamten BB bilden sich anoxische Bedingungen aus, die zur Denitrifikation führen (→ Denitrifikationsintervall). Die Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge lassen sich über die Dauer der jeweiligen Intervalle beeinflussen, wobei jedoch gewisse Einschränkungen berücksichtigt werden müssen (siehe Kapitel 5.1 und 5.2). Im Nitrifikationsintervall wird eine konstante O<sub>2</sub>-Führungsgröße vorgegeben (im Fall der KA Netphen 2 mg/l), die durch eine Regelung eingehalten werden muss. Im Denitrifikationsintervall (im Folgenden auch „Belüftungspause“ genannt) beträgt diese Führungsgröße 0 mg/l. Die O<sub>2</sub>-Konzentration im BB wird jedoch nicht geregelt in diesen Arbeitspunkt überführt, sondern die Stellglieder für den Sauerstoffeintrag werden einfach ausgeschaltet.

Weil zu Beginn eines Nitrifikationsintervalls die O<sub>2</sub>-Konzentration im BB sehr schnell von 0 mg/l in einen Sollwert überführt werden muss, werden sehr leistungsfähige Stellglieder für den Sauerstoffeintrag benötigt. In vom Betreiber der KA durchgeführten Versuchen stellte sich heraus, dass die herkömmlichen Belüftungseinrichtungen der KA Netphen häufig nicht in der Lage waren, den Sollwert der O<sub>2</sub>-Konzentration<sup>27</sup> von 2 mg/l innerhalb eines Belüftungsintervalls zu erreichen. Zur Realisierung eines intermittierenden Betriebes wurde somit eine Steigerung der O<sub>2</sub>-Eintragskapazität der Stellglieder nötig. Der Betreiber entschied sich für eine zusätzliche Begasung des Belebungsbeckens mit Reinsauerstoff nach dem BIOX-N<sup>®</sup>-Verfahren der Firma Messer Griesheim GmbH /BIOX95/. Hier wird industrieller Reinsauerstoff über einen Druckbehälter mit Verdampfer und am Boden des Belebungsbeckens angebrachten Belüftungsmatten feinblasig in den Prozess eingetragen. 1996 wurden zwei Feldver-

---

<sup>27</sup> Im Folgenden auch O<sub>2</sub>-Sollwert oder O<sub>2</sub>-Führungsgröße genannt.

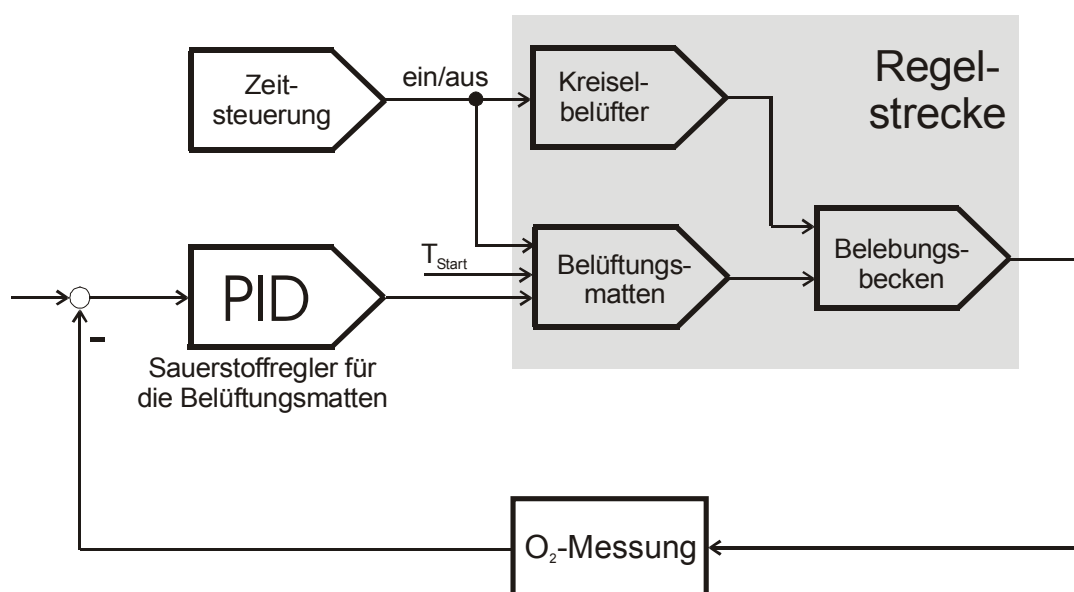
suche mit dem BIOX-N<sup>®</sup>-Verfahren durchgeführt /KHSZ96/. Zunächst wurde dieses Verfahren zur Unterstützung der Kreislaufbelüfter während des Nitrifikationsintervalls eingesetzt. In einem zweiten Versuch wurde ausschließlich mit Reinsauerstoff begast.

Die folgenden Strategien zur Vorgabe der Nitrifikations- und Denitrifikationsdauer kamen 1996 zum Einsatz:

- Zeitsteuerung der Intervalldauer (Kapitel 5.1),
- ereignisabhängige Regelung der Intervalldauer (Kapitel 5.2).

### 5.1 Intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation mit Zeitsteuerung

Bild 5.1 zeigt die realisierte zeitgesteuerte intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation als Blockschaltbild. Die Zeitsteuerung schaltet beide Oberflächenbelüfter ein oder aus. Sie wurden im Nitrifikationsintervall immer mit Maximaldrehzahl betrieben, eine Regelung der O<sub>2</sub>-Konzentration im BB über diese Stellglieder fand nicht statt. Diese wurde (in der Nitrifikationsphase) ausschließlich durch Regelung des über die Belüftungsmatten eingetragenen Reinsauerstoffvolumenstroms realisiert. Zu Beginn der Nitrifikationsphase musste für eine vorgegebene Zeitspanne  $T_{Start}$  mit dem größtmöglichen Volumenstrom begast werden, damit die O<sub>2</sub>-Konzentration im BB möglichst schnell in den Bereich der gewünschten Führungsgröße erhöht werden konnte. Diese gesteuerte Begasung wurde für  $T_{Start} = 5$  min betrieben. Anschließend wurde die O<sub>2</sub>-Konzentration mit einem PID-Regler geregelt. Nach Beendigung der Nitrifikationsphase wurden alle Belüftungseinrichtungen ausgeschaltet.



**Bild 5.1:** Blockschaltbild zur Regelung der Sauerstoffkonzentration mit überlagerter Zeitsteuerung für die intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation

### 5.1.1 Ergebnisse des gesteuerten Betriebs

Die Ergebnisse des durchgeführten Feldversuches und aufgetretene Besonderheiten werden im Folgenden anhand gemessener Ganglinien vorgestellt. Zunächst werden ausgewählte Tagesgänge gezeigt, um die Wirkungsweise der intermittierenden Nitrifikation und Denitrifikation zu erläutern. Später werden längere Zeiträume betrachtet, um die Wirksamkeit der zeitgesteuerten Nitrifikation und Denitrifikation beurteilen zu können.

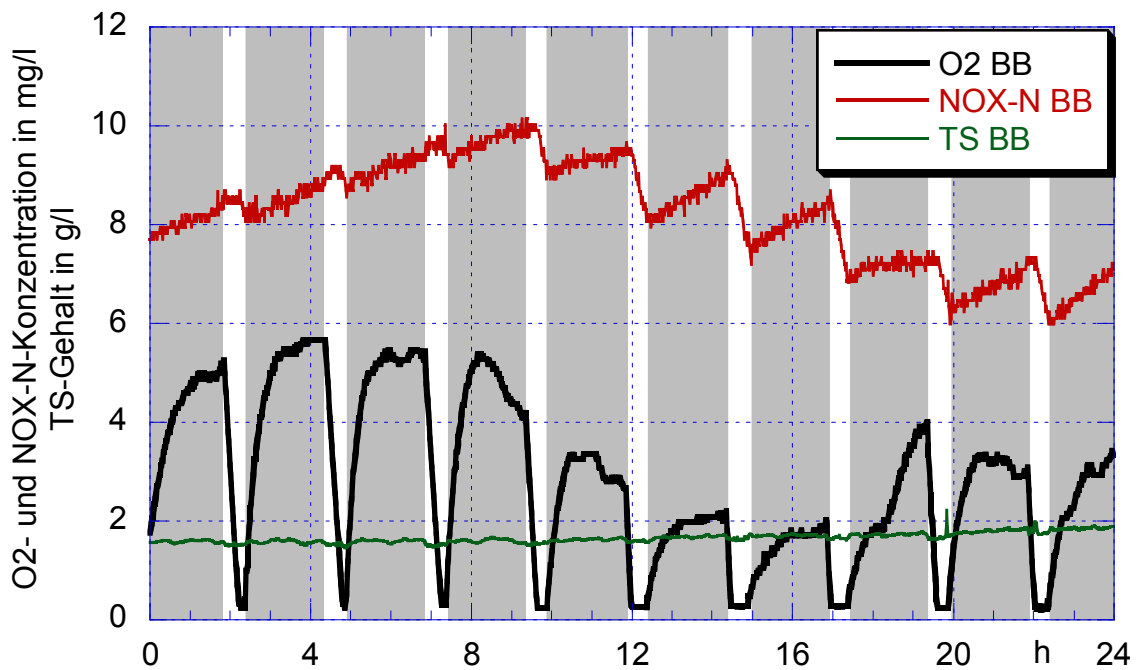


Bild 5.2:  $O_2$ -,  $NO_x$ -N-Konzentration und TS-Gehalt im BB am 18.5.1996

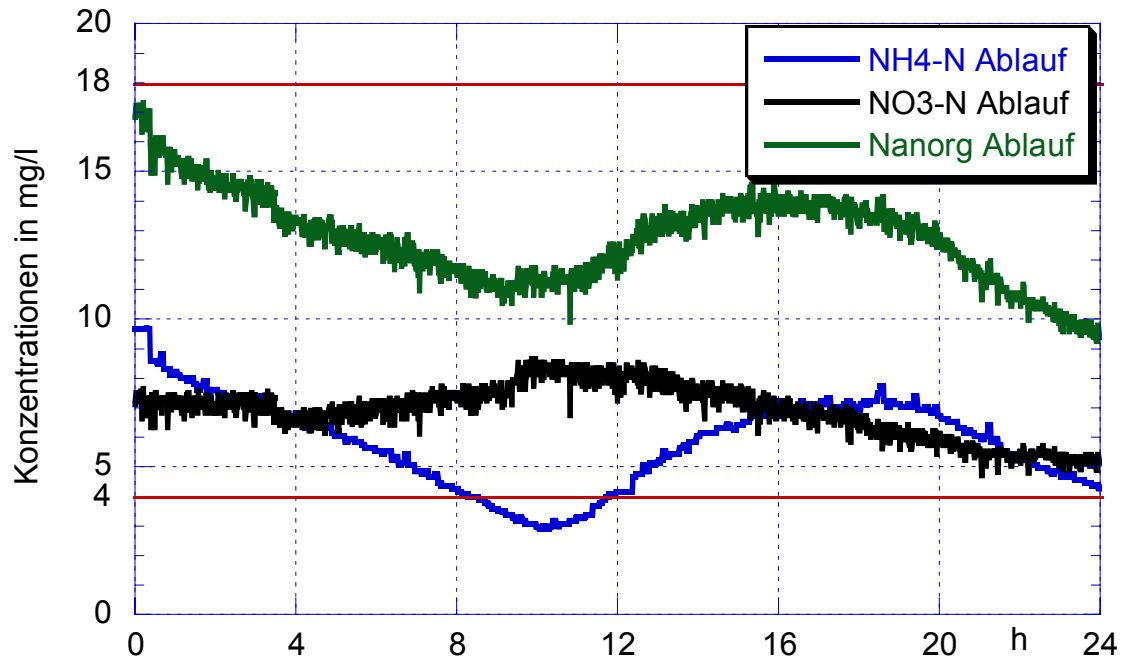


Bild 5.3:  $NH_4$ -N-,  $NO_x$ -N- und  $N_{anorg}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung am 18.5.1996

Zu Beginn der Messkampagne wurde, basierend auf Erfahrungen mit vergleichbaren Anlagen, eine Nitrifikationszeit  $T_{Ni}=2$  h (Belüftungszeit) und eine Denitrifikationszeit  $T_{De}=0,5$  h (Belüftungspause) gewählt (Bild 5.2). Daraus ergibt sich ein Verhältnis  $T_{Ni} : T_{De} = 4 : 1$  und eine Intervallzeit  $T_I = T_{Ni} + T_{De} = 2,5$  h.

Bild 5.2 zeigt die  $O_2$ -, die  $NO_x$ -N-Konzentration sowie den TS-Gehalt im BB in einem Tagesgang. Die Nitrifikationsintervalle sind grau gekennzeichnet. Auffällig sind die teilweise sehr hohen  $O_2$ -Konzentrationen in den nächtlichen Schwachlastphasen. Der gesteuerte Betrieb der Kreiselbelüfter führte zu diesen Sollwertüberschreitungen. Durch die geregelte Zusatzbegasung wurde zwar verhindert, dass in solchen Phasen zusätzlich Reinsauerstoff über die Belüftungsmatten eingetragen wurde<sup>28</sup> (mit Ausnahme des ebenfalls gesteuerten Zeitraums  $T_{Start}$ ), jedoch wäre eine zusätzliche Regelung der Kreisel in diesen Zeiträumen sinnvoll, um Energie einzusparen. Die damals eingesetzte Hardware, bestehend aus einem PID-Regler (Sipart DR 20) zur Regelung der  $O_2$ -Konzentration im BB und eine SPS (Simatic S5) für die Vorgabe der Zeitintervalle, erlaubte dies jedoch nicht.

Weiterhin fällt auf, dass sich in den Denitrifikationsphasen zwischen 0 und 7<sup>30</sup> Uhr, die  $O_2$ -Konzentration im BB wegen der geringen Zehrung nur sehr langsam in den anoxischen Bereich bewegten. In diesem Zeitraum herrschten also selbst während der Belüftungspause meist aerobe Bedingungen, was auch am Verlauf der  $NO_x$ -N-Konzentration deutlich wird, die selbst in der nicht belüfteten Phase stieg! Dies ist unsinnig und zeigt, dass  $T_{DE}$  mit 0,5 h deutlich zu kurz ausgelegt wurde.

Trotz der langen Nitrifikationsintervalle überschreitet die  $NH_4$ -N-Ablaufkonzentration (Bild 5.4) noch den geforderten Überwachungswert von 4 mg/l, der  $N_{ges}$ -Überwachungswert von 18 mg/l wurde jedoch eingehalten (im Bild 5.4 anhand der  $N_{anorg}$ -Ganglinie zu erkennen). Die Ursache für die hohen  $NH_4$ -N-Ablaufwerte liegen vor allem im zu niedrigen TS-Gehalt im BB (Bild 5.4) und der daraus resultierenden, für eine ausreichende Nitrifikation nicht hinreichenden Bedingungen). Aus der geringen Mikroorganismenkonzentration im BB resultiert auch die bereits angesprochene geringe Zehrung und somit letztlich auch die sehr hohen  $O_2$ -Konzentrationen im BB.

Aus diesen Gründen wurden die Intervalle auf  $T_{Ni} = 1,5$  h und  $T_{De} = 0,67$  h ( $T_I = T_{Ni} + T_{De} = 2,17$  h) verändert und ein Verhältnis  $T_{Ni} : T_{De} = 9 : 1 = 2,25$  realisiert. Das Resultat dieser Maßnahme zeigen die folgenden Bilder 5.4 bis 5.6 ebenfalls anhand von Tagesgängen.

<sup>28</sup> Für diesen Zeitraum liegen keine Messdaten des eingetragenen Reinsauerstoffvolumenstroms vor, die diese Aussage belegen würden.

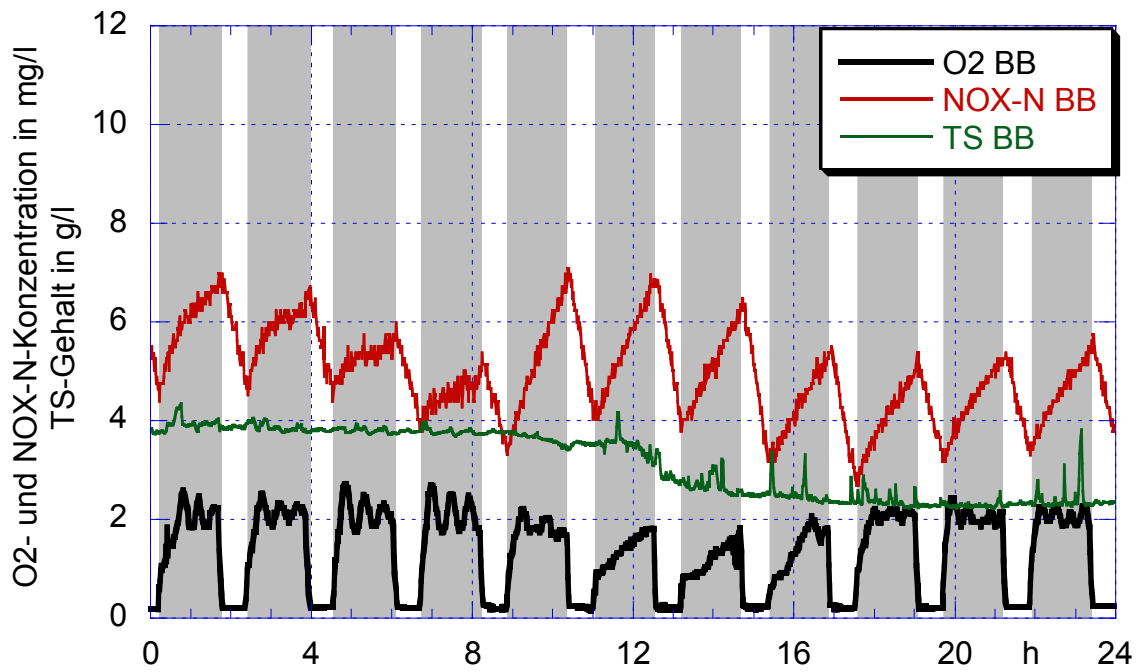


Bild 5.4:  $O_2$ -,  $NO_x$ -N-Konzentration und TS-Gehalt im BB am 25.05.1996

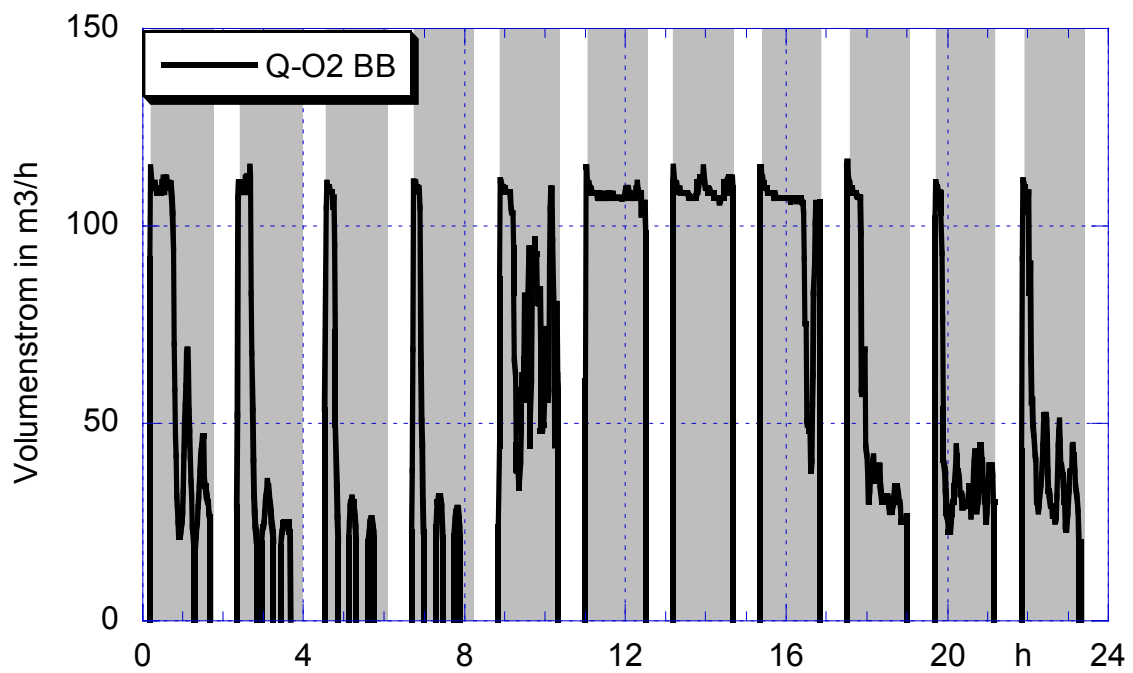


Bild 5.5: Volumenstrom der  $O_2$ -Begasung im BB am 25.05.1996



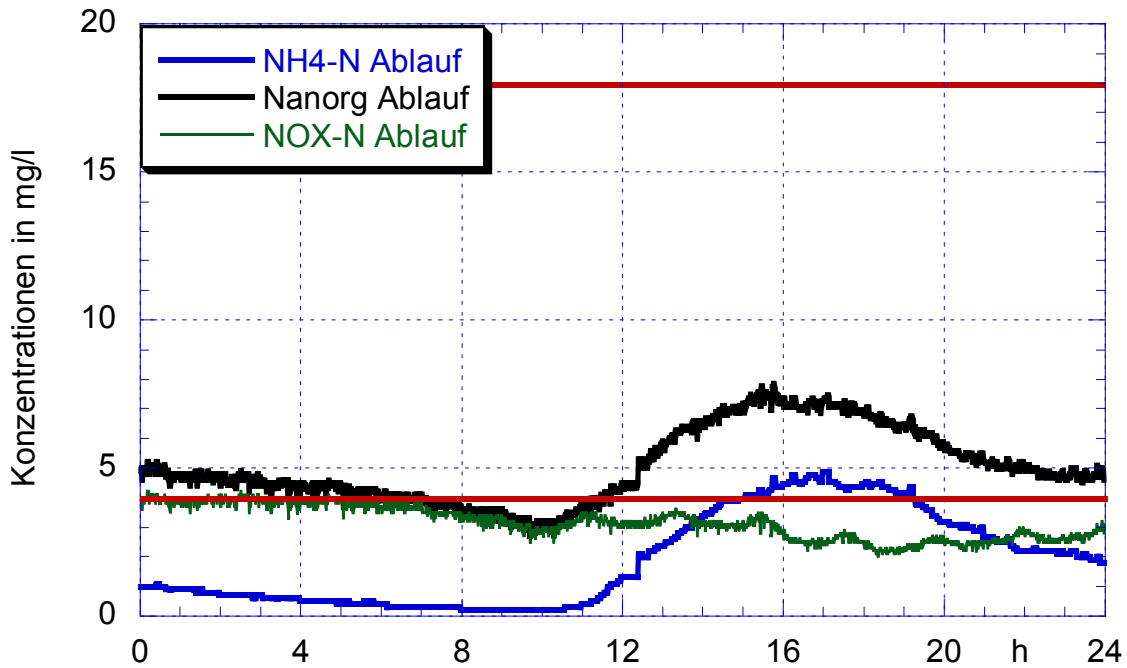


Bild 5.6: NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>x</sub>-N- und N<sub>anorg</sub>-Konzentration im Ablauf der Nachklärung am 18.5.1996

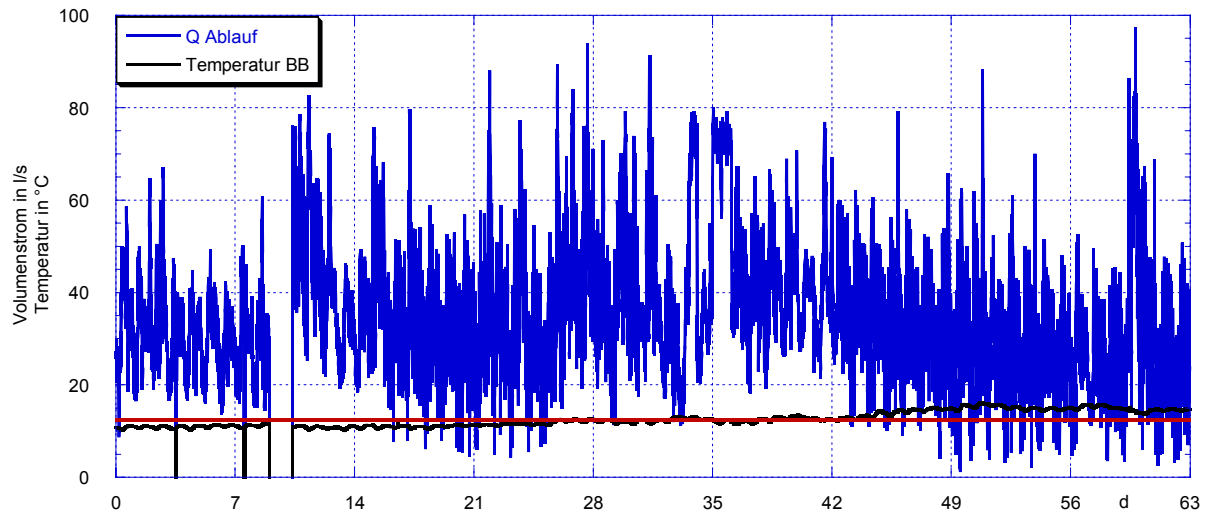
Auch in den Bildern 5.4 und 5.5 sind die Belüftungsphasen grau gekennzeichnet. Die O<sub>2</sub>-Zehrung war wegen des höheren TS-Gehaltes im BB deutlich größer als im zuvor betrachteten Tagesgang. Die O<sub>2</sub>-Konzentration in den Nitrifikationsphasen lag deshalb zeitweise unterhalb der vorgegebenen Führungsgröße von 2 mg/l. Durch die stärkere Zehrung herrschten bereits zu Beginn des Denitrifikationsintervalls anoxische Bedingungen. Die Denitrifikation verbesserte sich zudem durch die Verlängerung der Belüftungspause, deshalb lag die NO<sub>x</sub>-N-Konzentration im BB niedriger (Bild 5.6). Durch die geringe Zehrung in den Schwachlastphasen wurde in diesen Zeiträumen nur wenig Reinsauerstoff eingetragen (Bild 5.5). Erst zu Zeiten hoher Belastung (zur Tagesmitte) wurde mit dem größtmöglichen O<sub>2</sub>-Volumenstrom begast, trotzdem erreichte die O<sub>2</sub>-Konzentration im BB den Sollwert von 2 mg/l nicht. Das Stellglied arbeitete somit an seiner Begrenzung und war für diesen Belastungsfall unterdimensioniert.

Die Ablaufwerte (Bild 5.6) lagen niedriger, jedoch wurde der angestrebte Überwachungswert von 4 mg/l für die NH<sub>4</sub>-N-Ablaufkonzentration zeitweise noch überschritten. Eine mögliche Ursache ist die genannte Überlastung der Stellglieder zum Zeitpunkt kritischer Bedingungen.

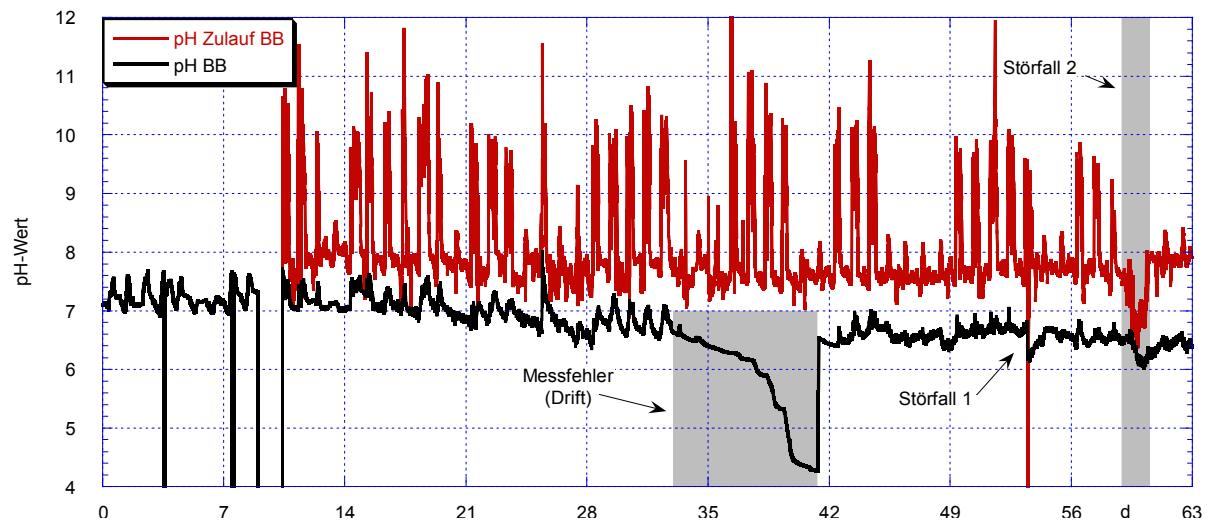
### 5.1.2 Messergebnisse über den gesamten Untersuchungszeitraum (Frühjahr 1996)

Die Kläranlage Netphen wurde 1996 vom 22.04. bis 23.06. zeitgesteuert intermittierend betrieben. Vom 22.04. bis 20.05. galt  $T_{Ni} = 2$  h,  $T_{De} = 0,5$  h und vom 20.5. bis 23.06.  $T_{Ni} = 1,5$  h,  $T_{De} = 0,67$  h. Die Bilder 5.7 bis 5.14 zeigen die in diesem Zeitraum gemessenen Randbedingungen (Ablaufvolumenstrom, pH-Wert im Zulauf zum BB, Temperatur im BB), die der

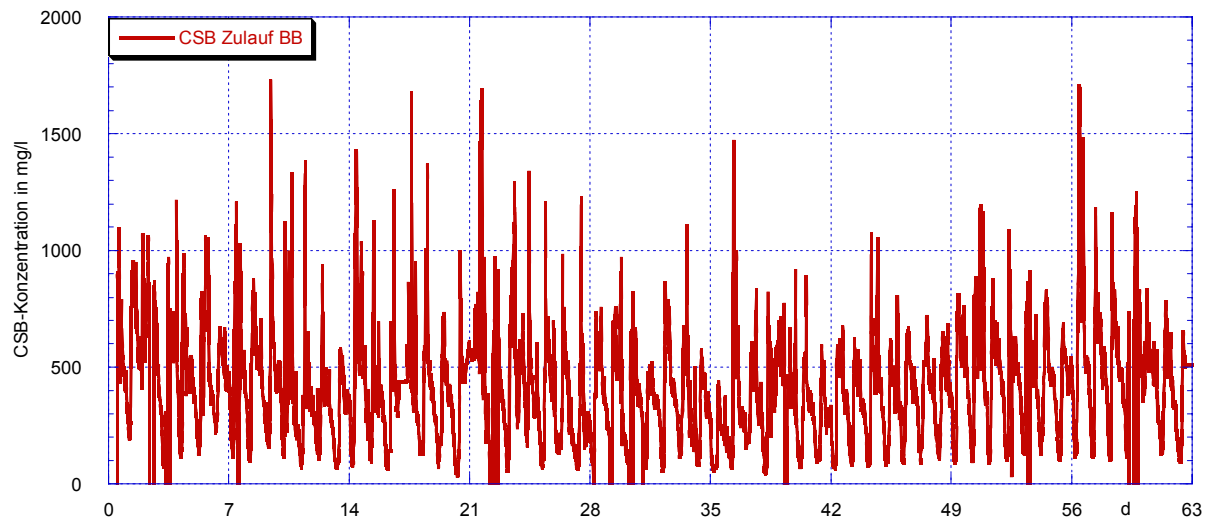
Anlage zufließenden Schmutzkonzentrationen und die Regel- und Stellgrößen sowie Ablaufkonzentrationen.



**Bild 5.7:** Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung und Temperatur im BB vom 22.04. bis 23.06.1996



**Bild 5.8:** pH-Wert im Zulauf zum BB und im BB vom 22.04. bis 23.06.1996



**Bild 5.9:** CSB-Konzentration im Zulauf zum BB vom 22.04. bis 23.06.1996

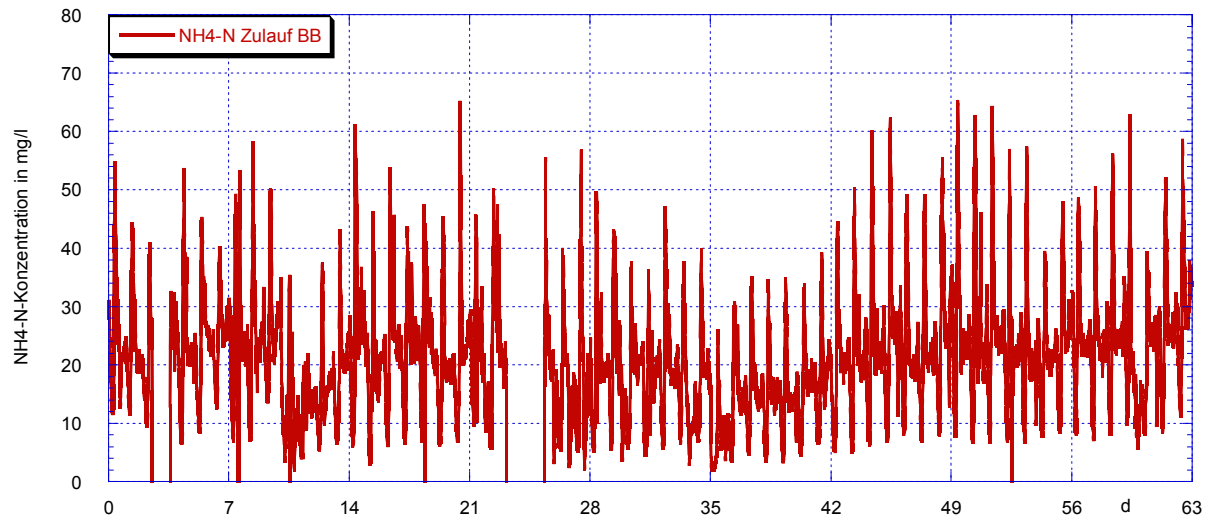


Bild 5.10:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf zum BB vom 22.04. bis 23.06.1996

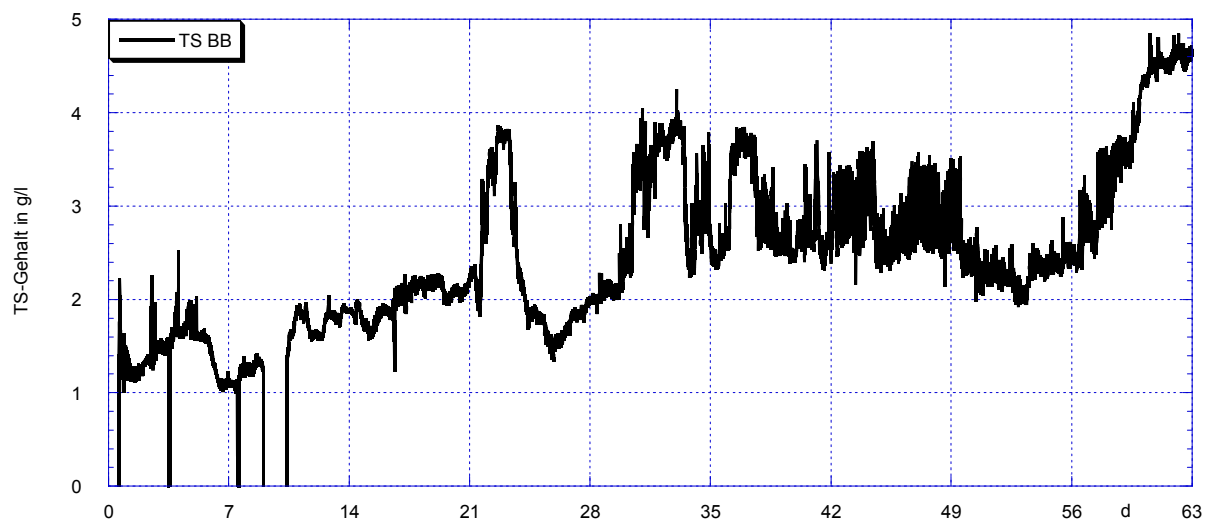


Bild 5.11: TS-Gehalt im BB vom 22.04. bis 23.06.1996

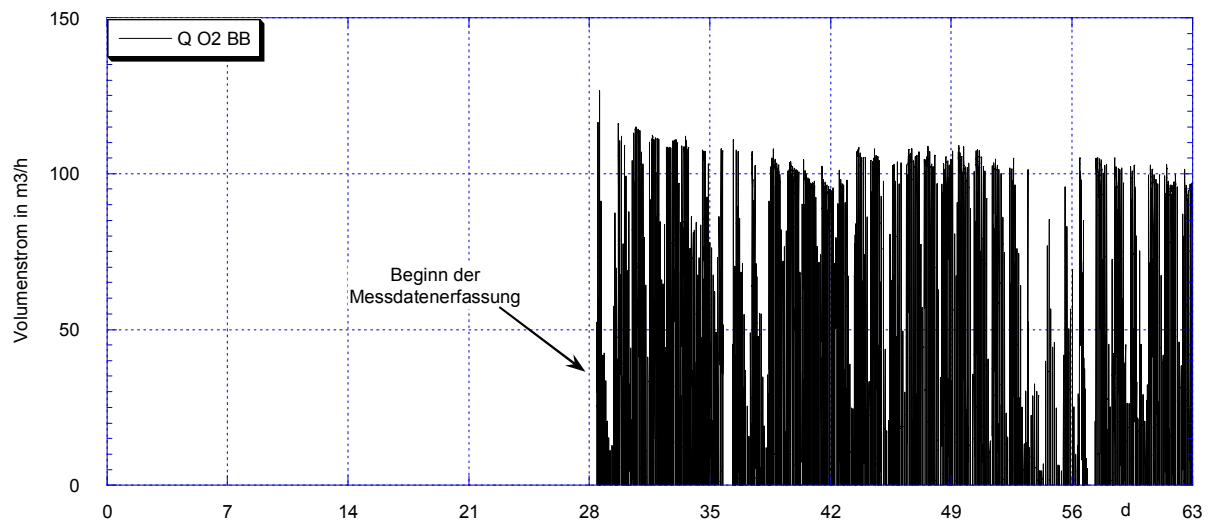


Bild 5.12:  $\text{O}_2$ -Volumenstrom im BB vom 22.04. bis 23.06.1996 (Stellgröße)

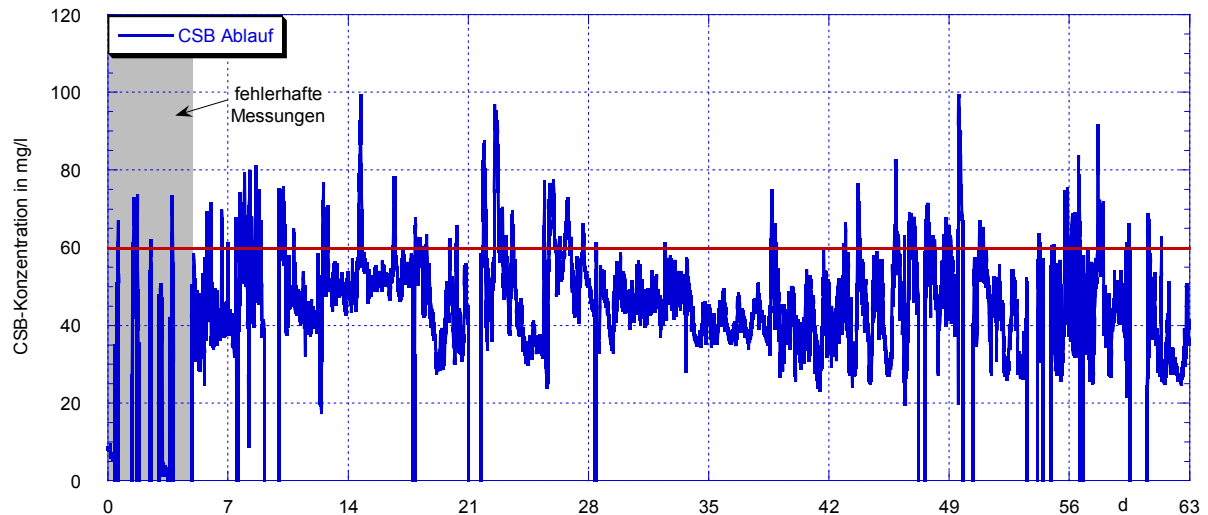


Bild 5.13: CSB-Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 22.04. bis 23.06.1996

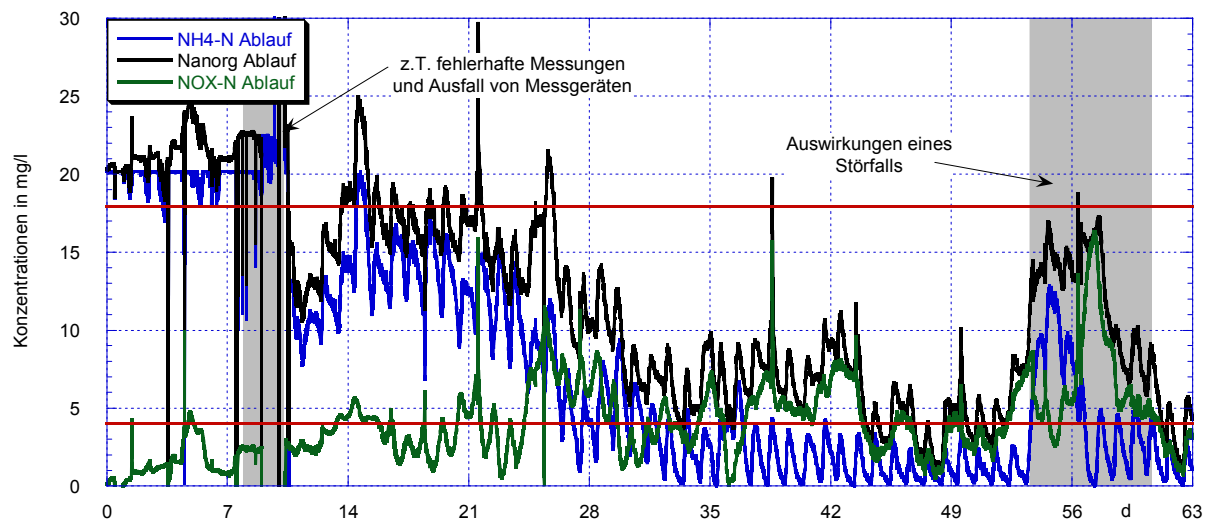


Bild 5.14: Stickstoffparameter im Ablauf der Nachklärung vom 22.04. bis 23.06.1996

Die Ganglinie des Volumenstroms im Ablauf (Bild 5.7) belegt, dass im Untersuchungszeitraum meist Trockenwetterzulauf herrschte (Volumenströme zwischen 20 und 40 l/s). Einzelne Regenereignisse lassen sich an den vorübergehend hohen Volumenströmen erkennen. Mitte Mai 1996 überschritt die Temperatur im BB erstmals  $12^{\circ}\text{C}$  (markiert durch die rote Linie im Bild 5.7), ab diesem Zeitpunkt mussten die Überwachungswerte für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Konzentration eingehalten werden.

Der pH-Wert im Zulauf lag fast ausschließlich im basischen Bereich (Bild 5.8), dies ist typisch für kommunales Abwasser. Mitte Juni 1996 kam es jedoch zu einem Störfall (Störfall 1), der pH-Wert im Zulauf zum BB fiel für mehrere Stunden auf sehr niedrige Werte  $< 4$ . Dies hatte Auswirkungen auf den pH-Wert im BB, der ebenfalls leicht sank. Durch diesen Vorfall kam es zu einer Schädigung der Biozönose im BB und zu einer Beeinträchtigung der Reinigungsleistung der Kläranlage, was im Bild 5.14 in der Ganglinie der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration deutlich wird. Vermutlich war der Rückgang des pH-Wertes im BB nicht allein

die Ursache für diese Beeinträchtigung, viel mehr ist der niedrige pH-Wert im Zulauf zum BB ein Indiz für die Einleitung toxischer Stoffe, die die Biozönose schädigten. Etwa eine Woche später trat ein ähnlicher Störfall (Störfall 2) auf. Die pH-Wert-Absenkung im Zulauf zum BB war hier weniger ausgeprägt als zuvor. Jedoch blieb der pH-Wert über einen längeren Zeitraum auf Werten von etwa 6,5. Auch hier sind Auswirkungen auf den pH-Wert im BB zu erkennen, jedoch trat scheinbar keine deutliche Schädigung der Biologie auf (siehe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration im Bild 5.14). Die Ursache für diese Störfälle ist unbekannt, möglicherweise stammt das sehr saure Abwasser aus einem der angeschlossenen Industriebetriebe.<sup>29</sup>

Zu Beginn der Messungen lag der pH-Wert im BB im neutralen bis leicht alkalischen Bereich (Bild 5.8). Nach Beginn des intermittierenden Betriebs der KA sank er auf Werte knapp unter 7, was durch die sich verstärkt einstellende Nitrifikation und die damit frei werdenden  $\text{H}^+$ -Ionen verursacht wurde. Während des intermittierenden Betriebs ist der pH-Wert im BB insgesamt bedenklich niedrig und liegt nur knapp oberhalb der unteren Grenze des empfohlenen Bereichs von 6 bis 10.

Die CSB-Zulaufkonzentration (Bild 5.9) zeigt teilweise extrem hohe Spitzenwerte ( $> 1500$  mg/l). Die Ursache liegt in einer Besonderheit der KA Netphen. Bei Abzug von Überschussschlamm kann es durch Bedienungsfehler (meist bedingt durch eine unzureichende Instrumentierung) vorkommen, dass das zu befüllende Stabilisierungsbecken überläuft. Der überlaufende Belebtschlamm, der eine sehr hohe CSB-Konzentration besitzt, wird dem Zulauf der KA zugeführt, mit dem zulaufenden Abwasser vermischt und schließlich mit dem CSB-Analysator messtechnisch erfasst. Die hieraus resultierenden extrem hohen Messwerte sind somit keine Messfehler, sondern bilden lediglich die beschriebene Besonderheit (bzw. Unzulänglichkeit) der KA Netphen ab. Diese Kreisführung des Belebtschlammes führt nicht zu einer zusätzlichen Belastung der KA Netphen, weil der im Kreis geführte Belebtschlamm noch nicht stabilisiert ist. Trotzdem sollte sie aus verfahrenstechnischen und insbesondere energetischen Gründen vermieden werden.

Abgesehen von dieser Besonderheit zeigte die CSB-Konzentration im Zulauf eine ausgeprägte Charakteristik mit sehr niedrigen Werten nachts und sehr hohen Werten zum Zeitpunkt des täglichen Schmutzstoßes.

---

<sup>29</sup> Die KA Netphen ist mit einer pH- und Leitfähigkeitsmessung im Zulauf ausgerüstet. Über eine ereignisabhängige Steuerung werden die Zulaufschnecken abgeschaltet, wenn definierte Schwellenwerte der Messgrößen über- oder unterschritten werden. Vermutlich war dieser Schutzmechanismus im Untersuchungszeitraum ausgeschaltet, was diese Störfälle erst ermöglichte.

Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf zum BB (Bild 5.10) zeigte sehr ähnliches Verhalten. Der Einfluss durch die oben beschriebene Kreisführung des Belebtschlammes wird bei dieser Messgröße nicht deutlich, weil der Belebtschlamm nur geringe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen aufweist (verglichen mit den Zulaufkonzentrationen). Die Maximalwerte erreichen etwa 60 - 80 mg/l, in Schwachlastphasen (nachts) sinken die Konzentrationen auf Werte nahe Null. Grundsätzlich traten bei geringen Volumenströmen höhere  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Zulauf zum BB auf (dieses Verhalten ist, wenn auch weniger stark ausgeprägt, in der Ganglinie der CSB-Zulaufkonzentration (Bild 5.9) zu bemerken). Es ist auf den eingangs erläuterten Verdünnungseffekt zurückzuführen (siehe Kapitel 2.1.4).

Der TS-Gehalt im BB (Bild 5.11) lag vor Inbetriebnahme der intermittierenden Belüftung meist bei 1,5 - 2 g/l. Mitte Mai kam es (vermutlich wegen einer Schönwetterphase mit verhältnismäßig hohen Temperaturen im BB, Bild 5.7) zu starkem Schlammwachstum und einer Steigerung des TS-Gehaltes im BB auf etwa 3,5 g/l. Dieser Konzentrationsanstieg wurde durch Schlammabzug wieder rückgängig gemacht, so dass der TS-Gehalt zu Beginn des eigentlichen Feldversuchs unter 2 g/l lag. Nach Inbetriebnahme der intermittierenden Nitrifikation und Denitrifikation ließ man den TS-Gehalt auf 3 - 4 g/l steigen, um bessere Bedingungen für den Stickstoffabbau zu erzielen. Diese Erhöhung des TS-Gehaltes wurde mit dem Anlagenbetreiber abgesprochen, fand jedoch nicht dessen ungeteilte Zustimmung. Man wusste aus Erfahrung, dass bei höheren Trockensubstanzgehalten und gleichzeitiger hoher hydraulischer Belastung (Regenereignis) leicht Schlammabtrieb auftreten kann. Bei Schlammabtrieb gelangt Belebtschlamm aus der Nachklärung in den Vorfluter. Wegen der hohen CSB-Konzentration des belebten Schlammes wird in einem solchen Fall (fast zwangsläufig) der CSB-Überwachungswert überschritten. Gegen Ende des Untersuchungszeitraumes stieg der TS-Gehalt auf etwa 4,5 g/l, dies ist für die Nachklärung der KA Netphen (ausgelegt auf einen TS-Gehalt im Zulauf von 3,3 g/l /Esmi85/) eindeutig zu hoch.

Bild 5.12 zeigt die Ganglinie der Stellgröße „ $\text{O}_2$ -Volumenstrom“. Deutlich zu erkennen ist der Beginn des intermittierenden Betriebes. Eine Besonderheit zeigte sich Ende Juli 1996, hier wird verhältnismäßig wenig Reinsauerstoff eingetragen, was eine Auswirkung des oben beschriebenen Störfalles ist.

In der Ganglinie der CSB-Ablaufkonzentration (Bild 5.13) treten regelmäßig Überschreitungen des Überwachungswertes auf. Die Ursache war Schlammabtrieb. Interessanterweise treten diese Überschreitungen sowohl bei verhältnismäßig niedrigen, als auch bei recht hohen TS-Gehalten im BB auf. Die Nachklärung der KA Netphen ist für einen Schlammindex  $ISV$  von

lediglich 110 ml/g ausgelegt /Esmi85/. Höchstwahrscheinlich lag der Schlammindeks in einigen dieser Betriebsituationen deutlich über diesem Wert.<sup>30</sup>

Die Ganglinien der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -,  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentrationen im Ablauf der KA Netphen (Bild 5.14) belegen, dass zu Beginn der Messungen (bei recht niedrigen Temperaturen) so gut wie keine Nitrifikation stattfand. Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration lag oberhalb des Messbereichs des Ammoniumanalysators (20 mg/l). Erst mit steigenden Temperaturen fanden Nitrifikation und Denitrifikation statt, die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration sank, die  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration stieg. Die  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentration stieg zunächst, sank aber nach Beginn des intermittierenden Betriebes. Durch die intermittierende Belüftung gelang es zunächst, die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen unter den gewünschten Wert von 4 mg/l zu senken. Die  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentration lag ebenfalls zunächst bei niedrigen Werten von 10 mg/l oder darunter. Man kann also davon ausgehen, dass der  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswert von 18 mg/l (und auch der angestrebte Wert von 15 mg/l) sicher eingehalten wurde. Ende Juni 1996 trat der bereits angesprochene Störfall auf, die Stickstoffmesswerte im Ablauf stiegen deutlich. Der Störfall wirkte sich zeitlich nur sehr begrenzt aus, nach wenigen Tagen hatte sich die Biozönose erholt und die Ablaufwerte sanken wieder.

Abgesehen von den Auswirkungen des Störfalles zeigte dieser Feldversuch sehr ermutigende Ergebnisse bezüglich der  $\text{N}_{\text{ges}}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswerte. Die häufige Überschreitung des CSB-Überwachungswertes und die recht hohen Kosten für die Begasung mit Reinsauerstoff veranlassten den Anlagenbetreiber jedoch, die KA Netphen nicht dauerhaft auf intermittierende Belüftung nach dem BIOX-N<sup>®</sup>-Verfahren umzustellen. Mit allen Projektbeteiligten wurde dennoch die Durchführung eines zweiten Feldversuchs im Herbst 1996 vereinbart. Hier sollte (zumindest vorübergehend) ausschließlich mit Reinsauerstoff begast und eine Möglichkeit gefunden werden, die Nitrifikations- und Denitrifikationsintervalle besser an den jeweiligen Anlagenzustand anzupassen.

### 5.1.3 Kritische Betrachtung der zeitgesteuerten intermittierenden Nitrifikation und Denitrifikation

Zusammenfassend sollen nun einige Unzulänglichkeiten der hier angewandten Methode der zeitgesteuerten Vorgabe der Nitrifikations- und Denitrifikationsintervalle genannt und Hinweise für eine verbesserte Prozessführung gegeben werden.

Bisher wurde eine intermittierende Fahrweise mit konstanten Zeitintervallen  $T_{\text{Ni}}$  und  $T_{\text{De}}$  gewählt. Dies ist auf Kläranlagen üblich, jedoch nicht in jedem Betriebszustand sinnvoll.

<sup>30</sup> Während dieses Feldversuches wurde der Schlammindeks ISV nur im Rahmen der Selbstüberwachung (einmal wöchentlich) erfasst, was nicht ausreicht, um einen hohen Schlammindeks eindeutig als die Ursache für Schlammabtrieb zu nennen. Die tägliche Bestimmung dieses Parameters wurde erst ab 1998 vorgenommen.

So kann es zu Zeiten geringer Zulaufbelastung (geringe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen) geschehen, dass  $\text{O}_2$  in das Belebungsbecken eingetragen wird, obwohl keine Gefahr besteht, die vorgeschriebenen Überwachungswerte zu überschreiten (unwirtschaftlicher Betrieb). Andererseits ist es möglich, dass bei hoher Belastung (hohe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration) nicht belüftet wird, weil die Zeitsteuerung "Denitrifikation" vorgibt. Das kann unter Umständen zur Überschreitung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswertes führen.

Insbesondere der Zeitpunkt des morgendlichen Schmutzstoßes wurde bisher nicht im Prozessführungskonzept berücksichtigt. Die Vorgabe des Betriebszustandes „Nitrifikation“ oder „Denitrifikation“ in diesem kritischen Zeitraum geschah eher zufällig, weil die Wahl der Intervalldauer (2 h, 0,5 h bzw. 1,5 h, 0,67 h) eine tageszeitliche Verschiebung der Nitrifikations- und Denitrifikationsintervalle über längere Zeiträume (mehrere Tage, Wochen) bewirkte. Die Ursache liegt in der Periodendauer von  $T_I = T_{Ni} + T_{De} = 2 \text{ h} + 0,5 \text{ h} = 2,5 \text{ h}$  bzw.  $T_I = T_{Ni} = T_{De} = 1,5 \text{ h} + 0,67 \text{ h} = 2,17 \text{ h}$ , die jeweils kein ganzzahliger Bruchteil von 24 h sind. Es ist jedoch äußerst wichtig, dass bei Auftreten des morgendlichen Schmutzstoßes nitrifiziert wird (siehe Kapitel 6.1.2).

Abschließend ist noch zu bemerken, dass die Intervallzahl pro Tag mit  $n_1 = 24 \text{ h} : 2,5 \text{ h} = 9,6$  bzw.  $n_2 = 24 \text{ h} : 2,17 \text{ h} = 11,1$  recht hoch ist, wenn man sie mit bisher bekannten Erfahrungswerten von  $n = 6$  bis 8 bei anderen Anlagen vergleicht /Boës91/. Weiterhin wäre aufgrund der gemachten Erfahrungen eine nochmalige Verlängerung der Denitrifikationsdauer sinnvoll, um die Kosten für die teure Reinsauerstoffbegasung zu senken. Zudem ist es grundsätzlich von Vorteil, die Belüftungs- und Pausenzeiten zustandsabhängig zu verändern und nicht konstant einzustellen. Experimente dieser Art wurden im Herbst 1996 in einer zweiten Messkampagne durchgeführt. Die Ergebnisse werden im folgenden Kapitel vorgestellt.

## 5.2 Intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation mit ereignisabhängiger Regelung der Belüftungsdauer

Im zweiten Feldversuch 1996 (30.09. - 01.12.1996) entschied man sich für eine ereignisabhängige Regelung der Dauer der Nitrifikations- und Denitrifikationsintervalle. Als Ereignis für den Beginn und das Ende eines Nitrifikationsintervalls wurden für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB Schwellenwerte definiert, bei deren Überschreiten ein Belüftungsintervall beginnt und bei deren Unterschreiten es endet. Die alleinige Berücksichtigung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB zur Vorgabe als der Intervalllängen ist sinnvoll, weil sich im ersten Feldversuch 1996 der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert als der kritischere der beiden Stickstoffüberwachungswerte herausstellte. Zu Beginn dieses Untersuchungszeitraumes wurde unterstützend mit



Reinsauerstoff begast. Später wurde eine ausschließliche Belüftung mit Reinsauerstoff gewählt, weil man sich durch die Stilllegung der Kreisel eine Verbesserung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes (d.h. eine Senkung des Schlammindexes  $ISV$ ) erhoffte. Für diese Betriebsweise wurden zuvor zusätzliche Belüftungsmatten im BB installiert, wodurch der Maximalvolumenstrom der  $O_2$ -Begasung von ca. 100 auf ca. 250  $m^3/h$  erhöht werden konnte.

### 5.2.1 Regelungskonzept

Weil (wie bereits angesprochen) im Nachklärbecken einer KA unter regulären Betriebsbedingungen kein Schadstoffabbau stattfindet, sondern lediglich die Trennung des Belebtschlammes vom gereinigten Abwasser, kann man die im BB gemessene  $NH_4$ -N-Konzentration unter gewissen Einschränkungen als die Anlagenablaufkonzentration betrachten. Wegen der Aufenthaltszeit in der Nachklärung kommt es zu einer weiteren vom jeweiligen Zulaufvolumenstrom abhängigen Verweilzeit. Die Konzentrationsverläufe sind aufgrund zusätzlicher Ausgleichseffekte noch etwas geglättet. Grundsätzlich gilt der gleiche Zusammenhang für die  $NO_x$ -N-Konzentration im BB und im Ablauf der Nachklärung. Hier kann jedoch (bei hohen Abwassertemperaturen und ausreichendem Angebot organischer C-Quellen) Denitrifikation in der Nachklärung auftreten. Diese sogenannte „wilde Denitrifikation“ ist unerwünscht, weil der entstehende molekulare Stickstoff  $N_2$  in kleinen Blasen aufsteigt und dadurch die Absetzvorgänge in der Nachklärung stört.

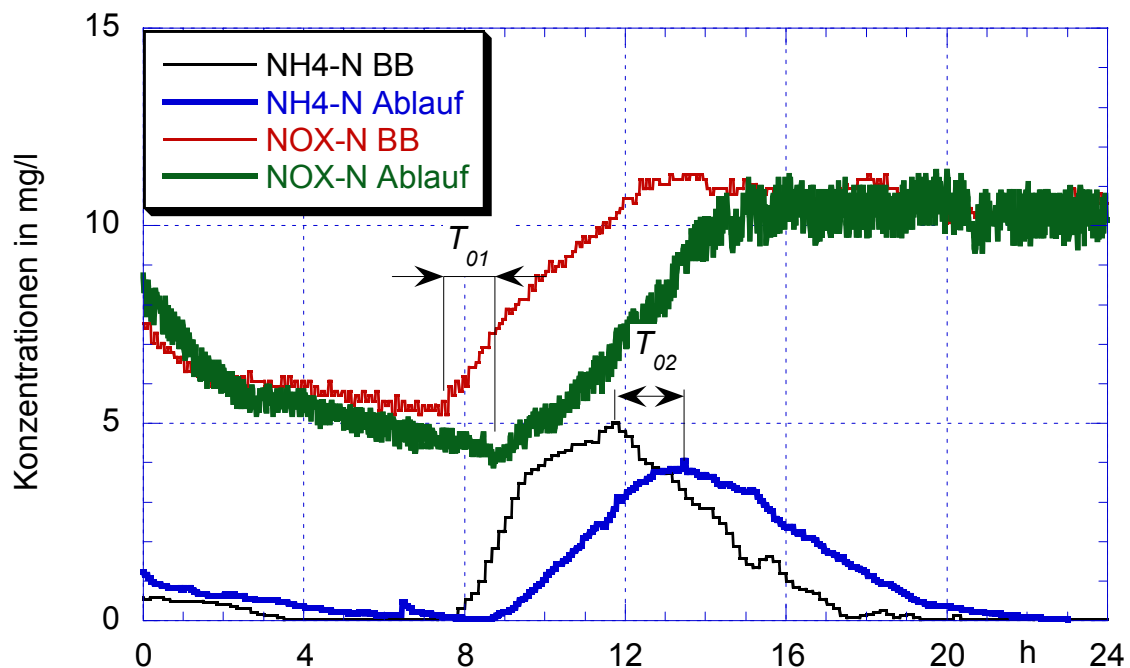
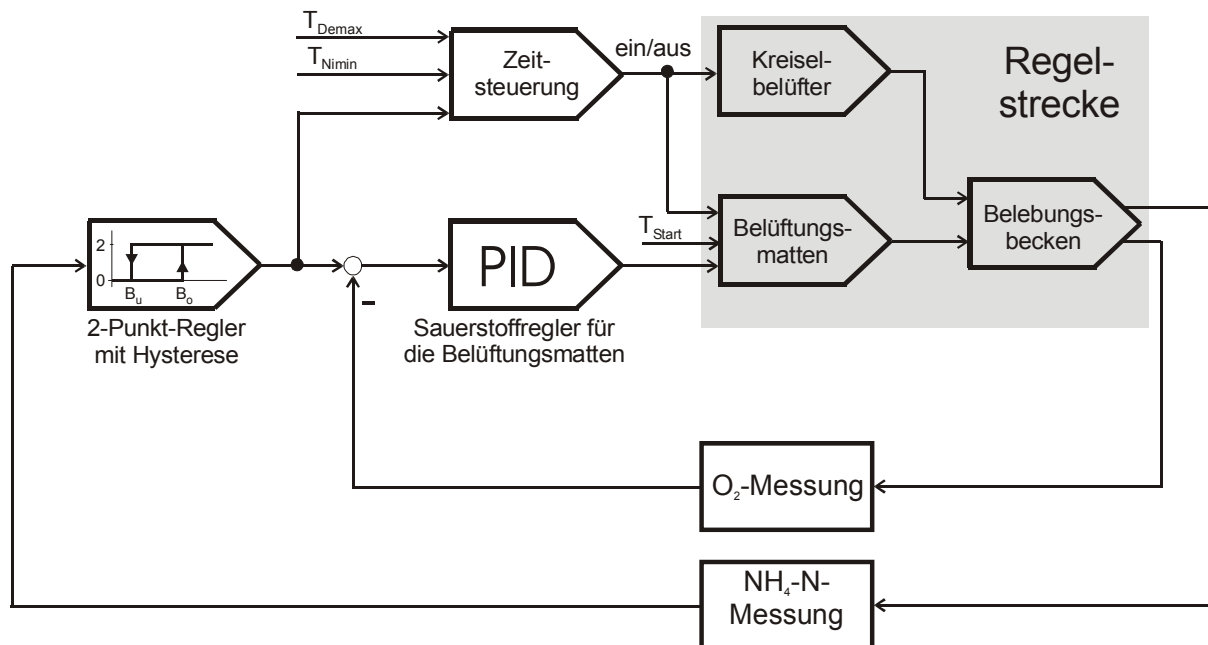


Bild 5.15:  $NH_4$ -N- und  $NO_x$ -N-Konzentrationen im BB und im Ablauf der Nachklärung

Bild 5.15 zeigt die durch den Transportvorgang auftretende Totzeit und das Resultat der Vermischungseffekte für die  $NH_4$ -N- und  $NO_x$ -N-Konzentrationen in eines Tagesganges. Aus

Gründen der Anschaulichkeit sind die Totzeiten  $T_{01}$  (für die  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration um ca. 8<sup>00</sup> Uhr) und  $T_{02}$  (für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration um ca. 12<sup>00</sup> Uhr) zu unterschiedlichen Uhrzeiten markiert, weil hier eindeutige Extrema im Verlauf des Tagesgangs zu erkennen sind.  $T_{01}$  ist hier kleiner als  $T_{02}$ , weil zu diesem Zeitpunkt der Volumenstrom durch die KA geringer ist. Prinzipiell sind die Totzeiten zwischen BB und Ablauf der Nachklärung jedoch zu gleichen Zeitpunkten für alle Konzentrationen identisch.

Eine Variation der Nitrifikationsintervalle  $T_{Ni}$  und der Denitrifikationsintervalle  $T_{De}$ , basierend auf einer Messung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB, ist somit unproblematisch, weil zur Einhaltung der Überwachungswerte nur die Tagesspitzenwerte von Interesse sind und diese im Belebungsbecken üblicherweise höher liegen als im Ablauf.



**Bild 5.16:** Blockschaftbild zur Regelung der Ammonium- und Sauerstoffkonzentration mit überlagerter Zeitsteuerung

Aus den im Kapitel 5.1 genannten Gründen wurde für eine zweite Versuchskampagne im Herbst 1996 eine Regelung eingesetzt, die den Sauerstoffeintrag in Abhängigkeit von der aktuellen Ammoniumkonzentration im BB ermöglicht (Bild 5.16). Überschreitet die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration einen oberen Grenzwert  $B_O = S_{\text{NH}_4\text{-N max}}$ , wird solange Sauerstoff eingetragen, bis ein unterer Grenzwert  $B_U = S_{\text{NH}_4\text{-N min}}$  unterschritten wird. Danach wird denitrifiziert, d.h. die Belüftung wird solange ausgeschaltet, bis der obere Grenzwert wieder erreicht ist. Mit Rücksicht auf die autotrophen Mikroorganismen in Belebungsbecken, die aerobe Milieubedingungen benötigen, muss dieser ereignisabhängigen Regelung noch eine Steuerung der Nitrifikations- und Denitrifikationszeiten überlagert werden. Die Denitrifikationsdauer darf einen Maximalwert  $T_{Dmax}$  nicht überschreiten. Ist dieser Maximalwert erreicht, muss unab-

hängig von der Ammoniumkonzentration im BB für eine vorgeschriebene Mindestzeitspanne  $T_{Nmin}$  nitrifiziert werden.

Zur Bestimmung der Parameter  $B_O$ ,  $B_U$ ,  $T_{Dmax}$ , und  $T_{Nmin}$  für die KA Netphen sind folgende Randbedingungen und Vorgaben berücksichtigt worden /SchHK97/:

- Die einzuhaltende maximale  $NH_4$ -N-Ablaufkonzentration beträgt 4 mg/l. Um einen ausreichenden Sicherheitsabstand zu gewährleisten, wird eine obere Schaltschwelle  $B_O = 3,4$  mg/l eingeführt, bei deren Erreichen nitrifiziert werden muss. Die Nitrifikationsphase wird bei Erreichen der unteren Schaltschwelle  $B_U = 1,8$  mg/l beendet.
- Eine maximale Denitrifikationsdauer darf nicht überschritten werden, weil dies zu einer Schädigung der autotrophen Mikroorganismen im BB führen kann. Nach Absprache mit dem Kläranlagenbetreiber wurde  $T_{Dmax} = 1,5$  h gewählt.
- Es muss auch eine minimale Nitrifikationsdauer gewährleistet sein, weil es sonst zu häufigem und verfahrenstechnisch unsinnigem Ein- und Ausschalten der Belüftung kommen kann. Dies führt u.U. zu insgesamt sehr kurzen Nitrifikationsphasen, was wiederum die Mikroorganismen schädigen kann. Deshalb wird eine minimale Nitrifikationsdauer  $T_{Nmin} = 0,5$  h gewählt.
- Zu Beginn einer Nitrifikationsphase muss die  $O_2$ -Konzentration so schnell wie möglich ihren Sollwert von 2 bis 3 mg/l erreichen. Um dies zu gewährleisten, wird zu Beginn eines Nitrifikationsintervalls die Regelung ausgeschaltet und das Stellventil der  $O_2$ -Volumenstromregelung für den Zeitraum  $T_{Start} = 5$  min voll geöffnet. Erst danach wird die Regelung eingeschaltet. Diese Maßnahme wurde bereits bei der rein zeitgesteuerten intermittierenden Nitrifikation und Denitrifikation angewandt.

Außerdem wurden Sicherheitsstrukturen realisiert, die beim Ausfall des Ammoniumanalysators in einen Notbetriebmodus umschalten. Hierbei handelte es sich um eine Zeitsteuerung der Intervalle  $T_{Ni}$  und  $T_{De}$  gemäß der im Kapitel 5.1 beschriebenen Strategie. Ferner musste sicher gestellt werden, dass diese Notsteuerung immer mit einer Nitrifikationsphase begann.

Der für die Regelung der  $O_2$ -Konzentration eingesetzte handelsübliche PID-Regler ermöglicht keine Programmierung logischer Verknüpfungen und Abfragen. Deshalb wurde die Schaltlogik mit einer externen Speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS) realisiert. Die Grenzwertkontakte des Ammoniumanalysators wurden abgefragt und mittels Timer die maximalen bzw.

minimalen Zeitintervalle realisiert. Hieraus resultierte der im Bild 5.17 gezeigte Logikplan, der das Blockschaltbild (Bild 5.16) ergänzt.

Durch den Einsatz der beschriebenen ereignisabhängigen Regelung der Nitrifikations- und Denitrifikationsintervalle, ergeben sich die folgenden charakteristischen Tagesgänge (Bilder 5.18 bis 5.21).

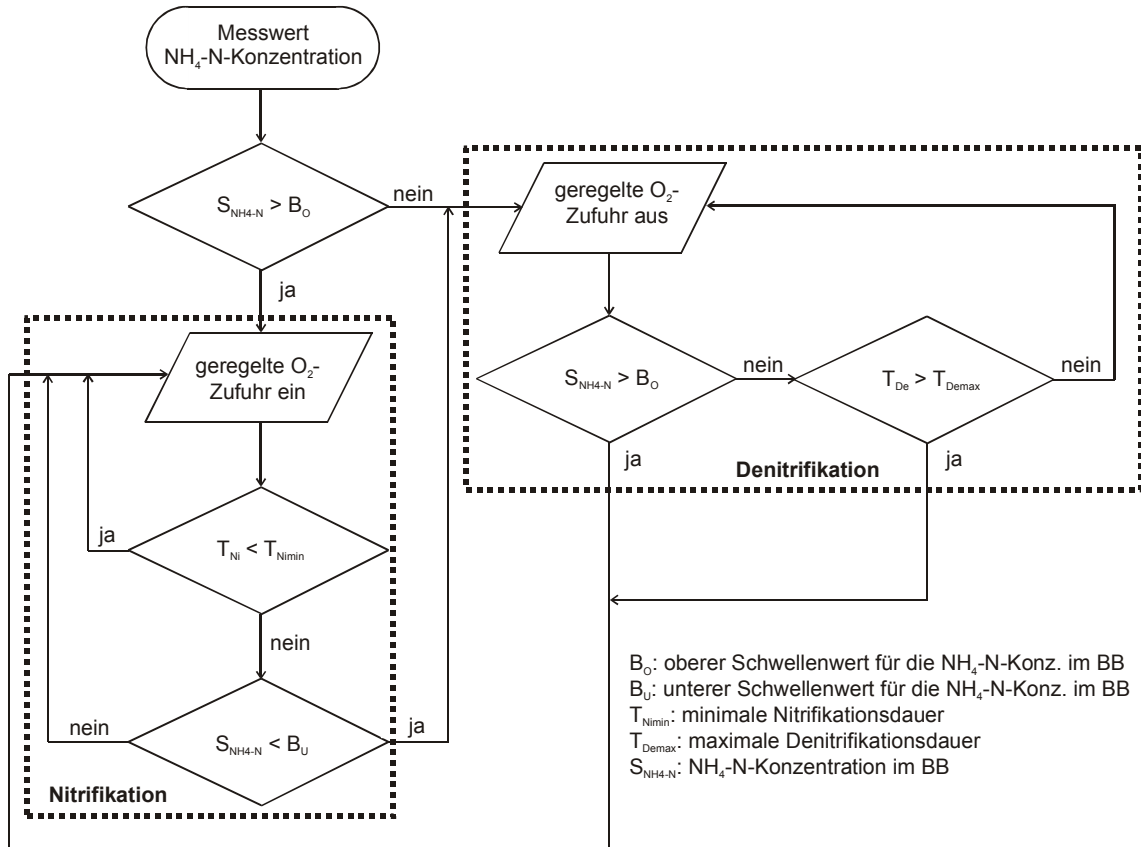


Bild 5.17: Logikplan der übergeordneten Steuerung (nach /SchK97/)

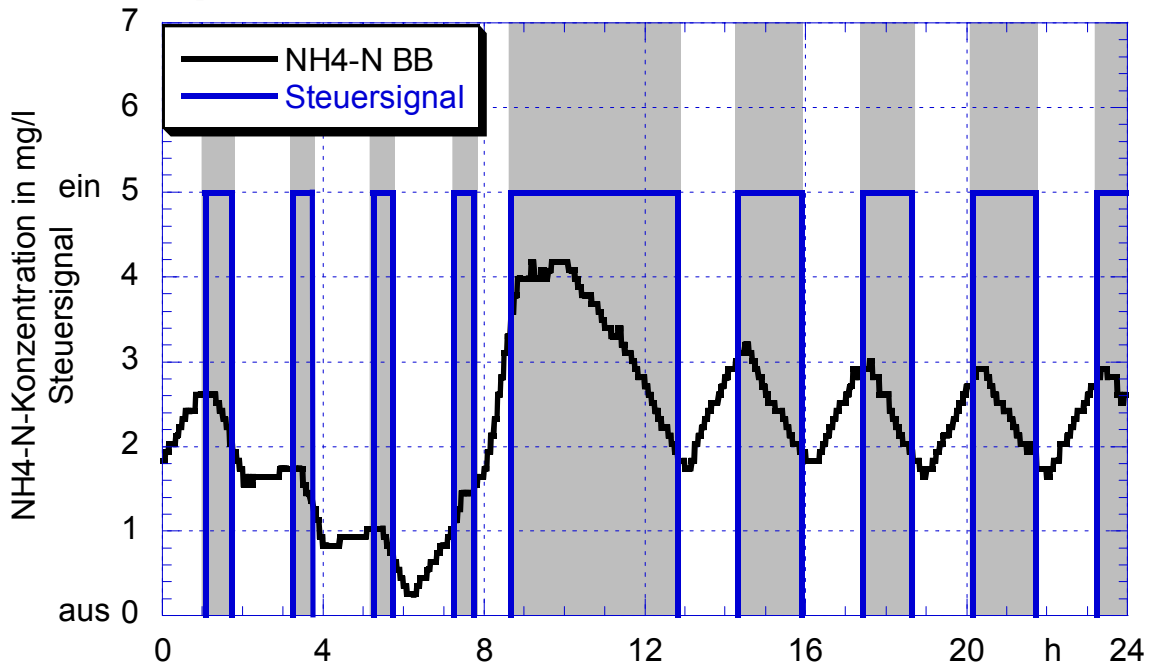


Bild 5.18: NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB und Steuersignal am 24.10.1996

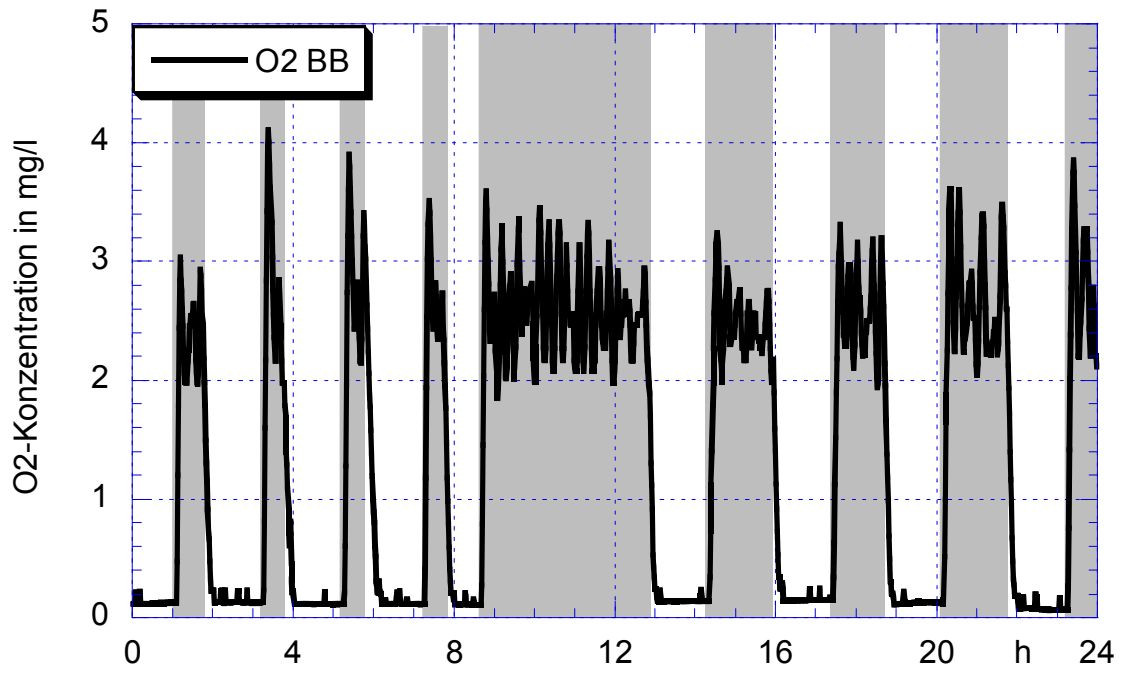


Bild 5.19: O<sub>2</sub>-Konzentration im BB am 24.10.1996

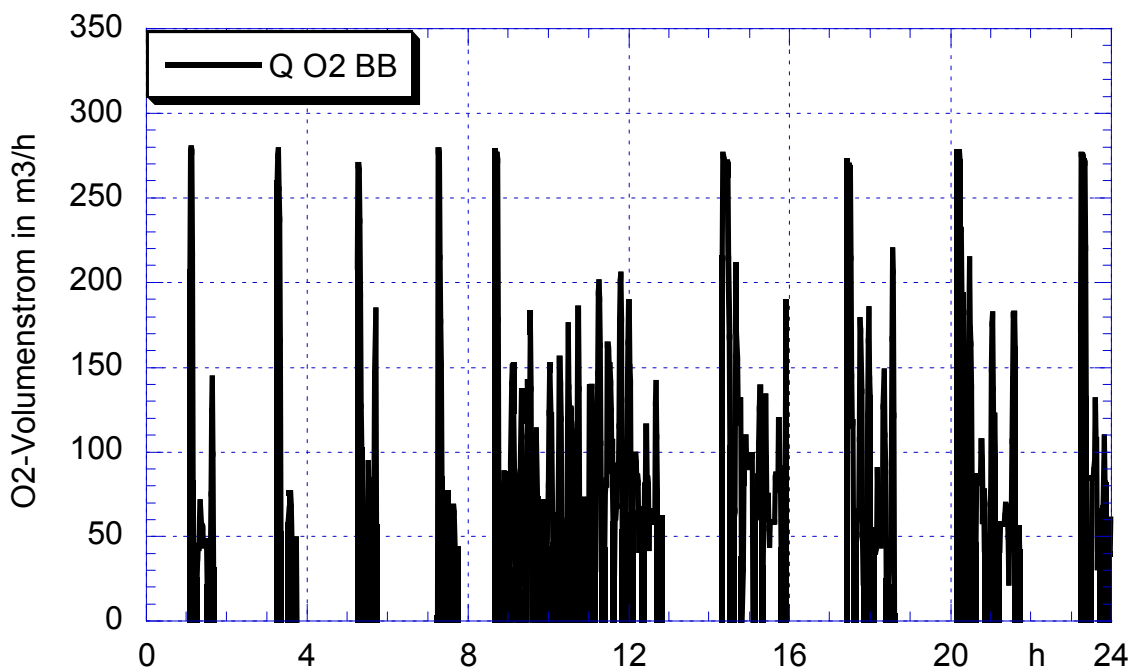


Bild 5.20: O<sub>2</sub>-Volumenstrom im BB (Stellgröße) am 24.10.1996

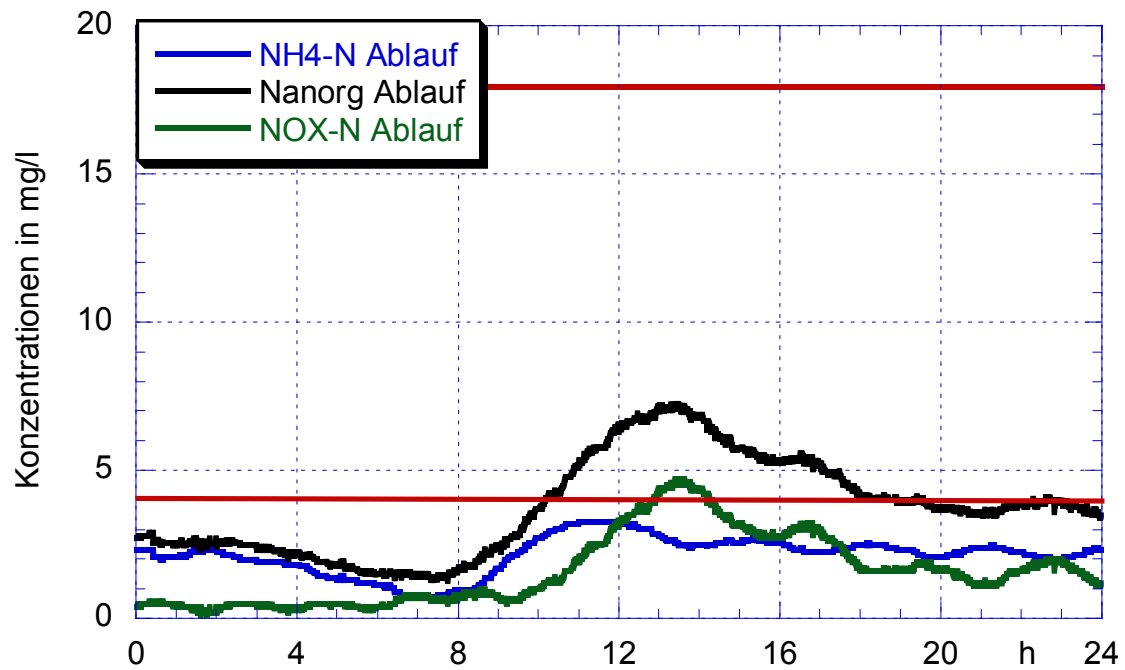


Bild 5.21: Stickstoffparameter im Ablauf der Nachklärung am 24.10.1996

Durch die ereignisabhängige Regelung ergaben sich (in Abhängigkeit der im BB gemessenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration) variierende Intervalllängen für die Belüftung und die Belüftungspause (in den Bildern 5.18 und 5.19 grau hinterlegt). Nachts stellten sich sehr kurze Nitrifikationsintervalle und lange Belüftungspausen ein. Zum Zeitpunkt der stärksten Anlagenbelastung (am betrachteten Tag von ca. 8<sup>30</sup> bis ca. 13<sup>00</sup> Uhr) wurde über einen längeren Zeitraum nitrifiziert. Nachmittags und abends ergaben sich etwas längere Nitrifikations- und etwas kürze Denitrifikationsintervalle als nachts.

Die  $\text{O}_2$ -Konzentration im BB betrug in der Nitrifikationsphase etwa 2,5 mg/l (Bild 5.19). Dies entsprach der vorgegebenen  $\text{O}_2$ -Führungsgröße, die hier etwas höher gewählt wurde, als im Frühjahr 1996, um eine bessere Nitrifikation zu erreichen. Zu Beginn der Nitrifikationsphase stiegen die  $\text{O}_2$ -Konzentrationen im BB, durch die dann gesteuerte Begasung, auf Werte größer 2,5 mg/l.

Den Volumenstrom der  $\text{O}_2$ -Begasung zeigt Bild 5.20. Wegen der geringeren  $\text{O}_2$ -Zehrung traten nachts niedrigere  $\text{O}_2$ -Volumenströme auf als tagsüber.

Am betrachteten Tag konnten beide Stickstoffüberwachungswerte sicher eingehalten werden (Bild 5.21).

### 5.2.2 Ergebnisse der ereignisabhängigen Regelung

Analog zum Kapitel 5.1.2 zeigen die folgenden Bilder 5.22 bis 5.28 anhand von gemessenen Ganglinien die in diesem Zeitraum herrschenden Randbedingungen (Temperatur, Zulaufvolumenstrom), Zulaufkonzentrationen, Regel- und Stellgrößen sowie Ablaufkonzentrationen.

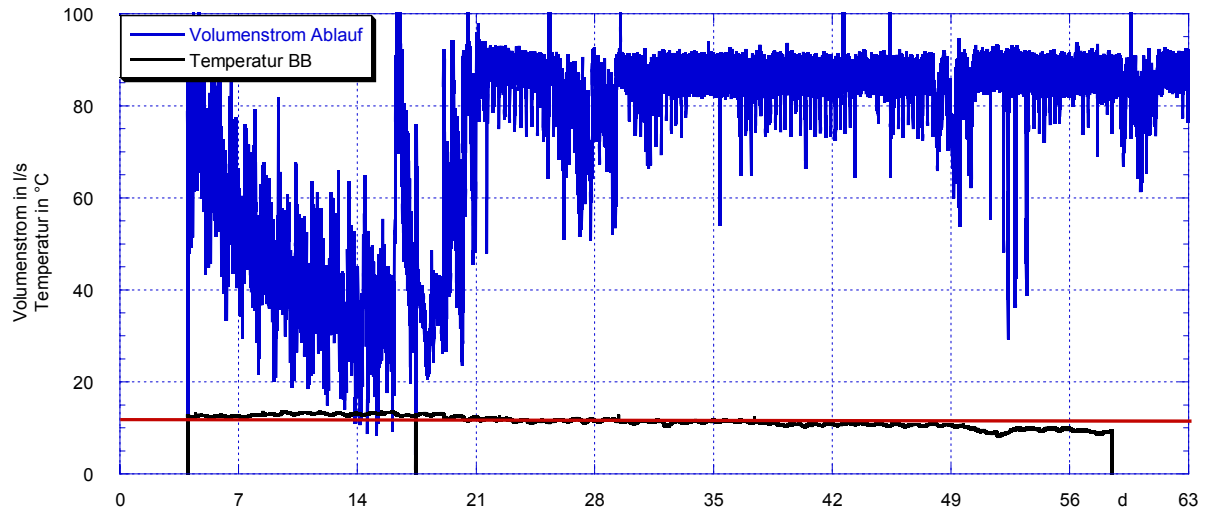


Bild 5.22: Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung und Temperatur im BB vom 30.09. bis 01.12.1996

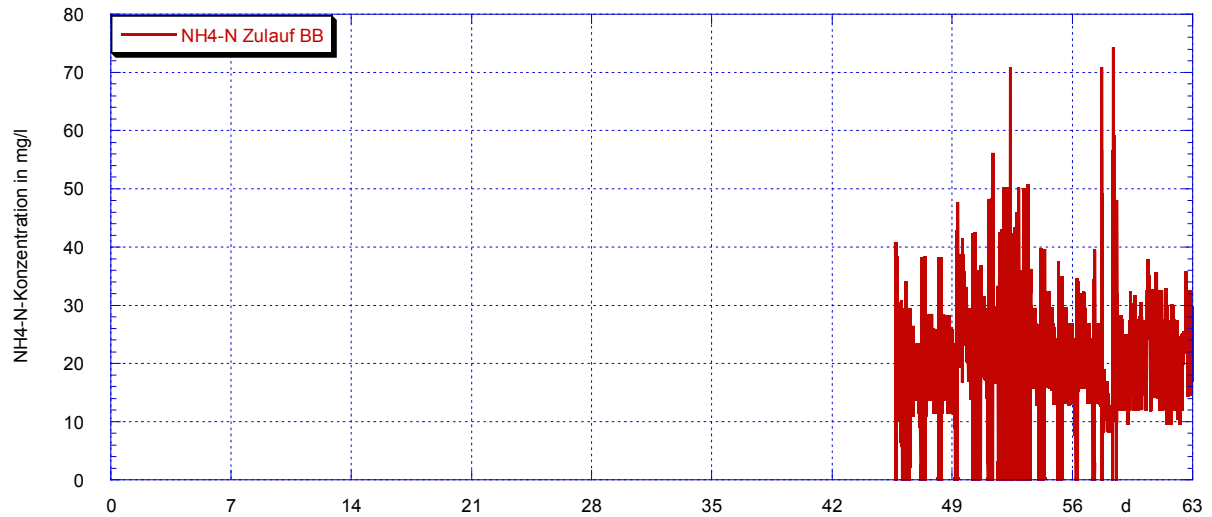


Bild 5.23:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf zum BB vom 30.09. bis 01.12.1996

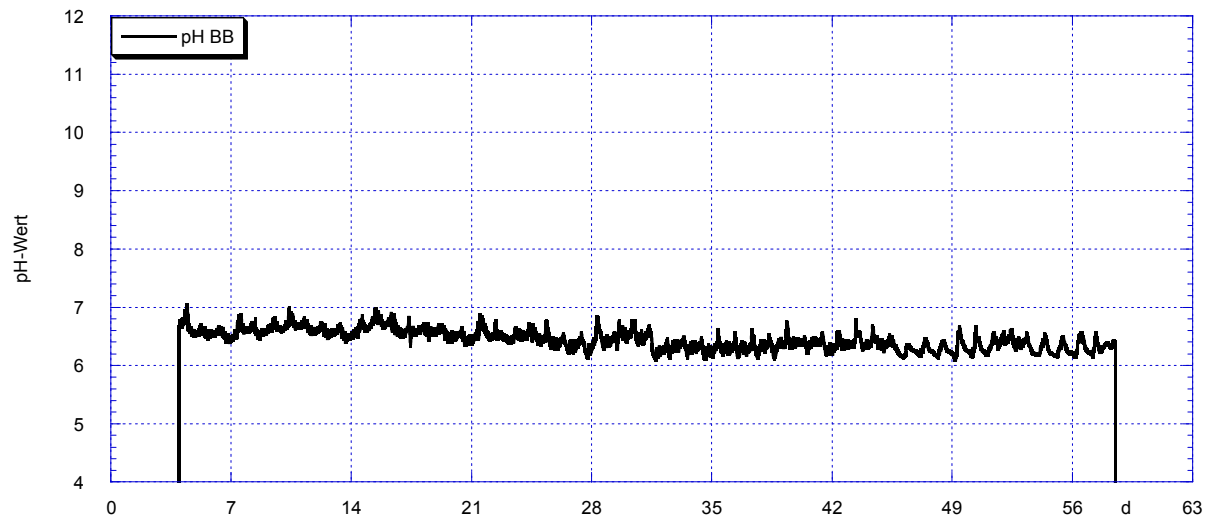


Bild 5.24: pH-Wert im BB vom 30.09. bis 01.12.1996

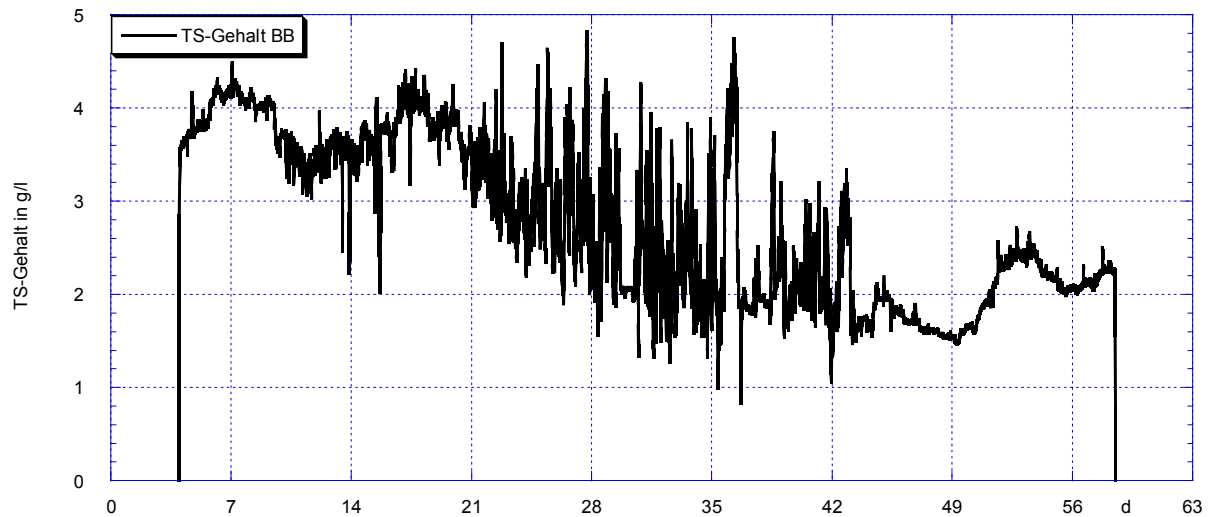


Bild 5.25: TS-Gehalt im BB vom 30.09. bis 01.12.1996

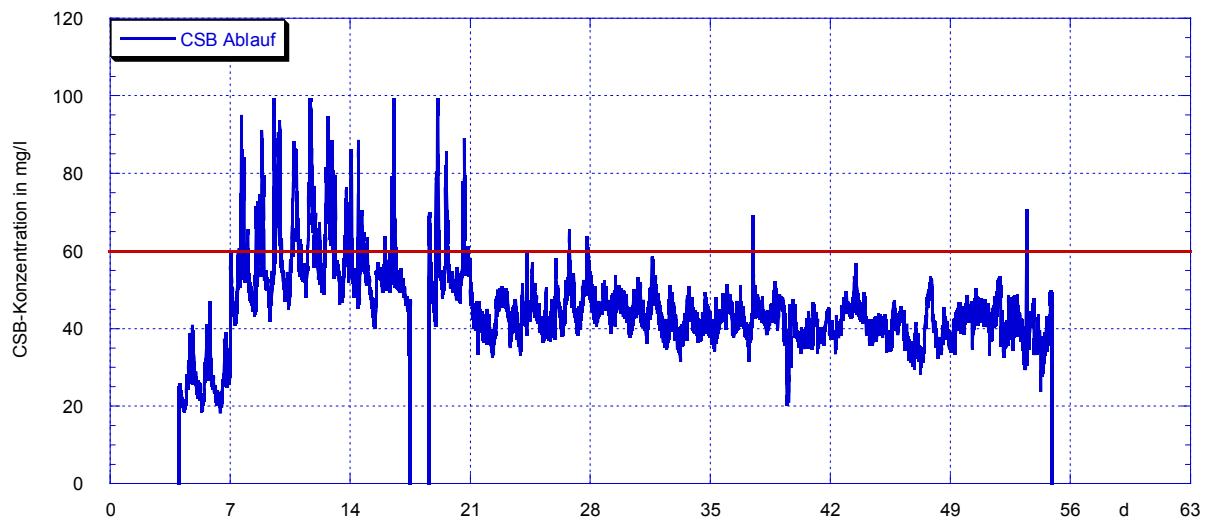


Bild 5.26: CSB-Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 30.09. bis 01.12.1996

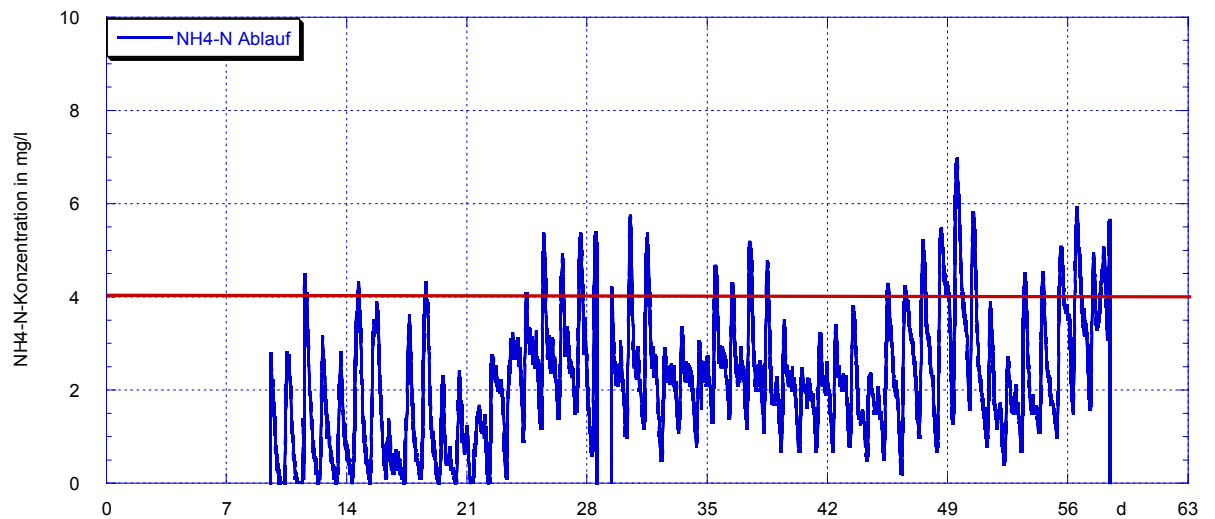
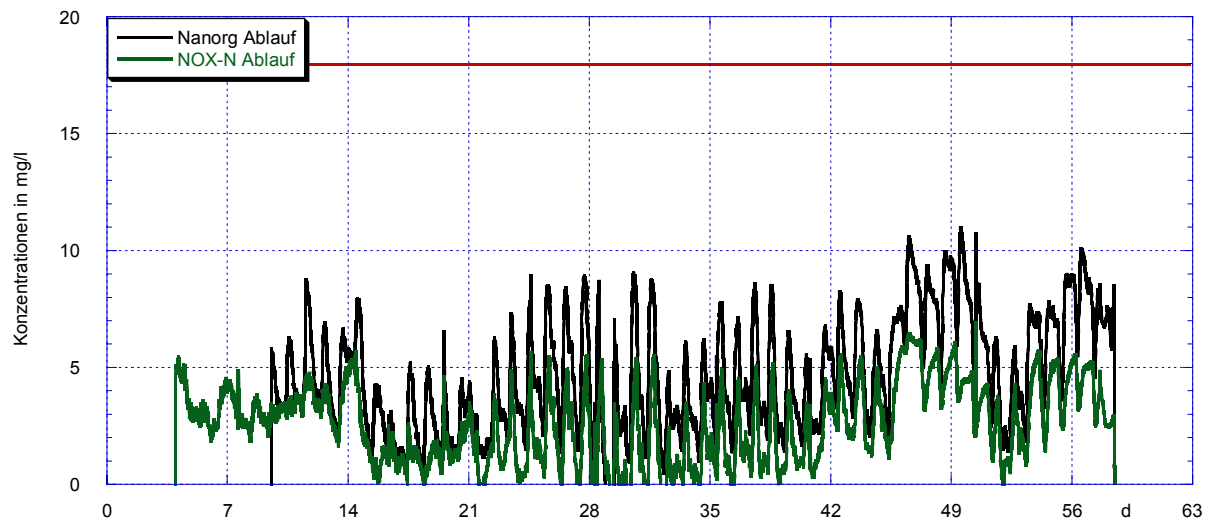


Bild 5.27:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 30.09. bis 01.12.1996





**Bild 5.28:**  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 30.09. bis 01.12.1996

Die Volumenstromganglinie (Bild 5.22) belegt, dass im Untersuchungszeitraum im Wesentlichen Regenwetterzulauf herrschte. Lediglich zu Beginn der Messkampagne kam es über einen längeren Zeitraum zu Trockenwetterzulauf. Die Temperatur im BB (Bild 5.22) unterschritt bereits Mitte Oktober erstmals  $12^\circ\text{C}$  (rote Linie), pendelte jedoch in den folgenden Wochen um diesen Wert. Erst Mitte November wurden  $12^\circ\text{C}$  dauerhaft unterschritten.

Die CSB-Konzentration im Zulauf zum BB wurde zwar gemessen, jedoch konnten wegen massiver Probleme mit dem Analysator keine zusammenhängenden Ganglinien ermittelt werden. Deshalb kann hier keine CSB-Zulaufganglinie gezeigt werden. Auch bei der Messung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf zum BB traten Probleme auf. Bild 5.23 enthält lediglich Messwerte aus dem letzten Drittel des Untersuchungszeitraumes. Verglichen mit den Messungen aus dem Frühjahr 1996 wurden hier relativ geringe Konzentrationen gemessen. Die Ursache lag auch hier im bereits angesprochenen Verdünnungseffekt des zulaufenden Abwasservolumenstroms. Ein Vergleich mit Bild 5.22 macht deutlich, dass im betreffenden Zeitraum eindeutig Regenwetterzulauf herrschte.

Der pH-Wert im BB (im Zulauf zum BB wurde nicht gemessen) lag knapp im neutralen bis leicht sauren Bereich (Bild 5.24) und ist somit den im Frühjahr 1996 gemessenen Werten vergleichbar.

Der TS-Gehalt im BB (Bild 5.25) lag anfangs bei sehr hohen Werten (etwa  $4 \text{ g/l}$ ). Wegen der insbesondere bei Regenwetterzulauf hohen Gefahr eines Schlammabtriebes, wurde er sukzessive zurückgenommen. Im mittleren Bereich des Untersuchungszeitraumes ist das Messsignal sehr stark verrauscht und somit nur schwer interpretierbar. Gegen Ende des Untersuchungszeitraumes lag der TS-Gehalt im BB bei etwa  $2 \text{ g/l}$ . Es soll bereits hier darauf hingewiesen

werden, dass eine deutliche Senkung des TS-Gehaltes bei einer nachhaltigen Unterschreitung der 12°C-Grenze sehr sinnvoll ist, weil dann Stickstoffüberwachungswerte nicht mehr eingehalten werden müssen und somit eine Erhöhung der Schlammbelastung gefahrlos durchgeführt werden kann. Weil die Senkung des TS-Gehaltes vor allem die Gefahr eines Schlammabtriebs reduziert, sollte dies in einem solchen Fall unbedingt vorgenommen werden.

Die CSB-Konzentration im Ablauf der Nachklärung (Bild 5.26) zeigte vergleichsweise gute Ergebnisse. Dies ist erstaunlich, weil im Untersuchungszeitraum meist Regenwetterzulauf herrschte und somit die Gefahr des Schlammabtriebs groß war. Vermutlich besaß der Belebtschlamm in diesem Zeitraum gute Absetzeigenschaften, was die niedrigen CSB-Ablaufkonzentrationen rechtfertigt. Dennoch kam es gelegentlich zu Überschreitungen des Überwachungswertes, jedoch nicht in dem Maße wie im ersten Feldversuch 1996. Ob die vergleichsweise niedrigen CSB-Ablaufkonzentrationen auf den Verzicht der Kreiselbelüftung zurückzuführen waren, kann wegen des (für derartige Untersuchungen) viel zu kurzen Untersuchungszeitraumes nicht beurteilt werden!

Die Ganglinien der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -,  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Ablaufkonzentration werden hier aus Gründen der Anschaulichkeit nicht in einer gemeinsamen Grafik dargestellt (Bild 5.28). Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung blieb meist unterhalb des angestrebten Wertes von 4 mg/l. Im September und Oktober kam es zu einer vorübergehenden Überschreitung, erst Ende November überschritt sie diesen Wert deutlich. Als Ursache sind der zu niedrige TS-Gehalt im BB und Temperaturen kleiner 12°C im BB zu nennen. Auch die  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung lag insgesamt bei sehr niedrigen Werten. Im Untersuchungszeitraum war die Einhaltung des angestrebten  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswertes jederzeit gewährleistet, der geforderte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert wurde (auch bei Temperaturen über 12°C) gelegentlich überschritten.

Die Ursachen für die recht guten Ergebnisse sind einerseits sicherlich die verbesserte Regelungsstrategie (insbesondere hinsichtlich der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration), andererseits muss jedoch auch auf die starke Verdünnung der zulaufenden Schadstoffe durch Fremdwasser und den resultierenden Frachtabschlag bei Regenwetterzulauf hingewiesen werden, dessen Ursache und Auswirkung bereits im Kapitel 4.7 erläutert wurde!

Nach Beendigung des zweiten Feldversuchs 1996 entschlossen sich die Anlagenbetreiber endgültig, von einer dauerhaften intermittierenden Betriebsweise der KA Netphen Abstand zu nehmen. Die Hauptgründe waren der nach wie vor auftretende Schlammabtrieb und die hohen

Kosten der Reinsauerstoffbegasung sowie die nicht völlig zufriedenstellenden Ergebnisse bezüglich der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration.

Weiterhin wurde festgestellt, dass die KA Netphen bei Trockenwetterzulauf eher Probleme hat die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswert einzuhalten und bei Regenwetterzulauf eher der CSB-Überwachungswert kritisch ist. Die Ursachen wurden bereits im Kapitel 4.7 genannt.

Obwohl in den beiden Feldversuchen des Jahres 1996 (vor Allem hinsichtlich der Stickstoffparameter) insgesamt ermutigende Resultate erzielt wurden, musste für die Leistungssteigerung der KA Netphen ein anderer Weg gefunden werden. Insbesondere war dafür zu sorgen, dass einerseits die Schlammbelastung für eine ausreichende Nitrifikation und Denitrifikation (durch Erhöhung des TS-Gehaltes im BB) gesenkt wurde, andererseits sollte aber eine Überlastung der Nachklärung vermieden werden, um Schlammabtrieb zu verhindern. Hier bot sich 1998 eine Zusammenarbeit mit der Firma SHW Hölter Wassertechnik GmbH an, die vorschlug, Lamellenabscheider im BB und ein neuartiges Regelungskonzept einzusetzen. In den folgenden Kapiteln 6 und 7 wird von Feldversuchen mit dieser leistungssteigernden Maßnahme berichtet.

## 6 Betrieb der Kläranlage Netphen mit dem Symbio®-Verfahren

In den Jahren 1998 bis 1999 wurde auf der KA Netphen ein umfangreiches F&E-Projekt durchgeführt. Projektbeteiligte waren: Die Stadt Netphen (als Betreiber der Anlage), die Fa. SHW Hölter Wassertechnik GmbH, Essen (verantwortlich für sämtliche Ingenieurleistungen) und das Zentrum für Sensorsysteme ZESS der Universität Siegen (verantwortlich für die wissenschaftliche Begleitung). Das Projekt wurde vom Ministerium für Umwelt Landwirtschaft und Raumplanung MURL des Landes Nordrhein Westfalen gefördert.

Als verfahrenstechnische Maßnahme kamen Lamellenabscheider im BB zum Einsatz, die (wie im Kapitel 3 erläutert) für eine Vorabscheidung der Feststoffe des der Nachklärung zufließenden Belebtschlammes sorgen. Hiermit sollte der TS-Gehalt im BB und somit die dortige Mikroorganismenpopulation gesteigert werden, ohne dass gleichzeitig die Nachklärung überlastet wird.

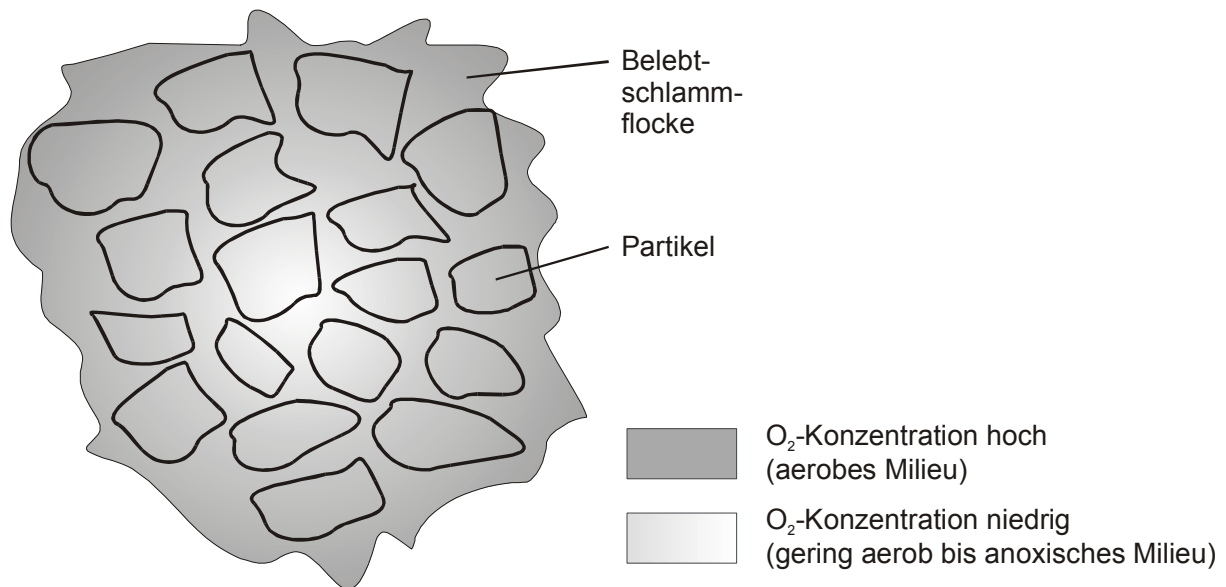
In diesem Kapitel soll nun ein weiterer Ansatz zur Prozessführung der (nun durch den Einsatz der LA im BB) leistungsgesteigerten KA Netphen vorgestellt werden. Zur Regelung der Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge wurde das Symbio®-Verfahren der Fa. SHW Hölter Wassertechnik eingesetzt, was im Folgenden vorgestellt wird.

### 6.1 Das Symbio®-Verfahren

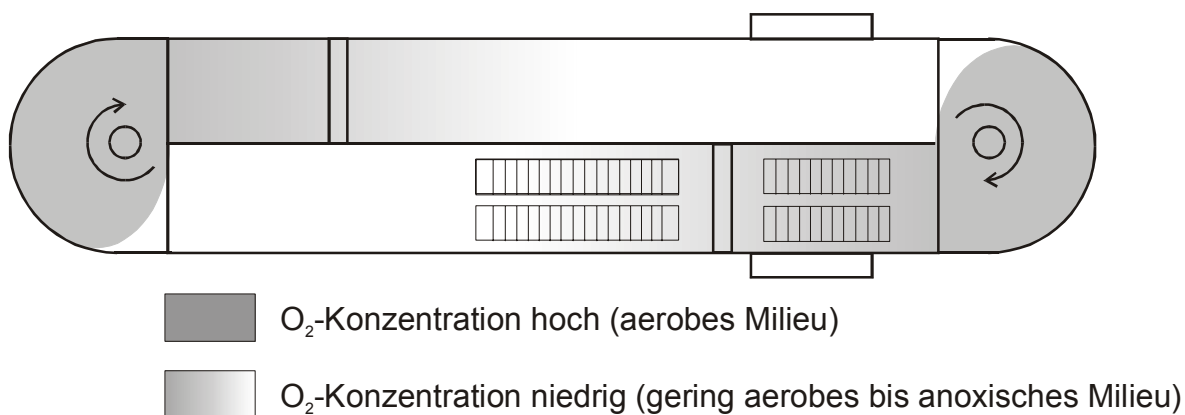
Das Symbio®-Verfahren wird zur Realisierung von Bedingungen im Belebungsbecken, die eine simultanen Nitrifikation und Denitrifikation ermöglichen eingesetzt. Es arbeitet im Gegensatz zur konventionellen Sauerstoffregelung mit einer zeitvariablen Führungsgröße für die O<sub>2</sub>-Konzentration im BB. Ziel ist es, zu Zeiten großer Anlagenbelastungen die O<sub>2</sub>-Konzentration im BB zu erhöhen, um die Bedingungen für die Nitrifikation zu verbessern. Im Schwachlastbetrieb sollen niedrigere O<sub>2</sub>-Konzentrationen im BB herrschen, um Energie für die Belüftung einzusparen.

Die vorgegebenen Sauerstoffkonzentrationen liegen bei recht niedrigen Werten (zwischen 0,3 und 0,8 mg/l). Nach Angaben des Anbieters dieses Verfahrens wird dadurch die Belebtschlammflocke nicht vollständig mit Sauerstoff versorgt. Hierdurch soll sich die Nitrifikation in den äußeren, gut mit O<sub>2</sub> versorgten (und somit aeroben) Zonen einstellen, in den inneren (anoxischen) Bereichen soll die Denitrifikation stattfinden /Symb98/ (Bild 6.1).

Eine Überprüfung dieser These war nicht möglich, jedoch ist durch die insgesamt geringen Sauerstoffgehalte im Umlaufgraben, die Ausbildung größerer anoxischer Zonen im BB sehr wahrscheinlich (Bild 6.2). Dies entspricht der konventionellen Vorstellung der simultanen Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge. Selbstverständlich können die in den Bildern 6.1 und 6.2 skizzierten Fälle zeitgleich auftreten.



**Bild 6.1:** Nitrifikation und Denitrifikation in der Belebtschlammflocke



**Bild 6.2:** Nitrifikation und Denitrifikation durch Ausbildung aerober und anoxischer Zonen im BB

Die Führungsgröße für die Sauerstoffkonzentration im BB wird durch die Messung der Belebtschlammaktivität und eine geeignete Umrechnung in einem überlagerten Regelkreis generiert. Bild 6.3 zeigt den resultierenden zwischleifigen Regelkreis als Blockschaltbild. Die Ermittlung der Kennlinie zur Führungsgrößenermittlung im überlagerten Regelkreis („Aktivitätsregler“) geschieht anlagenspezifisch während einer mehrwöchigen Testphase. Hierbei werden die NH<sub>4</sub>-N- und N<sub>ges</sub>-Ablaufkonzentrationen solange durch Variation der Kennlinie beeinflusst, bis eine zufrieden stellende Nitrifikation und Denitrifikation erzielt wird.

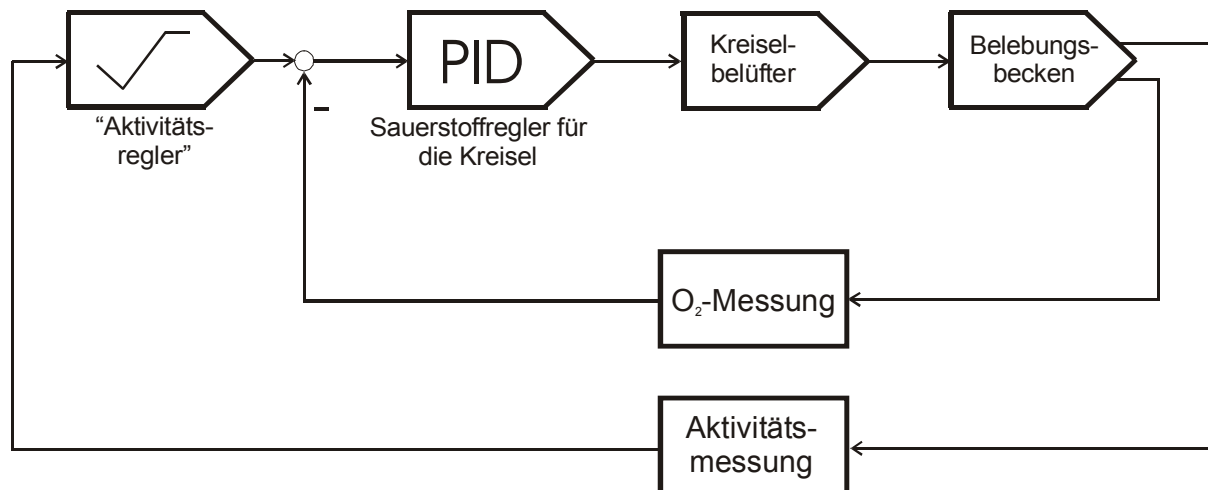


Bild 6.3: Blockschaltbild des SymBio®-Verfahrens

Die Bezeichnung des Führungsgrößengenerators im überlagerten Regelkreis als „Aktivitätsregler“ ist durchaus anfechtbar, weil keine explizite Führungsgröße für die Belebtschlammaktivität vorgegeben wird, zudem ist sie durch Veränderung der  $O_2$ -Konzentration im BB nur bedingt beeinflussbar<sup>31</sup>. Eingangsseitig liegt auch keine Regelabweichung, sondern ein Messwert an /ScKK01/. Trotzdem soll hier Begriff „Regler“ für das Übertragungsglied zur Führungsgrößenvorgabe benutzt werden, weil durch Umformung des Blockschaltbildes und eine entsprechende Veränderung der Kennlinie des Führungsgrößengenerators leicht ein zweischleifiger Regelkreis mit der klassischen Kaskadenstruktur erstellt werden kann (die Führungsgröße des überlagerten Regelkreises würde dann auf den Wert „0“ gesetzt).

Die Kennlinie des „Aktivitätsreglers“ besteht aus drei Abschnitten (siehe Bild 6.5). Im mittleren Bereich steigt die Ausgangsgröße (die  $O_2$ -Führungsgröße) linear mit steigender Belebtschlammaktivität, die Bestimmung der Steigung dieser Gerade ist die wesentliche Aufgabe des oben beschriebenen experimentellen Vorgehens beim Entwurf der Kennlinie. Für sehr hohe Aktivitätswerte ist eine Begrenzung vorgesehen. Für sehr niedrige Werte wird der Wirksinn des mittleren Bereiches umgedreht, hier steigen bei sinkender Belebtschlammaktivität die  $O_2$ -Führungsgrößen.

Allerdings wurden während der gesamten Einsatzdauer des SymBio®-Verfahrens weder die Begrenzung, noch der untere Bereich der Kennlinie erreicht. Somit kann man den Führungsgrößengenerator im überlagerten Regelkreis ohne Weiteres als P-Glied mit geeignet gewähltem Verstärkungsfaktor bezeichnen.

<sup>31</sup> Die explizite Vorgabe einer Führungsgröße für die Belebtschlammaktivität ist somit unsinnig.

Das SymBio<sup>®</sup>-Verfahren wurde zunächst mit einem Industrie-Regler Sipart DR 22 und einer konventionellen Datenübertragung (4...20 mA) realisiert. Diese Art der Umsetzung ist Stand der Technik, ausreichend erprobt und sehr prozesssicher. Jedoch ist bei F&E-Projekten häufig ein Eingriff in die Prozessführungsstrategie nötig, um erkannte Probleme zu beheben oder neue Ideen zu realisieren. Deshalb wurde die Prozessregelung später mit einem PC und einer geeigneten Software betrieben.

#### 6.1.1 Messung der Belebtschlammaktivität

Die Bestimmung der Belebtschlammaktivität basiert auf einer Fluoreszenzmessung, sie wird mit einer Sonde (der sog. BioBalance<sup>®</sup>-Sonde) direkt im Prozess vorgenommen.

Lebende Zellen fluoreszieren, wenn sie mit UV-Licht einer bestimmten Wellenlänge bestrahlt werden. Die an einer Vielzahl biochemischer Reaktionen beteiligten Coenzyme Nicotinsäureamid-adenin-dinucleotid (NADH) und Nicotinsäureamid-adenin-dinucleotidphosphat (NADPH) sind die Quelle dieser Zellfluoreszenz /Wehn89/. Beide Coenzyme werden im Folgenden mit NAD(P)H bezeichnet.

NAD(P)H wird durch UV-Bestrahlung mit einer Wellenlänge von 340 nm zur Fluoreszenz angeregt. Das Spektrum des abgestrahlten Lichtes hat ein Maximum bei 460 nm /Wehn89/. Die Menge des in den Mikroorganismen produzierten NAD(P)H ist abhängig von ihrer Stoffwechselaktivität /SymB98/. Die Aktivität von Mikroorganismen in der Belebungsstufe kommunaler Kläranlagen wird unter Anderem vom Nahrungsangebot beeinflusst. Weitere Einflussgrößen sind die Sauerstoffkonzentration im BB, die Temperatur sowie die Existenz toxischer oder hemmender Stoffe. Nach Angaben der Hersteller der BioBalance<sup>®</sup>-Sonde ist die Intensität des fluoreszierenden Reflexionslichtes proportional der biologischen Aktivität der Mikroorganismen /SymB98/. Diese Annahme rechtfertigt grundsätzlich den Einsatz eines P-Reglers zur O<sub>2</sub>-Führungsgrößenvorgabe.

Die Einheit der Belebtschlammaktivität wird vom Hersteller mit bpa (biological potential activity) bezeichnet. Ihre physikalische Interpretation ist schwierig, wenn nicht unmöglich. Letzlich handelt es sich bei dem verwendeten Signal um die Intensität des von den fluoreszierenden Mikroorganismen abgestrahlten Lichtes.

Leider ist es mit diesem Messverfahren nicht möglich, die Stoffwechselaktivität bestimmter (individueller) Mikroorganismen oder Mikroorganismengattungen zu erfassen. Auch sagt die Intensität des abgestrahlten Lichts nichts darüber aus, ob wenige Mikroorganismen stark fluoreszieren (d.h. einen hohen Stoffwechsel haben) oder viele Mikroorganismen schwach fluoreszieren (d.h. nur geringen Stoffwechsel haben). Wegen dieser Eigenschaft muss die über

die Fluoreszenz gemessene Belebtschlammaktivität als Summenparameter aufgefasst werden. Sie ist darüber hinaus eindeutig als Ersatzgröße für relevante Zustandsgrößen des Belebungsverfahrens zu charakterisieren. Ob die Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge im BB jedoch tatsächlich durch ein, auf der Messung der Fluoreszenz der Coenzyme NAD(P)H basierendem Regelungskonzept möglich bzw. sinnvoll ist, wird anhand statistischer Untersuchungen und Praxiserfahrungen von der KA Netphen im Kapitel 6.1.3 näher untersucht.

Eine detaillierte Erläuterung der biologischen Vorgänge in der Atmungskette, die letztlich zur Entstehung von NAD(P)H führen, soll in dieser regelungs- und abwassertechnisch orientierten Arbeit nicht gegeben werden (siehe stattdessen z.B. /CzLZ90/).

### 6.1.2 Charakteristika der Messgröße „Belebtschlammaktivität“

Eine geeignete Messgröße zur Generierung einer zeitvariablen O<sub>2</sub>-Führungsgröße muss die typischen Belastungsfälle einer kommunalen Kläranlage erfassen.

Ein sinnvoller Tagesverlauf der O<sub>2</sub>-Führungsgröße ergibt sich aus einer Orientierung an der Dynamik der NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB, weil diese einerseits die hinsichtlich der Überwachungswerte problematischste Zustandsgröße ist. Andererseits müssen die zulaufenden Ammoniumfrachten zunächst nitrifiziert werden, um anschließend denitrifiziert werden zu können. Hieraus ergibt sich die Forderung, dass bei Auftreten eines Schmutzstoßes zunächst höhere, danach niedrigere O<sub>2</sub>-Konzentrationen im BB vorzugeben sind.

Charakteristisch für den Tagesgang der Belebtschlammaktivität ist, dass sich das Tagesmaximum häufig in den späten Nachmittagsstunden, das Tagesminimum in den frühen Morgenstunden einstellt (Bild 6.4). Ersteres führt bei der beim Symbio®-Verfahren angewandten Art der O<sub>2</sub>-Führungsgrößengenerierung zu Tagesmaxima am späten Nachmittag, was aus Sicht der oben formulierten Forderung hinsichtlich der Nitrifikation wenig sinnvoll ist (siehe auch Bild 2.4)!

Weiterhin fällt der relativ „flache“ Verlauf des Messwertes auf. Das Tagesmaximum ist einerseits nicht deutlich ausgeprägt, andererseits liegt es nur knapp oberhalb des Tagesminimums. Diese Besonderheit ist jedoch zunächst unproblematisch für die Vorgabe einer geeigneten zeitvariablen O<sub>2</sub>-Führungsgröße mit dem Symbio®-Verfahren, weil durch Entwurf einer angemessenen Steigung der Kennlinie des „Aktivitätsreglers“ (d.h. seines Verstärkungsfaktors) die Nachteile der geringen Differenzen zwischen Minimum und Maximum im Tagesverlauf problemlos kompensiert werden können. Außerdem bewegt sich die Belebtschlammaktivität im BB über längere Zeiträume in Trends, was weitere Probleme verursacht (siehe weiter unten).



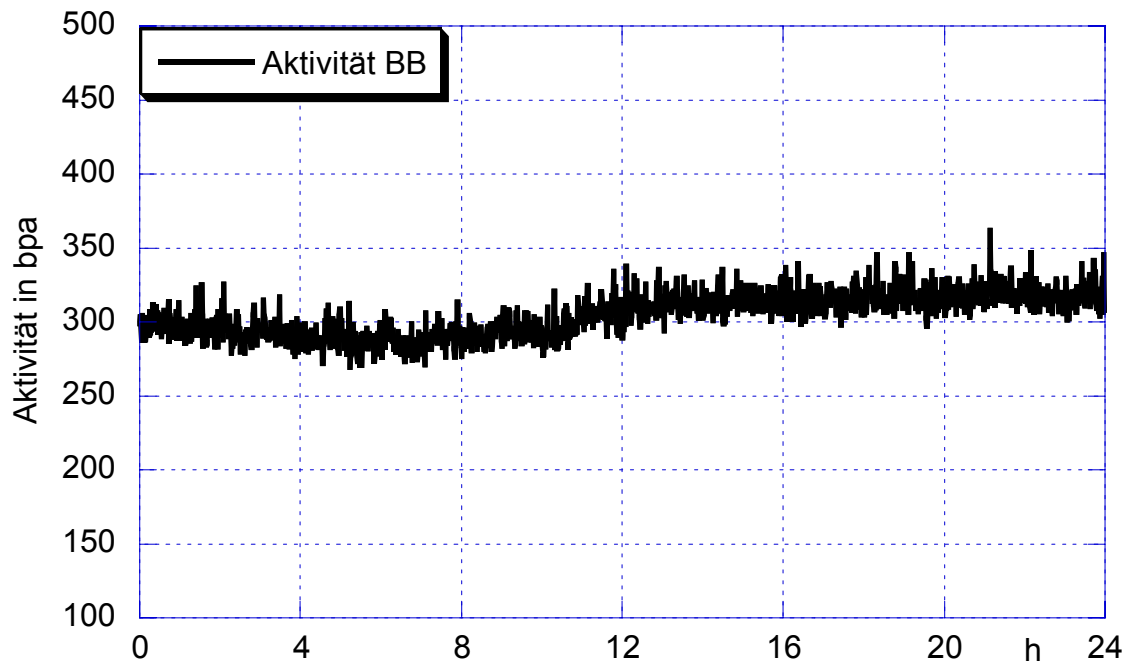


Bild 6.4: Typischer Tagesgang der Belebtschlammaktivität (vom 24.09.1998)

Im Bild 6.5 ist die Kennlinie des „Aktivitätsreglers“ nochmals detailliert dargestellt. Im Folgenden wird nur der mittlere (linear ansteigende) Bereich betrachtet. Dieser Abschnitt der Kennlinie des Führungsgrößengenerators im überlagerten Regelkreis des SymBio<sup>®</sup>-Verfahrens folgt der linearen Beziehung (6.1):

$$w_{O_2}(t) = K_P \cdot y_{Akt}(t) + o \quad (6.1)$$

|                |                                   |
|----------------|-----------------------------------|
| $w_{O_2}(t)$ : | O <sub>2</sub> -Führungsgröße     |
| $y_{Akt}(t)$ : | Belebtschlammaktivität (Messwert) |
| $K_P$ :        | Verstärkungsfaktor                |
| $o$ :          | Offset                            |

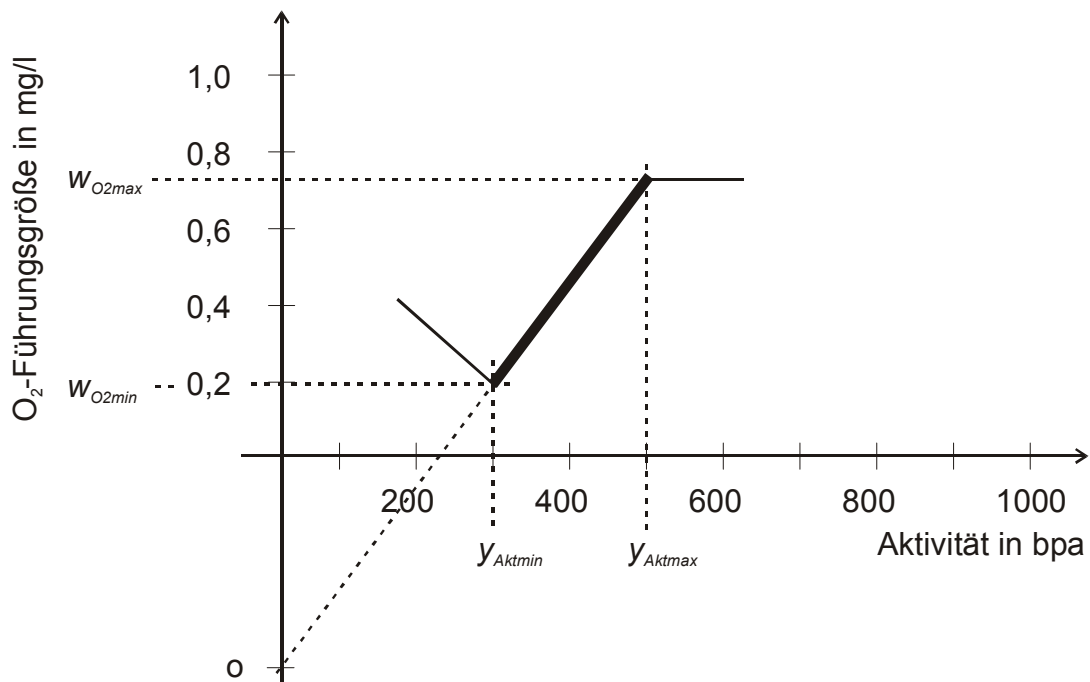


Bild 6.5: Kennlinie des „Aktivitätsreglers“

Die Übertragungsfunktion des P-Gliedes im überlagerten Regelkreis bietet somit zwei Entwurfsparameter: Die Reglerverstärkung  $K_p$  und einen Offset  $o$ . Aus naheliegenden Gründen (im Folgenden erläutert) wird diese Kennlinie jedoch nicht über den direkten Entwurf der Parameter  $K_p$  und  $o$  festgelegt, sondern indirekt durch Vorgabe der im Bild 6.5 eingezeichneten Grenzen ( $y_{Aktmin}$ ,  $y_{Aktmax}$ ,  $w_{O2min}$ ,  $w_{O2max}$ ).

Zunächst ist ein sinnvoller Bereich für die Ausgangsgröße ( $O_2$ -Führungsgröße) zu bestimmen ( $w_{O2min}$  und  $w_{O2max}$ ). Wie bereits angesprochen geschieht dies empirisch, basierend auf Erfahrungswerten und unter Kenntnis von Besonderheiten der jeweiligen KA sowie unter Berücksichtigung des Messorts der Sauerstoffmessung. Um einerseits eine angemessene Dynamik im Tagesverlauf und andererseits geeignete Absolutwerte für die  $O_2$ -Führungsgröße zu erhalten, müssen die Steigung und die Lage der Kennlinie festgelegt werden. Hierbei ist es sinnvoll den gesamten Messbereich der Aktivität (0 bis 1000 bpa) einzuschränken. Die Kennlinie wird durch Wahl der Parameter  $y_{Aktmin}$  und  $y_{Aktmax}$  um einen Erwartungswert (im Beispiel im Bild 6.5 etwa 400 bpa) begrenzt. Diese Parameter sollten so gewählt werden, dass der tatsächlich gemessene Aktivitätsmesswert innerhalb der Spanne  $[y_{Aktmin}, y_{Aktmax}]$  einstellt. Es muss auch darauf geachtet werden, dass diese Spanne nicht zu groß gewählt wird, weil sonst ein nur schwach ausgeprägter Tagesgang des Aktivitätssignals nicht ausreichend verstärkt werden kann. Unter Berücksichtigung dieser Spanne und des zuvor festgelegten Konzentrationsbereichs für die  $O_2$ -Führungsgröße ergeben sich  $K_p$  und  $o$  nach den Gleichungen 6.2 und 6.3:

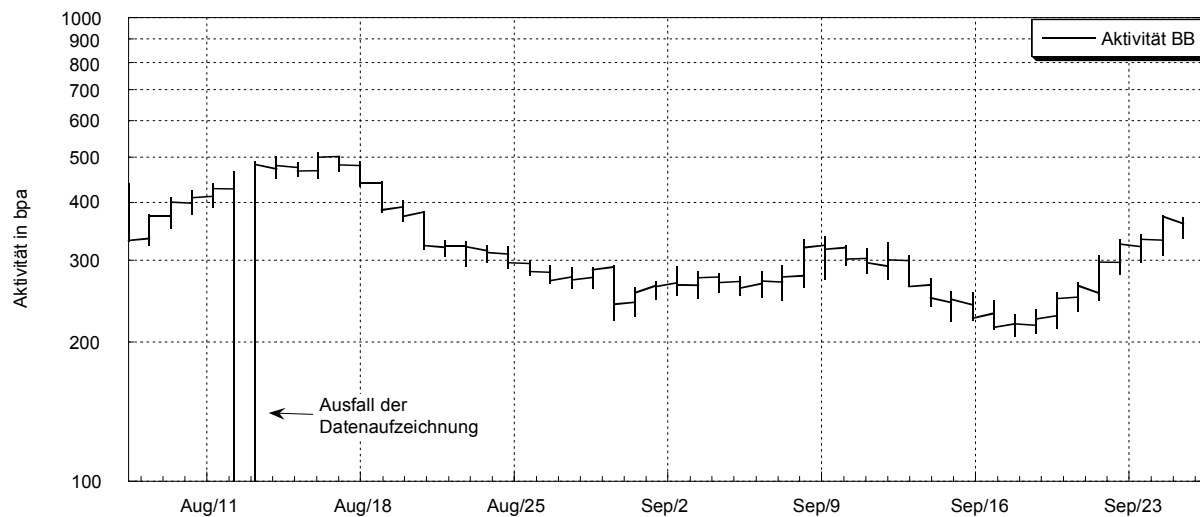
$$K_p = \frac{w_{O2max} - w_{O2min}}{y_{Aktmax} - y_{Aktmin}} \quad (6.2)$$

$$o = w_{O2min} - \frac{w_{O2max} - w_{O2min}}{y_{Aktmax} - y_{Aktmin}} y_{Aktmin} = \frac{w_{O2min} y_{Aktmax} - w_{O2max} y_{Aktmin}}{y_{Aktmax} - y_{Aktmin}} \quad (6.3)$$

Grundsätzlich sollte sich durch geeignete Wahl der Entwurfsparameter ein der Anlagenbelastung angemessener Verlauf der  $O_2$ -Führungsgröße generieren lassen, jedoch ist es möglich, dass bei Wahl enger Spannen  $[y_{Aktmin}, y_{Aktmax}]$  die Aktivitätsmesswerte über längere Zeiträume (Wochen, Monate) die gewählten Bereiche verlassen. In einem solchen Fall würde die  $O_2$ -Führungsgröße gantztägig (und für längere Zeiträume) im Bereich des durch die Begrenzung vorgegebenen Maximalwertes liegen (Messwert  $y_{Akt}(t)$  verlässt die Spanne  $[y_{Aktmin}, y_{Aktmax}]$  nach oben) oder dass sogar der Bereich, der eigentlich für den Notbetrieb vorgesehen ist (umgekehrter Wirksinn der Kennlinie) zum Einsatz kommt (Messwert  $y_{Akt}(t)$  verlässt die Spanne  $[y_{Aktmin}, y_{Aktmax}]$  nach unten). Beides widerspricht jedoch der Philosophie des Symbio®-

Verfahrens und ist zu vermeiden. Jedoch ist aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den Tagesextremwerten, die Vorgabe enger Spannen eigentlich notwendig.

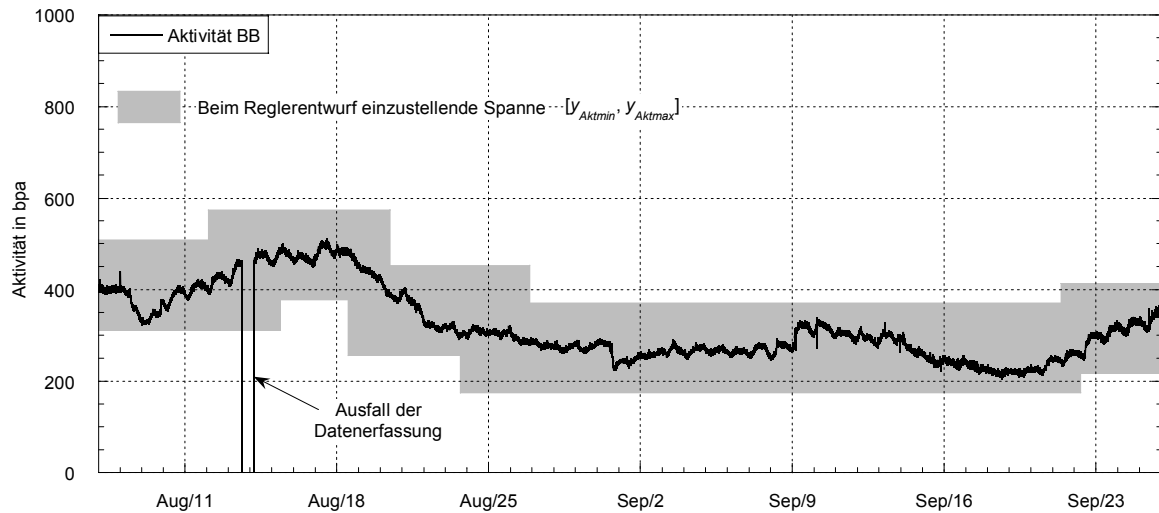
Weil zur Generierung einer O<sub>2</sub>-Führungsgröße mit ausreichend ausgeprägtem Tagesgang letztlich das Verhältnis der Tagesmaxima und -minima zur gewählten [ $y_{Aktmin}$ ,  $y_{Aktmax}$ ]-Spanne maßgebend ist, zeigt Bild 6.6 eine Ganglinie, in der die täglichen Extremwerte in einem Kerzendiagramm dargestellt sind.



**Bild 6.6:** Belebtschlammaktivität im BB vom 07.08.-27.09.1998 (Darstellung der Tagesmaxima und -minima, Ordinate logarithmisch)

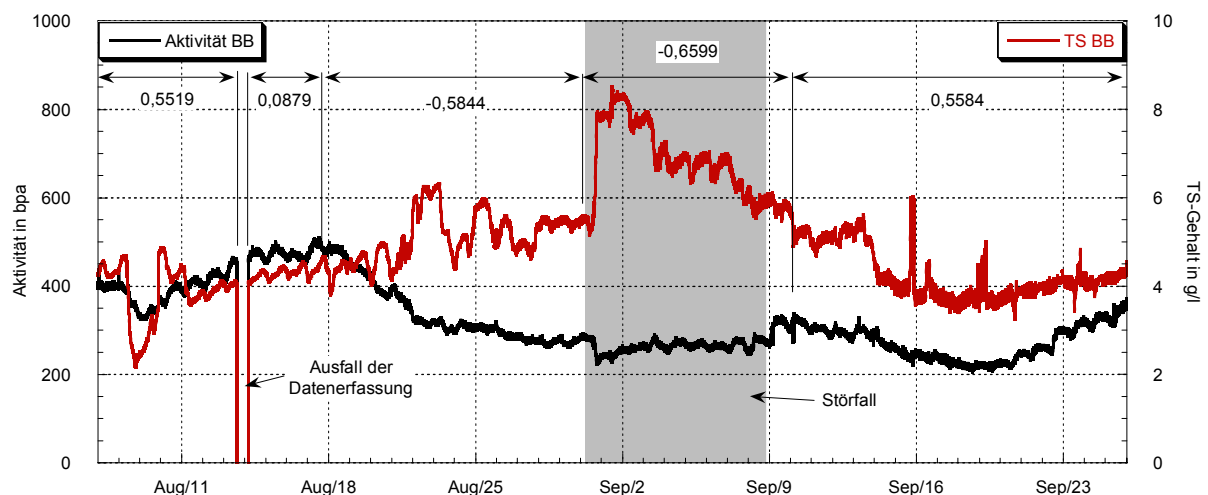
Wie in den Bildern 6.6 und 6.7 zu erkennen, bewegt sich die Aktivitätsganglinie über längere Zeiträume in Trends. Die Differenz zwischen Tagesmaximum und Tagesminimum bleibt dabei, verglichen mit den Absolutwerten, immer recht klein. Im Bild 6.7 sind Vorschläge für eine O<sub>2</sub>-Führungsgrößengenerierung durch geeignete Vorgabe der Reglerentwurfparameter  $y_{Aktmin}$  und  $y_{Aktmax}$  eingetragen. Die sich daraus ergebenden Fenster müssten gelegentlich (z.B. durch manuelle Änderung der Entwurfparameter) dem Verlauf der Belebtschlammaktivität nachgeführt werden (im Bild 6.7 angedeutet), zudem müsste die Spanne zwischen  $y_{Aktmin}$  und  $y_{Aktmax}$  in Abhängigkeit der über einen Tag zu erwartenden Schwankungsbreite des Aktivitätssignals verändert werden. Ansätze dieser Art entsprächen einer Adaption der Parameter des „Aktivitätsreglers“ an sich ändernde Bedingungen. Diese Anpassung müsste vom Betriebspersonal der Kläranlage manuell vorgenommen werden. Dies sollte jedoch vermieden werden, weil das Personal vermutlich mit dieser Aufgabe überfordert wäre. Zudem besteht wegen der unkomfortablen Bedienung des eingesetzten Industrieregler eine Fehlerquelle, die zum Ausfall des gesamten Prozessführungskonzeptes führen kann. Sinnvollerweise sieht das Symbio®-Verfahren eine derartige manuelle Adaption durch regelungstechnische Laien nicht vor. Aufgrund der genannten Besonderheiten und Einschränkungen musste auf der KA Netphen

eine verhältnismäßig große  $[y_{Aktmin}, y_{Aktmax}]$ -Spanne gewählt werden. Obwohl sie gelegentlich den aktuellen Verhältnissen angepasst wurde, führte dies häufig zu sehr flachen, über den Tag fast konstanten  $O_2$ -Führungsgrößenverläufen, was der Grundidee des Symbio®-Verfahrens widerspricht. Eine automatische Adaption des „Aktivitätsreglers“ wäre somit grundsätzlich wünschenswert. Im Kapitel 6.1.3 wird ein entsprechender Algorithmus vorgeschlagen.

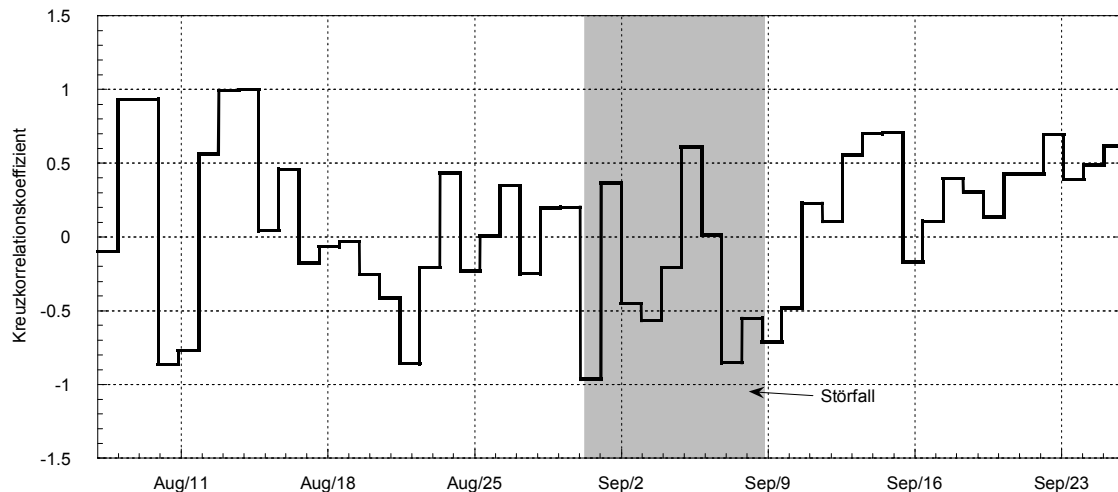


**Bild 6.7:** Belebtschlammaktivität im BB vom 07.08.-27.09.1998

Prinzipiell scheint mit dem Messsignal „Belebtschlammaktivität“ (unter gewissen Einschränkungen) durchaus eine relative, jedoch nicht ohne Weiteres eine absolute Aussage über die Vorgänge im BB möglich zu sein. Vergleicht man die Zeitverläufe der Aktivität und der Zustandsgröße TS-Gehalt im BB (Bild 6.8), ergeben sich teilweise recht gute (positive) Korrelationskoeffizienten zwischen diesen Messgrößen (zu Beginn und am Ende der Ganglinien). In gewissen Abschnitten ist diese Korrelation jedoch eher gering (teilweise sogar negativ). Im Bild 6.8 wurden die Korrelationskoeffizienten für längere Zeiträume ermittelt. Bild 6.9 zeigt die jeweils über einen Tag ermittelten Korrelationen, die zum Teil von Tag zu Tag deutlich variieren.



**Bild 6.8:** Belebtschlammaktivität und TS-Gehalt im BB vom 07.08.-27.09.1998



**Bild 6.9:** Korrelationskoeffizient auf Tagesbasis zwischen der Belebtschlammaktivität und dem TS-Gehalt im BB vom 07.08.-27.09.1998

Allerdings erfasst der Parameter „TS-Gehalt“ lediglich die Feststoffkonzentration des Belebtschlammes und macht nur eine begrenzte Aussage über dessen Fähigkeit, Abwasserinhaltsstoffe biologisch abzubauen. Somit kann ein steigender TS-Gehalt bei gleichzeitig sinkender Belebtschlammaktivität bedeuten, dass sich im Belebtschlamm eine hohe Konzentration mineralischer Stoffe und abgestorbener (inaktiver) Biomasse befindet. Somit ist zumindest der im Bild 6.8 gekennzeichnete Bereich geringer Korrelation durchaus plausibel, es handelt sich hier um die Auswirkungen des im Kapitel 3.6 beschriebenen Störfalles (Eintrag von Baugrünschlamm, vergleiche auch Bild 6.9).

Die Ursache niedriger Belebtschlammaktivität kann eine (z.B. durch einen Störfall) geschädigte Biozönose sein. Aufgrund der Methodik der  $O_2$ -Führungsgrößengenerierung des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens führt dies dann zwangsläufig zu niedrigen  $O_2$ -Konzentrationen im BB über längere Zeiträume und somit zu ungünstigen Bedingungen für den Schadstoffabbau sowie für die Regeneration der Biozönose. Dies ist ein erster Hinweis auf eine systematische Unzulänglichkeit der beim Symbio<sup>®</sup>-Verfahren gewählten Art der  $O_2$ -Führungsgrößenvorgabe.

### 6.1.3 Mögliche Verbesserungen des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens durch eine automatische adaptive Führungsgrößengenerierung

Weil der Tagesverlauf der  $O_2$ -Führungsgröße von großer Bedeutung für die Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge ist und er bei Anwendung des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens nur durch Variation der im Kapitel 6.1.2 vorgestellten Entwurfparameter beeinflussbar ist, soll im Folgenden eine automatische Adaption dieser Parameter unter Berücksichtigung eines gleitenden Durchschnitts und der Standardabweichung des Aktivitätssignals vorgeschlagen werden.

Die präsentierte Methode basiert auf der Idee der „Bollingerbänder“, die in der technischen Analyse der Kursverläufe („Charts“) von Wertpapieren, Währungen oder deren Derivaten

(Futures, Optionen, etc.) angewandt wird (siehe z.B. /CQG02/, /FAZ02/). Sie beruht auf dem statistischen Phänomen der „Häufung in der Mitte“, das besagt, dass in normalverteilten Wertegruppen eine bestimmte Menge an Werten mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit nur um einen bestimmten Betrag von einem Mittelwert abweicht /FAZ02/. Durch Bildung eines gleitenden Durchschnitts wird dieser Mittelwert bestimmt. Die erwartete Abweichung wird durch die Standardabweichung des Zeitverlaufs berücksichtigt. Der gleitende Durchschnitt und die Standardabweichung können grundsätzlich über einen beliebigen Zeitraum ermittelt werden. Vom aktuellen Wert des gleitenden Durchschnitts wird die aktuelle Standardabweichung (oder ein Vielfaches davon) hinzu addiert bzw. abgezogen. Man erhält hierdurch zwei Bänder, die den zugrunde liegenden Zeitverlauf (meist) einhüllen. Die Gleichungen (6.4) bis (6.7) verdeutlichen diese Methode:

$$\bar{y}(t_i) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y(t_i) \quad (6.4) \quad \begin{array}{l} y(t_i) \quad : \text{diskreter Messwert} \\ \bar{y}(t_i) \quad : \text{diskreter gemittelter Wert} \\ n \quad \quad : \text{Anzahl der zu mittelnden Werte} \end{array}$$

$$\sigma(t_i) = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (\bar{y}(t_i) - y(t_i))^2} \quad (6.5) \quad \sigma(t_i) \quad : \text{Standardabweichung}$$

oberes Band:

$$y_{Akt\max}(t_i) = \bar{y}(t_i) + a \cdot \sigma(t_i) \quad (6.6) \quad \begin{array}{l} y_{Akt\max}(t_i) \quad : \text{diskreter oberer Grenzwert} \\ a \quad \quad \quad : \text{Faktor} \end{array}$$

unteres Band:

$$y_{Akt\min}(t_i) = \bar{y}(t_i) - a \cdot \sigma(t_i) \quad (6.7) \quad y_{Akt\min}(t_i) \quad : \text{diskreter unterer Grenzwert}$$

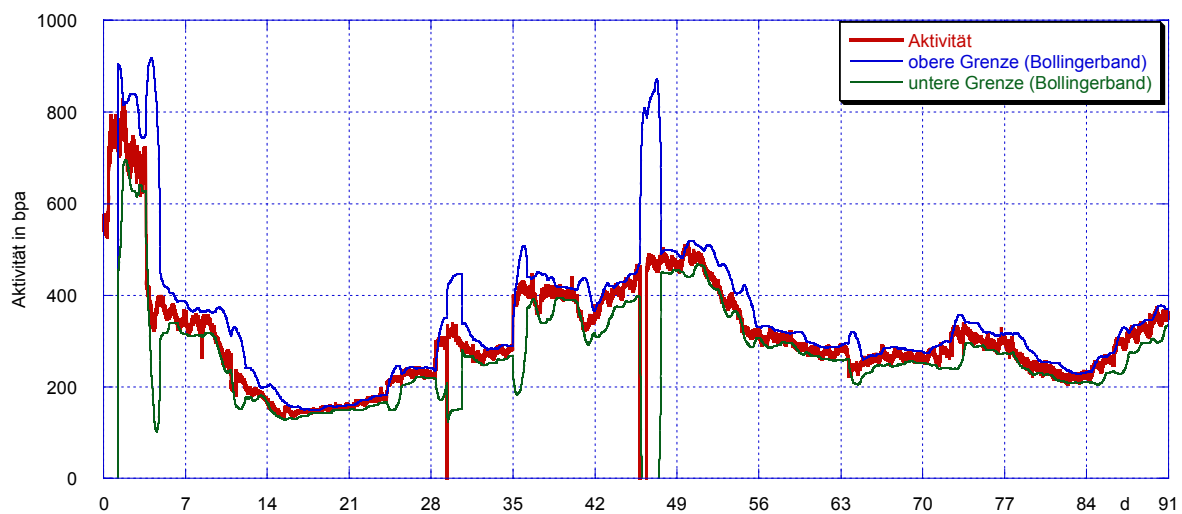
Um einen angemessenen Verlauf der Bollingerbänder (und somit letztlich einen sinnvollen Verlauf der O<sub>2</sub>-Führungsgröße) zu erhalten, müssen die Fensterweiten zur Berechnung des gleitenden Durchschnitts und der Standardabweichung richtig gewählt werden. Hierbei ist es wichtig, dass die Bänder in ausreichendem Maße der Dynamik des Aktivitätssignals folgen, die Bänder nicht zu schmal oder zu breit werden und keine zu große Phasenverschiebung zwischen Originalsignal und den Bollingerbändern auftritt.

Diese experimentelle Herangehensweise entspricht grundsätzlich dem Vorgehen bei Einsatz dieser Methode zur Chartanalyse, wobei dort jedoch andere Zielsetzungen verfolgt werden.

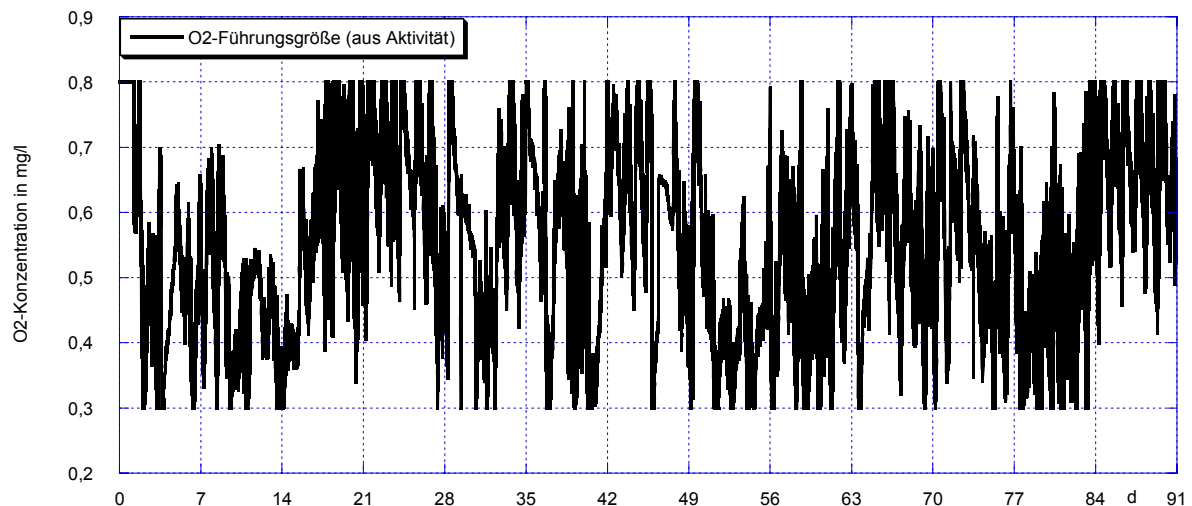
Bild 6.10 zeigt die Aktivitätsganglinie mit den einhüllenden Bollingerbändern (Fensterweite  $n$  für den gleitenden Durchschnitt und die Standardabweichung: 288 Werte, Abtaste: 5 min, Faktor  $a$ : 2,5). Im Bild 6.11 sind die hieraus resultierenden O<sub>2</sub>-Führungsgrößen dargestellt. Ihre Berechnung wurde zunächst für eine  $[y_{Akt\min}, y_{Akt\max}]$ -Spanne von 0 - 1,5 mg/l vorgenommen. Anschließend wurden die Werte auf den für das konventionelle Symbio®-Verfahren

üblichen Bereich zwischen 0,3 und 0,8 mg/l begrenzt. Diese Vorgehensweise ermöglicht die jederzeit fast vollständige Ausnutzung des gesamten Konzentrationsbereichs.

In beiden Darstellungen ist die Auswirkung von Messunsicherheiten im Aktivitätssignal (Messwert wird zu Null) auf die O<sub>2</sub>-Führungsgrößen sehr gut zu erkennen. Das Aktivitätssignal liegt in einem solchen Fall (vorrübergehend) deutlich unter dem Mittelwert  $\bar{y}(t_i)$ , was niedrige O<sub>2</sub>-Führungsgrößen bewirkt. Der Einfluss des Betrages des Aktivitätssignals auf die O<sub>2</sub>-Führungsgröße wird durch die Anwendung der Bollingerbänder fast vollständig unterdrückt, die Dynamik des Tagesganges tritt in den Vordergrund.



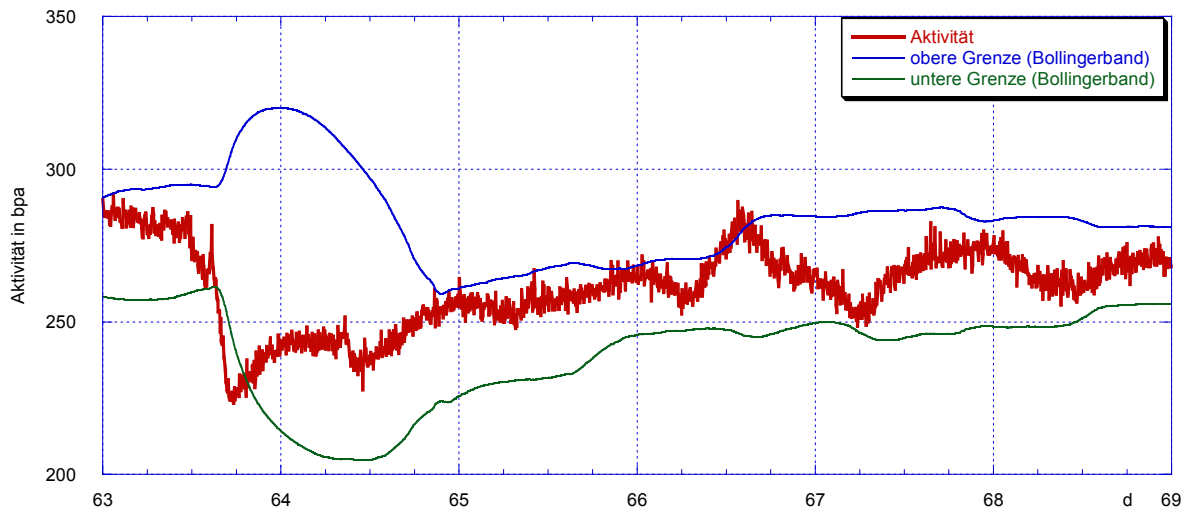
**Bild 6.10:** Aktivität im BB mit Bollingerbändern über einen längeren Zeitraum



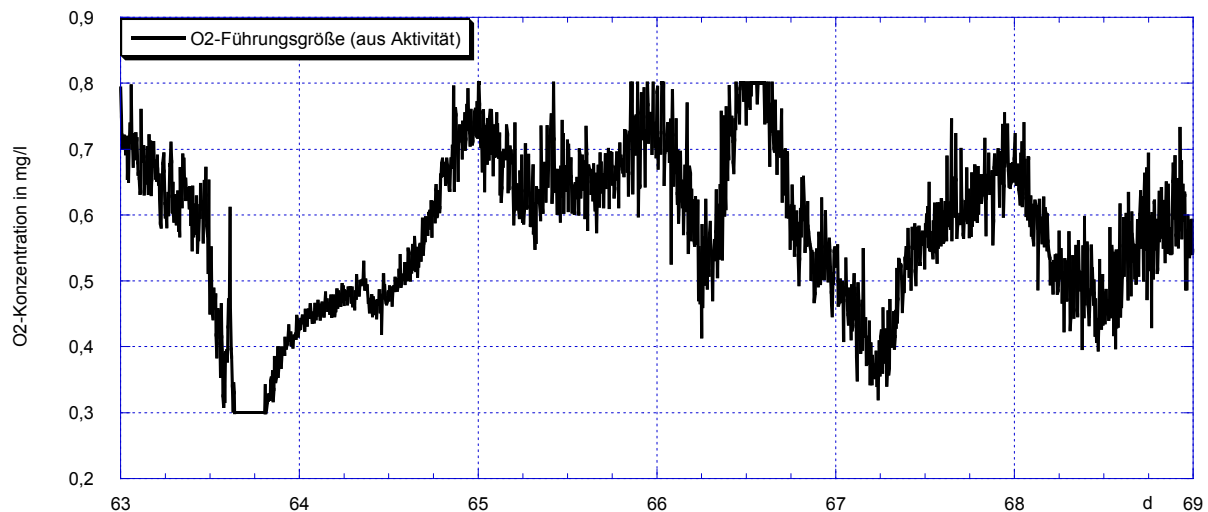
**Bild 6.11:** Aus den Bollingerbändern im Bild 6.10 resultierende O<sub>2</sub>-Führungsgrößen mit Begrenzung auf den Bereich 0,3 - 0,8 mg/l

Die Bilder 6.12 und 6.13 zeigen Details aus den Bildern 6.10 und 6.11. Auch nach Anwendung der Bollingerbänder zur Führungsgrößenvorgabe treten bei hohen Aktivitätswerten, hohe O<sub>2</sub>-Führungsgrößen auf. Eine wesentliche Charakteristik des konventionellen SymBio<sup>®</sup>-Verfahrens bleibt somit erhalten. Deutlich zu erkennen ist die ausgeprägte Dynamik in den Tagesverläufen der O<sub>2</sub>-Führungsgrößen (Bild 6.13). Für den Stickstoffabbau ist ein kurzzeit-

ges Überschreiten des Bollingerbandes unkritisch (siehe Tag 66 in den Bildern 6.12 und 6.13). Problematischer ist der deutliche Rückgang in der Aktivitätsganglinie im Bild 6.12 (Tag 63). Er führt zum Schnitt des unteren Bollingerbandes und die O<sub>2</sub>-Führungsgröße (Bild 6.13) läuft in die Begrenzung von 0,3 mg/l. Mögliche Ursachen und die Auswirkungen plötzlich sinkender Aktivitätsmesswerte auf die Stickstoffelimination werden im Kapitel 6.1.5 untersucht.



**Bild 6.12:** Aktivität im BB mit Bollingerbändern, Detail aus Bild 6.10



**Bild 6.13:** Aus den Bollingerbändern im Bild 6.12 resultierende O<sub>2</sub>-Führungsgrößen mit Begrenzung auf den Bereich 0,3 - 0,8 mg/l, Detail aus Bild 6.11

Obwohl durch diese Veränderungen im Algorithmus des O<sub>2</sub>-Führungsgrößengenerators ein verbesserter (d.h. dem Anlagenzustand angemessener) Verlauf der O<sub>2</sub>-Führungsgröße möglich wäre, bleibt als wesentliche systematische Unzulänglichkeit des Symbio®-Verfahrens das sehr häufige späte Auftreten des Maximums in der Tagesganglinie. Diese Eigenschaft stellt eine grundlegende Schwäche der O<sub>2</sub>-Führungsgrößenvorgabe unter Berücksichtigung der Belebtschlammaktivität dar, weil beim Betrieb der KA in erster Linie die Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge von Interesse sind!

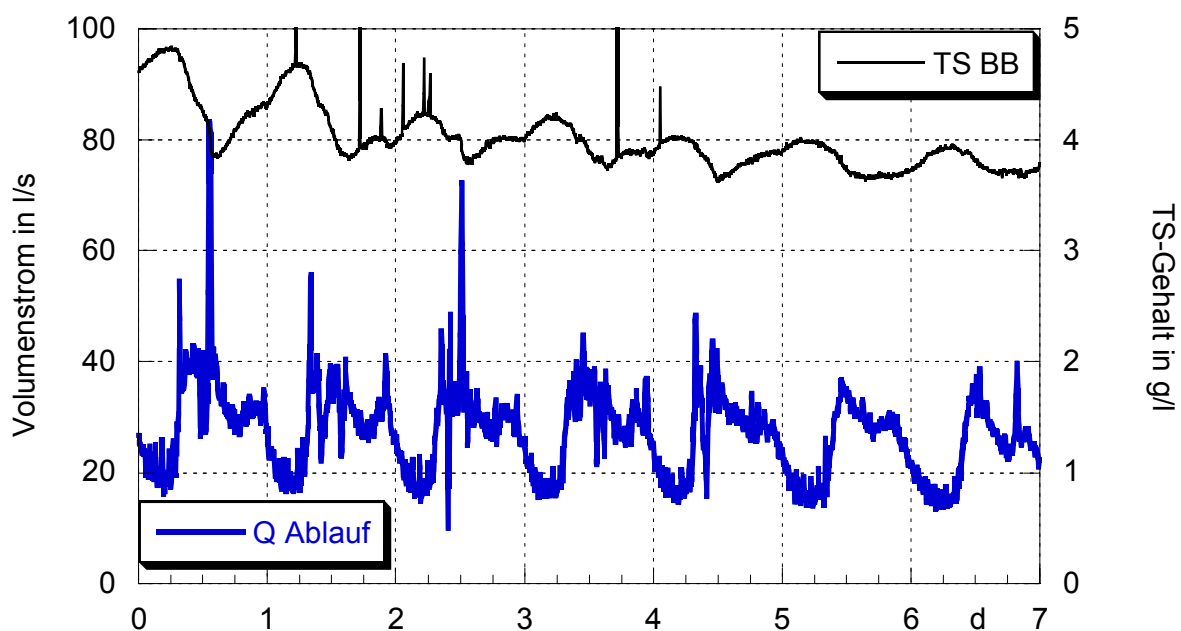


### 6.1.5 Eine weitere systematische Unzulänglichkeit des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens

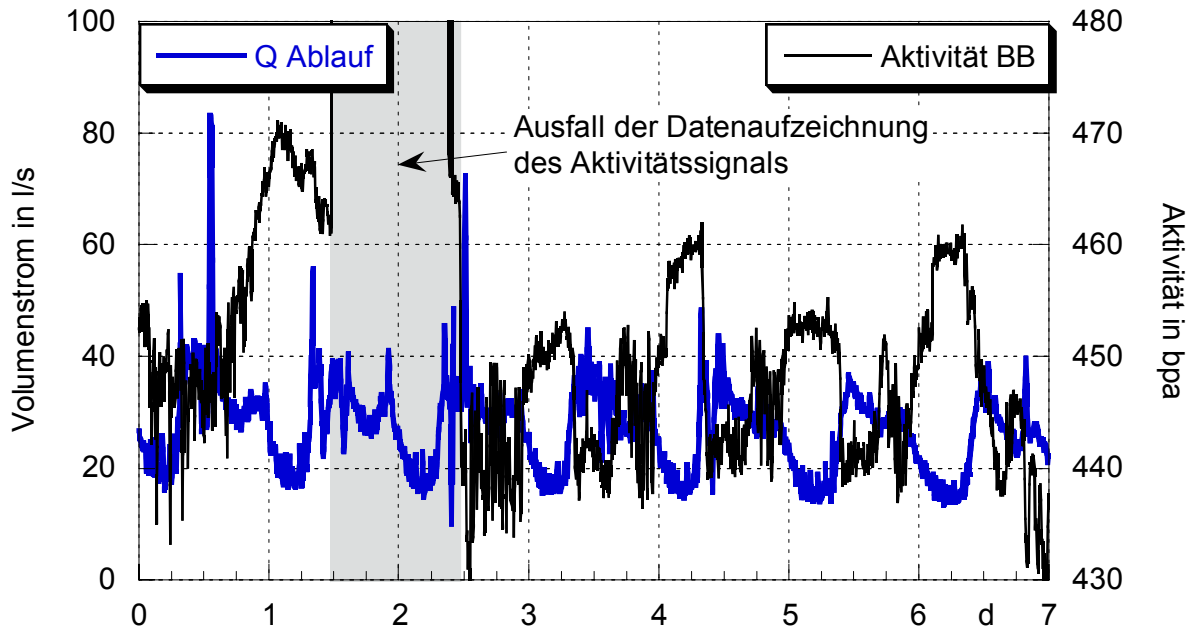
Im Folgenden wird eine weitere systematische Besonderheit des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens erläutert. Sie resultiert aus der temporären Verlagerung von Belebtschlamm aus dem Belebungsbecken in das Nachklärbecken durch eine Erhöhung des Zulaufvolumenstroms bzw. eine hydraulische Stoßbelastung. Dieser Vorgang ist typisch für kommunale Kläranlagen und kann gelegentlich zur Überschreitung des NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswertes führen. Als Ursache kommen sowohl erhöhte NH<sub>4</sub>-N-Zulaufkonzentrationen, als auch die aus der Verdrängung des Belebtschlammes resultierende vorübergehende geringere Reinigungskapazität der Anlage in Frage. Dieser Vorgang wird üblicherweise in der Prozessführung (mit konstantem O<sub>2</sub>-Sollwert) nicht explizit berücksichtigt. Wie im Folgenden gezeigt werden soll, tritt bei einer Prozessregelung mit dem Symbio<sup>®</sup>-Verfahren aber ein zusätzlicher negativer Effekt auf, der in der Charakteristik der Messgröße „Belebtschlammaktivität“ und der Art der O<sub>2</sub>-Führungsgrößengenerierung begründet ist. Die Zusammenhänge sollen anhand von Ganglinien aus den folgenden Zeiträumen gezeigt werden:

- Trockenwetterzulauf vom 30.08.-05.09.1999,
- hydraulische Stoßbelastung bei Trockenwetterzulauf am 06.09.1999,
- betriebsbedingter Störfall am 24.08.1999,
- hydraulische Stoßbelastung und gleichzeitig auftretender betriebsbedingter Störfall am 14.08.-15.08.1999.

Die zunächst betrachteten Wochengänge vom 30.08. bis 05.09.1999 stellen den üblichen Fall von Trockenwetterzulauf dar (Bilder 6.14 bis 6.16).

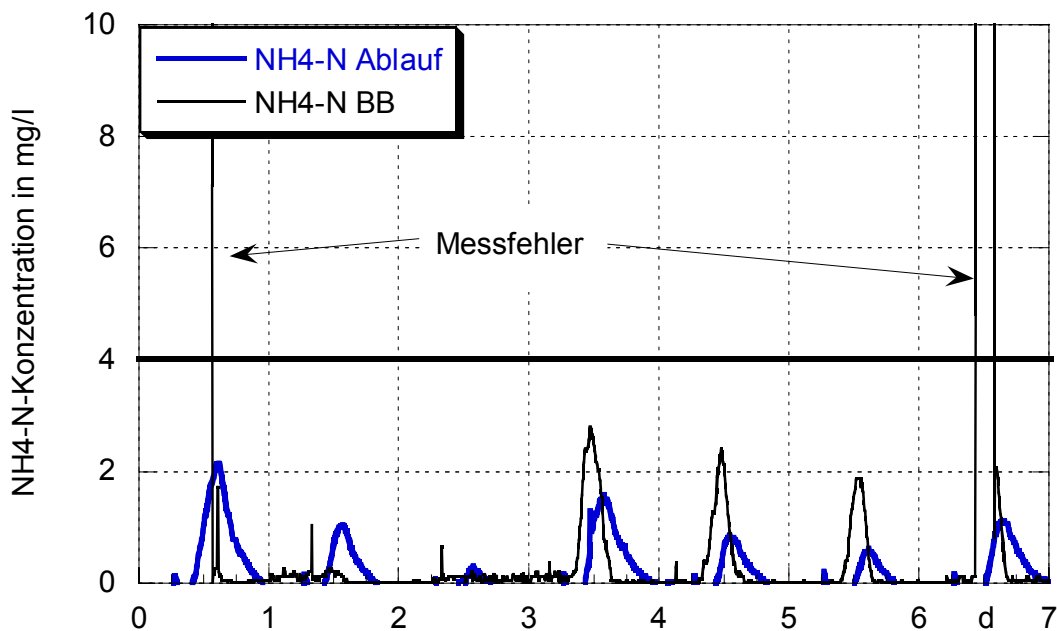


**Bild 6.14:** Volumenstrom im Ablauf und TS-Gehalt im BB bei Trockenwetterzulauf (30.08.-05.09.1999)



**Bild 6.15:** Volumenstrom im Ablauf und Aktivität im BB bei Trockenwetterzulauf (30.08.-05.09.1999)

Bild 6.14 macht anhand einer Wochenganglinie deutlich, dass bei Trockenwetter mit dem typischen morgendlichem Anstieg des Volumenstroms ein Rückgang des TS-Gehaltes im BB einher geht. In diesen Zeiträumen ist die Trockensubstanzfracht vom BB in die Nachklärung größer, als die des Rücklaufschlammes. Der aus dem BB verdrängte Belebtschlamm verlässt das System „Belebungsbecken/Nachklärbecken“ bei regulären Bedingungen nicht, sondern wird in der Nachklärung gespeichert.



**Bild 6.16:** NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB und im Ablauf der Nachklärung bei Trockenwetterzulauf (30.08.-05.09.1999)

Bei nachfolgend geringen Volumenströmen ist der Belebtschlammmassenstrom aus dem Nachklärbecken in das BB größer, als derjenige vom BB in die Nachklärung. Der dort gepufferter Belebtschlamm wird wieder in das BB transportiert. Bemerkenswerterweise sind durch diesen Zusammenhang die Bedingungen für den Schadstoffabbau tagsüber (bei hohem Abwasseranfall) grundsätzlich schlechter als nachts. Diese systematische Problematik ließe sich durch eine verbesserte Regelung des Rücklaufvolumenstroms beheben oder in ihren Auswirkungen zumindest abmildern. Wie allgemein üblich, wird im Fall der KA Netphen der Rücklaufvolumenstrom (oder nach DIN4045: „Rücklaufschlammfluss“) proportional zum Zulaufvolumenstrom geregelt, so dass sich ein Rücklaufverhältnis RV (Verhältnis des Rücklaufschlammflusses zum Abwasserzufluss in das BB, DIN4045) von 1:2 einstellt. Wegen des eingesetzten Zwei-Punkt-Reglers und der Besonderheiten des Stellgliedes (Schneckenpumpe) ist fraglich, ob das vorgegebene Rücklaufverhältnis tatsächlich in jedem Betriebszustand (d.h. bei beliebigem Zulaufvolumenstrom) eingehalten werden kann. Verbesserungen der Rücklaufvolumenstromregelung konnten auf der KA Netphen nicht durchgeführt werden, weil die Gerätetechnik (hier insbesondere der für die Schlammräumung eingesetzte Saugräumer) keine Möglichkeiten zur Verbesserung des Istzustandes erlaubte.

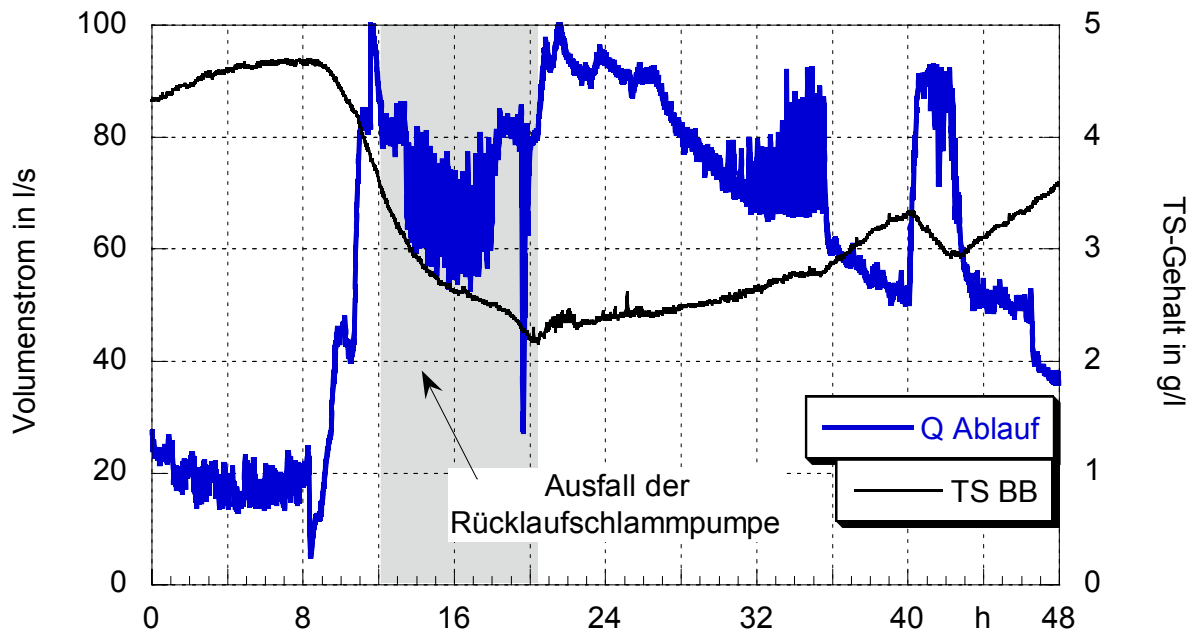
Im Bild 6.14 ist weiterhin der Einfluss kurzzeitiger Volumenstromspitzen zu erkennen (siehe Tag 1 und 3), die zu einem signifikanten Sinken des TS-Gehaltes im BB führen.

Bild 6.15 zeigt den Einfluss des Volumenstroms auf die Belebtschlammaktivität im BB. Auch hier tritt im Grunde die oben beschriebene Charakteristik auf, was wenig verwundert, wenn man bedenkt, dass der TS-Gehalt wesentlichen Einfluss auf die biologische Aktivität hat.

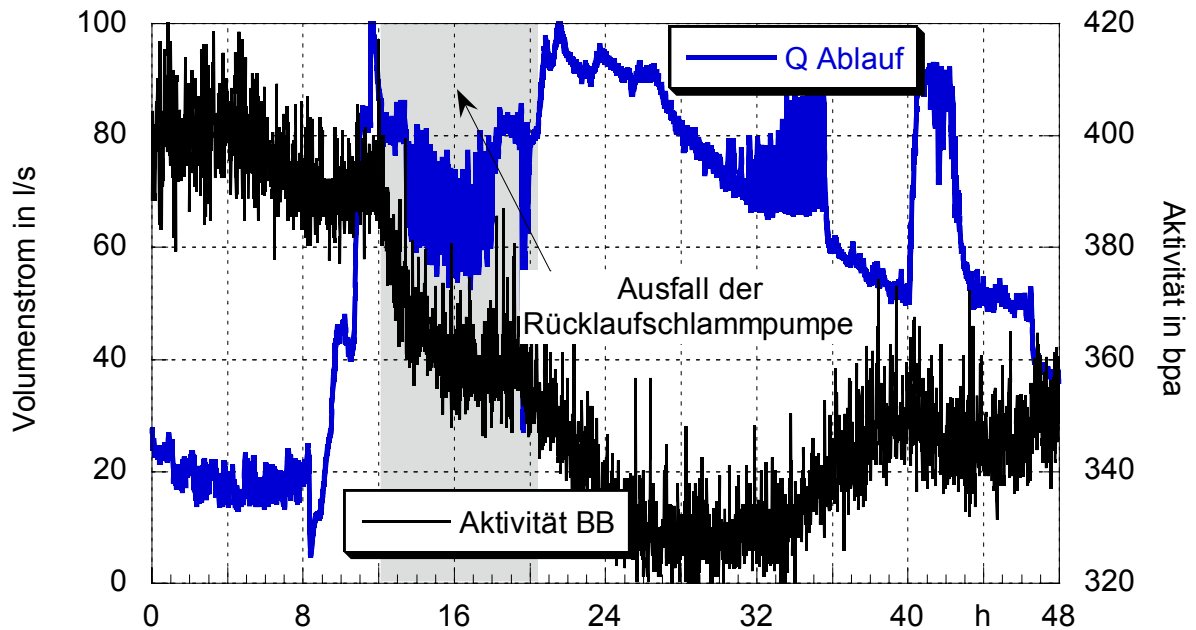
Wegen der Art der O<sub>2</sub>-Führungsgrößengenerierung des SymBio<sup>®</sup>-Verfahrens führt der häufig beobachtete Rückgang der Aktivität zum Zeitpunkt der größten Anlagenbelastung ungünstigerweise zu geringeren O<sub>2</sub>-Konzentrationen im BB (und somit schlechteren Bedingungen für die Nitrifikation) als zu Schwachlastzeiten! Dies ist ein systematischer Mangel, der seine Ursache im Regelungskonzept (bzw. in der Charakteristik des Aktivitätssignals) hat. Bei Einsatz einer konventionellen Regelungsstrategie (Vorgabe einer konstanten O<sub>2</sub>-Führungsgröße) träte diese Problematik nicht auf!

Fairerweise muss angemerkt werden, dass der oben beschriebene Zusammenhang bei regulärem Betrieb zu keinen Überschreitungen der angestrebten NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswerte führte (Bild 6.16). Jedoch traten in besonderen Betriebssituationen teilweise Überschreitungen dieses Überwachungswertes auf, die mit einem anderen Regelungskonzept möglicherweise hätten verhindert werden können. Diese besonderen Betriebssituationen hatten alle betriebs-

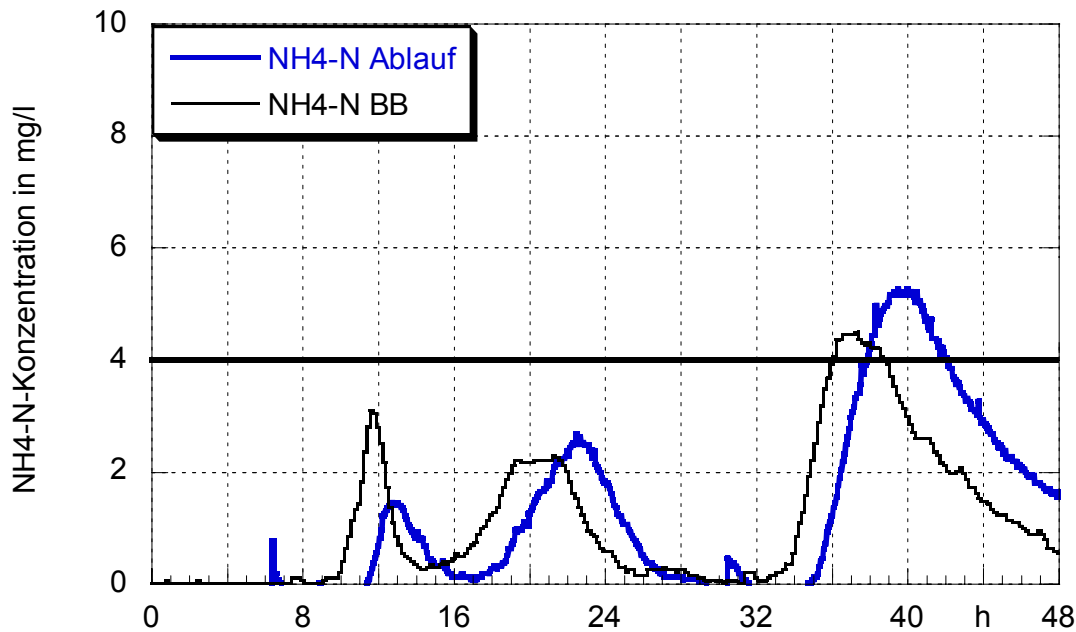
technische Ursachen und sind nicht als „regulärer Betrieb“, vielmehr eher als „Störfall“ zu betrachten. Eines dieser Vorkommnisse soll im Folgenden detailliert untersucht werden.



**Bild 6.17:** Volumenstrom im Ablauf und TS-Gehalt im BB bei hydraulischer Stoßbelastung und gleichzeitig auftretendem betriebsbedingtem Störfall (14.08.-15.08.1999)



**Bild 6.18:** Volumenstrom im Ablauf und Aktivität im BB bei hydraulischer Stoßbelastung und gleichzeitig auftretendem betriebsbedingtem Störfall (14.08.-15.08.1999)



**Bild 6.19:** NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB und im Ablauf der Nachklärung bei hydraulischer Stoßbelastung und gleichzeitig auftretendem betriebsbedingtem Störfall (14.08.-15.08.1999)

Bild 6.17 zeigt den Volumenstrom im Ablauf und den TS-Gehalt im BB vom Samstag den 14.08. bis Sonntag den 15.08.1999. Am 14.08. trat vormittags ein ausgeprägtes Regenereignis auf, was zur üblichen Verdrängung des Belebtschlammes in die Nachklärung führte. Wenige Stunden später (etwa um 12<sup>00</sup> Uhr) fiel die Rücklaufschlammpumpe (RS-Pumpe) aus. Diese Störung wurde erst gegen 20<sup>00</sup> Uhr bemerkt und behoben. Durch diesen Störfall sank der TS-Gehalt im BB innerhalb weniger Stunden von etwa 4,5 g/l auf unter 2,5 g/l. Erst nach Wiedereinbetriebnahme der RS-Pumpe stieg der TS-Gehalt im BB; allerdings recht langsam.

Die Aktivität im BB (Bild 6.18) sank durch die beschriebenen Ereignisse signifikant. Das weitere Absinken des Aktivitätsmesswertes nach Wiedereinbetriebnahme der RS-Pumpe ist plausibel, weil hier (aufgrund der Tageszeit) nur gering belastetes Mischwasser zulief, was zu einer geringen Stoffwechselaktivität führte. Erst gegen Mittag des 15.08.1999 stiegen die Aktivitätsmesswerte wieder an, was mit dem Verlauf des TS-Gehaltes im BB (Bild 6.17) positiv korreliert. Interessant sind die Auswirkungen des Regenereignisses am Nachmittag des 15.08.1999. Auch hier zeigen sich die bereits oben genannten Zusammenhänge zwischen steigendem Volumenstrom einerseits und sinkenden TS-Gehalten und Aktivitätsmesswerten im BB andererseits.

Bild 6.19 zeigt die NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im BB und im Ablauf der Nachklärung für den betrachteten Zeitraum. Obwohl die Aktivität und somit die O<sub>2</sub>-Führungsgröße bereits am 14.08.1999 deutlich gesunken ist, wird der angestrebte NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswert von 4 mg/l

nicht überschritten. Erst nach einem weiteren Absinken der Belebtschlammaktivität in der folgenden Nacht kommt es am 15.08.1999 zur Überschreitung dieses Wertes. Ungünstigerweise war dadurch die Belebtschlammaktivität und somit die O<sub>2</sub>-Führungsgröße zum Zeitpunkt des Schmutzstoßes am 15.08.1999 sehr niedrig, was zu einer unzureichenden Nitrifikation und zur Überschreitung des angestrebten NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswertes führte.

Aufgrund der auf der KA Netphen erworbenen Erfahrungen bleibt es grundsätzlich fraglich, ob die Belebtschlammaktivität eine geeignete Messgröße zur Bestimmung der O<sub>2</sub>-Führungsgröße ist. Sicherlich waren die Bedingungen auf der KA Netphen, insbesondere hinsichtlich des gesenkten NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswertes, besonders schwierig. Jedoch scheint das Symbio®-Verfahren zur gezielten Beeinflussung der Nitrifikation und Denitrifikation nicht hinreichend zu sein!

#### 6.1.6 Messergebnisse aus dem 3. Quartal 1998 (29.06. - 27.09.1998)

Obwohl bisher bereits einige Ganglinien aus dem Jahr 1999 präsentiert wurden, sollen in diesem Kapitel zunächst die Messergebnisse aus der Messkampagne 1998 behandelt werden. Die nach Beendigung dieser Messphase gewonnenen Erkenntnisse wurden für die Planung und Durchführung der zweiten Messphase 1999 herangezogen (siehe Kapitel 6.2). Aus Platzgründen werden nur Ergebnisse aus dem 3. Quartal 1998 und 1999 (Kapitel 6.2.3) gezeigt. Diese Messergebnisse sind jedoch repräsentativ für die gesamten Untersuchungszeiträume.

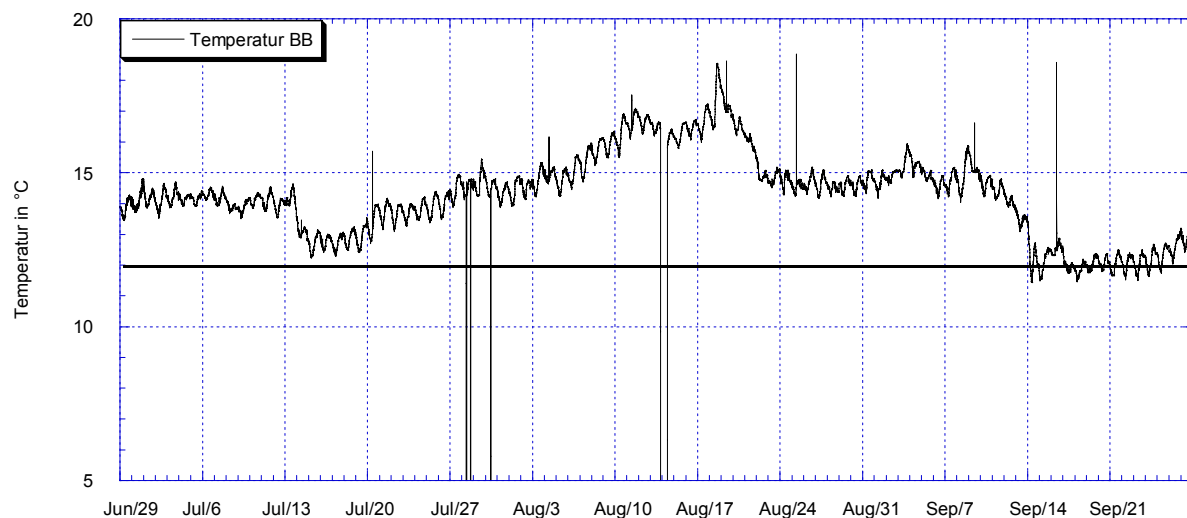


Bild 6.20: Temperatur im BB vom 29.06. - 27.09.1998

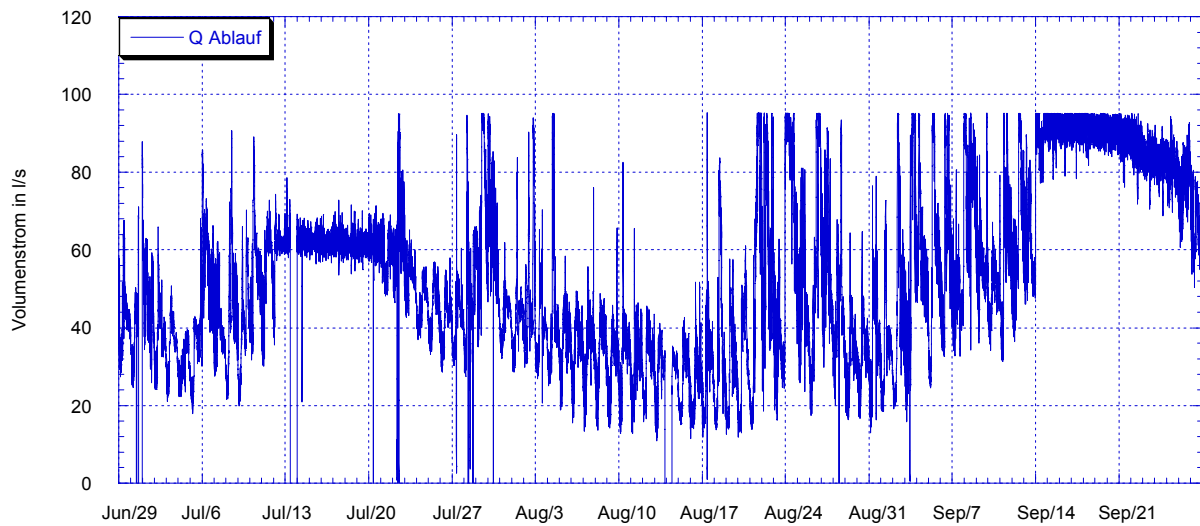


Bild 6.21: Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung vom 29.06. - 27.09.1998

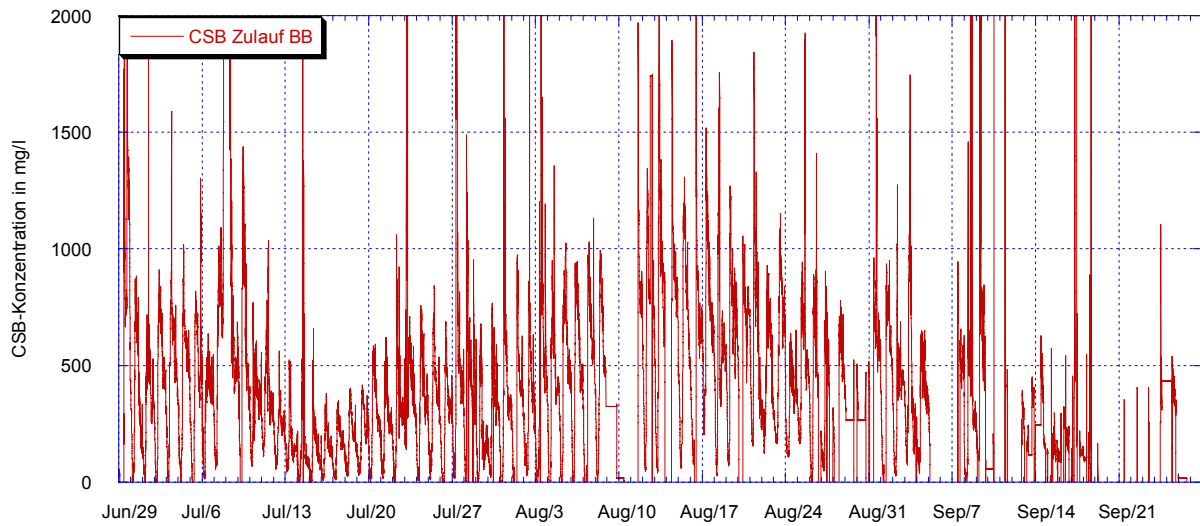


Bild 6.22: CSB-Konzentration im Zulauf zum BB vom 29.06. - 27.09.1998

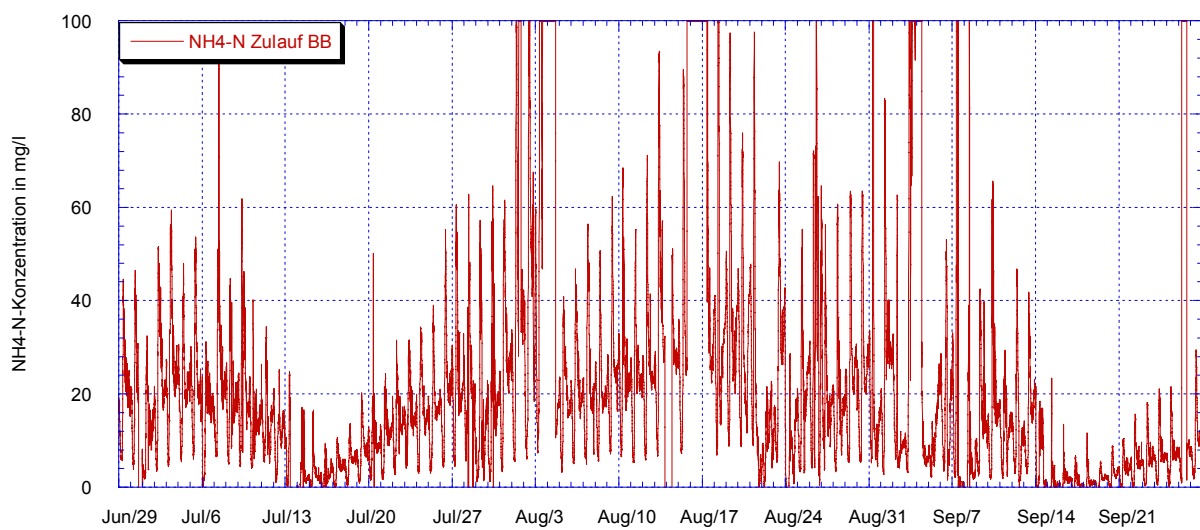


Bild 6.23: NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im Zulauf zum BB vom 29.06. - 27.09.1998

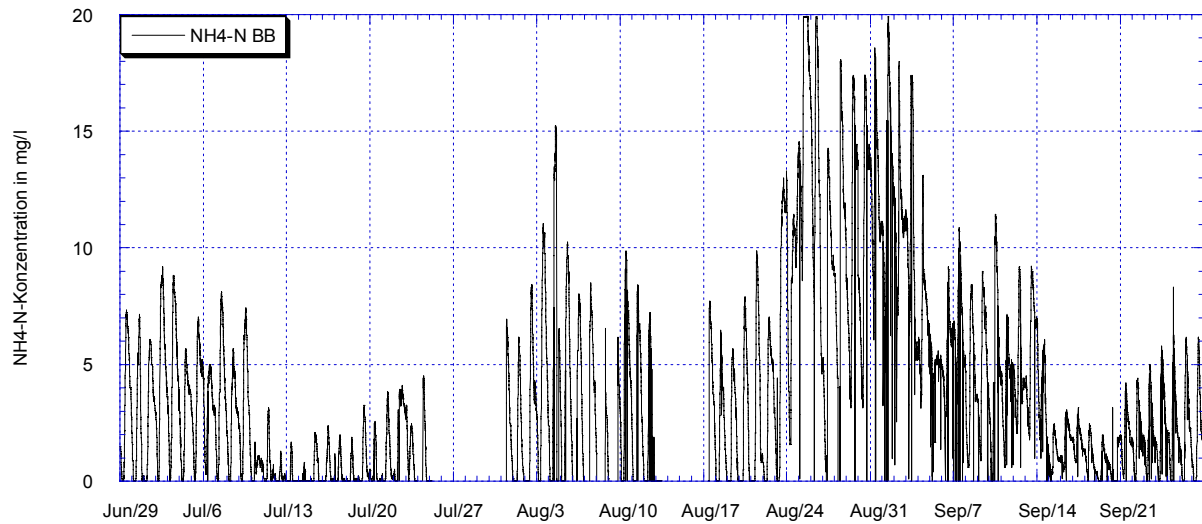


Bild 6.24: NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB vom 29.06. - 27.09.1998

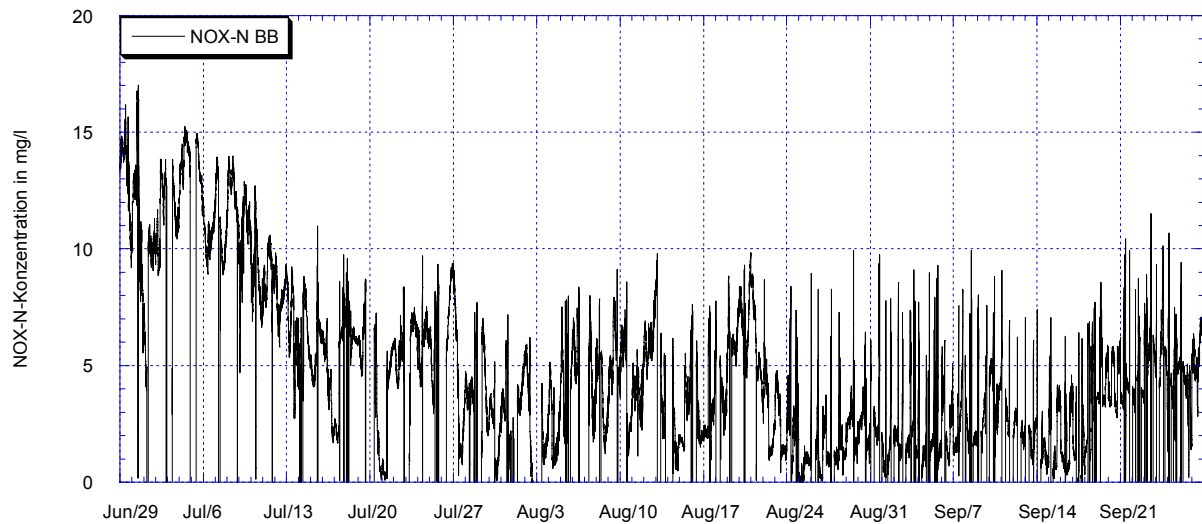


Bild 6.25: NO<sub>x</sub>-N-Konzentration im BB vom 29.06. - 27.09.1998

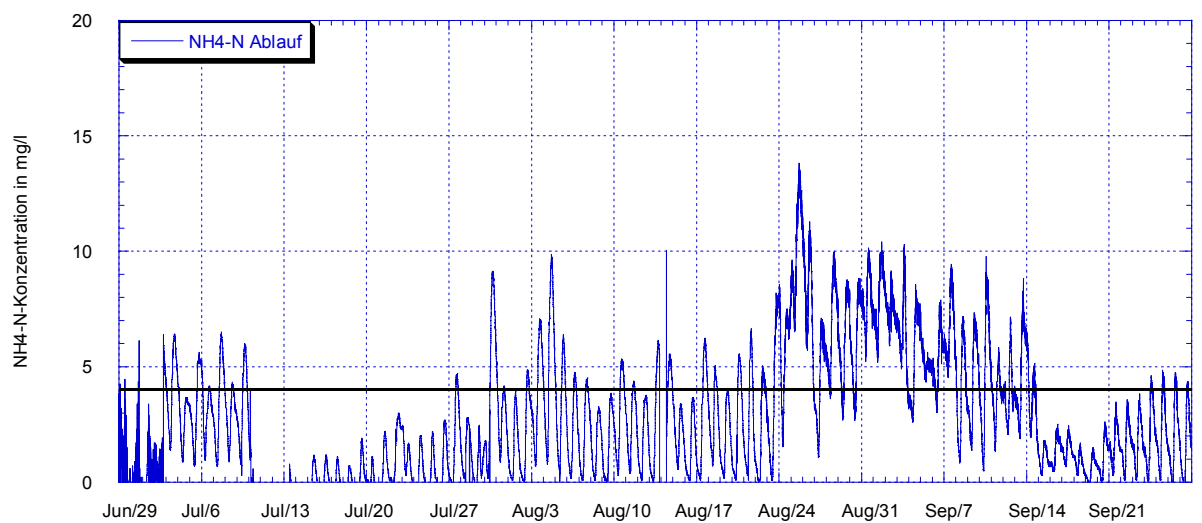


Bild 6.26: NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 29.06. - 27.09.1998



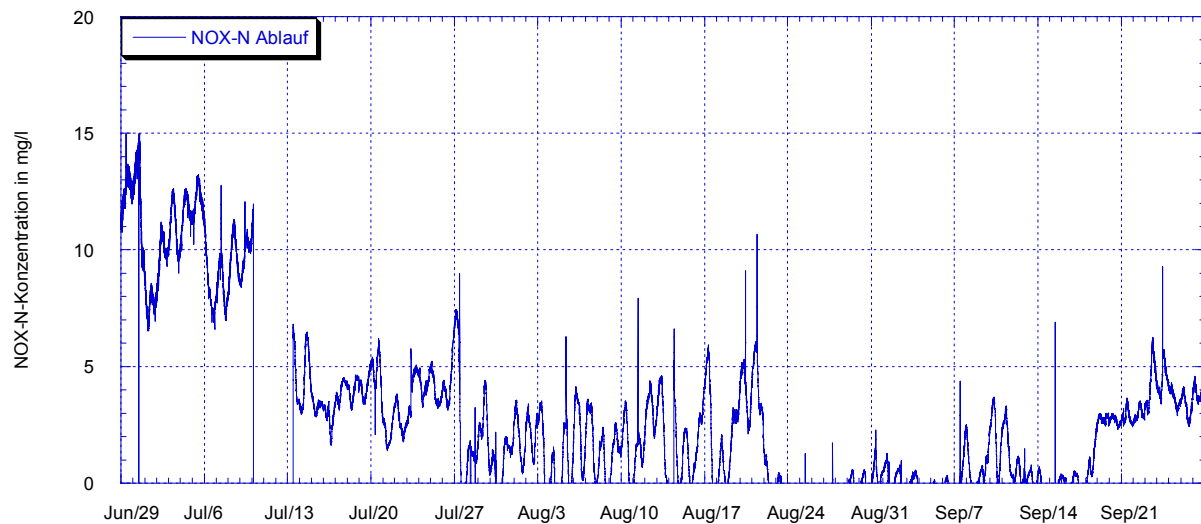


Bild 6.27:  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 29.06. - 27.09.1998

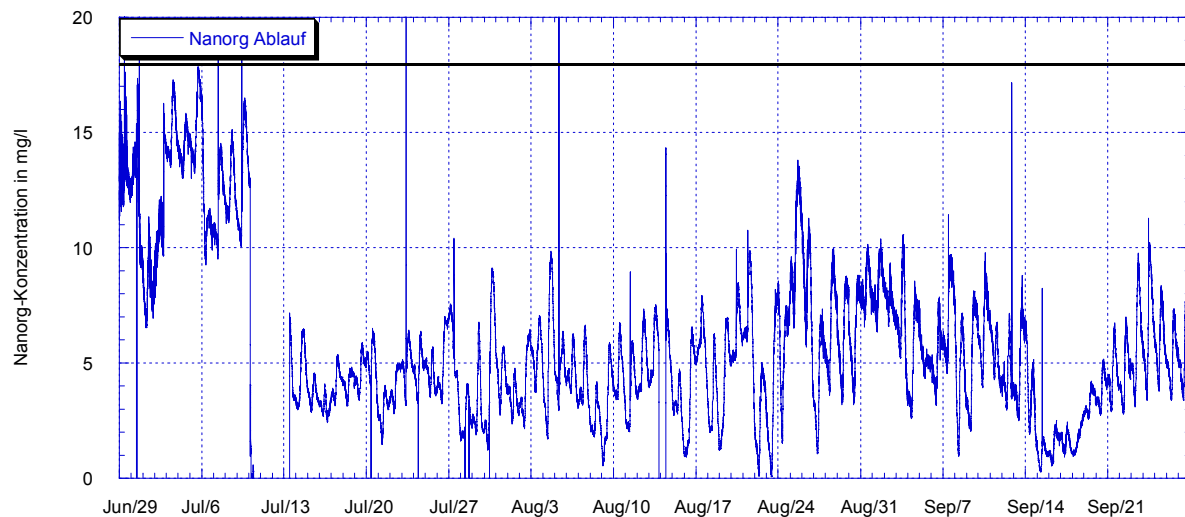


Bild 6.28:  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 29.06. - 27.09.1998

Bild 6.20 zeigt die Temperatur des Belebtschlammes im BB im 3. Quartal 1998. Tageszeitliche und saisonale Schwankungen sind deutlich zu erkennen. Im 3. Quartal 1998 wurde der Wert von  $12^\circ\text{C}$  bereits Mitte September kurzzeitig unterschritten.

Der Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung (Bild 6.21) indiziert Regenwetterphasen im Juli und im September 1998. Die Messkurve zeigt in diesen Zeiträumen keine ausgeprägten Tagesschwankungen. Obwohl die KA Netphen für einen Zulaufvolumenstrom von ca.  $100 \text{ l/s}$  ausgelegt ist, überschreitet der Messwert während der Regenwetterphase im Juli 1998 den Wert von  $70 \text{ l/s}$  nur selten. Nach Aussage des Klärmeisters lag die Ursache in einer Verstopfung bzw. Verunreinigung im Bereich der Zulaufschneckenpumpen zu diesem Zeitpunkt. Eindeutiger Trockenwetterzulauf liegt Anfang Juli und im August 1998 vor (geringer Volumenstrom von ca.  $30$  bis  $50 \text{ l/s}$ ).

Von den Zulaufmessungen sind hier nur die CSB- und die NH<sub>4</sub>-N-Konzentration gezeigt worden. Der für die CSB-Messung verwendete Prozessanalysator arbeitete während des Untersuchungszeitraumes allerdings recht unzuverlässig, somit sind die aufgenommenen Daten mit Vorsicht zu interpretieren.

Die CSB- und NH<sub>4</sub>-N-Ganglinien vom Zulauf zum BB (Bilder 6.22 und 6.23) belegen den Regenwetterzulauf im Juli 1998 (niedrige Konzentrationen). Im September 1998 war der CSB-Analysator häufig defekt. Eine Trockenwetterperiode mit hohen Konzentrationen ist in beiden Ganglinien eindeutig im August 1998 zu erkennen.

Die NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB (Bild 6.24) lag anfangs bei recht hohen Werten, dennoch fand Nitrifikation statt (siehe Bild 6.25). Bild 6.30 belegt, dass in diesem Zeitraum tendenziell hohe O<sub>2</sub>-Konzentrationen im BB herrschten. Sie hatten, wegen des noch niedrigen TS-Gehaltes im BB (vergleiche Bild 3.19), eine noch nicht ausreichende Nitrifikation und eine sehr mangelhafte Denitrifikation zur Folge. In diesem Zeitraum wurde der „Aktivitätsregler“ des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens auf die Gegebenheiten der KA Netphen angepasst. Erst nach Steigerung der Trockensubstanzkonzentration im BB und Optimierung des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens wurde Ammonium nitrifiziert und die Messwerte sanken zunächst deutlich unter 10 mg/l. Nach einer kürzeren Periode höherer NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen stiegen die Messwerte auf bis zu 20 mg/l. Die Ursache lag im Eintrag von Baugrubenschlamm in das BB der KA Netphen und dem anschließend erforderlichen Schlammabzug, der (ohne jeden Zweifel) die Bedingungen für die Nitrifikation verschlechterte (siehe Kapitel 3.1.6). Allerdings stiegen die NO<sub>x</sub>-N-Konzentrationen im BB (Bild 6.25) während des Störfalls nicht! Dies legt nahe, dass es sich bei den gemessenen hohen NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im August 1998 um Messfehler handelt. Vermutlich beeinflussten die eingetragenen mineralischen Schlämme die Messgenauigkeit des eingesetzten Ammoniumanalysators.

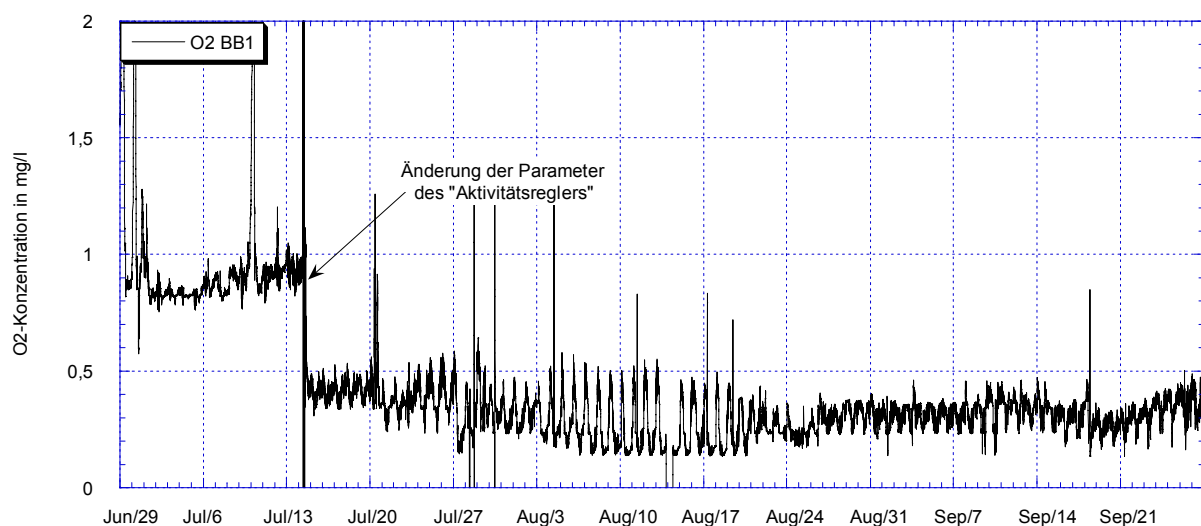
Der für die Messung der CSB-Konzentration im Ablauf verwendete Prozessanalysator lief im Untersuchungszeitraum 1998 sehr unzuverlässig und lieferte durchweg unbrauchbare Ergebnisse. Deshalb können hier keine Ganglinien der CSB-Ablaufkonzentration gezeigt werden.

Die NH<sub>4</sub>-N- und NO<sub>x</sub>-N-Konzentration im Ablauf der Nachklärung (Bilder 6.26 und 6.27) verfügen über die gleiche Charakteristik wie die entsprechenden Ganglinien aus den Messungen im Belebungsbecken. Sie zeigen ebenfalls die Auswirkungen des Störfalls, der Optimierung des „Aktivitätsreglers“ und der teilweise noch zu geringer TS-Gehalte im BB. Sie belegen regelmäßige Überschreitungen des zukünftig geforderten NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswertes.

Wie bereits angesprochen, soll die  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentration (die Summe aus  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration) als Ersatzgröße für den Gesamtstickstoff  $N_{\text{ges}}$  betrachtet werden. Weil die  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentration die organischen Stickstoffanteile nicht beinhaltet, muss dies bei Vergleichen mit dem Überwachungswert von 18 mg/l berücksichtigt werden. Es zeigte sich aber, dass nach Steigerung des TS-Gehaltes, die  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung den Wert von 15 mg/l so gut wie nie überschritt (Bild 6.28). Addiert man einen konstanten organischen Stickstoffanteil von 2 mg/l hinzu, folgt daraus, dass der Überwachungswert für  $N_{\text{ges}}$  sicher eingehalten werden konnten<sup>32</sup>.

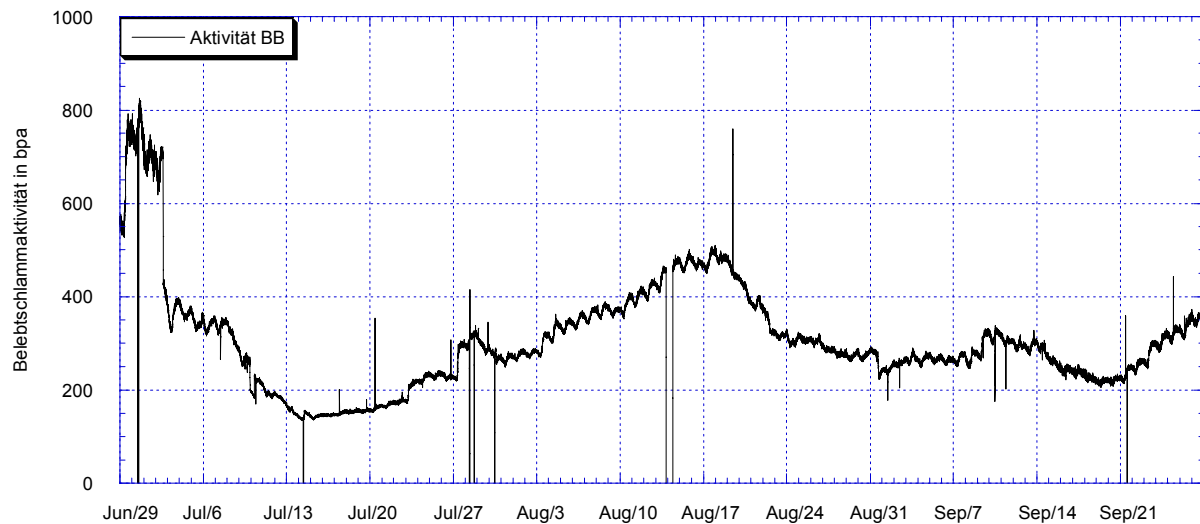
Die insgesamt sehr niedrigen  $N_{\text{anorg}}$ -Ablaufwerte belegen einerseits die unzureichende Nitrifikation, andererseits legen sie nahe, dass eine weitgehende Denitrifikation stattfand. Letzteres ist plausibel, weil durch den insgesamt geringen  $\text{O}_2$ -Eintrag große Zonen anoxischer Bedingungen im BB entstanden. Dies lässt sich anhand der gezeigten Ganglinien jedoch nicht eindeutig belegen (wobei die Existenz der Denitrifikation unstrittig ist).

Wie oben erläutert, wurde der zukünftig geforderte Überwachungswert für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration nicht sicher eingehalten. Zur weiteren Analyse der Ursachen sollen nun die Regel-, Stell- und Istgrößen des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens im Untersuchungszeitraum 1998 betrachtet werden (Bilder 6.29 bis 6.31).

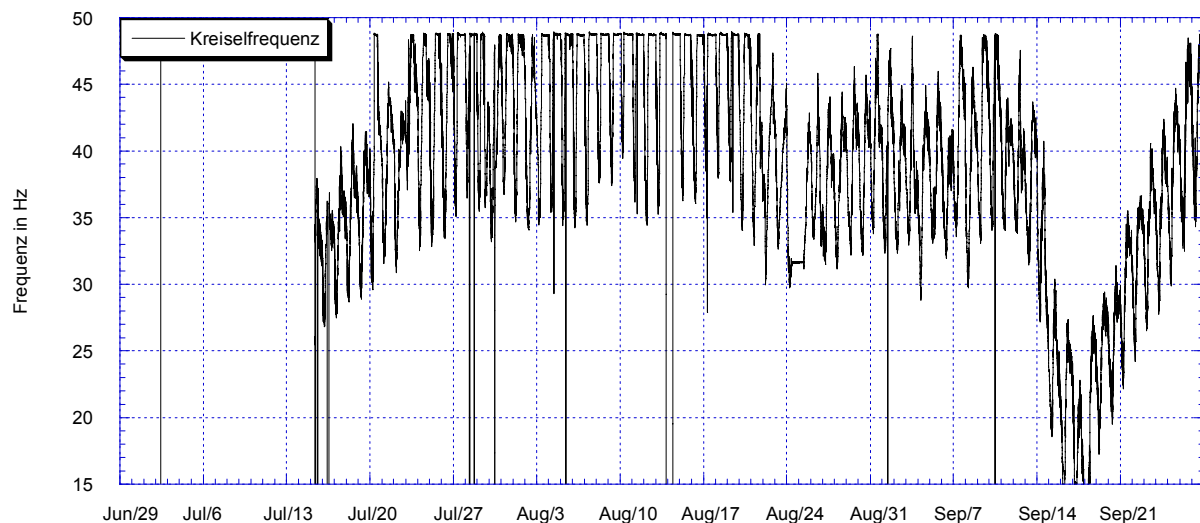


**Bild 6.29:**  $\text{O}_2$ -Konzentration im BB (Messstelle 1) vom 29.06. - 27.09.1998

<sup>32</sup> In zahlreichen stichprobenartigen Messungen der  $N_{\text{ges}}$ -,  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration mit Küvettenests zeigte sich, dass die Konzentration des organischen Stickstoffs bei Werten von unter 2 mg/l liegt. Deshalb wird hier (und im Folgenden) eine konstante  $N_{\text{org}}$ -Konzentration von 2 mg/l angenommen.



**Bild 6.30:** Belebtschlammaktivität im BB vom 29.06. - 27.09.1998



**Bild 6.31:** Frequenz der Kreisel vom 29.06. - 27.09.1998

Mit Inbetriebnahme des Symbio®-Verfahrens im Juli 1998 wurde die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken deutlich gesenkt (Bild 6.29). In einer mehrwöchigen Einfahrphase wurde die Kennlinie im überlagerten Regelkreis des Symbio®-Verfahrens so verändert, dass eine zufrieden stellende Nitrifikation und Denitrifikation erreicht werden sollte. Dieser Anpassungsvorgang zeigt sich der Unstetigkeit in der Sauerstoffganglinie (Pfeil im Bild 6.29).

Nach Inbetriebnahme des Symbio®-Verfahrens stieg die Aktivität nach der kurzen Regenwetterperiode im Juli 1998 stetig an (Bild 6.30), hier herrschte Trockenwetterzulauf vor. Ein lokales Minimum der Aktivitätsganglinie im September 1998 trat wiederum in einer Regenwetterperiode auf.

Eine Untersuchung der Frequenz der Belüftermotore (Bild 6.31) macht deutlich, dass es fast während der gesamten ersten Messphase zu Überlastungen der Stellglieder kommt, weil über mehrere Wochen die Maximalfrequenz von 50 Hz für mehrere Stunden pro Tag erreicht wird.

### 6.1.7 Zusammenfassung der Ergebnisse des Untersuchungszeitraums 1998 und Vorgaben für den Untersuchungszeitraum 1999

Während der Untersuchungen im Jahr 1998 konnte durch den Einsatz von Lamellenabscheidern eine Steigerung des TS-Gehaltes im Belebungsbecken ohne Überlastung der Nachklärung realisiert werden. Jedoch kam es wegen der Vergrößerung der Mikroorganismenpopulation und der damit einher gehenden erhöhten Sauerstoffzehrung zu Überlastungen der Stellglieder, die nicht bei allen Betriebsbedingungen einen ausreichenden Sauerstoffeintrag gewährleisten konnten. Deshalb war der zukünftig geforderte Überwachungswert für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration insbesondere im Hochsommer nicht einzuhalten.

Durch den Eintrag von Baugrubenschlamm im September 1998 kam es zu dem beschriebenen Störfall auf der Kläranlage, der jedoch ohne größere Folgen blieb. Aufgrund des dadurch notwendig gewordenen Schlammabzugs konnten in den folgenden Wochen keine repräsentativen Daten gemessen werden.

Die Vorgaben für die zweite Messphase waren somit:

- Erhöhung der Belüftungskapazität durch zusätzliche Stellglieder.
- Entwurf einer, diesen neuen Gegebenheiten angepassten, Regelungsstrategie.

## 6.2 Das Symbio<sup>®</sup>-Verfahren mit zusätzlicher Reinsauerstoffbegasung

Die im Kapitel 6.1 angesprochene Überlastung der Oberflächenbelüfter und die daraus resultierende Überschreitung des angestrebten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswertes machte eine Erhöhung der Belüftungskapazität der KA Netphen nötig. Weil die Belüftungseinrichtungen aus den im Kapitel 5 beschriebenen Feldversuchen noch installiert waren, wurden sie zu diesem Zweck wieder in Betrieb genommen. Wegen der hohen Kosten für den Reinsauerstoff wurde beschlossen, die Grundlast des Sauerstoffbedarfs mit den Oberflächenbelüftern abzudecken und nur bei deren Überlastung (und unter Berücksichtigung weiterer Kriterien) zusätzlich mit Reinsauerstoff zu begasen. Bild 6.32 zeigt das Blockschaltbild des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens mit zusätzlicher Reinsauerstoffbegasung. Die Eigenschaften des Schaltkriteriums für die Umschaltung von Kreislaufbelüftung auf Zusatzbegasung mit Reinsauerstoff sowie das Ausschalten dieser Zusatzbegasung ist im Bild 6.33 als Logikplan dargestellt.

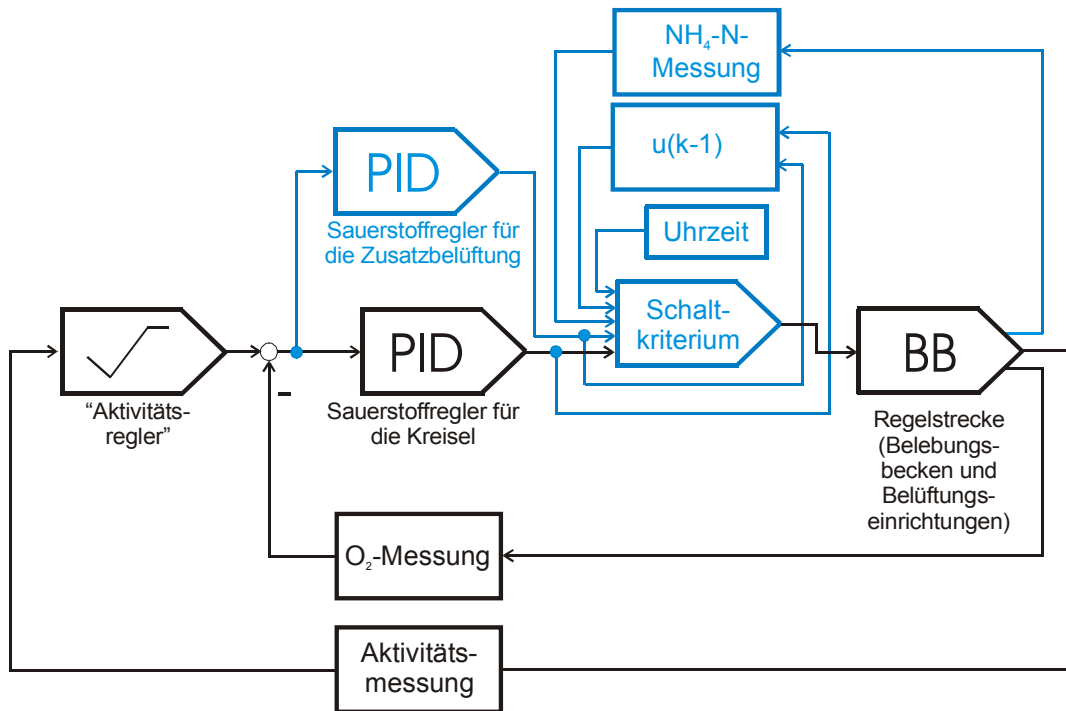


Bild 6.32: Blockschaltbild des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens mit zusätzlicher Reinsauerstoffbegasung (nach /ScKK01/)

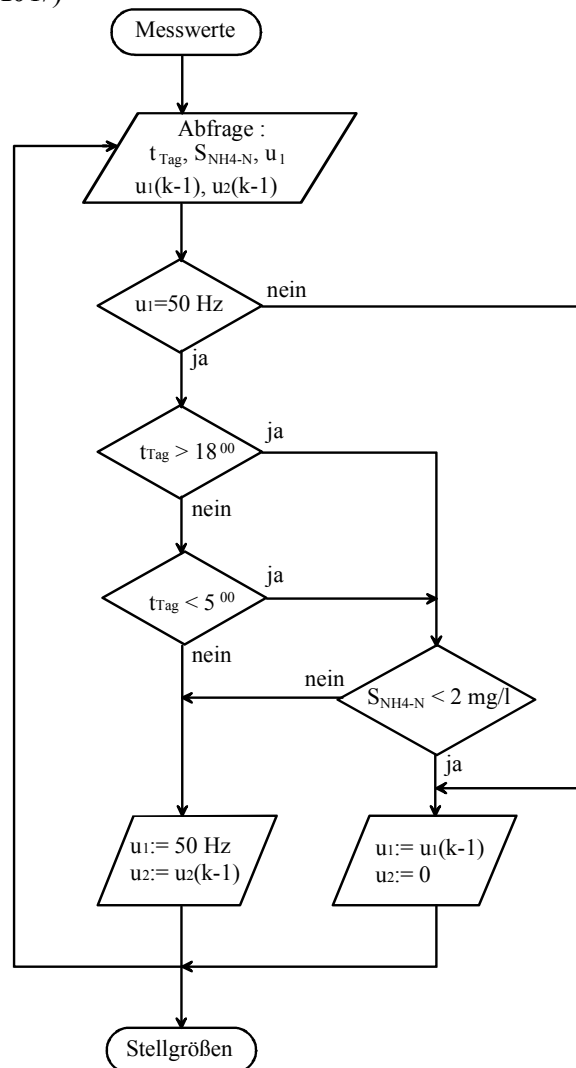


Bild 6.33: Logikplan des Schaltkriteriums

Das Grundprinzip des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens wurde beibehalten, es wurde lediglich durch die im Bild 6.32 blau gekennzeichneten Komponenten erweitert. Die Einführung eines zweiten PID-Reglers wurde nötig, weil das Stellglied „Belüftungsmatten“ für den Eintrag des Reinsauerstoffes über eine andere Dynamik verfügt, als das Stellglied „Kreisel“ für die Abdeckung der Grundlast. Zudem nutzen sie den gleichen Messwert als Istwert, so dass wegen der Anordnung der Stellglieder an verschiedenen Orten des BB auch unterschiedliche Totzeiten auftreten.

Wegen der hohen Kosten für den Reinsauerstoff sollte nicht in allen auftretenden Fällen der Überlastung der Kreisel zusätzlich begast werden. Nur wenn tatsächlich die Gefahr der Überschreitung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswertes bestand, wurde auf die Reinsauerstoffbegasung zurückgegriffen.

Wegen der Kopplung beider Regelkreise (geregelter  $\text{O}_2$ -Eintrag über die Kreisel und geregelter  $\text{O}_2$ -Eintrag über die Belüftungsmatten) durch die Regelstrecke muss sicher gestellt werden, dass bei Zuschalten der Zusatzbegasung die Regelung der Kreisel ausgeschaltet wird. In diesem Fall werden die Kreisel immer mit Maximaldrehzahl betrieben. Nur so ist sicher zu stellen, dass die Grundlast tatsächlich von den Kreiseln abgedeckt und nur bei Spitzenlasten die Reinsauerstoffbegasung zugeschaltet wird.

Das naheliegendste Kriterium zur Definition des Falls „Überlastung der Kreisel“ ist die aktuelle Frequenz der Kreisel. Im Schaltkriterium (Bild 6.33) wurde zunächst der folgende Ansatz für den Umschaltvorgang festgelegt:

- Wenn ihre Frequenz 50 Hz (Maximalwert) beträgt, sind die Kreisel überlastet und es muss zusätzlich Reinsauerstoff eingetragen werden. Hierfür wird die Kreiselfrequenz für den nächsten Abtastschritt fest auf den Maximalwert gestellt. Die geregelte Zusatzbegasung wird eingeschaltet.
- Solange die geregelte Zusatzbegasung Stellgrößen größer Null generiert, bleibt sie eingeschaltet und die Kreisel werden mit Maximaldrehzahl betrieben.
- Wenn der Volumenstrom der Reinsauerstoffbegasung (Stellgröße) Null ist und die Frequenz der Kreisel 50 Hz beträgt, sind die Kreisel nicht mehr überlastet. Für den nächsten Abtastschritt werden die Kreisel wieder geregelt betrieben.

Der bei dieser Umschaltstrategie zunächst befürchtete häufige Wechsel zwischen den Betriebsarten „reine Kreiselbelüftung“ und „Zusatzbegasung“ blieb aus. Der Betriebspunkt des

Umschaltens wurde sowohl morgens (beim Einschalten der Zusatzbegasung), als auch nachmittags (beim Ausschalten der Zusatzbegasung) sehr zügig durchlaufen.

Weil es durchaus vorkommen kann, dass die Kreiselfrequenz auf den Maximalwert steigt (was das Einschalten der Zusatzbelüftung bewirken würde) aber dennoch recht geringe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im BB gemessen werden, wurde dieser Parameter ebenfalls im Schaltkriterium berücksichtigt. Weiterhin wurde die Tageszeit in das Schaltkriterium mit einbezogen, weil die relevanten Messgrößen (wie bereits im Kapitel 2 ausführlich besprochen) einen ausgeprägten Tagesgang besitzen, wobei sich meist alle Tagesgänge (zumindest in der Charakteristik ihres Verlaufs) sehr ähneln. Durch Berücksichtigung dieser Größen sollte ein (hinsichtlich der Einhaltung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswertes unnötiges) Einschalten der Zusatzbegasung vermieden und somit die Kosten für den Reinsauerstoff gesenkt werden. Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB und die Tageszeit wurden, zusätzlich zu den oben genannten Kriterien, folgendermaßen im Schaltkriterium (Bild 6.34) berücksichtigt:

- Wenn es zwischen 5<sup>00</sup> und 18<sup>00</sup> Uhr ist, wird bei Überlastung der Kreisel immer zusätzlich begast.
- Wenn es früher als 5<sup>00</sup> oder später als 18<sup>00</sup> Uhr ist, wird bei Überlastung der Kreisel nur dann zusätzlich begast, wenn die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB größer 2 mg/l ist.

Falls es vor 5<sup>00</sup> Uhr oder nach 18<sup>00</sup> Uhr zur Überlastung der Kreisel kommt und gleichzeitig die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB unter 2 mg/l liegt, werden die Kreisel mit Maximaldrehzahl betrieben, ohne dass Reinsauerstoff eingetragen wird. In diesem Fall sinkt die  $\text{O}_2$ -Konzentration im BB unter die vorgegebene Führungsgröße. Dies ist jedoch unproblematisch, solange die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration klein ist.

Die Bilder 6.34 bis 6.36 (Tagesgänge vom 06.07.1999) zeigen den Fall einer Überlastung der Kreisel nach 18<sup>00</sup> Uhr bei  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im BB kleiner 2 mg/l. Die Bilder 6.37 bis 6.39 (Tagesgänge vom 09.07.1999) zeigen ebenfalls eine Überlastung der Kreisel nach 18<sup>00</sup> Uhr, jedoch wurden hier im BB Ammoniumstickstoffkonzentrationen größer 2 mg/l gemessen.



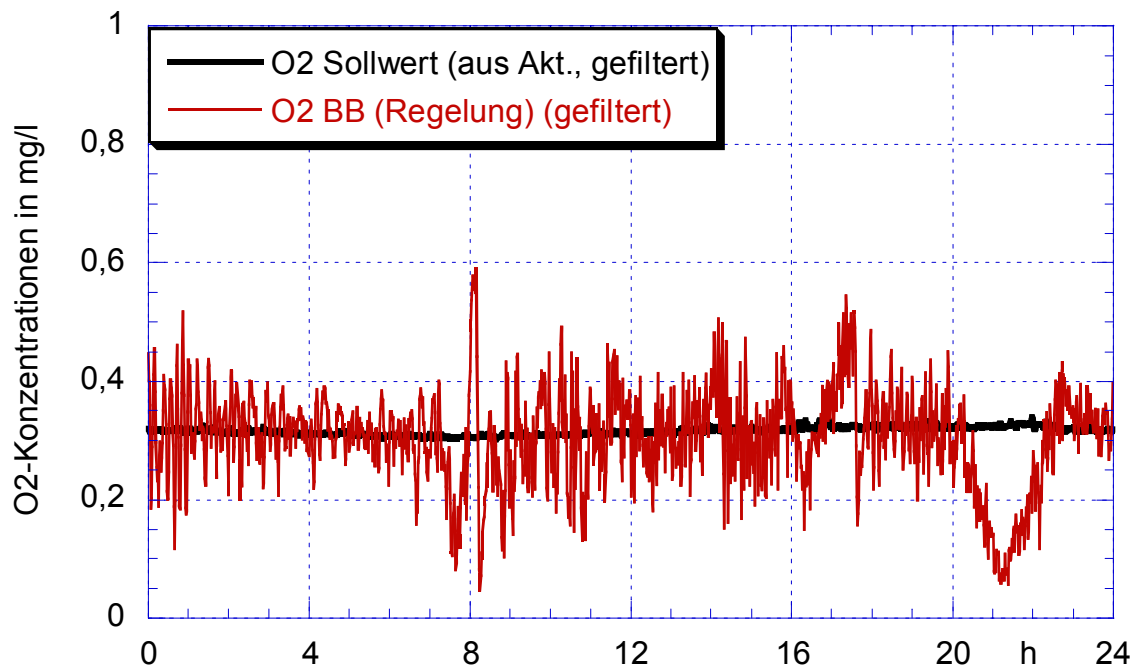


Bild 6.34: O<sub>2</sub>-Führungsgröße und O<sub>2</sub>-Konzentration im BB am 06.07.1999

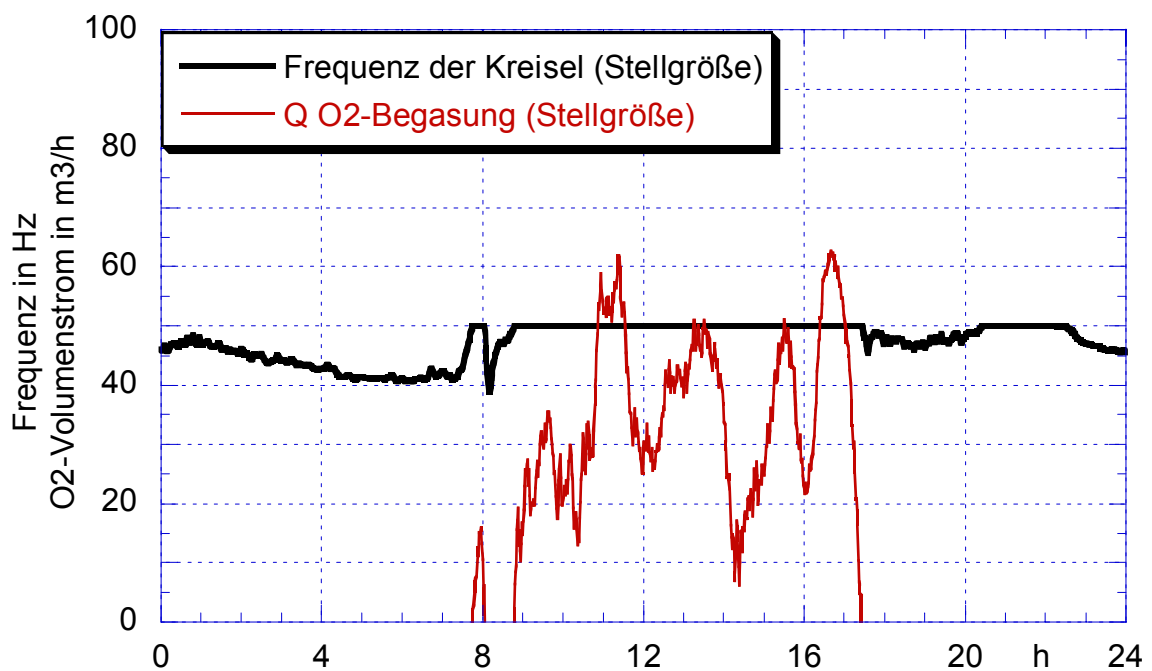


Bild 6.35: Stellgrößen am 06.07.1999

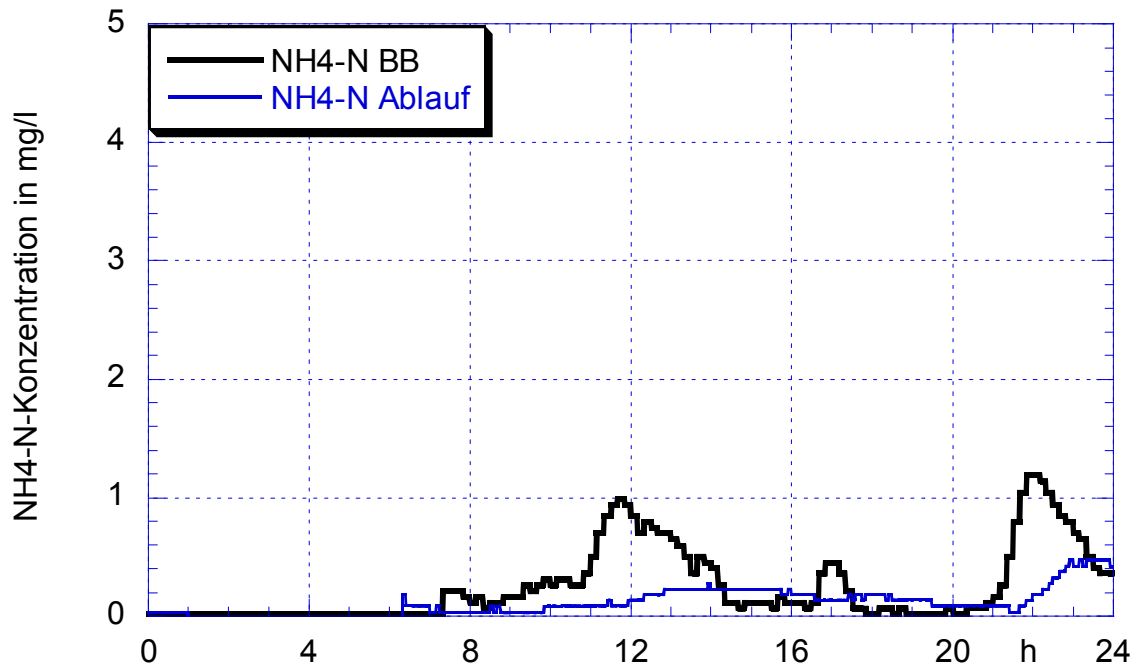


Bild 6.36: NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB und im Ablauf der Nachklärung am 06.07.1999

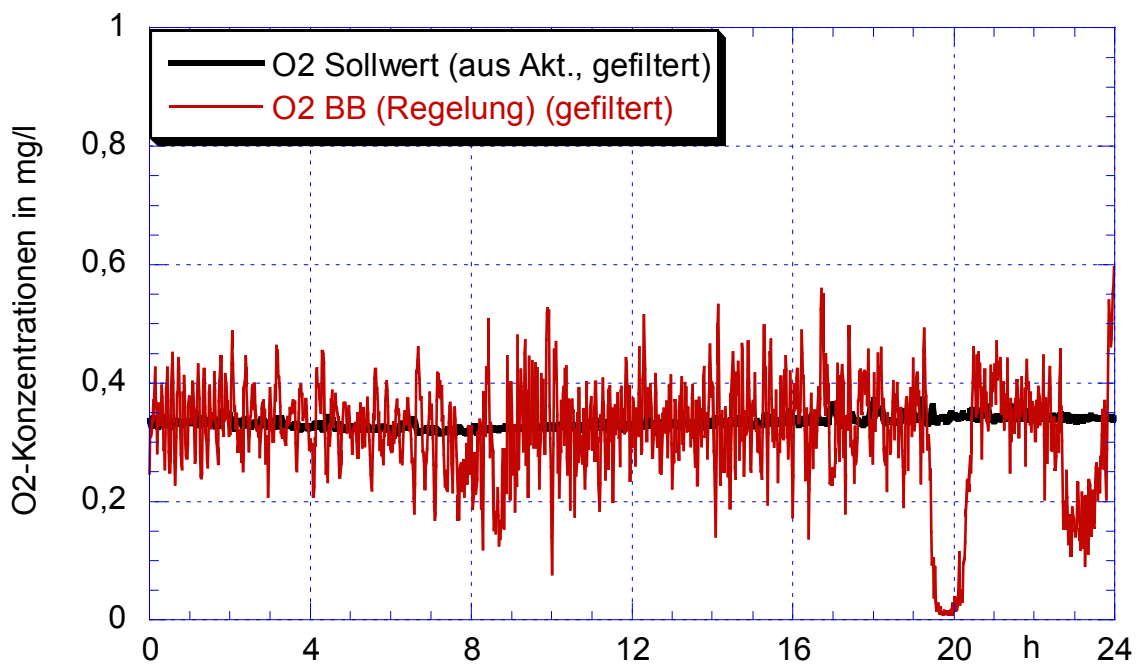


Bild 6.37: O<sub>2</sub>-Führungsgröße und O<sub>2</sub>-Konzentration im BB am 09.07.1999

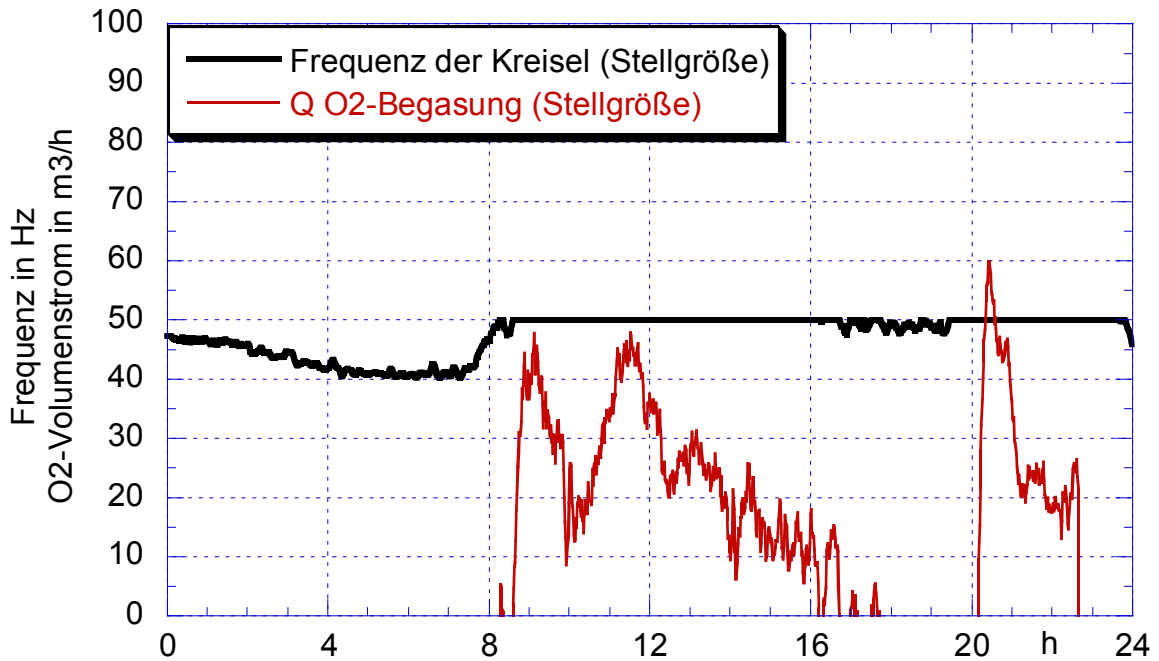


Bild 6.38: Stellgrößen am 09.07.1999

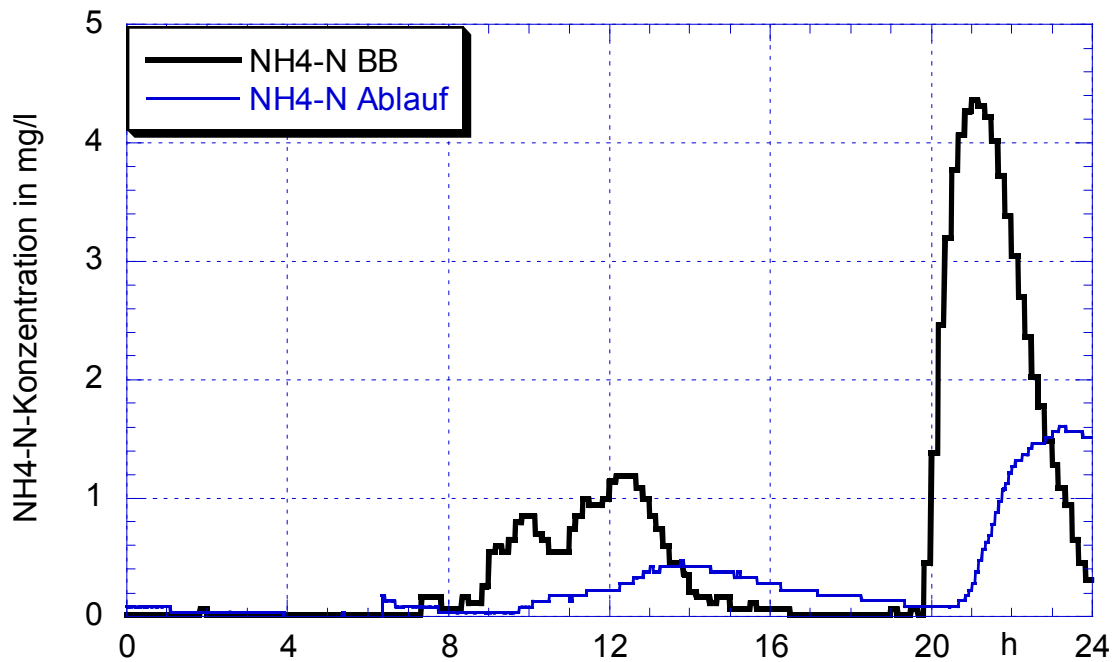


Bild 6.39:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB und im Ablauf der Nachklärung am 09.07.1999

Bild 6.34 zeigt den Tagesgang der  $\text{O}_2$ -Führungsgröße und der Regelgröße. Um etwa 20<sup>00</sup> Uhr brach die Sauerstoffkonzentration im BB durch einen Schmutzstoß aus dem Kanal deutlich ein. Bild 6.35 belegt, dass die Stellgröße „Kreiselfrequenz“ in Folge dessen auf ihren Maximalwert anstieg, jedoch keine Zusatzbegasung mit Reinsauerstoff erfolgte, weil die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB (Bild 6.36) sehr gering war. Die vorübergehend niedrige  $\text{O}_2$ -Konzentration im BB und die Belastung aus dem Anlagenzulauf führten somit zwar zu einem Anstei-

gen der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im BB und im Ablauf der Nachklärung, jedoch trat keine Überschreitung des angestrebten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswertes auf.

Am 09.07.1999 kam es zu einem vergleichbaren Ereignis. Auch hier führte ein Schmutzstoß zu einem Einbrechen der  $\text{O}_2$ -Konzentration im BB. Die Istgröße lag ab etwa 19<sup>00</sup> Uhr noch deutlicher unterhalb der Führungsgröße (Bild 6.37), als im vorherigen Beispiel. Dies weist auf eine noch stärkere Belastung der Anlage hin. Wegen der stark ansteigenden  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB wird ab etwa 20<sup>00</sup> Uhr zusätzlich mit Reinsauerstoff begast (Bild 6.38). Bild 6.38 macht weiterhin deutlich, dass die Kreisel bereits eine Weile mit Maximalfrequenz arbeiteten, bevor die Belüftungsmatten zugeschaltet wurden. Während dieses Zeitraums befand sich die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB noch unterhalb der Schaltschwelle von 2 mg/l, erst nach deren Überschreitung wurde Reinsauerstoff eingetragen. Durch diese Maßnahme konnten die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung unterhalb des angestrebten Wertes von 4 mg/l gehalten werden (Bild 6.39).

### 6.2.1 Realisierung des verbesserten Regelungskonzeptes mit LabVIEW

Für das hinsichtlich der Schaltlogik und Informationsverarbeitung deutlich anspruchsvollere Symbio®-Verfahren mit zusätzlicher Reinsauerstoffbegasung wurde die graphische Programmierumgebung LabVIEW 5.1 für Windows eingesetzt. Die Datenverarbeitung und -speicherung geschah auf einem handelsüblichen PC mit Windows NT 4.0. Die Anbindung der Feldgeräte (Messgeräte, Stellglieder) wurde mit einem Bussystem realisiert. Als Master wurde eine Profibus-PC-Karte von Siemens, als Slaves modular aufgebaute dezentrale Peripheriegeräte mit analogen Ein-/Ausgangsmodulen (4...20 mA) eingesetzt. Die Anbindung von LabVIEW an den Busmaster erfolgte über eine DDE-Server Software von Siemens. Der Einsatz von LabVIEW ermöglichte eine schnelle und problemlose Umsetzung neuer Ideen in die Prozessführung sowie eine unkomplizierte Abhilfe bei erkannten Problemen. Der PC wurde mit einer unterbrechungsfreien Stromversorgung ausgerüstet und lief während des gesamten Untersuchungszeitraumes problemlos /ScKK01/.

Bild 6.40 zeigt die Bedienoberfläche des am Zentrum für Sensorsysteme (ZESS) der Universität Siegen auf LabVIEW-Basis entwickelten Prozessführungsprogramms. Diese Bedienoberfläche bietet die Möglichkeit die Ganglinien aller Messgrößen über einen gewissen Zeitraum (jeweils die letzten 24 Stunden) darzustellen (Diagramme oben rechts und unten rechts). Durch die Verwendung von LabVIEW zur Prozessführung ergaben sich weitere Ansätze Unzulänglichkeiten der bisher verwendeten Regelung zu eliminieren. Hierzu gehört insbesondere

das Unterbinden der bereits erwähnten gelegentlich auftretenden Instabilität im Schwachlastbetrieb und die Möglichkeit die Erfassung des  $O_2$ -Istwertes zu optimieren.

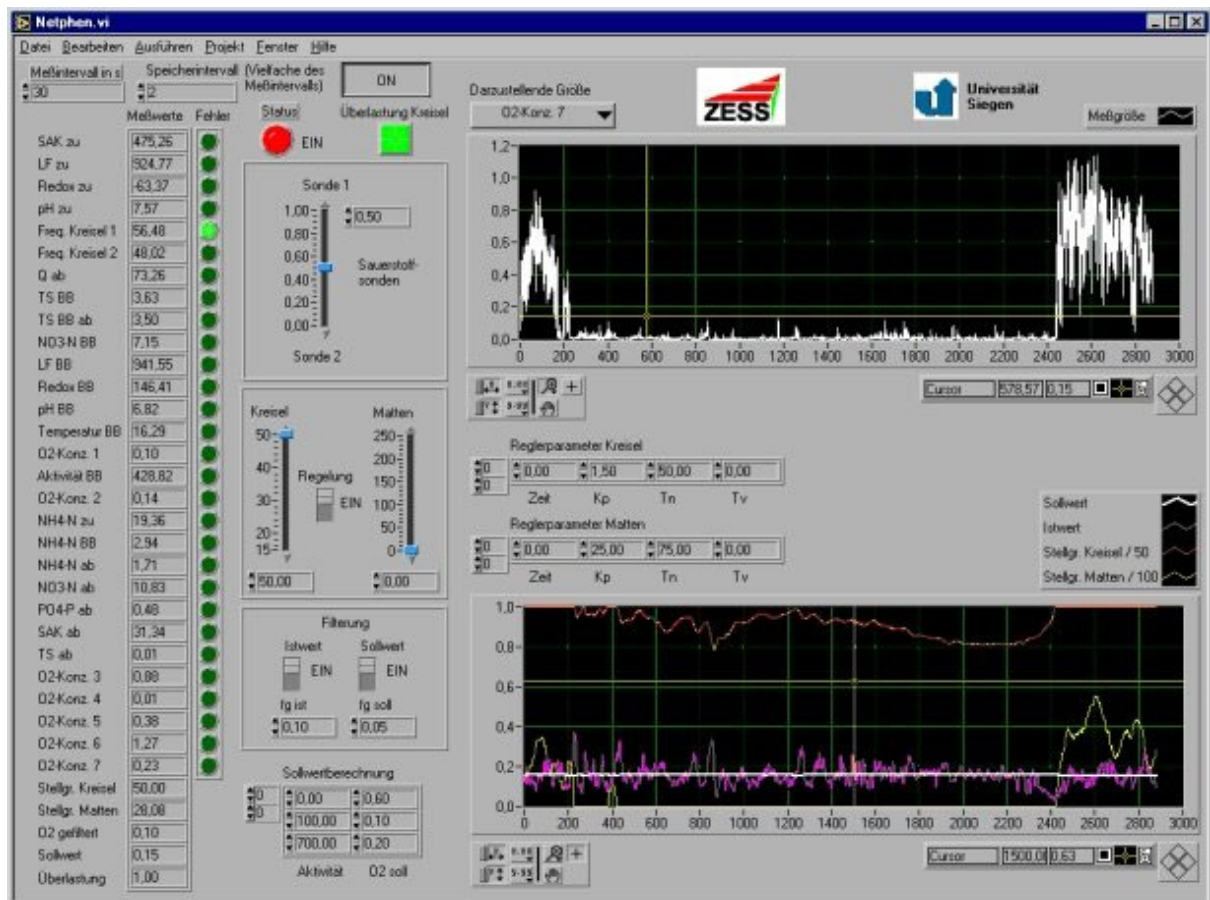


Bild 6.40: Bedienoberfläche zur Prozessführung von Kläranlagen

### 6.2.2 Vermeidung von Instabilität durch Parameter-Scheduling

Eine Forderung nach einer bei Schmutzstoß ausreichend schnellen (mit konstanten Reglerparametern ausgelegten) Regelung, die in Schwachlastphasen nicht instabil wird, birgt in sich widersprechende Anforderungen an den Regler bzw. seine Parameter. Diese Anforderungen lassen sich, wegen des zeitvarianten und nichtlinearen Streckenverhaltens, mit einer derartigen Regelung nicht erfüllen. Die zeitvarianten und nichtlinearen Eigenschaften der Regelstrecke können aber durch zeitvariable Reglerparameter berücksichtigt werden.

Eine zeitvariable Auslegung der Reglerparameter zur Berücksichtigung sich ändernder Streckenparameter ist durch Gain-Scheduling bzw. Parameter-Scheduling /AsWi89/, /Heis95/ möglich. Hierbei werden die Reglerparameter in Abhängigkeit eines Parameters (z.B. Regelabweichung, Zustandsgrößen, Störgrößen oder andere) sinnvoll verändert.

Weil das dynamische Verhalten der Regelstrecke „Belebungsbecken“ hauptsächlich von den Zulaufbedingungen beeinflusst wird und diese insbesondere vom Verhalten der Menschen in den an das Kanalnetz angeschlossenen Haushalten und Industriebetrieben bestimmt werden,

ist es sinnvoll aus dieser Ursache ein Kriterium zur Adaption der Reglerparameter zu formulieren. Wie bereits angesprochen, lässt sich das menschliche Verhalten sehr leicht anhand der Tageszeit klassifizieren. Somit ist ein Parameter-Scheduling zur Vermeidung von Instabilität allein unter Berücksichtigung der Tageszeit hinreichend. In Schwachlastphasen wird die Reglerverstärkung verringert und die Nachstellzeit vergrößert, zum Zeitpunkt des Schmutzstoßes wird umgekehrt vorgegangen, um das veränderte Streckenverhalten (insbesondere die deutlich kleinere Streckenverstärkung) zu berücksichtigen.

Für das Parameter-Scheduling wurde ein Tag in mehrere Zeitabschnitte unterteilt. Tabelle 6.1 zeigt die Tageszeiten mit den gewählten Reglerparametern für die beiden PID-Regler im unterlagerten Regelkreis. Hierbei handelt es sich um eine Grundeinstellung, die einerseits eine hinreichende Regelgüte, andererseits einen ausreichenden Abstand zur Stabilitätsgrenze gewährleistet. Im Laufe der Untersuchungen zeigte sich, dass auch eine jahreszeitliche Veränderung der Reglerparameter sinnvoll ist, weil die Sauerstoffzehrungsrate deutlich temperaturabhängig ist. So wurden z.B. im Sommer die Verstärkungsfaktoren vergrößert und die Nachstellzeiten verkleinert. Allerdings wurde diese Adaption manuell vorgenommen und sollte (mangels detaillierter Kenntnis der regelungstechnischen Zusammenhänge) nicht vom Betriebspersonal einer Kläranlage durchgeführt werden. Eine automatisierte Adaption ist grundsätzlich denkbar, gestaltet sich aber schwierig, weil das jeweilige Streckenverhalten sehr häufig durch Sprungversuche ermittelt werden müsste.

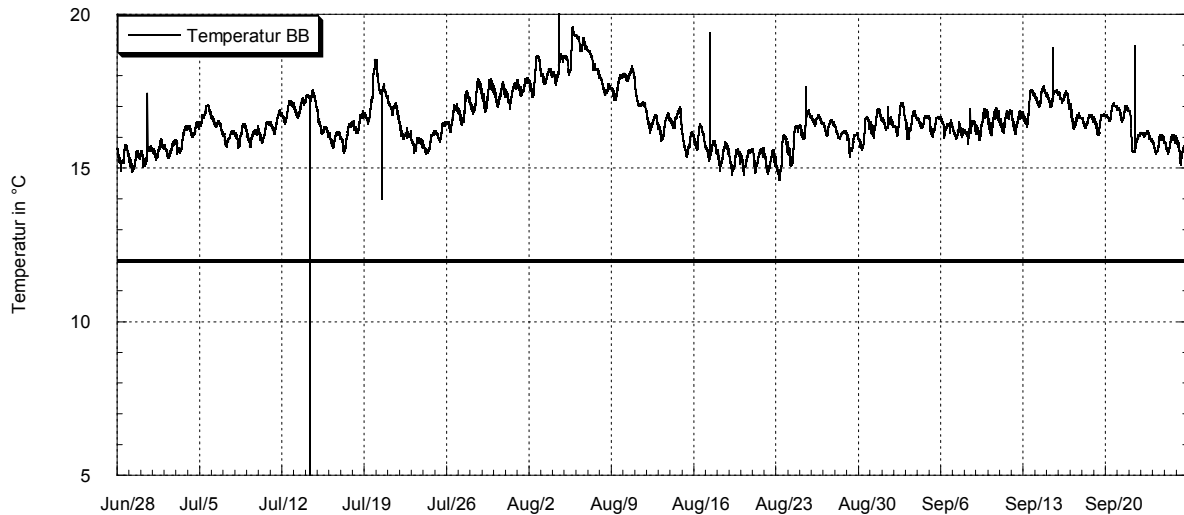
| Tageszeit                          | Verstärkungsfaktor $K_P$ |           | Nachstellzeit $T_N$ |           | Vorhaltezeit $T_V$ |          |
|------------------------------------|--------------------------|-----------|---------------------|-----------|--------------------|----------|
|                                    | Kreisel                  | Matten    | Kreisel             | Matten    | Kreisel            | Matten   |
| 6 <sup>00</sup> - 8 <sup>30</sup>  | <b>3</b>                 | <b>25</b> | <b>130</b>          | <b>75</b> | <b>0</b>           | <b>0</b> |
| 8 <sup>30</sup> - 18 <sup>00</sup> | <b>5</b>                 |           | <b>100</b>          |           |                    |          |
| 18 <sup>00</sup> - 6 <sup>00</sup> | <b>3</b>                 |           | <b>120</b>          |           |                    |          |

Tab. 6.1: Reglerparameter in Abhängigkeit der Tageszeit

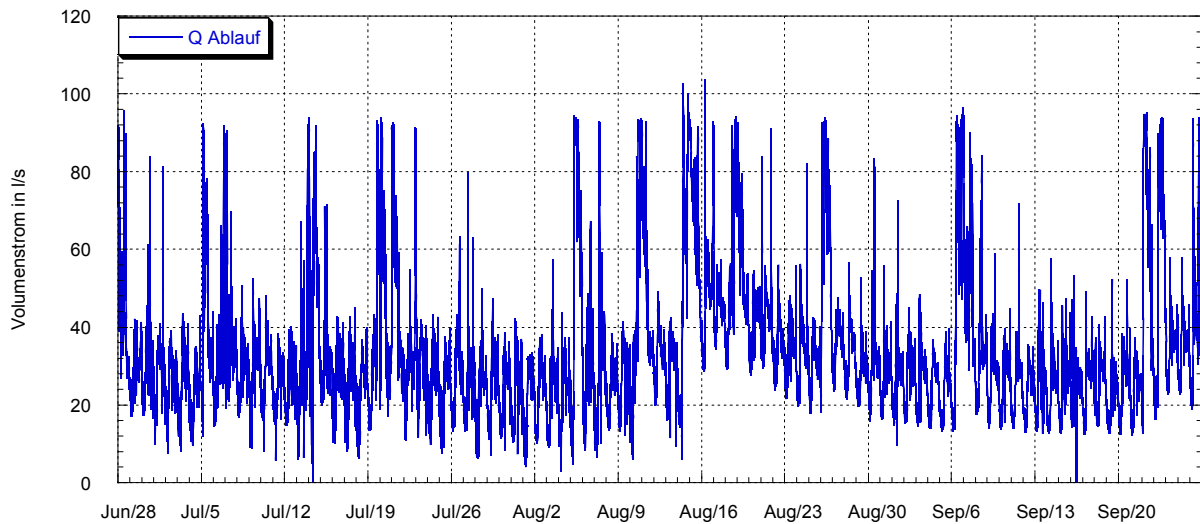
Eine stoßfreie Umschaltung der Reglerparameter wurde nicht vorgesehen, weil die Frequenzumrichter der Kreisel über eine Stoßkompensation verfügen und die Reinsauerstoffbegasung unempfindlich gegen sprungartige Veränderungen der Stellgröße ist.

### 6.2.3 Messergebnisse aus dem 3. Quartal 1999 (28.06. - 26.09.1999)

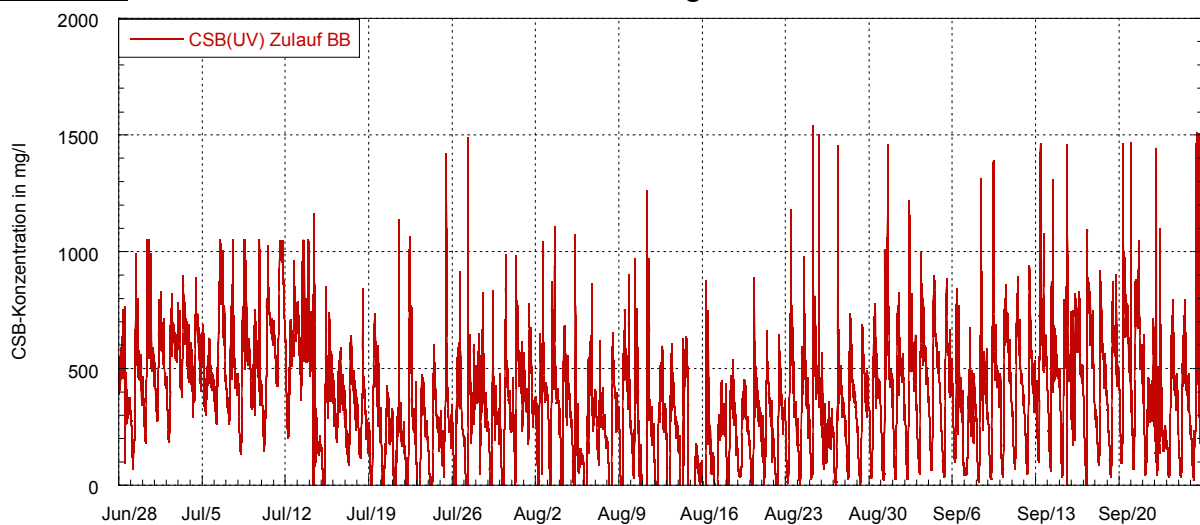
Um die Auswirkungen der 1999 durchgeführten Maßnahmen zur Verbesserung des Symbio®-Verfahrens zu analysieren, werden hier (zur besseren Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen von 1998) ebenfalls Ganglinien aus dem 3. Quartal gezeigt.



**Bild 6.41:** Temperatur im BB vom 28.06. - 26.09.1999



**Bild 6.42:** Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung vom 28.06. - 26.09.1999



**Bild 6.43:** CSB(UV)-Konzentration im Zulauf zum BB vom 28.06. - 26.09.1999

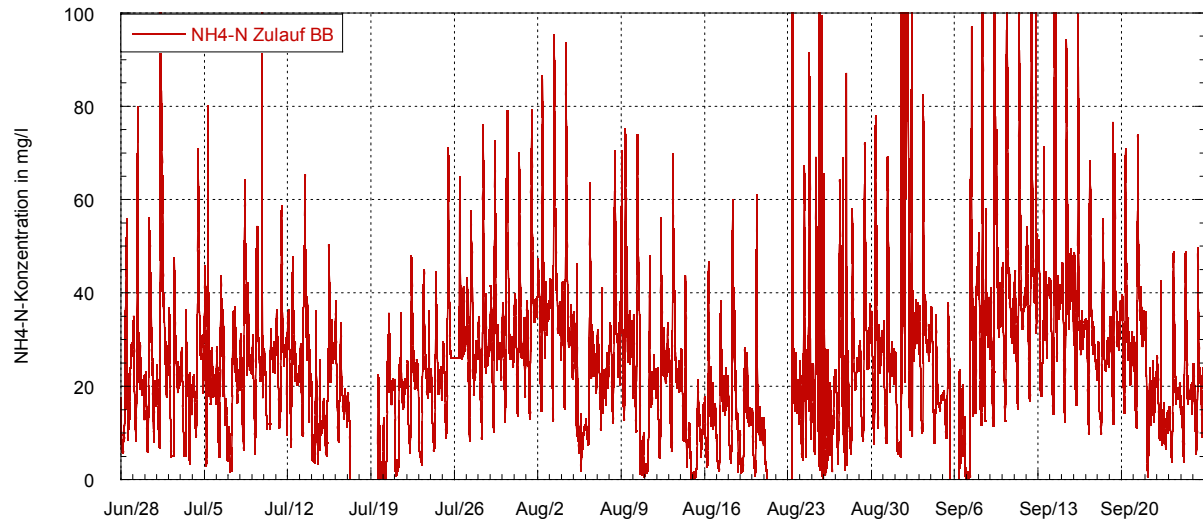


Bild 6.44:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf zum BB vom 28.06. - 26.09.1999

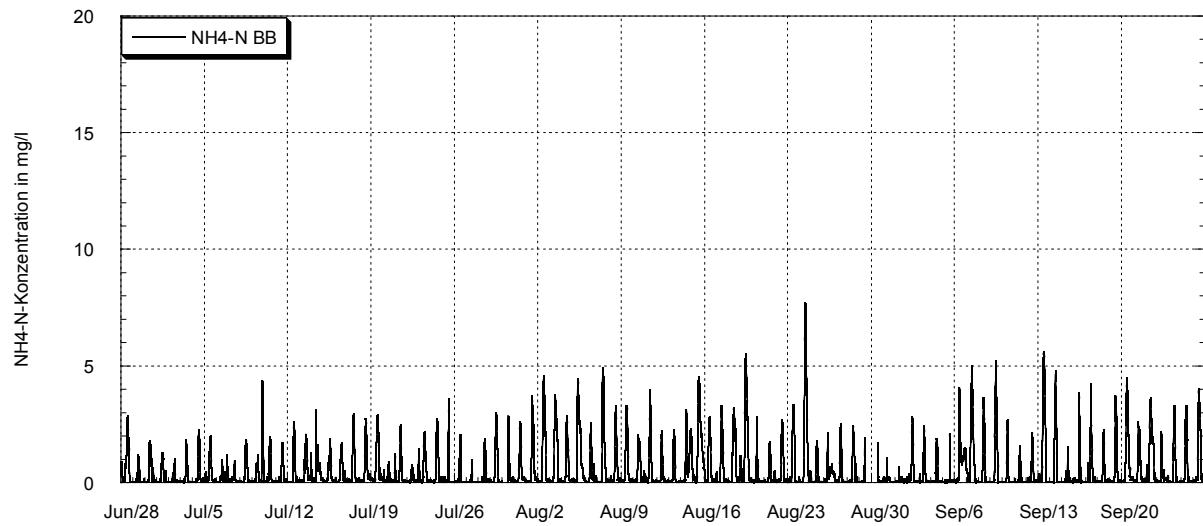


Bild 6.45:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB vom 28.06. - 26.09.1999

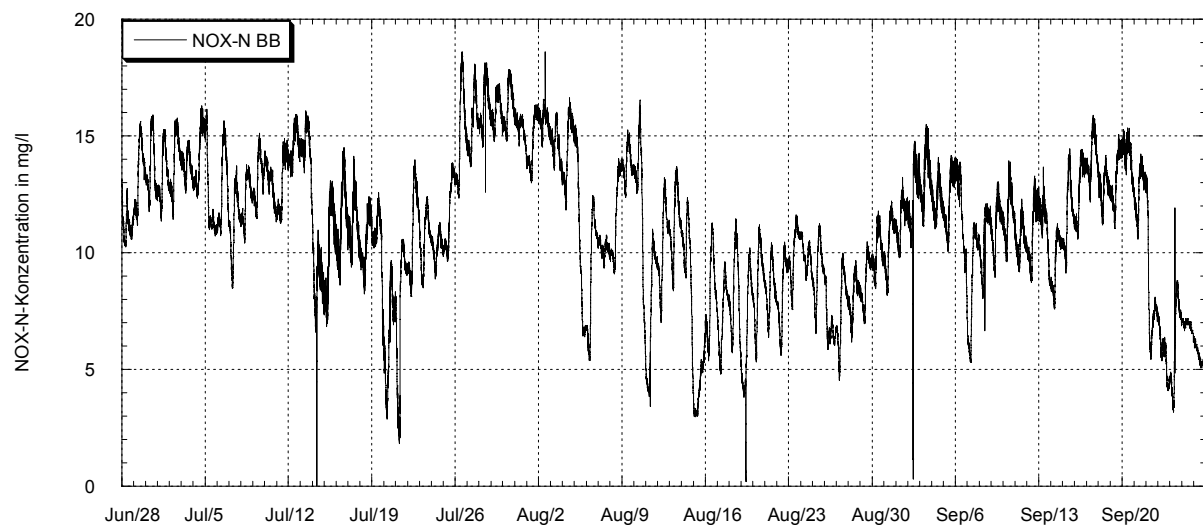


Bild 6.46:  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im BB vom 28.06. - 26.09.1999



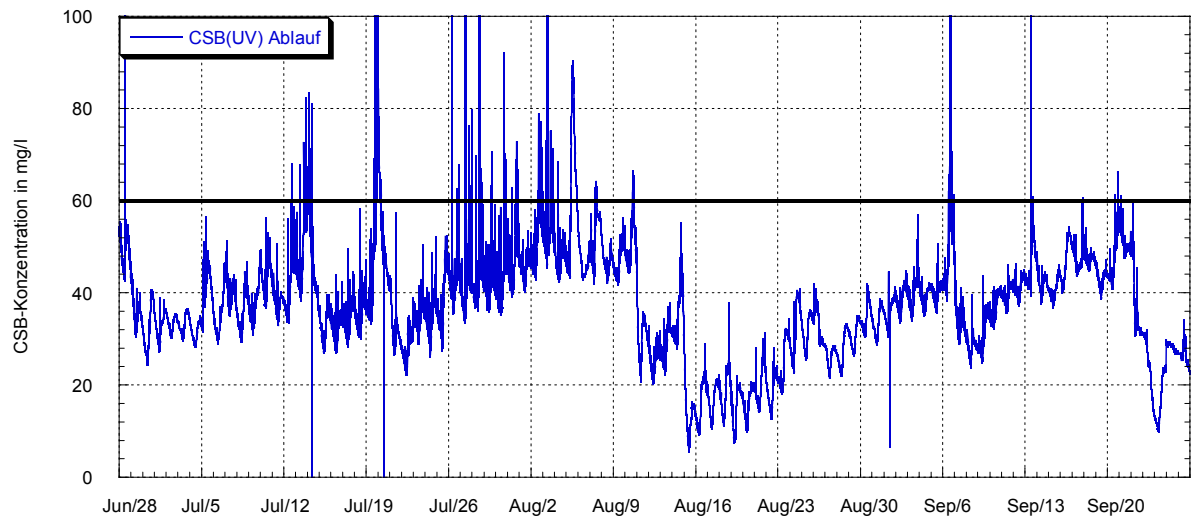


Bild 6.47: CSB(UV)-Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 28.06. - 26.09.1999

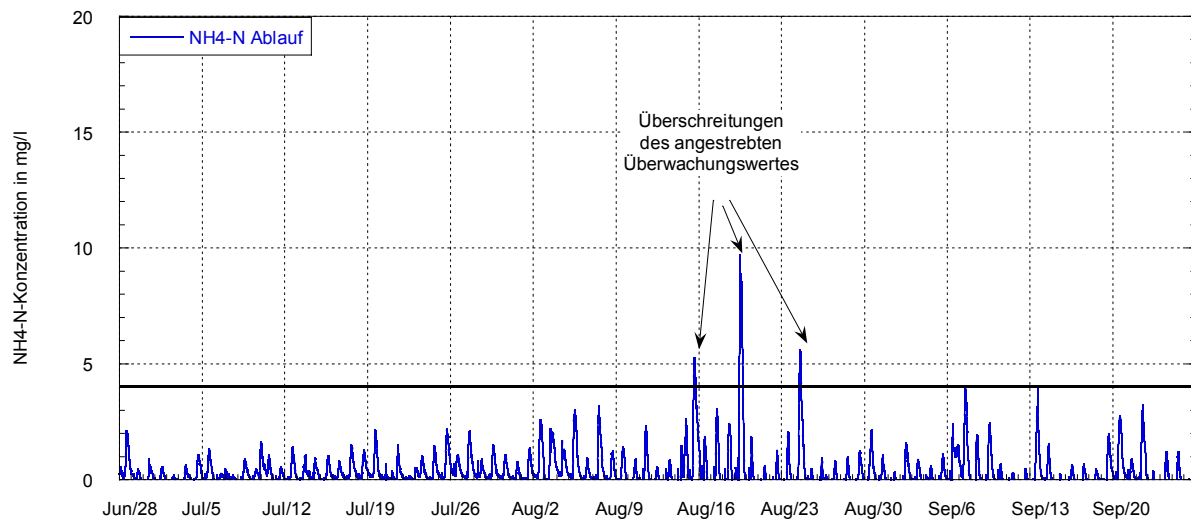


Bild 6.48: NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 28.06. - 26.09.1999

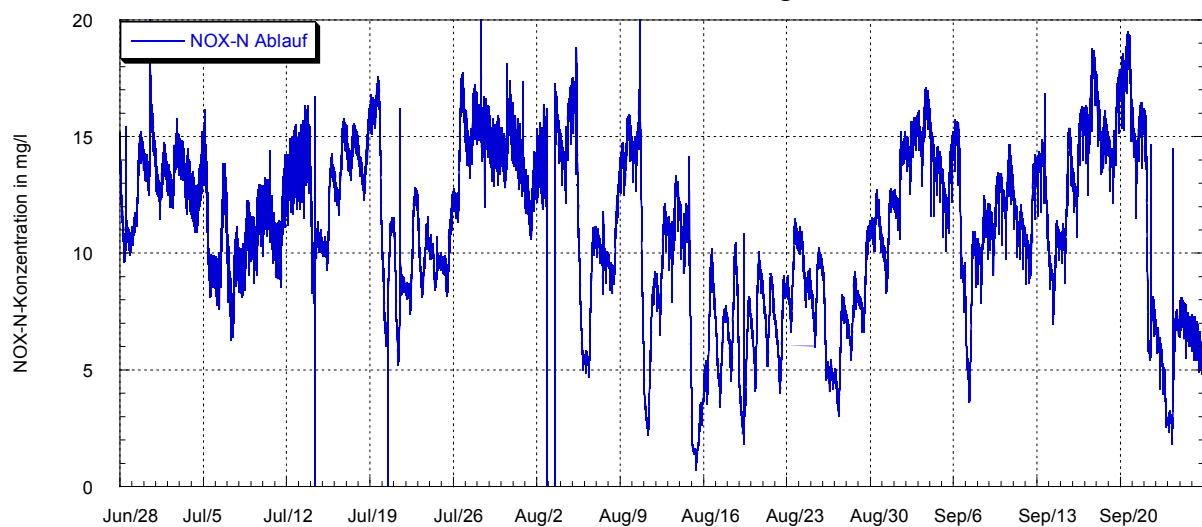


Bild 6.49: NO<sub>x</sub>-N-Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 28.06. - 26.09.1999

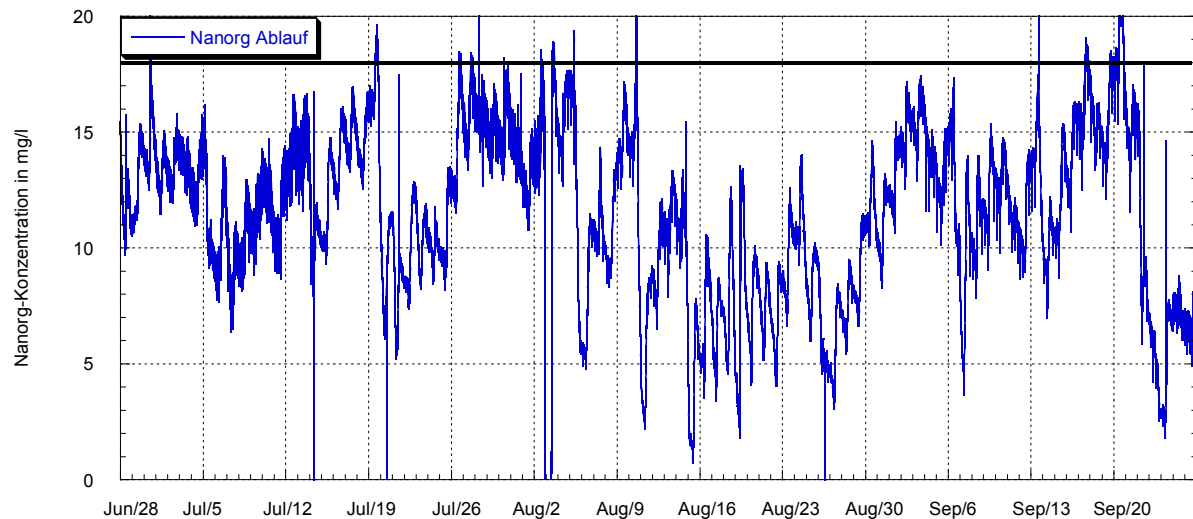


Bild 6.50:  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung vom 28.06. - 26.09.1999

Im 3. Quartal 1999 lag die Temperatur im Belebungsbecken durchgehend oberhalb von  $12^{\circ}\text{C}$  (Bild 6.41) und es kam zu keiner längerer Regenwetterperiode (Bild 6.42). Insgesamt herrschten somit höhere Temperaturen und deutlich häufiger Trockenwetterzulauf, als im Vergleichszeitraum 1998. Höhere Temperaturen begünstigen zwar die Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge, dennoch kann (insbesondere wegen der im Kapitel 2.5 erläuterten Besonderheit der KA Netphen bzw. ihres Kanalsystems) für das 3. Quartal 1999 von eher schwierigeren Randbedingungen als im 3. Quartal 1998 ausgegangen werden.

Im Untersuchungszeitraum 1999 wurde die CSB-Konzentration im Zulauf zum BB (und im Ablauf der Nachklärung) mit einer UV-Sonde gemessen, dies wird in den entsprechenden Ganglinien mit der Bezeichnung „CSB(UV)“ deutlich gemacht. Der Verlauf der im 3. Quartal 1999 gemessenen CSB(UV)-Konzentrationen (Bild 6.43) zeigt den üblichen deutlich ausgeprägten Tagesgang, die Höchstwerte liegen bei Werten von ca. 1400 - 1500 mg/l. Im August liegen die Werte insgesamt etwas niedriger, was auf regnerisches Wetter schließen lässt (siehe Ablaufvolumenstrom im Bild 6.42). Die Ganglinie der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration (Bild 6.44) zeigt auch hier einen Verlauf mit ähnlicher Charakteristik.

Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB (Bild 6.45) liegt durch den Einsatz der zusätzlichen Sauerstoffbegasung deutlich niedriger, als im Vergleichszeitraum 1998. Es kam nur noch zu gelegentlichen Ausreißern, die alle betriebliche Ursachen hatten.

Aufgrund der besseren Nitrifikation liegt die  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im BB (Bild 6.46) im 3. Quartal deutlich oberhalb der Werte des 3. Quartals 1998.

Nach anfänglichen Schwierigkeiten im Betrieb der UV-Messsonde für die CSB-Messung im Ablauf der Nachklärung lief dieses Messgerät sehr zuverlässig. Bild 6.47 belegt, dass im Juli

und August 1999 Überschreitungen des Überwachungswertes (60 mg/l) auftraten. Die Ursache war Schlammabtrieb.

Nach der Inbetriebnahme der zusätzlichen Reinsauerstoffbegasung lagen die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen (Bild 6.48) deutlich unter dem angestrebten Überwachungswert von 4 mg/l. Mitte August 1999 kam es zu kurzzeitigen Überschreitungen, die allerdings betriebliche Ursachen hatten.

Die  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf der Nachklärung (Bild 6.49) lag wegen der besseren Nitrifikation generell deutlich über der des 3. Quartals 1998. Mehrmals traten zu hohe Werte (18 - 20 mg/l) auf, was zu Überschreitungen des  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswertes führte, was auch im Bild 6.50 anhand der  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Ablaufkonzentration zu erkennen ist. Eine aufmerksame Betrachtung der Bilder 6.49 und 6.50 zeigt, dass sich beide Ganglinien häufig in Aufwärtstrends bewegen, die abrupt beendet werden. Ein Vergleich mit der Ganglinie des Ablaufvolumenstroms (Bild 6.42) belegt, dass diese Trends in Trockenwetterphasen entstehen und durch ein Regenereignis beendet werden. Hier geschieht Folgendes:

- Der Trend entsteht durch eine Anreicherung von Nitrat (hier gemessen als  $\text{NO}_x\text{-N}$ ) über einen längeren Zeitraum, mit sehr guten Bedingungen für die Nitrifikation.
- Ein Regenereignis beendet diesen Trend. Das im System Belebungsbecken/Nachklärung der Anlage befindliche, sehr nitrathaltige Abwasser wird durch zulaufendes, stark mit Fremdwasser verdünntes Mischwasser in den Vorfluter verdrängt. Als Folge sinken die  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentrationen sehr deutlich.

Die Erkenntnis dieses Zusammenhang war elementar für die Entwicklung der im Kapitel 7 vorgestellten weiterführenden Regelungskonzepte und belegt die Untauglichkeit des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens zur Leistungssteigerung des Stickstoffabbaus für die auf der KA Netphen gegebenen Verhältnisse bzw. die dort verlangten Zielsetzungen!

Im Folgenden werden (analog zu Kapitel 6.1.5) nun die Regel-, Stell- und Istgrößen des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens im Untersuchungszeitraum 1999 betrachtet.

Wegen der zusätzlichen Begasung mit Reinsauerstoff im Untersuchungszeitraum 1999, musste die Sauerstoffmessstelle modifiziert werden. Weil die Sonden durch die Zusatzbegasung direkt mit Sauerstoffbläschen angeströmt wurden, trat sehr starkes Messrauschen auf, was zu Problemen bei der Regelung führte. Durch die sehr niedrigen Absolutwerte der Sauerstoffkonzentration (0,2 - 0,6 mg/l) wurde dieses Problem zusätzlich verschärft, denn das Rauschen

hat bei niedrigen Messwerten einen prozentual größeren Einfluss auf die Regelgüte, als bei höheren Messwerten.

Zur Lösung dieses Problems wurde nicht (wie während der Untersuchungen im Jahr 1998 und wie allgemein üblich) mit nur einer O<sub>2</sub>-Sonde im BB gearbeitet, sondern es kamen zwei Sonden zum Einsatz, aus deren Messwerten der arithmetische Mittelwert gebildet wurde. Dieser Wert wurde als Messgröße im Regelungskonzept verwendet. Eine Messsonde wurde dabei nahe am Stellort (den Belüftungsmatten) installiert, die andere leicht abseits. Mit dieser Maßnahme konnte einerseits die Dynamik des Stellvorgangs ohne große Zeitverzögerung erfasst werden, andererseits der Rauschanteil verringert werden.

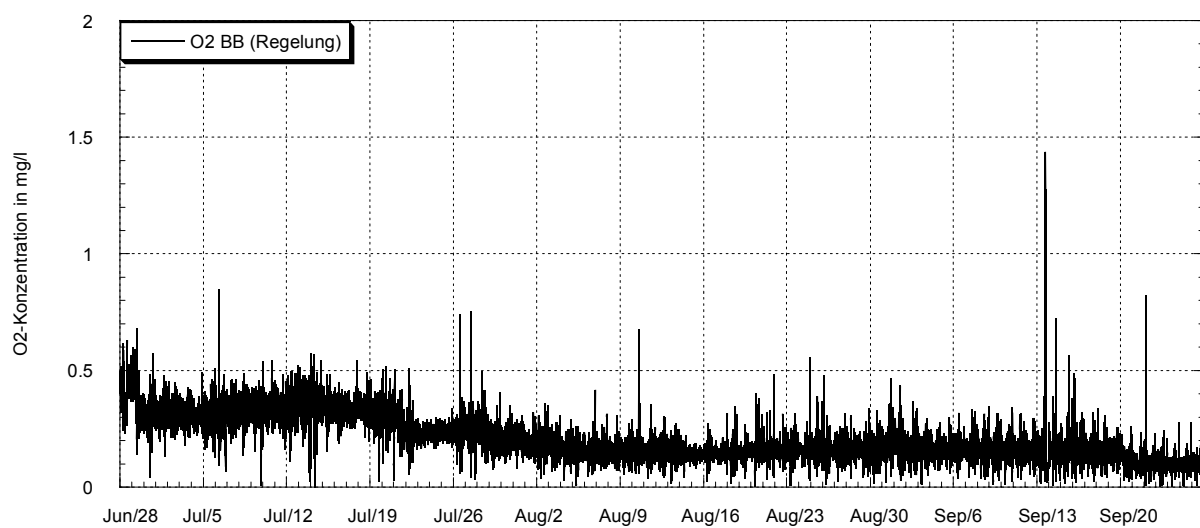


Bild 6.51: O<sub>2</sub>-Konzentration im BB vom 28.06. - 26.09.1999

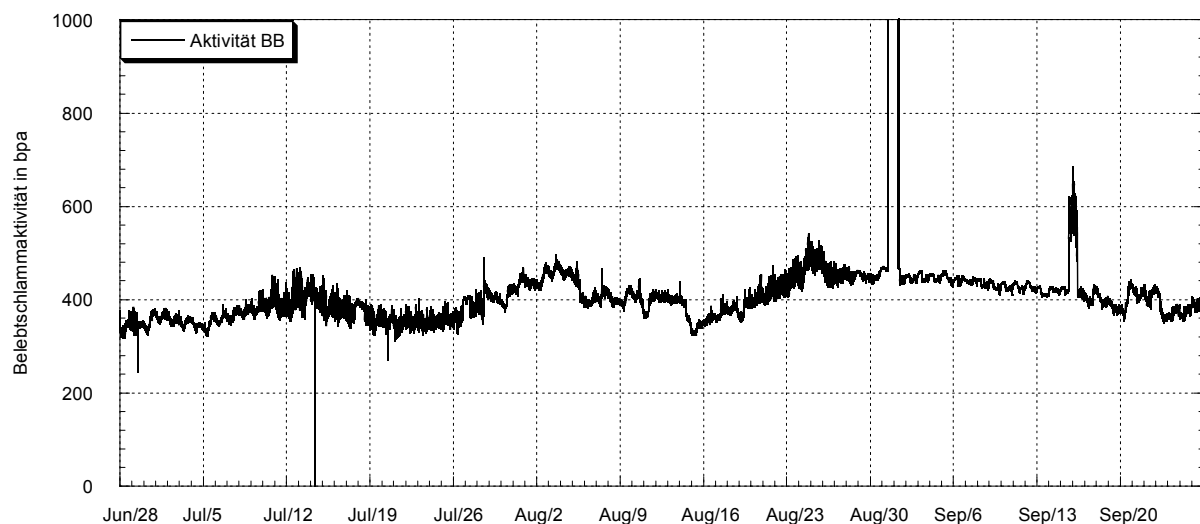
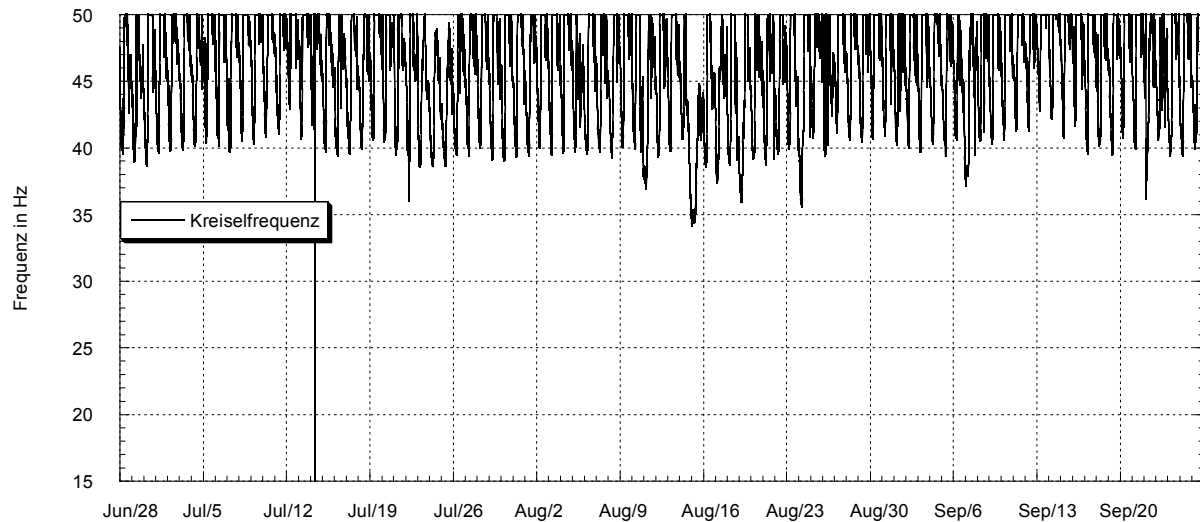
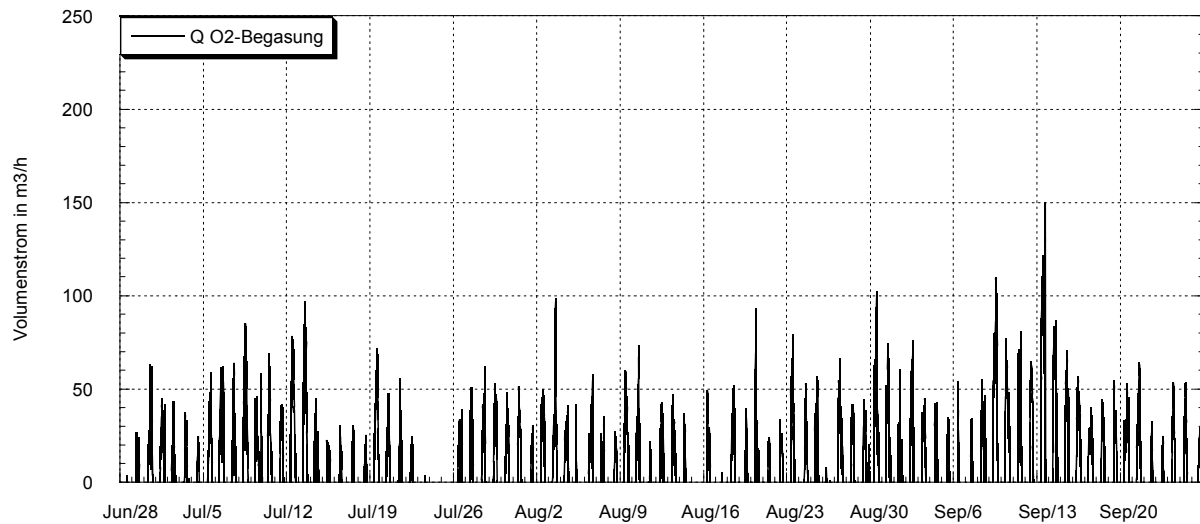


Bild 6.52: Belebtschlammaktivität im BB vom 28.06. - 26.09.1999



**Bild 6.53:** Frequenz der Kreisel vom 28.06. - 26.09.1999



**Bild 6.54:** Volumenstrom der Reinsauerstoffbegasung vom 28.06. - 26.09.1999

Bild 6.51 zeigt die aus den beiden Messsignalen ermittelte O<sub>2</sub>-Konzentration, die als Regelgröße verwendet wurde. Die Messwerte liegen etwa im Bereich der im 3. Quartal 1998 gemessenen O<sub>2</sub>-Konzentrationen.

Die Ganglinie der Belebtschlammaktivität im BB (Bild 6.52) verläuft (ebenso wie im 3. Quartal 1998) in Trends. Diese sind jedoch deutlich schwächer ausgeprägt. Mögliche Ursachen für die leicht abweichende Charakteristik können hier nicht gegeben werden.

Der Zeitverlauf der Frequenz der Oberflächenbelüfter (Bild 6.53) belegt, dass diese Stellgröße auch 1999 fast täglich in seine Begrenzung lief (erkennbar an einer Frequenz von 50 Hz über mehrere Stunden). Die im Bild 6.54 dargestellte Ganglinie der zweiten Stellgröße (Volumenstrom der Reinsauerstoffbegasung) zeigt, dass zum Zeitpunkt der Überlastung der Kreisel, Reinsauerstoff geregelt zudosiert wurde, um die O<sub>2</sub>-Führungsgröße zu erreichen. An den Am-

plituden des O<sub>2</sub>-Volumenstroms lassen sich Regenwetterphasen mit geringer O<sub>2</sub>-Zehrung (geringere O<sub>2</sub>-Volumenströme) und Trockenwetterphasen erkennen.

#### 6.2.4 O<sub>2</sub>-Führungsgrößenvorgabe mit dem Symbio<sup>®</sup>-Verfahren und einer Vorsteuerung

Im Jahr 2000 wurde kurzzeitig ein sehr einfacher Ansatz zur Verbesserung des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens angewandt. Wegen des nicht immer angemessenen O<sub>2</sub>-Führungsgrößenverlaufs bei Einsatz des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens und wegen der bereits angesprochenen Charakteristik der Störgrößen ist es nahe liegend, bei Auftreten großer Störgrößen (d.h. während des Schmutzstoßes) die O<sub>2</sub>-Führungsgröße gesteuert auf einen höheren Wert zu setzen. Weil sowohl der Zeitpunkt des Auftretens des Schmutzstoßes, als auch seine zeitliche Ausprägung mehr oder weniger gut bekannt sind und sich dieses Ereignis täglich wiederholt, hat dieser Ansatz (obwohl aus regelungstechnischer Sicht fast trivial zu nennen) seine Berechtigung.

Bild 6.55 zeigt das eingesetzte Verfahren als Blockschaltbild. Der Regelkreis des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens mit zusätzlicher O<sub>2</sub>-Begasung wurde um die grün gezeichneten Elemente erweitert. Das zusätzlich eingeführte Schaltkriterium sorgt in Abhängigkeit eines Ereignisses dafür, dass entweder die O<sub>2</sub>-Führungsgröße des „Aktivitätsreglers“ oder die konstante Führungsgröße  $w_{O_2}$  auf den unterlagerten Regelkreis geschaltet wird. Als zusätzliche Entwurfparameter dieses Regelungskonzeptes treten hier der Zeitpunkt sowie die Dauer der Vorsteuerung auf, außerdem ist die Vorgabe der Führungsgröße  $w_{O_2}$  im Grunde willkürlich, jedoch immer den Besonderheiten der Anlage entsprechend, zu wählen.

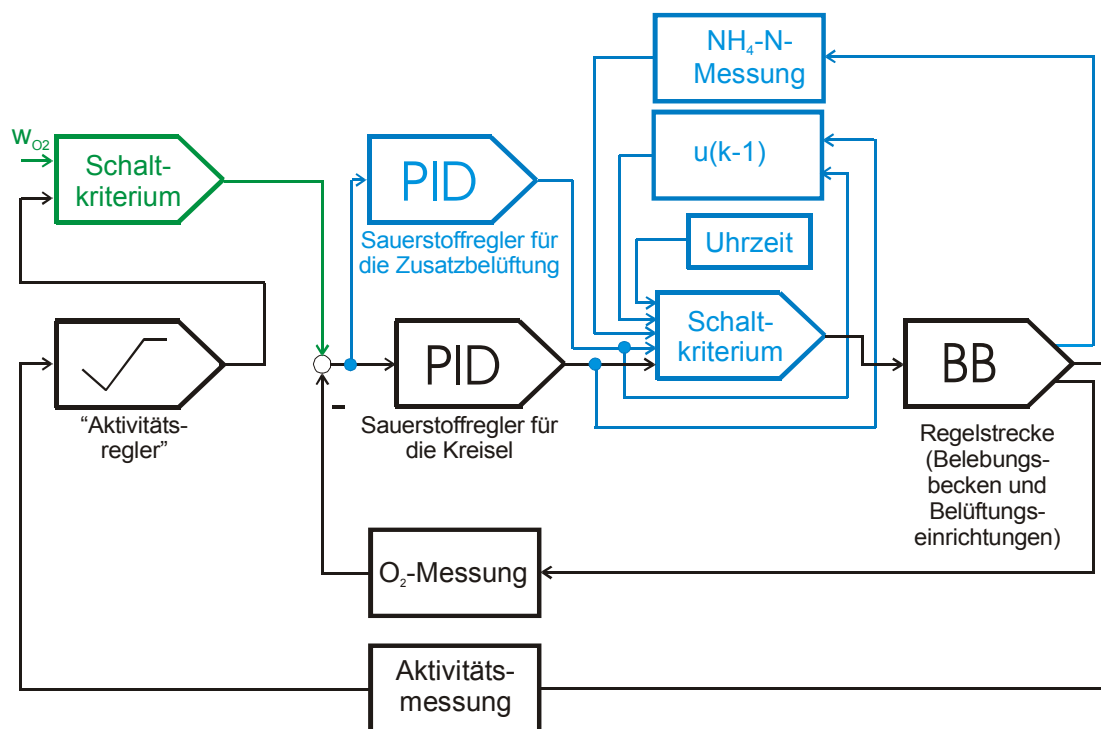


Bild 6.55: Blockschaltbild des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens mit Vorsteuerung

Dieser Ansatz kann einige Unzulänglichkeiten des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens abmildern, führt es jedoch im Grunde ad absurdum! Variationen, z.B. die Einführung einer temporären (wiederum von Ereignissen abhängigen) Verstärkung der O<sub>2</sub>-Führungsgröße des „Aktivitätsreglers“, sind denkbar. Hierbei handelt es sich jedoch nicht mehr um eine „Vorsteuerung“ im regelungstechnischen Sinne.

Im Jahr 2000 wurden kurzzeitig einige Versuche mit diesem Ansatz durchgeführt; repräsentative Ergebnisse können hier aber nicht gezeigt werden. Zudem ist dieses Regelungskonzept in seinem Entwurf „zu willkürlich“ und somit vom Ziel der „dem Anlagenzustand möglichst angemessenen O<sub>2</sub>-Führungsgrößenvorgabe“ zu weit entfernt. Detailliertere Betrachtungen zur Formulierung und Detektion eines Ereignisses für die temporäre Vorgabe eines erhöhten O<sub>2</sub>-Führungsgröße bei Auftreten des täglichen Schmutzstoßes finden sich im Kapitel 7.

#### 6.2.5 Zusammenfassung der Ergebnisse des Untersuchungszeitraums 1999 und Vorgaben für den Untersuchungszeitraum 2000

Im Untersuchungszeitraum 1999 konnten mit der Erhöhung der Belüftungskapazität durch den Einsatz der zusätzlichen Reinsauerstoffbegasung deutliche Verbesserungen gegenüber dem Untersuchungszeitraum 1998 erzielt werden. Die NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im Ablauf der Nachklärung lag bis auf wenige Ausnahmen dauerhaft unterhalb des angestrebten Wertes. Jedoch traten insgesamt hohe N<sub>anorg</sub>-Ablaufwerte auf, wobei zeitweise der N<sub>ges</sub>-Überwachungswert von 18 mg/l überschritten wurde.

Die Ursachen für das nicht ganz zufrieden stellende Ergebnis lagen in der nicht immer angemessenen O<sub>2</sub>-Führungsgröße, die grundsätzlich zu hoch war. Sie ermöglichten zwar eine ausreichende Nitrifikation, führten jedoch zu einer Behinderung der Denitrifikationsvorgänge. Eine Verbesserung der Reinigungsleistung durch eine manuelle oder automatische Adaption des Führungsgrößengenerators wäre möglich. Hier stellt sich jedoch die grundsätzliche Frage, ob die Belebtschlammaktivität tatsächlich ein brauchbarer Parameter zur O<sub>2</sub>-Führungsgrößengenerierung ist, wenn die Nitrifikation und Denitrifikation und nicht der Kohlenstoffabbau die kritischen Vorgänge im Prozess sind. Für die Untersuchungen im Jahr 2000 ergaben sich somit die folgenden Aufgabenstellungen:

- Wahl geeigneterer Messgrößen zur Berechnung der O<sub>2</sub>-Führungsgrößen.
- Wahl eines geeigneteren nichtlinearen und zeitvarianten Verfahrens zur Generierung der O<sub>2</sub>-Führungsgrößen.

## 7 Weiterführende Regelungskonzepte

Durch Wahl anderer Regelungskonzepte sollten in den Jahren 2000 und 2001 die zuvor festgestellten Unzulänglichkeiten des Symbio®-Verfahrens für den Betrieb auf der KA Netphen vermieden werden. Zu Beginn der Experimente wurden verhältnismäßig einfache Konzepte angewandt. Nach einer Analyse der Ergebnisse wurden sukzessive Verbesserungen vorgenommen, die schließlich zu einem recht aufwändigen, jedoch sehr leistungsfähigem Regelungskonzept führten.

### 7.1 Probleme und Lösungsansätze

In den vorhergehenden Untersuchungen wurde eine Leistungssteigerung der KA Netphen hauptsächlich durch die Optimierung der Prozesse „Nitrifikation“ und „Denitrifikation“ erreicht. Hierbei wurde die  $O_2$ -Führungsgröße in Abhängigkeit einer Hilfsgröße (der Belebtschlammaktivität) variiert. Wie bereits ausführlich erläutert, ist eine auf dieser Messgröße basierende Vorgabe der  $O_2$ -Führungsgröße problematisch. Vor Allem können die nitrifikations-spezifischen bzw. denitrifikations-spezifischen Anteile des Aktivitätsmesswertes aufgrund seines Charakters als Summenparameter nicht getrennt erfasst werden. Es ist somit nahe liegend, die Zustandsgrößen „ $NH_4$ -N-Konzentration im BB“ und „ $NO_x$ -N-Konzentration im BB“ bei der  $O_2$ -Führungsgrößenvorgabe direkt zu berücksichtigen.

Die Betrachtung eines typischen Tagesgangs der wichtigsten Störgröße „ $NH_4$ -N-Konzentration im Zulauf“ (siehe Bild 2.4) macht deutlich, dass nur innerhalb eines kurzen Zeitraums sehr hohe Ammoniumstickstoffkonzentrationen auftreten. Wegen ihres statischen Berechnungsansatzes sind Kläranlagen bezüglich ihrer Größe und der Kapazität der Belüftungssysteme darauf ausgelegt, gerade diese Spitzenbelastungen zu beherrschen. Daraus ergibt sich bei geringeren  $NH_4$ -N-Zulaufkonzentrationen ein Potenzial zur gezielten Beeinflussung des Stickstoffabbaus, das bei konventioneller Prozessführung üblicherweise nicht berücksichtigt wird.

Aus dem im Kapitel 2.5 erläuterten Charakteristik des Stickstoffabbaus als verfahrenstechnischer Vorgang mit Folgereaktion resultiert die Forderung, bei Auftreten des morgendlichen Ammonium-Frachtstoßes direkt sehr stark zu nitrifizieren, um möglichst viel Ammonium möglichst schnell in Nitrat umzuwandeln. Bei nachlassender  $NH_4$ -Belastung ist dann der Verfahrensschritt der Denitrifikation zu bevorzugen. Für die  $O_2$ -Führungsgrößenvorgabe bedeutet dies: Sehr hohe  $O_2$ -Führungsgrößen bei Auftreten der maximalen  $NH_4$ -Zulauffracht, um die maximale Nitrifikationskapazität der Anlage auszunutzen und geringere (z.T. sehr kleine)  $O_2$ -Führungsgrößen bei geringen  $NH_4$ -Zulauffrachten um dann die Denitrifikation zu fördern,



wobei die Nitrifikation nicht vollständig unterdrückt werden darf. Verfahrenstechnisch ist dieser Ansatz zwischen der intermittierenden und der (klassischen) simultanen Betriebsweise mit konstanter O<sub>2</sub>-Führungsgröße anzusiedeln. Tatsächlich handelt es sich (ebenso wie beim Symbio<sup>®</sup>-Verfahren) um eine simultane Nitrifikation und Denitrifikation mit zeitvariabler O<sub>2</sub>-Führungsgröße.

Im Idealfall befindet sich in den frühen Morgenstunden so gut wie kein Ammonium und Nitrat im BB. Derartige Bedingungen sind anzustreben und verhindern die im Kapitel 6.2.3 angesprochene Anreicherung eines der Schadstoffe unter gewissen Randbedingungen, die über längere Zeiträume betrachtet, zur Überschreitung eines Überwachungswertes führen kann.

Der im Folgenden präsentierte Ansatz für die zeitvariable Vorgabe der O<sub>2</sub>-Führungsgröße zielt weniger auf eine Einsparung von Energiekosten, sondern mehr auf ein sicheres Einhalten der NH<sub>4</sub>-N- und N<sub>ges</sub>-Überwachungswerte. Er basiert auf einer gezielten Bevorzugung der Nitrifikation gegenüber der Denitrifikation bzw. der Denitrifikation gegenüber der Nitrifikation bei bestimmten Betriebsbedingungen, gemäß der o.g. Vorgaben. Dieser Ansatz gilt zunächst für Kläranlagen mit Umlaufgraben, ist jedoch prinzipiell auf alle Belebungsanlagen übertragbar.<sup>33</sup>

Zwingende Voraussetzungen für die Anwendung dieser Methode sind:

- Online-Messung der kritischen Parameter NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>x</sub>-N- oder NO<sub>3</sub>-N-Konzentration einerseits oder (als Ersatz für die NO<sub>x</sub>-N- oder NO<sub>3</sub>-N-Messung) die direkte Messung der N<sub>ges</sub>-Konzentration im Belebungsbecken.
- Ausreichende Belüftungskapazitäten.
- Geeignete Stellglieder, weil der O<sub>2</sub>-Eintrag z.T. fein dosiert vorgenommen werden muss. Zudem sind sowohl sehr große, als auch sehr kleine Stellgrößen notwendig.

Insbesondere der Vorhalt ausreichender Belüftungskapazitäten ist von Bedeutung. Bei überlasteten Anlagen müssen meist zusätzliche Belüftungsvorrichtungen installiert werden. Auch sind (bezüglich der Dosierbarkeit) geeignete Stellglieder nur selten zu finden, weil die konventionelle Festwertregelung im Grunde keine ausgeprägte Feindosierung benötigt.

Wegen der komplexen Zusammenhänge in der Abwasserreinigung, insbesondere ihrer nichtlinearen und zeitvarianten Eigenschaften, wird kein modellgestützter Ansatz zur Prozessführung gewählt, sondern Fuzzy-Logik zur O<sub>2</sub>-Führungsgrößengenerierung angewendet. Modellgestützte Ansätze sind sicherlich grundsätzlich leistungsfähiger, jedoch für den Praxiseinsatz

---

<sup>33</sup> Selbstverständlich sind immer anlagentypische Charakteristika zu berücksichtigen!

häufig (noch) nicht zuverlässig genug. Zudem benötigen sie zur Bilanzierung der relevanten Zustandsgrößen Online-Messungen im Zulauf und im Ablauf des Belebungsbeckens, die gewählt und im Folgenden vorgestellten Ansätze der Fuzzy-Logik dagegen lediglich die Online-Messung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im BB. Für die Verwendung der inzwischen in vielen Bereichen der Regelungstechnik etablierten Fuzzy-Logik spricht zudem das in vielen Jahren gesammelte umfangreiche Wissen über die Besonderheiten der KA Netphen. Dieses Expertenwissen findet sich üblicherweise bei den Klärmeistern einer KA und kann leicht in ein Fuzzy-Logik basiertes Prozessführungskonzept umgesetzt werden. Umfangreiche Arbeiten zu diesem Thema finden sich z.B. in /Hans97/.

Bei den im Folgenden vorgestellten Ansätzen wurden möglichst wenige Prozessanalytoren oder Messsonden verwendet. Zwar bringt die Messung vieler Prozessparameter einen Zugewinn an Information, die sich u.U. sinnvoll in einem Prozessführungskonzept nutzen lässt, jedoch steigt mit der Anzahl der eingesetzten Prozessanalytoren (durchaus auch der Messsonden), die Gefahr des Auftretens fehlerhafter Messsignale. Die vorgestellten Ansätze kommen ohne Messungen im Anlagenzulauf aus und berücksichtigen nur die wichtigsten Zustandsgrößen. Wegen des Verzichts der Messung im Anlagenzulauf, ist eine Störgrößenaufschaltung (z.B. unter Berücksichtigung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf) nicht realisierbar.

Folgende Fuzzy-Logik basierte Grundstrukturen wurden auf der KA Netphen getestet:

- F2:**  $\text{O}_2$ -Führungsgrößenvorgabe durch einen Fuzzy-Regler mit 2 Eingangsgrößen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}^*$ -Konzentration<sup>34</sup> im BB).
- F4:**  $\text{O}_2$ -Führungsgrößenvorgabe durch einen Fuzzy-Regler mit 4 Eingangsgrößen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ -,  $\text{N}_{\text{ges}}^*$ -Konzentration, TS-Gehalt und Temperatur im BB).
- F2S:**  $\text{O}_2$ -Führungsgrößenvorgabe durch Fuzzy-Regler mit 2 Eingangsgrößen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}^*$ -Konzentration im BB) und Strukturumschaltung.

Weil die Bezeichnungen der Grundstrukturen sehr umfangreich sind, sollen im Folgenden die definierten Abkürzungen F2, F4 und F2S verwendet werden. Als Zugehörigkeitsfunktionen wurden für alle Fuzzy-Regler Dreiecke verwendet. Die ausgewählten Operatoren entsprechen der „MaxMin“- Inferenzmethode und stimmen mit den von Mamdani (siehe z.B. /Zimm93/) verwendeten Aggregations-, Implikations- und Akkumulationsoperatoren überein. Zur Defuzzifizierung wurde die erweiterte Schwerpunktmethode /Trae94/ angewandt.

---

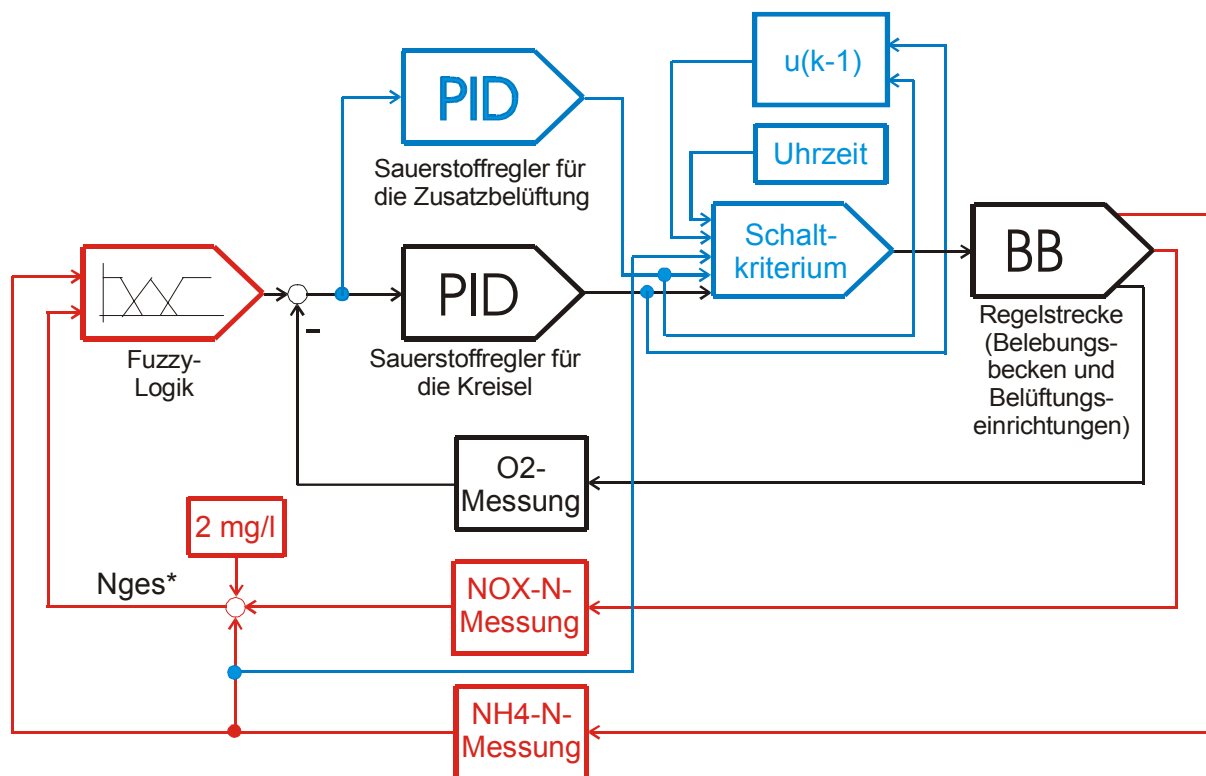
<sup>34</sup> Die Definition der  $\text{N}_{\text{ges}}^*$ -Konzentration ist im Kapitel 7.1.1 zu finden.

### 7.1.1 Fuzzy-Regelung mit zwei Eingangsgrößen (F2-Strategie)

Der Regelkreis der F2-Strategie besitzt die vom Symbio<sup>®</sup>-Verfahren bekannte zweischleifige Struktur (Bild 7.1). Die O<sub>2</sub>-Führungsgröße ist die Ausgangsvariable der Fuzzy-Logik, die Eingangsvariablen sind die NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB und eine berechnete Größe N<sub>ges</sub><sup>\*</sup>. Sie ist die Summe der gemessenen NH<sub>4</sub>-N- und NO<sub>x</sub>-N-Konzentration im BB<sup>35</sup> sowie dem, als konstant angenommenen, organischen Stickstoffanteil von 2 mg/l. N<sub>ges</sub><sup>\*</sup> ist somit eine Ersatzgröße für die Gesamtstickstoffkonzentration im BB.

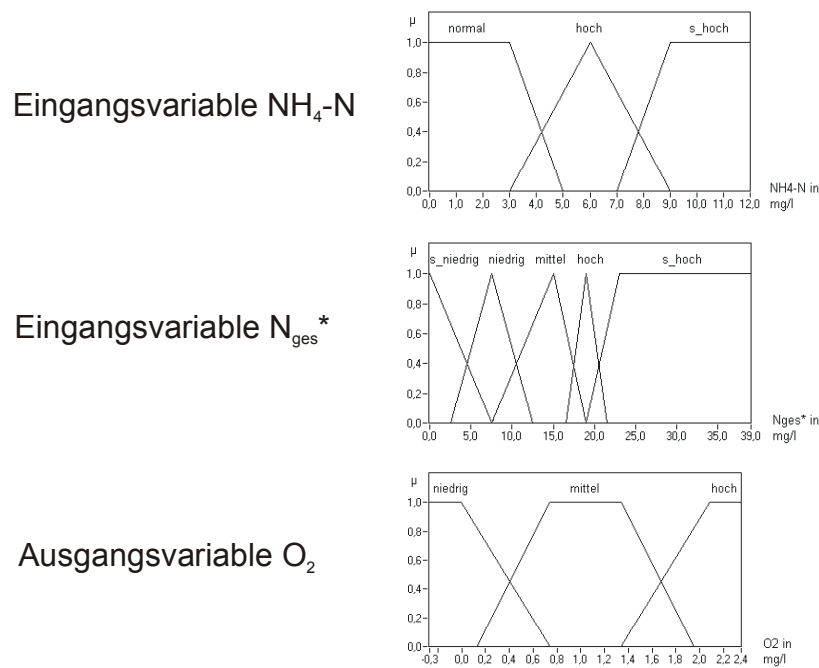
Die Umschaltstrategie zwischen Kreislaufbelüftung und Zusatzbegasung geschieht wie im Kapitel 6.2. beschrieben.

Bild 7.2 zeigt die festgelegten Zugehörigkeitsfunktionen für die Eingangs- und Ausgangsvariablen. Um einen gleichmäßigen Verlauf der Ausgangsgröße zu erreichen, wurde ein Überlappungsgrad von etwa 40 % gewählt. Tabelle 7.1 zeigt die im Fuzzy-Regler berücksichtigten WENN/DANN-Regeln.



**Bild 7.1:** O<sub>2</sub>-Führungsgrößenvorgabe mit Fuzzy-Logik unter Berücksichtigung der NH<sub>4</sub>-N- und NO<sub>x</sub>-N-Konzentration im BB (aus /ScKK01)

<sup>35</sup>Aus praktischen Erwägungen werden die NH<sub>4</sub>-N- und die O<sub>2</sub>-Konzentration im BB im Folgenden gelegentlich mit NH<sub>4</sub>-N oder O<sub>2</sub> abgekürzt.



**Bild 7.2:** Zugehörigkeitsfunktionen der Ein- und Ausgangsvariablen der F2-Strategie

|                 |                                                    |                                             |                                  |
|-----------------|----------------------------------------------------|---------------------------------------------|----------------------------------|
| <b>Regel 1</b>  | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ sehr niedrig | <b>UND</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ sehr hoch | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ hoch    |
| <b>Regel 2</b>  | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ niedrig      | <b>UND</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ sehr hoch | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ hoch    |
| <b>Regel 3</b>  | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ sehr niedrig | <b>UND</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ hoch      | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ mittel  |
| <b>Regel 4</b>  | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ hoch         | <b>UND</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ hoch      | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ niedrig |
| <b>Regel 5</b>  | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ hoch         | <b>UND</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ sehr hoch | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ niedrig |
| <b>Regel 6</b>  | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ mittel       | <b>UND</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ hoch      | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ mittel  |
| <b>Regel 7</b>  | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ mittel       | <b>UND</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ sehr hoch | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ mittel  |
| <b>Regel 8</b>  | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ niedrig      | <b>UND</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ hoch      | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ mittel  |
| <b>Regel 9</b>  | <b>WENN</b> $\text{NH}_4\text{-N}$ normal          |                                             | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ niedrig |
| <b>Regel 10</b> | <b>WENN</b> $\text{N}_{\text{ges}}^*$ sehr hoch    |                                             | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ niedrig |

**Tab. 7.1:** WENN/DANN-Regeln der F2-Strategie

Die ungleich verteilte Lage und die teilweise unsymmetrische Form der Zugehörigkeitsfunktionen im Bild 7.2 resultiert aus Bemühungen zur Verbesserung des Regelverhaltens. Ausgehend von einer gleichmäßigen Verteilung mit symmetrischer Anordnung der Zugehörigkeitsfunktionen wurden diese solange variiert, bis ein zufriedenstellendes Ergebnis erreicht werden konnte. Dieses Vorgehen ist üblich beim Entwurf von Fuzzy-Reglern. Obwohl normalerweise unsinnige bzw. identische Regeln eliminiert werden, wurden hier alle zu Beginn gewählten Zugehörigkeitsklassen und Regeln während der Untersuchungen meist beibehalten. Zum Einen bestand die Möglichkeit in einem Optimierungsprozess, einige redundante Regeln doch so zu verändern, dass sie ihre Redundanz zu anderen Regeln verlieren, zum Anderen traten bei der hier beschriebenen Anwendung keine Rechenzeitprobleme auf.

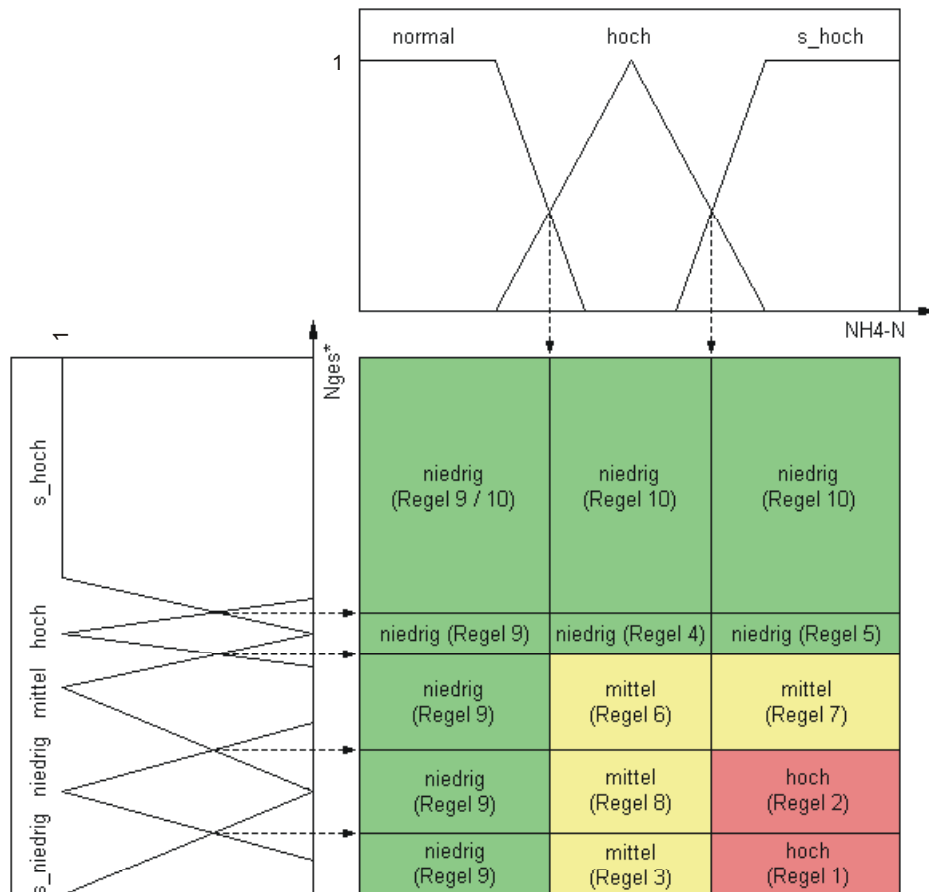
Eine Betrachtung der Zugehörigkeitsklasse „hoch“ der Eingangsvariablen „ $N_{ges}^*$ “ im Bild 7.2 macht beispielsweise deutlich, dass sie einerseits durchaus wegen des von ihr abgedeckten geringen Wertebereichs, andererseits wegen der Gleichartigkeit der Konklusionen der Regeln 4, 5 und 10 (Tab. 7.1), der Zugehörigkeitsklasse „sehr hoch“ zugeschlagen werden könnte; bzw. die Klasse „sehr hoch“ zur Klasse „hoch“ gerechnet werden könnte.

Die Tabelle 7.1 zeigt, dass die  $O_2$ -Konzentration bei einer sehr hohen  $NH_4$ -N-Konzentration im BB hoch sein muss, damit durch eine weitgehende Nitrifikation die Überschreitung des angestrebten  $NH_4$ -N-Überwachungswertes vermieden wird (Regel 1). Andererseits muss bei einer sehr hohen  $N_{ges}^*$ -Konzentration eine niedrige  $O_2$ -Führungsgröße vorgegeben werden, damit bevorzugt Denitrifikation stattfindet (Regel 10). Niedrige  $O_2$ -Führungsgrößen werden aber auch dann vorgegeben, wenn die  $N_{ges}^*$ -Konzentration hoch ist und gleichzeitig eine hohe oder sehr hohe  $NH_4$ -N-Konzentration vorliegt (Regel 4 und Regel 5)<sup>36</sup>. Eine Senkung der Gesamtstickstoffkonzentration wird in einem solchen Fall bevorzugt, weil bei Überschreitung des  $N_{ges}$ -Überwachungswertes höhere Abwassergebühren zu entrichten sind, als bei Überschreitung des  $NH_4$ -N-Überwachungswertes. Die übrigen Regeln definieren den Übergang zwischen den zuvor genannten Extrema.

Zur Analyse und nochmaligen Veranschaulichung des Fuzzy-Regelkreises wird die von den beiden linguistischen Eingangsvariablen des Fuzzy-Reglers gebildete Phasenebene in disjunkte Zellen eingeteilt /Kahl95/, wobei jede Zelle einer Regel der Regelmatrix entspricht. Die Zellengrenzen werden dabei so gewählt, dass jede Zelle genau den Bereich scharfer Eingangswerte umfasst, für den die entsprechende Regel den maximalen Erfüllungsgrad aller Regeln hat. Bild 7.3 verdeutlicht anhand einer Regelmatrix die Zelleneinteilung für den entworfenen Fuzzy-Regler mit drei linguistischen Termen für die Eingangsgröße  $NH_4$ -N und fünf Termen für die Eingangsgröße  $N_{ges}^*$ . Weil die Zugehörigkeitsfunktionen unsymmetrisch gewählt wurden, haben die Zellen eine unterschiedliche Ausdehnung.

Bild 7.3 macht transparent, dass eine Zusammenfassung der Zugehörigkeitsklassen „hoch“ und „sehr hoch“ der Eingangsvariablen „ $N_{ges}^*$ “ möglich bzw. aus Rechenzeitgründen grundsätzlich sogar sinnvoll wäre. Dies gilt ebenso für die Zugehörigkeitsklassen „sehr niedrig“ bzw. „niedrig“ der gleichen Eingangsvariablen.

<sup>36</sup> Ein derartiger Fall trat während aller Feldversuche niemals auf und ist eigentlich nur bei starker Schädigung der Biologie, bei vollständigem Ausbleiben der Nitrifikation vorstellbar (siehe hierzu auch Kapitel 7.4.5).



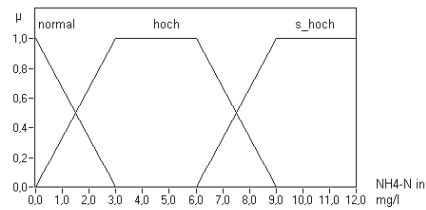
**Bild 7.3:** Regelbasis (farbig) und linguistische Terme der Eingangsgrößen  $N_{ges}^*$  und  $NH_4-N$  des Fuzzy-Reglers der F2-Strategie

### 7.1.2 Fuzzy-Regelung mit vier Eingangsgrößen (F4-Strategie)

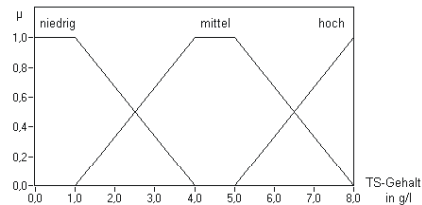
Die Fuzzy-Regelung mit 4 Eingangsgrößen berücksichtigt ergänzend zu den bisher verwendeten Eingangsgrößen den TS-Gehalt und die Temperatur im Belebungsbecken. Der unterlagerte Regelkreis mit den beiden PID-Reglern und dem Schaltkriterium für die Zusatzbelüftung wurde unverändert beibehalten. Bis auf die Zugehörigkeitsfunktion des bezüglich der  $NH_4-N$ -Konzentration empfindlicheren Fuzzy-Reglers wurden die übrigen Zugehörigkeitsfunktionen aus der Fuzzy-Regelung mit 2 Eingangsgrößen übernommen (vergleiche Bild 7.3). Im Zuge der Erstellung der Zugehörigkeitsfunktionen für die zusätzlichen Eingangsgrößen wurde die Empfindlichkeit des o.g. Fuzzy-Reglers nochmals erhöht, um im Falle des morgendlichen Schmutzstoßes eine noch höhere  $O_2$ -Führungsgröße vorzugeben (Bild 7.4).

Die bereits bestehenden Fuzzy-Regeln 1 bis 10 aus Tabelle 7.2 wurden durch weitere 6 Regeln (Tabelle 7.3) ergänzt. Eine Darstellung in disjunkten Zellen gemäß Bild 7.3 ist bei mehr als zwei Eingangsvariablen nicht möglich.

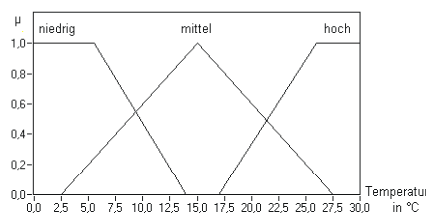
Eingangsvariable  $\text{NH}_4\text{-N}$



Eingangsvariable  
TS-Gehalt



Eingangsvariable  
Temperatur



**Bild 7.4:** Zugehörigkeitsfunktionen der Eingangsvariablen  $\text{NH}_4\text{-N}$ , TS-Gehalt und Temperatur der F4-Strategie

|                 |                                |                                  |
|-----------------|--------------------------------|----------------------------------|
| <b>Regel 11</b> | <b>WENN</b> TS-Gehalt niedrig  | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ hoch    |
| <b>Regel 12</b> | <b>WENN</b> TS-Gehalt mittel   | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ mittel  |
| <b>Regel 13</b> | <b>WENN</b> TS-Gehalt hoch     | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ niedrig |
| <b>Regel 14</b> | <b>WENN</b> Temperatur niedrig | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ hoch    |
| <b>Regel 15</b> | <b>WENN</b> Temperatur mittel  | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ mittel  |
| <b>Regel 16</b> | <b>WENN</b> Temperatur hoch    | <b>DANN</b> $\text{O}_2$ niedrig |

**Tab. 7.3:** Zusätzliche WENN/DANN-Regeln der F4-Strategie

Um eine ausreichende Nitrifikation bei niedrigem TS-Gehalt im BB (d.h. hoher Schlammbelastung) zu erreichen, wird in diesem Fall die  $\text{O}_2$ -Führungsgröße erhöht (Regel 11). Diese Regel wurde hauptsächlich eingeführt, um den Auswirkungen der Verlagerung des Belebtschlammes in die Nachklärung entgegen zu wirken. Bei einer niedrigen Abwassertemperatur im BB werden die Bedingungen für die Nitrifikation ebenfalls grundsätzlich schlechter. Auch in diesem Fall muss die  $\text{O}_2$ -Führungsgröße angehoben werden, um eine ausreichende Nitrifikation zu gewährleisten (Regel 14). Durch Einführung dieser Regel sollen vor Allem jahreszeitliche Einflüsse automatisch im Regelungskonzept berücksichtigt werden.

Ein hoher TS-Gehalt bzw. eine hohe Abwassertemperatur im BB begünstigt die Nitrifikation. In diesen Fällen wird die  $\text{O}_2$ -Führungsgröße herabgesetzt (Regel 13 bzw. Regel 16). Diese Reduzierung der  $\text{O}_2$ -Führungsgröße soll die Bedingungen für die Denitrifikation verbessern. Die

Regeln 12 und 15 wurden definiert, um alle Prämissenkombinationen abzudecken. Die Inferenz-Operatoren wurden (wie bei den zuvor erstellten Fuzzy-Reglern mit 2 Eingangsgrößen) entsprechend der „MaxMin“- Inferenzmethode gewählt.

Um die Charakteristika bzw. die Brauchbarkeit eines Fuzzy-Reglers beurteilen zu können, ist eine Simulation des Regelkreises mit einem mathematischen Modell der Strecke sinnvoll. Weil die Modellierung der durch den Einsatz von Lamellenabscheidern leistungsgesteigerten KA Netphen problematisch ist, wurde hier ein anderer Weg zur Beurteilung des entworfenen Fuzzy-Reglers gewählt: Zur Bestimmung des Wertebereichs der Ausgangsvariablen  $O_2$  bei der für die zur Defuzzifizierung eingesetzten erweiterten Schwerpunktmethod und um den Zeitverlauf der Ausgangsgröße beurteilen zu können wurden zunächst die Eingangsvariablen  $NH_4-N$  und  $N_{ges}^*$  (im Fall der F4-Strategie zusätzlich TS und Temperatur) und die Ausgangsvariable  $O_2$  im sog. Variable-Editor der verwendeten Fuzzy-Logik-Software „DataEngine“ definiert. Die Wertebereiche der Eingangsvariablen wurden entsprechend den zu erwartenden Messwerten gewählt. Bei der Ausgangsvariable  $O_2$  musste der Wertebereich für die eingesetzten Defuzzifizierungsmethode über den gewünschten Bereich hinaus sinnvoll erweitert werden, um brauchbare Werte für die  $O_2$ -Führungsgröße zu erhalten. Als sinnvoll wurde ein Bereich von 0,08 bis 2,00 mg/l angesehen.

Erste derartige Versuche mit der F4-Strategie zeigten wenig zufriedenstellende Ergebnisse; die  $O_2$ -Führungsgrößen lagen insgesamt zu hoch. Durch Wahl geeigneter Relevanzfaktoren wurde der Einfluss der Eingangsvariablen Temperatur und TS-Gehalt auf die Ausgangsvariable solange abgemindert, bis ein sinnvoller Führungsgrößenverlauf erreicht werden konnte.

Nach einigen Versuchen mit unterschiedlichen Relevanzfaktoren wurde den Regeln des TS-Gehaltes eine Relevanz von 30% zugeordnet, den Regeln der Temperatur im BB nur 20%. Die Regeln, die bei mittlerem TS-Gehalt und bei mittlerer Temperatur greifen (Regel 12 und 15) wurden durch einen Relevanzfaktor von Null ausgeschaltet. Für die wichtigsten Regeln 1 bis 10 wurde der Relevanzfaktor von 1 beibehalten.

Die Ursachen für die geringen Relevanzfaktoren der die Eingangsgrößen TS-Gehalt und Temperatur betreffenden Regeln werden durch folgende Überlegung erläutert:

Prinzipiell lieferte der Fuzzy-Regler der F2-Strategie bereits sehr gute Ergebnisse (siehe Kapitel 7.2). Die F4-Strategie sollte nur in Sonderfällen leicht höhere oder niedrigere  $O_2$ -Führungsgrößen generieren, vor Allem um das Regelungskonzept besser an das zeitvariante (saisonale) Streckenverhalten anzupassen. Hier stand in erster Linie eine Verbesserung der Nitrifikationsbedingungen im Vordergrund.



Weil der Fuzzy-Logik die wesentlichen Informationen über die Regelstrecke bereits durch Messung der wichtigsten Zustandsgrößen  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im BB mitgeteilt werden, ist es wenig verwunderlich, dass der Einfluss weiterer Eingangsvariablen im Fuzzy-Logik-Konzept zurückgenommen werden musste, denn es gilt<sup>37</sup>:

- Hoher TS-Gehalt bewirkt (ausreichende  $\text{O}_2$ -Versorgung des BB vorausgesetzt) eine niedrige  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration.
- Niedriger TS-Gehalt verschlechtert die Bedingungen für die Nitrifikation und führt zu höheren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen.
- Hohe Temperatur verbessert die Bedingungen für die Nitrifikation und führt zu niedrigeren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen.
- Niedrige Temperatur verschlechtert die Bedingungen für die Nitrifikation und führt zu höheren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen.

Dies macht deutlich, dass die Auswirkungen einer Änderung der Eingangsgrößen Temperatur oder TS-Gehalt immer in der Eingangsvariablen  $\text{NH}_4\text{-N}$  (zudem auch immer in der  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration und somit in der Eingangsvariablen  $N_{\text{ges}}$ \*) enthalten sind. Wegen dieses Zusammenhanges ist es sinnvoll, den Einfluss der zusätzlichen, jedoch teilweise in den anderen Eingangsgrößen bereits enthaltenen Informationen aus der Temperatur und dem TS-Gehalt über eine Gewichtung eine geringere Bedeutung in der Fuzzy-Logik zuzuweisen.

Die genannten Zusammenhänge rechtfertigen auch den etwas unüblichen Entwurf der Fuzzy-Regelung in zwei getrennten Blöcken (Regeln 1 bis 10 und Regeln 11 bis 16). Üblicherweise werden beim Entwurf alle Eingangsgrößen miteinander in Relation gesetzt, was zu einer deutlich größeren Anzahl von Regeln führen würde (die später teilweise wieder eliminiert werden müssten). Der hier gewählte Ansatz lässt sich jedoch durch die besondere Kombination der gewählten Eingangsgrößen gut rechtfertigen und bietet vor Allem mehr Transparenz und Übersichtlichkeit beim Entwurf bzw. der Optimierung der Fuzzy-Logik.

---

<sup>37</sup> Allerdings nur unter den bereits an verschiedenen Stellen gemachten Einschränkungen!

### 7.1.3 Strukturumschaltbare Fuzzy-Regelung mit zwei Eingangsgrößen (F2S-Strategie) im Jahr 2000

Obwohl mittels Fuzzy-Methoden üblicherweise der gesamte Zustandsraum durch eine einzige Struktur beschrieben werden kann /Zimm93/, wurde eine strukturumschaltbare Fuzzy-Regelung realisiert, weil nicht alle Zustandsgrößen der zu regelnden Strecke in allen Betriebsituationen bekannt sind. Folglich ist eine spezielle Anpassung an das extrem nichtlineare Streckenverhalten sinnvoll. Anstelle der strukturumschaltbaren Fuzzy-Regelung wäre auch eine kontinuierliche Anpassung des Fuzzy-Reglers an die sich ändernden Streckenparameter durch Variation der Zugehörigkeitsfunktionen möglich (adaptive Fuzzy-Regelung, siehe /Kroll93/).

Zur Realisierung der strukturumschaltbaren Fuzzy-Regelung wurde der überlagerte Regelkreis aus Bild 7.1 mit einem zweiten Fuzzy-Regler und einem Übergangskriterium ergänzt. Der zusätzliche Fuzzy-Regler B ist bezüglich der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration empfindlicher, als der bisherige Fuzzy-Regler A und liefert deshalb eine höhere  $\text{O}_2$ -Führungsgröße. Die Strukturumschaltung wurde in dieser Form realisiert, weil das verwendete Software Tool „DataEngine“ keine Veränderung der Zugehörigkeitsfunktionen während des Programmablaufs unterstützt. Im Bild 7.5 ist das Blockschaltbild der strukturumschaltbaren Fuzzy-Regelung (F2S-Strategie) dargestellt.

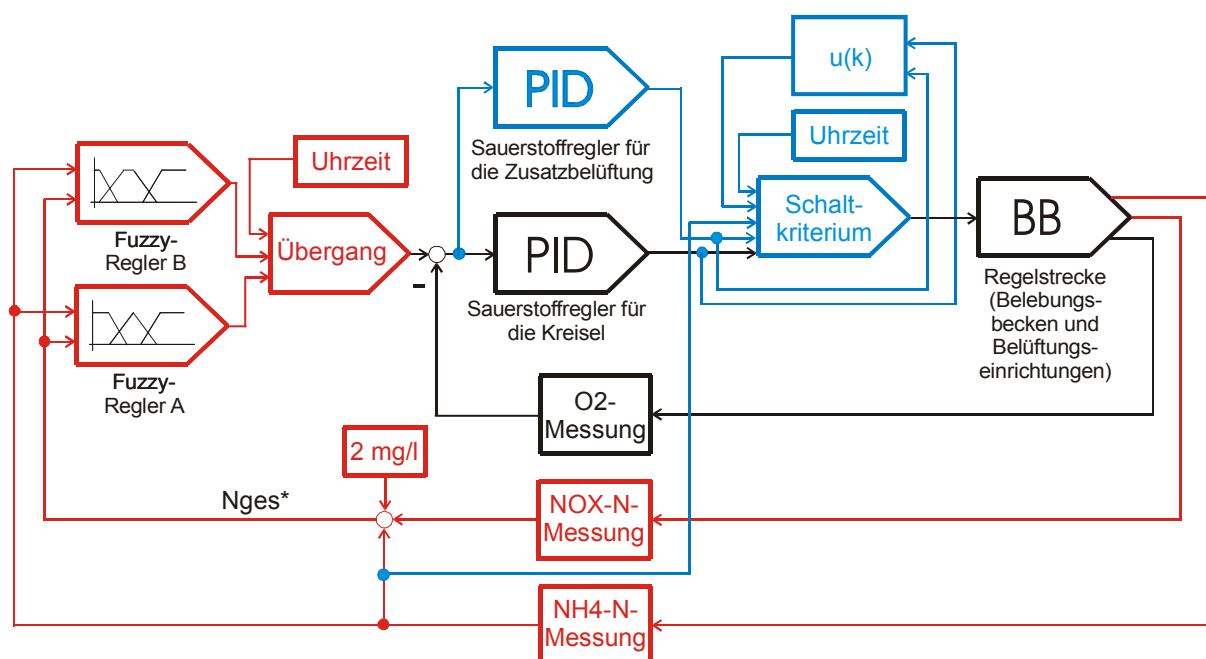
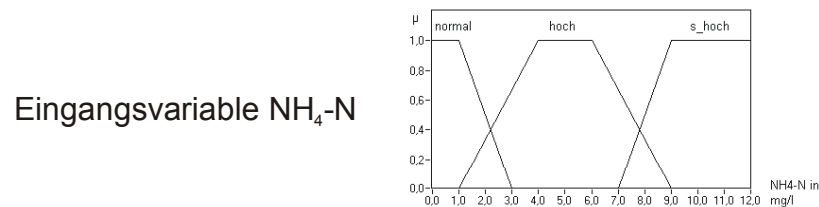


Bild 7.5: Blockschaltbild der strukturumschaltbaren Fuzzy-Regelung (nach /ScKK01/)

Der Fuzzy-Regler B entspricht bis auf die Zugehörigkeitsfunktionen der Eingangsvariablen  $\text{NH}_4\text{-N}$  exakt dem Fuzzy-Regler A. Die höhere Empfindlichkeit des Reglers wurde durch Veränderung der Breite der Terme in dieser Zugehörigkeitsfunktion erreicht. So wurde der Term

„normal“ schmaler gewählt und der Term „hoch“ in Richtung niedrigerer  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen ausgedehnt (siehe Bilder 7.6 und 7.4). Verglichen mit dem Fuzzy-Regler A zählt der modifizierte Fuzzy-Regler B bereits geringere  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen zum Term „hoch“ und erhöht somit die  $\text{O}_2$ -Führungsgröße.



**Bild 7.6:** Zugehörigkeitsfunktion der Eingangsvariablen  $\text{NH}_4\text{-N}$  des bezüglich der Ammoniumstickstoffkonzentration im BB empfindlicheren Reglers B der F2S-Strategie

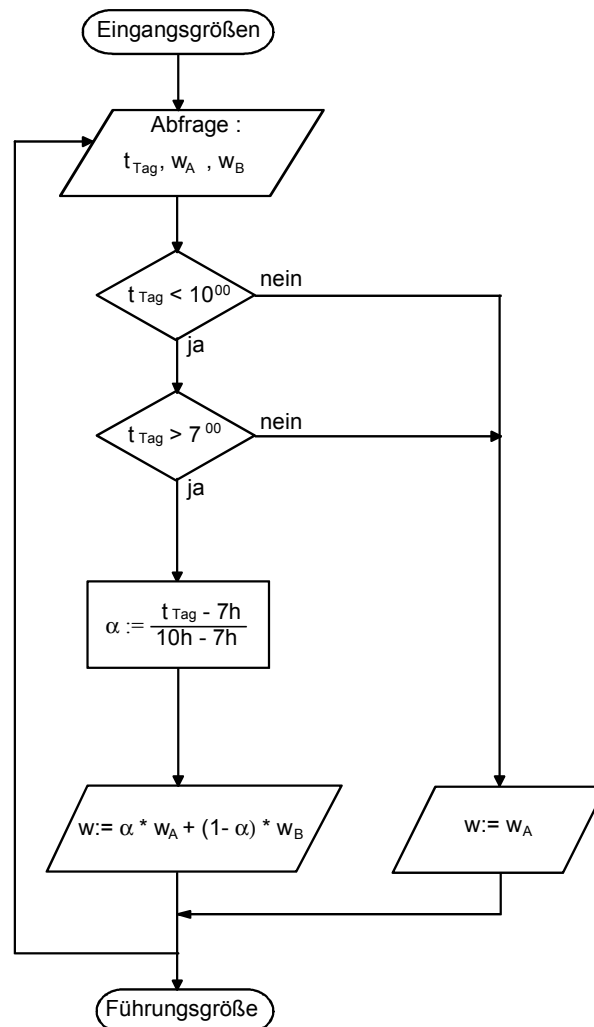
Die Umschaltung zwischen den Reglerstrukturen erfolgt auch hier bei Eintreten von Ereignissen, die über die Tageszeit ( $7^{00}$  und  $10^{00}$  Uhr) definiert sind. Die tatsächlich generierte  $\text{O}_2$ -Führungsgröße ist zwischen  $7^{00}$  und  $10^{00}$  Uhr immer eine (gleitend) gewichtete Summe der Reglerausgänge der Fuzzy-Regler A und B.

Die strukturumschaltbare Fuzzy-Regelung schaltet um  $7^{00}$  Uhr vom Fuzzy-Regler A auf den empfindlicheren Regler B um. In der folgenden Zeit bis  $10^{00}$  Uhr wird die Wirkung des empfindlicheren Reglers stufenlos zurückgenommen und im gleichen Maße die des Reglers A angehoben. Ab  $10^{00}$  Uhr ist der Regler A wieder vollständig für die Führungsgröße des inneren Sauerstoffregelkreises zuständig. Die  $\text{O}_2$ -Führungsgröße errechnet sich für diesen Zeitraum nach Gleichung (7.1.). Der Logikplan für den gleitenden Übergang zwischen der  $\text{O}_2$ -Führungsgröße aus beiden Reglern ist im Bild 7.7 dargestellt.

$$w(t) = \alpha(t) \cdot w_A(t) + (1 - \alpha(t)) \cdot w_B(t) \quad (7.1)$$

mit  $0 \leq \alpha(t) \leq 1$   
für  $t_{\text{Tag}} = 7^{00}$  bis  $10^{00}$  Uhr

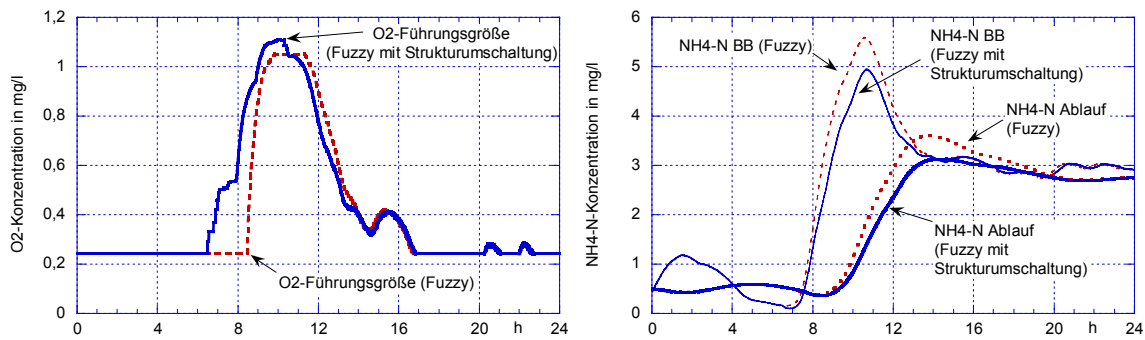
$w$ : gewichtete Führungsgröße  
 $w_A$ : Reglerausgang des „unempfindlichen“ Fuzzy-Reglers  
 $w_B$ : Reglerausgang des „empfindlichen“ Fuzzy-Reglers  
 $\alpha$ : Wichtungsparameter



**Bild 7.7:** Logikplan des Übergangs der strukturumschaltbaren Fuzzy-Regelung

#### 7.1.4 Vergleich der F2- und F2S-Strategie

Eine vergleichende Simulationsstudie soll die Vorteile der F2S-Strategie gegenüber der konventionellen F2-Strategie deutlich machen. Ein wirklich aussagekräftiger Vergleich ist nur in der Simulation möglich, weil hier beide Strategien unter exakt identischen Bedingungen getestet werden können. Wegen der bereits angedeuteten Schwierigkeiten bei der Modellbildung der durch Lamellenabscheider im BB leistungsgesteigerten KA Netphen, war keine Simulation mit Daten aus den Jahren 1998 oder 1999 möglich. Der Simulationsdatensatz stammt aus dem Jahr 1996, als die KA Netphen noch nicht mit Lamellenabscheidern ausgerüstet war. Die Simulationen wurden mit der Software KSIM /SchK96/ durchgeführt.



**Bild 7.8:** O<sub>2</sub>-Führungsgrößenverlauf und NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im BB und im Ablauf mit der F2- und F2S-Strategie (simuliert, aus /ScKK01/)

Die strukturumschaltbar geregelte Anlage zeigt signifikant geringere NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im BB und im Ablauf (Bild 7.8). Dies liegt weniger an der geringfügig höheren O<sub>2</sub>-Maximalkonzentration im BB, sondern in erster Linie an den höheren Sauerstoffwerten zum Zeitpunkt des Schmutzstoßes. Für den Rest des Tages sind die O<sub>2</sub>-Führungsgrößenverläufe beider Strategien identisch. Dieser Vergleich belegt die Bedeutung einer dem Anlagenzustand jederzeit angemessenen O<sub>2</sub>-Führungsgrößenvorgabe und zeigt, wie mit geringem Aufwand die F2-Strategie durch Entwurf eines zweiten Fuzzy-Reglers und Strukturumschaltung verbessert werden kann.

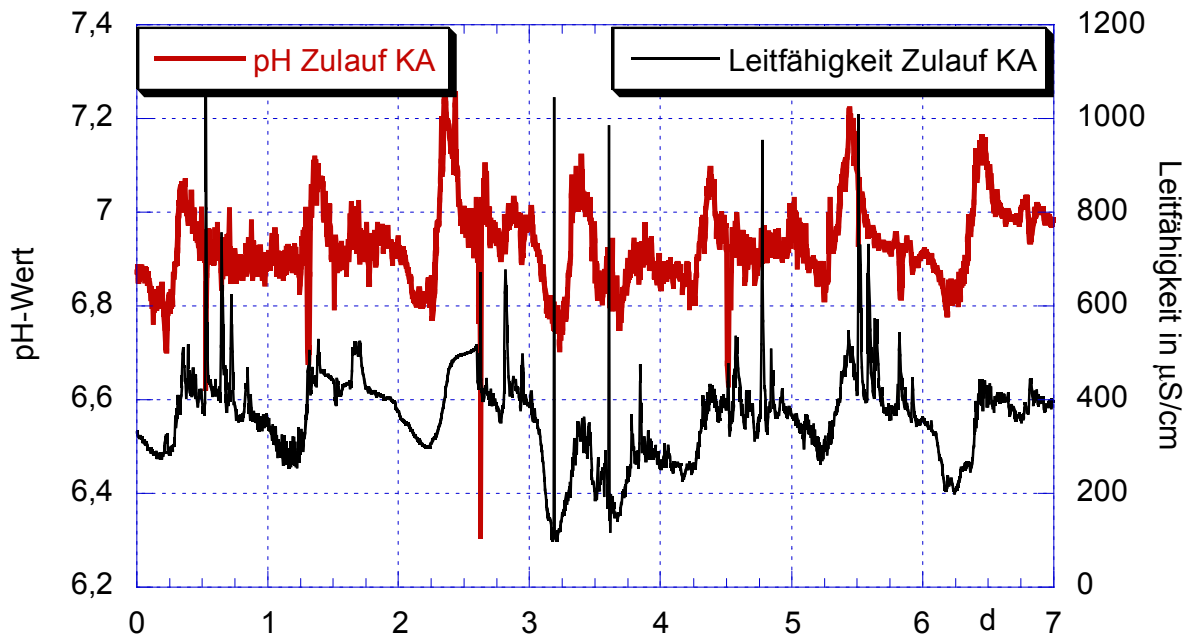
#### 7.1.5 Überlegungen zum Umschaltereignis der F2S-Strategie

Ein wesentliches Entwurfskriterium der strukturumschaltbaren Fuzzy-Regelung ist die Vorgabe der Umschaltvorgänge. Dies sind die Uhrzeit der Umschaltung auf Regler B und die Dauer des gleitenden Übergangs bzw. der Zeitpunkt, ab dem der Regler A wieder ausschließlich die O<sub>2</sub>-Führungsgröße vorgibt.

Weil der exakte Zeitpunkt des morgendlichen Schmutzstoßes von einigen Besonderheiten abhängt, ist die Berücksichtigung dieser meist gut erfassbaren Charakteristika sinnvoll. Insbesondere die unterschiedliche Zulaufcharakteristik an Wochentagen und Wochenenden sind im Prozessführungskonzept über eine Abfrage des Wochentages leicht zu berücksichtigen. Weil an Wochenenden der morgendliche Schmutzstoß deutlich später auftritt, sollte hier der Zeitpunkt zur Umschaltung auf den empfindlicheren Fuzzy-Regler B später stattfinden. Diesbezüglich ist auch eine Unterscheidung der Zulaufbedingungen (Regenwetter-, Trockenwetterzulauf) sinnvoll.

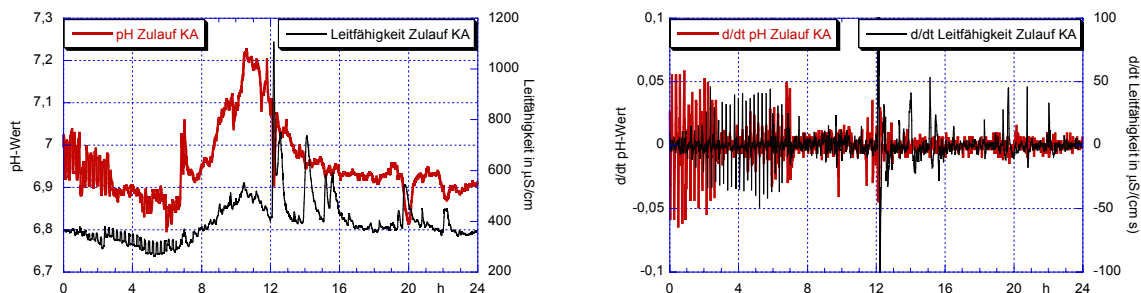
Der eigentlich vielversprechende Ansatz, eine Störgröße oder Ersatzgröße (z.B. Leitfähigkeit oder pH-Wert) direkt im Anlagenzulauf zu messen und daraus ein Kriterium für die Strukturumschaltung zu formulieren, beinhaltet einige Nachteile. Obwohl die Leitfähigkeit und der pH-Wert im Zulauf der meisten Kläranlagen aufgrund gesetzlicher Vorgaben gemessen wer-

den muss und somit ohne zusätzliche Kosten in einem Prozessführungskonzept berücksichtigt werden könnte, ist es recht aufwändig aus diesen Messgrößen eine hinreichend genaue Information für das zeitliche Auftreten des Schmutzstoßes zu ermitteln. Bild 7.8 zeigt exemplarisch Wochenganglinien des pH-Wertes und der Leitfähigkeit im Zulauf der KA Netphen.



**Bild 7.9:** pH-Wert und Leitfähigkeit im Zulauf der KA Netphen vom 24.09. - 30.09.2001

Die Ganglinien im Bild 7.9 sind recht verrauscht und zeigen viele Ausreißer, die ihre Ursache hauptsächlich in einer Verschmutzung der Sonde haben. Gerade dies ist typisch für Messungen im Zulauf einer KA, weil dort das zulaufende Mischwasser noch nicht mechanisch gereinigt ist und sich deshalb häufig Feststoffe an der Sonde sammeln. Trotzdem ist an allen Tagen in den Morgenstunden ein signifikantes Ansteigen im Verlauf beider Messgrößen festzustellen, was den Schmutzstoß indiziert. Im Folgenden soll exemplarisch der sechste Tag der Ganglinie im Bild 7.9 (29.09.2001) näher untersucht werden, um auf einige Besonderheiten bzw. mögliche Fehlerquellen hinzuweisen.



**Bild 7.10:** pH-Wert und Leitfähigkeit im Zulauf der KA Netphen sowie deren zeitliche Ableitung am 29.09.2001

Ein üblicher Ansatz bei der Analyse von Zeitverläufen zur Bestimmung einer Besonderheit (bzw. eines Ereignisses) besteht in der Betrachtung des Zeitverlaufes selbst und seiner Ableitung nach der Zeit.

Die zeitliche Ableitung (Bild 7.10, rechts) der Messgrößen (Bild 7.10, links) wurde durch Bildung eines Differenzenquotienten 1. Ordnung ermittelt. Der Verlauf des pH-Wertes im Zulauf der Anlage legt das Auftreten eines Schmutzstoßes um etwa 7<sup>00</sup> Uhr nahe. Die Ganglinie der Leitfähigkeit im Zulauf zeigt keine ausgeprägten Besonderheiten (zumindest nicht im Zeitraum in dem üblicherweise der Schmutzstoß erwartet wird). In den Ableitungen beider Ganglinien ist das gesuchte Ereignis nur sehr schlecht zu erkennen. Eigentlich gibt nur der Verlauf der zeitlichen Ableitung des pH-Wertes im Zulauf einen vagen Hinweis auf das Ereignis. Jedoch ist die Spitze um etwa 7<sup>00</sup> Uhr verhältnismäßig schwach ausgeprägt und liegt in den Maximalwerten noch unterhalb der Werte, die ihre Ursache in dem ausgeprägten Messrauschen zum Tagesanfang haben. Prinzipiell ist zur Ereigniserkennung eine zeitliche Einschränkung (gewissermaßen die Definition eines „Erwartungszeitraumes“) sinnvoll. So ließen sich mögliche Fehlinterpretationen durch den deutlichen Anstieg in der Leitfähigkeitsganglinie (etwa um 12<sup>00</sup> Uhr) oder durch das bereits angesprochene Messrauschen vermeiden. Obwohl eine Ereigniserkennung durch geschickt gewählte Algorithmen und unter Berücksichtigung aller vier Ganglinien des Bildes 7.10 u.U. möglich wäre, käme ein solcher Ansatz nie ohne die Schaffung einer (wie auch immer zu gestaltenden) Rückfallebene aus. Aufgrund der notwendigen Komplexität und der trotzdem verbleibenden Unsicherheit, verbietet eine objektive Beurteilung den Einsatz eines solchen Algorithmus' zur Ereigniserkennung. Hierbei ist außerdem zu beachten, dass selbst bei exakter Ereignisbestimmung eine damit einher gehende Erhöhung der O<sub>2</sub>-Führungsgröße aufgrund der Trägheit der Regelung nicht ohne Weiteres zu einem ausreichend hohen O<sub>2</sub>-Istwert im BB führt. Eine Messung im Kanalnetz würde zwar tatsächlich zu einer „Früherkennung“ des Schmutzstoßes führen (einen ausreichenden Abstand von der Messstelle zur KA vorausgesetzt), benötigte jedoch den Einsatz weiterer Messgeräte. Zudem würden auch hier die oben beschriebenen Probleme bei der Ereigniserkennung auftreten.

Wegen der genannten Ursachen ist eine rein tageszeitabhängige Strukturumschaltung zu bevorzugen. Die Umschaltung sollte etwa 15 min vor dem erwarteten Schmutzstoß erfolgen, damit sich tatsächlich eine ausreichend hohe O<sub>2</sub>-Konzentration im BB einstellt. Ein geeignetes Prozessführungskonzept sollte dem Bediener die Möglichkeit geben, die Uhrzeit des erwarteten Schmutzstoßes vorzugeben und somit das Ereignis für die Strukturumschaltung zu bestimmen.

### 7.1.6 F2S-Strategie im Jahr 2001

Im Untersuchungszeitraum 2001 wurden die Belüftungsmatten für die Zusatzbegasung mit Reinsauerstoff durch einen Tauchbelüfter ersetzt (siehe Kapitel 4.6). Weil dieser nicht mit einem Frequenzumrichter ausgestattet war, sondern nur ein- oder ausgeschaltet werden konnte, entschied man sich, mit dieser Belüftungseinrichtung die Grundlast abzudecken und die Feindosierung mit den Kreiseln durchzuführen. Wegen der nun veränderten Charakteristik des Sauerstoffeintrags brauchte zur Messung der  $O_2$ -Konzentration im BB nur eine Messsonde eingesetzt werden.

Anfängliche Überlegungen, beide Kreisel unabhängig voneinander anzusteuern wurden verworfen, weil die Wirkungen der Stelleingriffe (wegen des verhältnismäßig kleinen Belebungsbeckens) stark miteinander verkoppelt sind. Die Generierung zweier Stellgrößen bietet jedoch einen Vorteil: Unter Umständen ist es sinnvoll den Sauerstoffeintrag durch Kreisel 1 (direkt im Bereich des Zulaufs zum BB) temporär zu reduzieren, um die Denitrifikation zu fördern. Diese Stelle im BB ist für die Denitrifikation besonders geeignet, weil hier viele leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen über den Kanal zufließen und somit (weitestgehend anoxische Bedingungen vorausgesetzt) exzellente Bedingungen für den Nitratabbau vorherrschen. Ein Regelungskonzept zur Berücksichtigung dieses Zusammenhangs würde jedoch eine weitere  $O_2$ -Messung im BB nötig machen. Zudem ist fraglich, ob hierdurch tatsächlich deutliche Verbesserungen erreicht werden könnten.

Bild 7.11 zeigt die im Jahr 2001 angewandte Regelungsstrategie als Blockschaltbild.

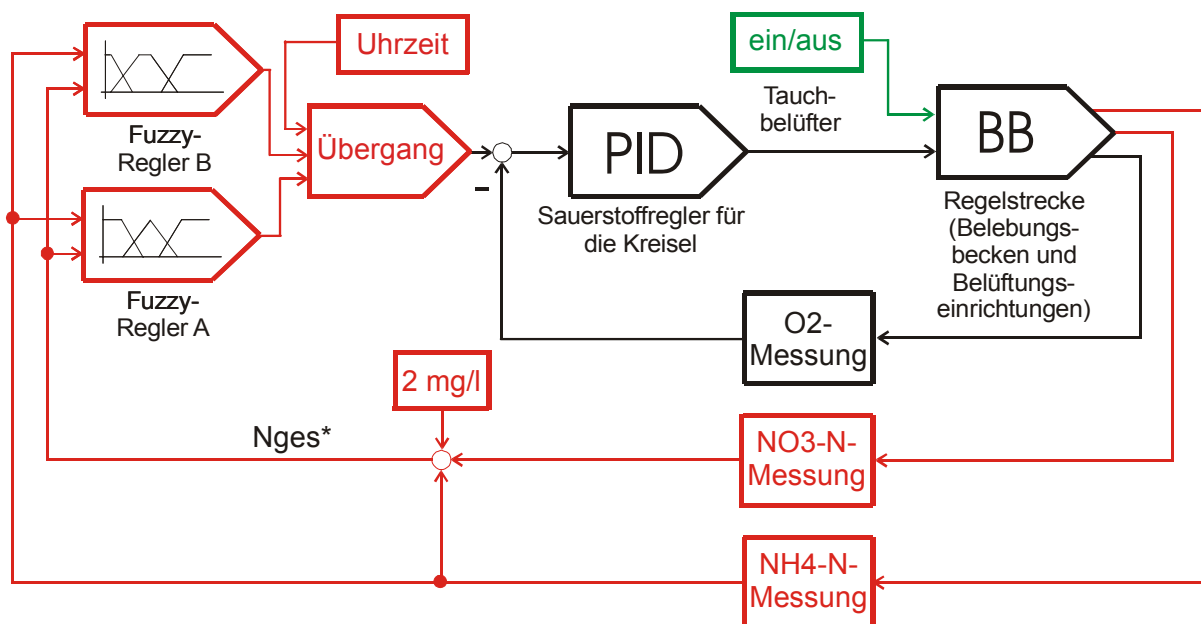


Bild 7.11: Blockschaltbild der F2S-Strategie mit Tauchbelüfter für die Grundlast



Weil das Umschaltkriterium für die Zusatzbegasung weg fällt, ergibt sich für die F2S-Strategie aus dem Jahr 2001 ein deutlich einfacheres Blockschaltbild. Die Bestimmung der Eingangsgröße  $N_{ges}^*$  geschieht hier aus der Summe der gemessenen  $NH_4-N$ - und  $NO_3-N$ -Konzentrationen sowie dem schon zuvor erläuterten konstanten Anteil von 2 mg/l für den organischen Stickstoff im BB.<sup>38</sup> Die Strukturumschaltung geschieht grundsätzlich wie im Kapitel 7.1.3 beschrieben. Jedoch wird der Zeitraum für den gleitenden Übergang auf vier Stunden verlängert, um noch bessere Bedingungen für die Nitrifikation zu schaffen. Der Tauchbelüfter wird im Frühjahr eingeschaltet (wenn die Temperatur im BB annähernd 12°C erreicht hat) und sollte bei Unterschreiten dieser Marke im Herbst wieder ausgeschaltet werden.

## 7.2 Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 2000

Weil im Jahr 2000 auf der KA Netphen unterschiedliche Regelungskonzepte getestet wurden, soll zunächst eine zeitliche Übersicht vorangestellt werden (Bild 7.12). Vom 04.08. bis 13.11.00 wurden fuzzy-logik-basierte Ansätze eingesetzt, vorher und nachher kam das Symbio<sup>®</sup>-Verfahren mit zusätzlicher  $O_2$ -Begasung zum Einsatz.

Zwischenzeitlich wurde eine Kombination aus Vorsteuerung und der F2-Strategie angewendet. Bei sprungförmiger Vorsteuerung (vom 23.08. bis 31.08.00) wurde die  $O_2$ -Führungsgröße zum Zeitpunkt des erwarteten Schmutzstoßes sprunghaft auf einen Sollwert von 1 -1,5 mg/l erhöht. Nach einem einstellbaren Zeitraum (2 - 3 Stunden) wurde die  $O_2$ -Führungsgrößenvorgabe wieder von der F2-Strategie übernommen. Auch diese Umschaltung geschah sprunghaft. Bei der rampenförmigen Vorsteuerung (vom 31.08. bis 13.09.00) wurde ähnlich vorgegangen. Die Umschaltung der  $O_2$ -Führungsgrößenvorgabe mit Fuzzy-Logik auf die Vorsteuerung und die Rückschaltung auf die F2-Strategie geschah zu definierten Tageszeiten. Im Zeitraum der  $O_2$ -Führungsgrößenvorgabe mit rampenförmiger Vorsteuerung wurde die Führungsgröße von einem Startwert (1,5 mg/l) mit zunehmender Zeit rampenförmig auf einen Wert von 0,5 mg/l zurückgenommen. Alle Umschaltvorgänge wurden (aus bereits genannten Gründen) ohne Stoßkompensation realisiert.

Aus Überlegungen, die Vorsteuerungsstrategien zu verbessern bzw. im Zeitraum der Vorsteuerung eine angemessenere  $O_2$ -Führungsgröße vorzugeben, entstand die Idee der F2S-Strategie, die vom 13.09. bis 06.11.00 eingesetzt wurde. Weitere Überlegungen bezüglich der zeitva-

<sup>38</sup> Obwohl ihre Berechnung geringfügig von der zuvor formulierten Definition abweicht, soll die Ersatzgröße für den Gesamtstickstoff im BB auch hier  $N_{ges}^*$  genannt werden.

rianten Eigenschaften der Regelstrecke führten zur Entwicklung und zum Test der F4-Strategie vom 6.11. bis 13.11.00.

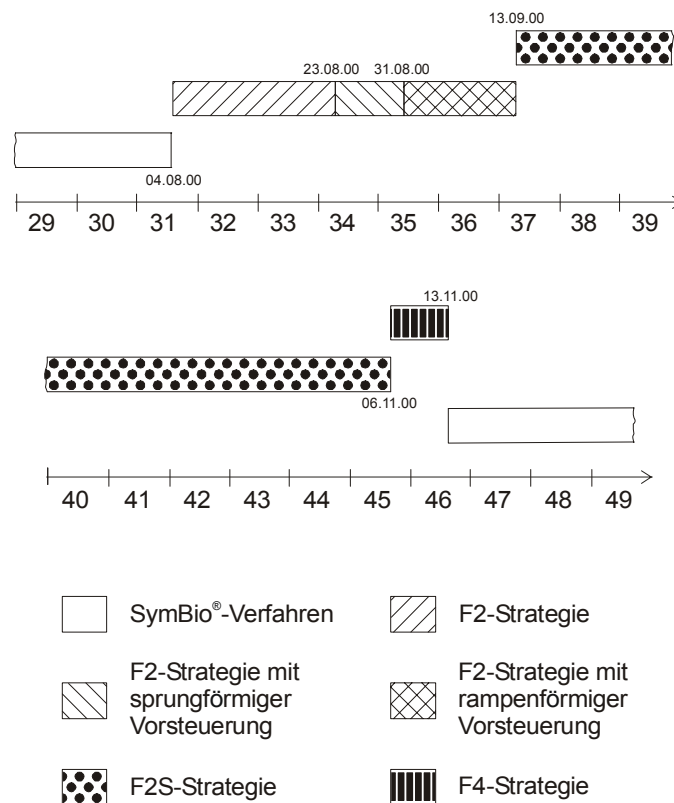


Bild 7.12: Ablauf der verschiedenen Projektphasen im Jahr 2000

### 7.2.1 Messergebnisse aus dem 3. und 4. Quartal 2000 (07.08. - 12.11.2000)

Entgegen der bisherigen Konvention werden hier Ergebnisse aus dem 3. und 4. Quartal gezeigt, weil die F2S- und F4-Strategien im November 2000 getestet wurden. Die Präsentation der Ergebnisse orientiert sich an den Kapiteln 6.1.5 und 6.2.3, allerdings wurden im Untersuchungszeitraum 2000 keine Messungen im Zulauf zum BB und im Ablauf der Nachklärung vorgenommen.

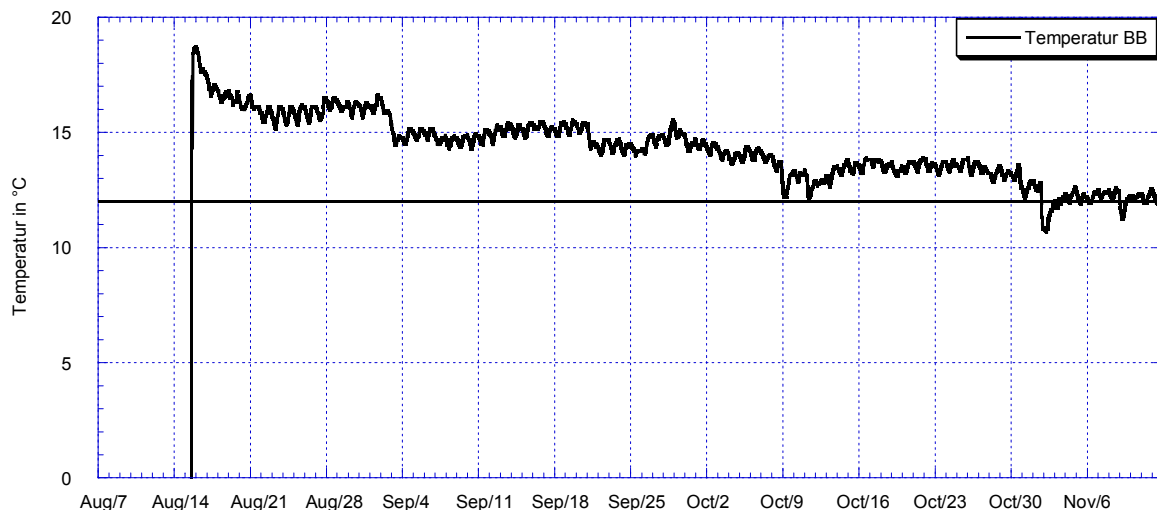


Bild 7.13: Temperatur im BB vom 07.08. - 12.11.2000

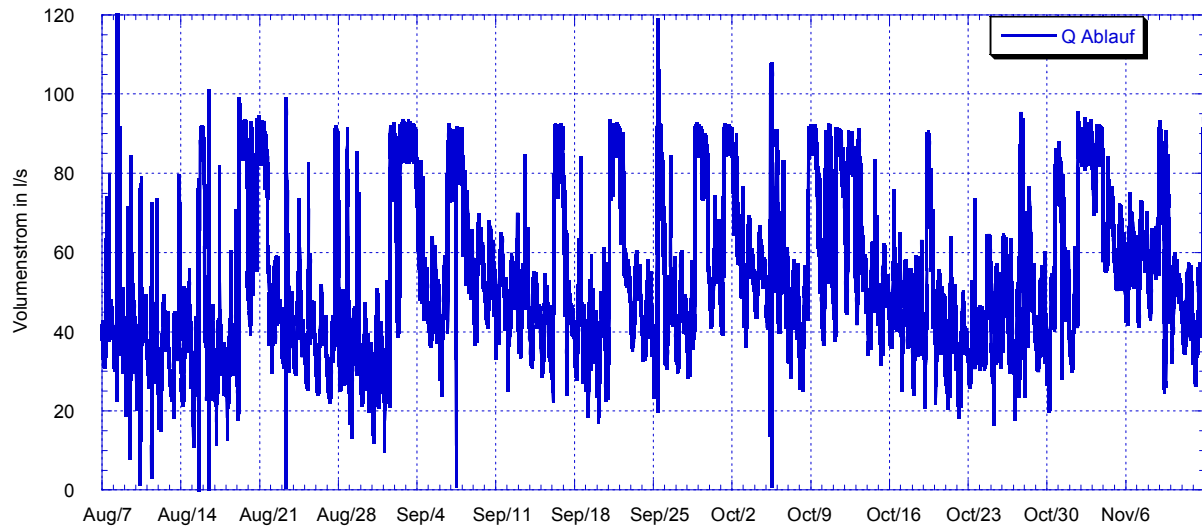


Bild 7.14: Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung vom 07.08. - 31.12.2000

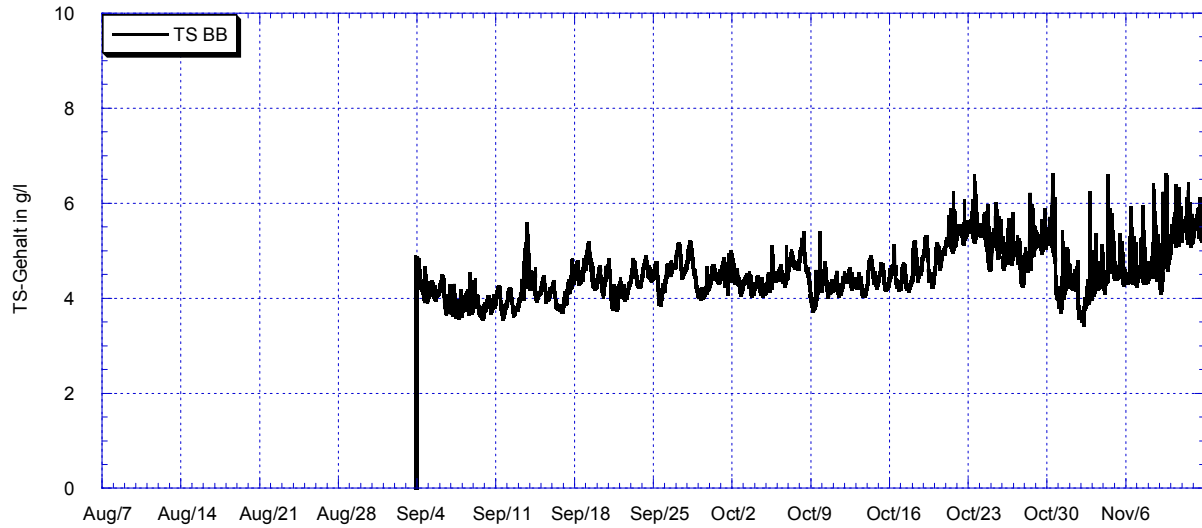


Bild 7.15: TS-Gehalt im BB vom 07.08. - 12.11.2000

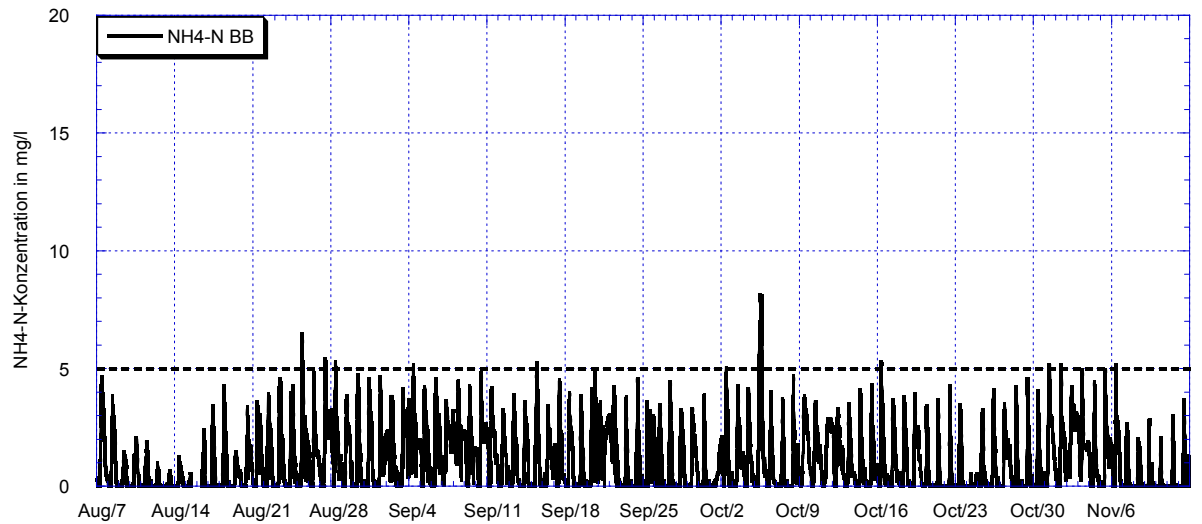


Bild 7.16:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB vom 07.08. - 12.11.2000

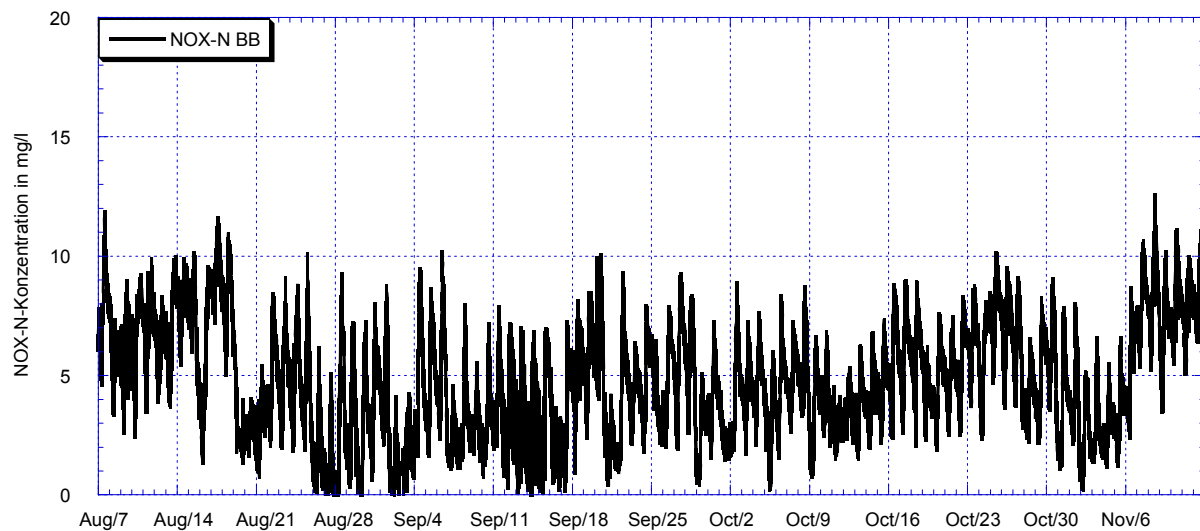


Bild 7.17:  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im BB vom 07.08. - 12.11.2000

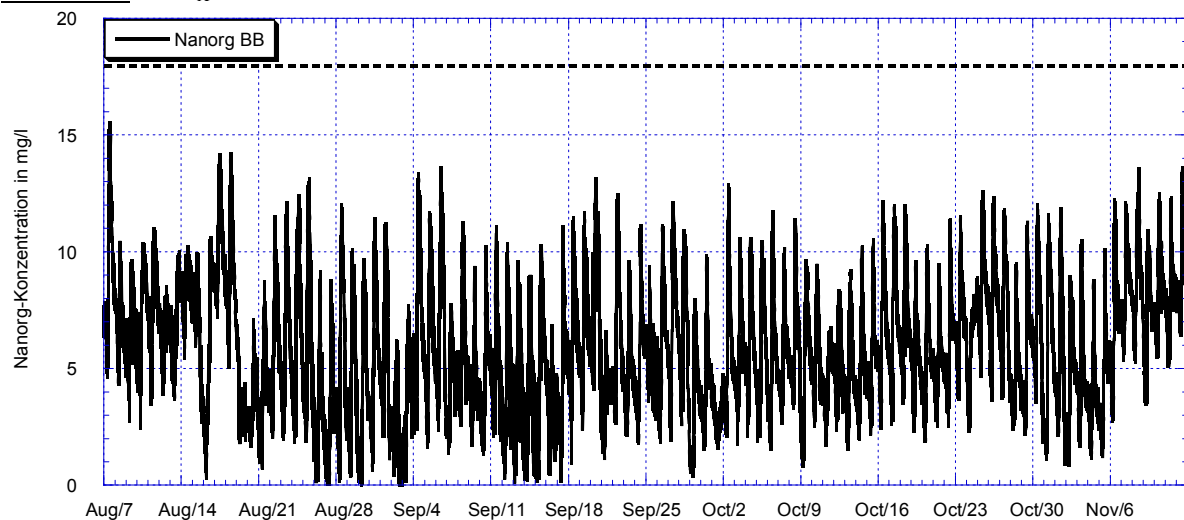


Bild 7.18:  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentration im BB vom 07.08. - 12.11.2000

Bild 7.13 zeigt die Temperatur im BB während des Untersuchungszeitraumes 2000. Wie zu erwarten, sinken die Temperaturen bis zum November 2000 auf etwa  $12^\circ\text{C}$ , ohne diesen Wert für längere Zeit signifikant zu unterschreiten. Bild 7.14 macht deutlich, dass im Gesamtzeitraum keine längere Regenwetterperiode auftrat. Relativer Trockenwetterzulauf wurde immer wieder von recht kurzen Phasen regnerischen Wetters unterbrochen. Lediglich Mitte Oktober 2000 trat für einen längeren Zeitraum Trockenwetterzulauf auf.

Der TS-Gehalt im BB (Bild 7.15) lag im Bereich der seit 1999 üblichen Werte und überschritt nur selten  $5\text{ g/l}$ . Dies zeigt, dass das Betriebspersonal der KA Netphen sich gut auf die neuen Gegebenheiten eingestellt hat und die KA Netphen inzwischen routiniert betrieben wurde.

Im Bild 7.16 wurde für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB ein erhöhter Grenzwert von  $5\text{ mg/l}$  definiert. Wegen der bereits erläuterten Zusammenhänge zwischen der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB und im Ablauf der Nachklärung, kann davon ausgegangen werden, dass bei einer Ammoniumstickstoffkonzentration von  $5\text{ mg/l}$  im BB der (angestrebte) Überwachungswert von

4 mg/l im Ablauf der Nachklärung nicht überschritten wird. Im Bild 7.16 zeigen sich zwei signifikante Überschreitungen der 5 mg/l-Grenze: Ende August 2000 lag die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB bei etwa 6,5 mg/l, was auf Experimente mit einem noch nicht ausreichend optimierten Regler zurückzuführen war. Anfang Oktober 2000 kam es kurzfristig zu sehr hohen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im BB (etwa 8 mg/l). Hier mussten die Belüftungskreisel für Wartungsarbeiten vorübergehend ausgeschaltet werden, was die Nitrifikation verschlechterte. Beide Ereignisse sind somit nicht repräsentativ für die Untersuchungen im Jahr 2000. Die sehr niedrigen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im BB Anfang August 2000 resultieren noch aus dem Betrieb mit dem SymBio<sup>®</sup>-Verfahren. Die ebenfalls niedrigen Werte Anfang November sind das Ergebnis eines Tests der F4-Strategie.

Die  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentration im BB blieb (Bilder 7.17 und 7.18) deutlich unterhalb des Überwachungswertes. Lediglich zu Beginn und am Ende des Untersuchungszeitraums lagen sie etwas höher (jedoch bezüglich des Überwachungswertes immer noch sehr niedrig). Die Ursachen wurden bei der Erläuterung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinie (Bild 7.16) genannt.

Eine detaillierte Analyse mit einem Vergleich aller im Jahr 2000 eingesetzten Strategien ist nicht sinnvoll, weil sie teilweise nur über einen kurzen Zeitraum zum Einsatz kamen. Das wesentliche Ergebnis der Untersuchungen des Jahres 2000 war, dass beide angestrebten Stickstoffüberwachungswerte sicher eingehalten werden konnten. Ein Vergleich der Bilder 7.17 und 6.46 macht die Überlegenheit der fuzzy-logik basierten Strategien zum SymBio<sup>®</sup>-Verfahren nochmals deutlich. Eine Anreicherung von Nitrat im BB konnte durch Einsatz von struktumschaltbarer Fuzzy-Logik oder einer Vorsteuerung zur  $\text{O}_2$ -Führungsgrößenvorgabe gänzlich vermieden werden. Insgesamt stellte sich die F2S-Strategie als leicht beherrschbar und gleichzeitig sehr leistungsfähig heraus.

### 7.3 Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 2001

Im Jahr 2001 erhielt das Zentrum für Sensorsysteme ZESS von der Stadt Netphen den Auftrag, die KA Netphen mit dem im Jahr zuvor getesteten Prozessführungskonzept (F2S-Strategie) auszustatten. Nach Empfehlungen aus dem Abschlussbericht des F&E-Projektes aus den Jahren 1998 und 1999 /Scön00b/ wurden von der Stadt Netphen neue Prozessanalytoren für die Online-Messung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration<sup>39</sup> im BB angeschafft.

---

<sup>39</sup> Aus Kostengründen wurde (abweichend von den Erfahrungen mit den bisher eingesetzten Messgeräten) ein Messgerät eines anderen Anbieters gekauft, das nicht die  $\text{NO}_x\text{-N}$ -, sondern die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration misst.

Im Untersuchungszeitraum 2001 wurde nur mit relativ geringer (dem üblichen Kläranlagenbetrieb entsprechender) messtechnischer Ausstattung gearbeitet. Mit Ausnahme der Online-Messung des TS-Gehaltes im BB und im Zulauf zur Nachklärung sind alle gezeigten Ganglinien mit klärwerkseigenen Messgeräten ermittelt worden. Deshalb fehlen einige, in den vorherigen Kapiteln gezeigte Zeitverläufe. Dennoch ist eine detaillierte Beurteilung der Zusammenhänge und ein Vergleich mit den Ergebnissen der Vorjahre ohne Weiteres möglich.

Auf eine Darstellung der Belebtschlammaktivität im BB wird in diesem Kapitel verzichtet. Das SymBio<sup>®</sup>-Verfahren konnte optional betrieben werden, kam aber wegen der guten Ergebnisse der fuzzy-logik basierten Verfahren während des betrachteten Zeitraums nicht zum Einsatz.

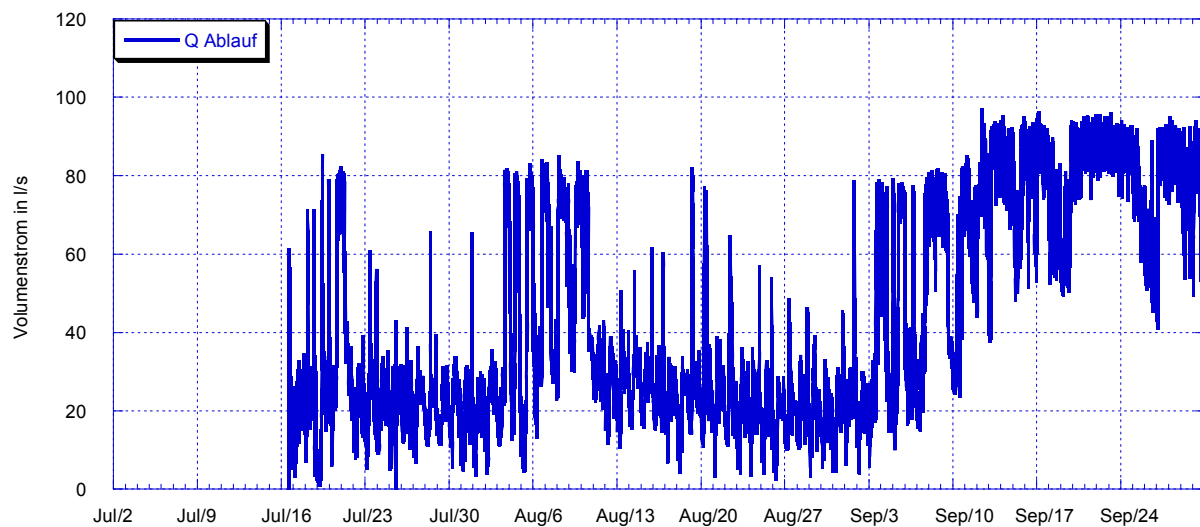


Bild 7.19: Volumenstrom im Ablauf der Nachklärung vom 02.07. - 30.09.2001

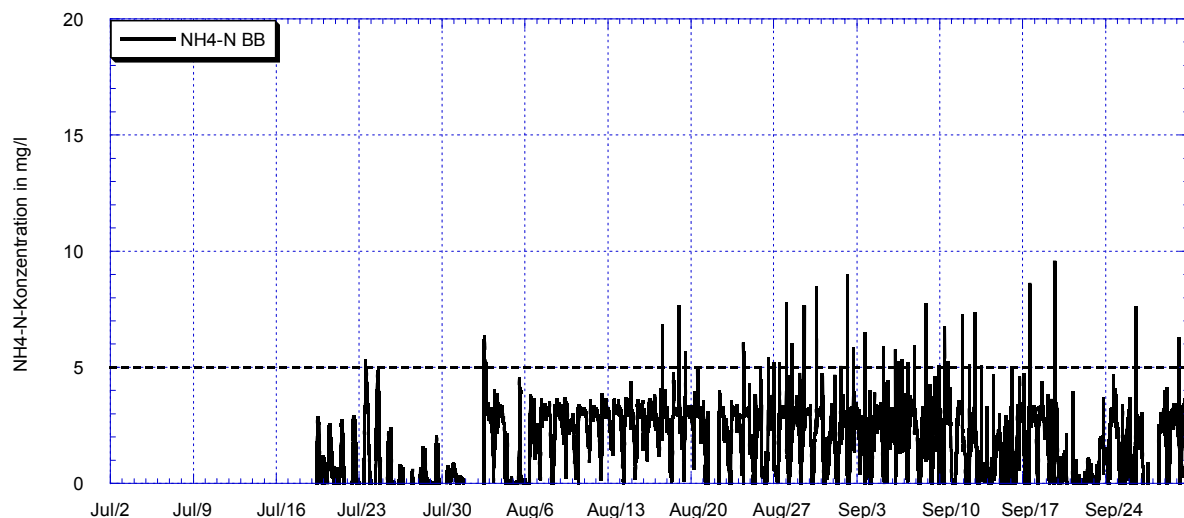


Bild 7.20:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB vom 02.07. - 30.09.2001

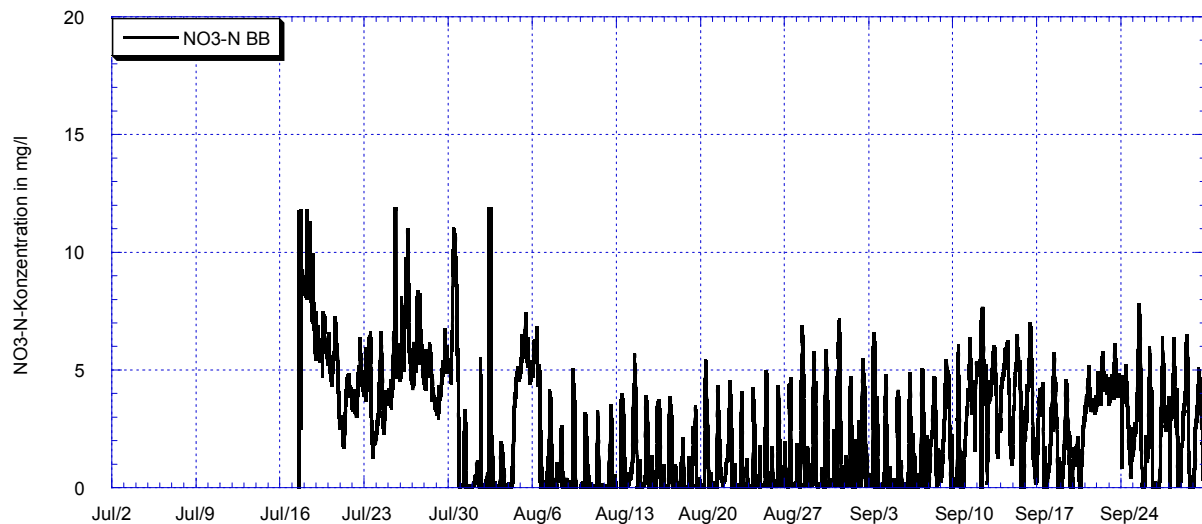


Bild 7.21: NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im BB vom 02.07. - 30.09.2001

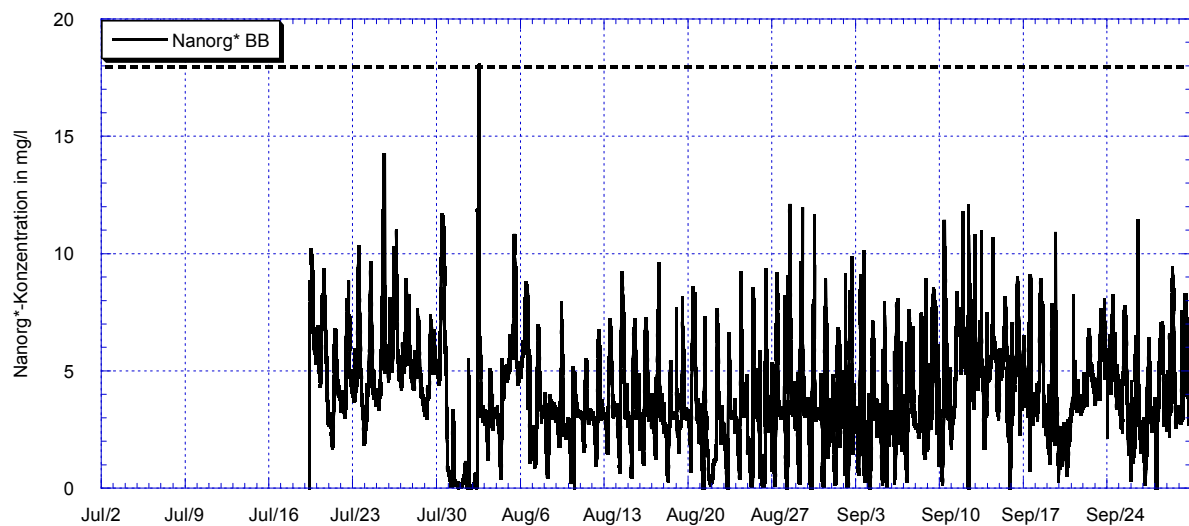


Bild 7.22: N<sub>anorg</sub>\*-Konzentration im BB vom 02.07. - 30.09.2001

Die Ganglinie des Volumenstroms im Ablauf (Bild 7.19) zeigt zwei Trockenwetterperioden im Juli und August 2001, unterbrochen von einer kurzen Periode mit gemischten Zulaufbedingungen. Ab etwa Mitte September herrscht Regenwetterzulauf.

Die NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB (Bild 7.20) lag anfangs bei sehr niedrigen Werten, die ab Anfang August für einen längeren Zeitraum einen Maximalwert von knapp über 3 mg/l nicht überschreiten. Später zeigt die Ganglinie einige (immer nur kurzzeitige) Überschreitungen des Grenzwertes von 5 mg/l. Bei diesen Überschreitungen handelt es sich **ausnahmslos** um Messfehler! Dieser Fehler ist typisch für die im Jahr 2001 neu angeschafften Messgeräte und trat Mitte August erstmals auf (näheres im Kapitel 7.4.2).

Weil im Jahr 2001 erstmals der NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswert von 4 mg/l **tatsächlich** eingehalten werden musste, wurde die Fuzzy-Regelung so eingestellt, dass sich im BB ein Tagesmaximum von 3,5 - 4 mg NH<sub>4</sub>-N/l einstellte, was gut gelang.

Die Bilder 7.21 und 7.22 zeigen die  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}^*$ -Konzentrationen im BB. Wie bereits erwähnt, konnte die  $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im BB im Jahr 2001 nicht gemessen werden.  $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration unterscheiden sich lediglich durch den nahezu vernachlässigbaren Anteil des Nitritstickstoffs  $\text{NO}_2\text{-N}$ . Zahlreiche Messungen mit Küvettentests auf der KA Netphen haben gezeigt, dass die  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentration im BB äußerst gering ist ( $< 0,2 \text{ mg/l}$ ). Diese Konzentration liegt im Bereich der Messungengenauigkeiten der verwendeten Analysatoren und es ist somit strenggenommen unerheblich, ob das Prozessführungskonzept mit Messung der  $\text{NO}_x\text{-N}$ - oder  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im BB betrieben wird. Um trotzdem sauber unterscheiden zu können, ergibt sich die (nur in dieser Arbeit so genannte)  $\text{N}_{\text{anorg}}^*$ -Konzentration als Summe der  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Messwerte.

Obwohl im Jahr 2001, die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im BB (gegenüber den Ergebnissen aus dem Jahr 2000) nochmals gesenkt werden konnten, lagen die  $\text{NO}_3\text{-N}$ - bzw. die  $\text{N}_{\text{anorg}}^*$ -Konzentrationen im BB deutlich unter den Vergleichswerten ( $\text{NO}_x\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}^*$ -Konzentration im BB) des entsprechenden Vorjahreszeitraums (siehe Kapitel 7.2). Die Ursache liegt nicht in günstigeren Randbedingungen, sondern in der Verwendung des offenbar deutlich besser geeigneten Tauchbelüfters. Mit Ausnahme von einzelnen Ausreißern (höchstwahrscheinlich Messfehler), liegt die  $\text{N}_{\text{anorg}}^*$ -Konzentration im BB selten über  $10 \text{ mg/l}$ . Berücksichtigt man noch den Vergleichmäßigungseffekt der Nachklärung, kann dem Anlagenbetreiber ohne Weiteres die freiwillige Senkung des  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Überwachungswertes von  $18$  auf  $15 \text{ mg/l}$  empfohlen werden, wodurch sich Abwassergebühren einsparen lassen.

Die Ursachen der exzellenten Ergebnisse des Jahres 2001 liegen zu einem großen Teil im Ersetzen der Reinsauerstoffbegasung über Matten durch den Tauchbelüfter. Obwohl er nur über eine Leistung von  $25 \text{ kW}$  verfügt, besitzt der Tauchbelüfter offensichtlich einen hohen Wirkungsgrad und hat zudem den Vorteil, dass der Luftsauerstoff eher punktuell in das BB eingetragen wird. Hierdurch entsteht eine verhältnismäßig kleine, sehr gut mit Sauerstoff versorgte Zone, die für eine gute Nitrifikation sorgt. Andererseits bleibt durch den lokal konzentrierten  $\text{O}_2$ -Eintrag ausreichend Beckenvolumen für die Denitrifikation.

#### 7.4 Endgültige Realisierung der Prozessregelung auf der Kläranlage Netphen

Das im Jahr 2001 auf der KA Netphen implementierte Prozessführungskonzept umfasst mehr, als die  $\text{O}_2$ -Führungsgrößenberechnung mit Fuzzy-Logik. Durch öfters auftretende Messfehler bei den Eingangsgrößen der  $\text{O}_2$ -Führungsgrößenberechnung, wurden unplausible Sauerstoffkonzentrationen vorgegeben. Insbesondere der verwendete  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozessanalysator lieferte

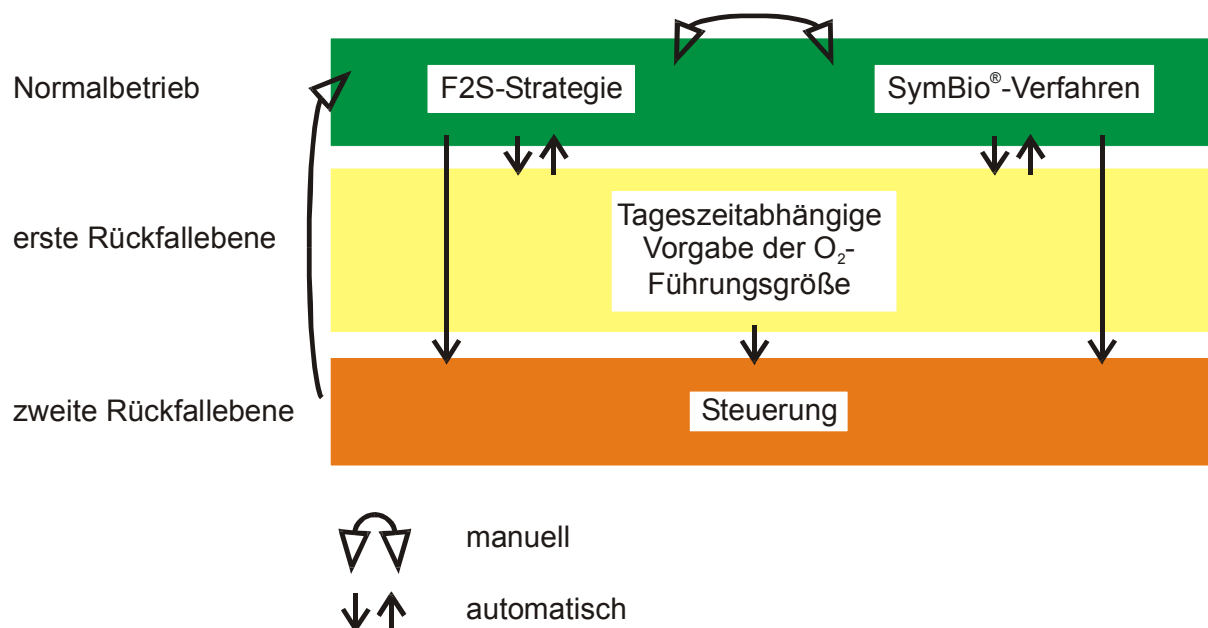


häufig fehlerhafte (zu hohe) Werte (siehe Bild 7.20), was die Schaffung einer oder mehrerer Rückfallebenen notwendig machte. Außerdem sollte dem Anlagenbediener immer die Möglichkeit gegeben werden, gezielt und durch einfache Maßnahmen in die Prozessführung eingreifen zu können.

#### 7.4.1 Schaffung von Rückfallebenen

Häufig auftretende und in ihrer Charakteristik ähnliche Messfehler bei den ab 2001 eingesetzten  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Analysatoren machten die Verbesserung der bereits ab 2000 realisierten Rückfallebenen nötig. Im Untersuchungszeitraum 2000 lief das Symbio<sup>®</sup>-Verfahren in der Rückfallebene, kam hier jedoch kaum zum Einsatz, weil zur Bestimmung der Eingangsgrößen der Fuzzy-Logik verwendeten Prozessanalytoren recht zuverlässig arbeiteten.

Bild 7.23 zeigt die realisierte Struktur der Prozessführung mit allen in LabVIEW realisierten Rückfallebenen. Diese Struktur ist in das Sicherheitskonzept der KA Netphen eingebettet, wo bei Ausfall relevanter Geräte ein Signal an eine Überwachungsfirma gesendet wird, die dann das Notpersonal benachrichtigt. Eine derartige Benachrichtigung erfolgt bei Betrieb einer der Rückfallebenen nicht. Das Betriebspersonal wird lediglich über die Meldung „Notbetrieb“ auf dem Bildschirm des zur Prozessführung genutzten PCs auf ein Problem hingewiesen.



**Bild 7.23:** Sicherheitskonzept der Prozessführung

Der Betrieb der KA Netphen mit der F2S-Strategie oder dem Symbio<sup>®</sup>-Verfahren kann vom Bediener manuell vorgegeben werden. Die automatische Umschaltung zwischen Normalbetrieb und den Rückfallebenen basiert ausschließlich auf der Abfrage von Statussignalen der relevanten Messgeräte. Es wird nur der Fall „einwandfreier Betrieb“ und „unplausibler Messwert“ unterschieden. Letzterer tritt auf, wenn das Messgerät ausfällt, kalibriert, gewartet oder

seine Messsonde (automatisch) gespült wird (näheres im Kapitel 7.4.2). Abgefragt werden die Statusmeldungen der, für das gewählte Regelungskonzept relevanten Messgeräte (NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N- und O<sub>2</sub>-Konzentration im BB für die F2S-Strategie bzw. Belebtschlammaktivität und O<sub>2</sub>-Konzentration im BB für das Symbio<sup>®</sup>-Verfahren). Meldet einer der für die O<sub>2</sub>-Führungsgrößenvorgabe benötigten Messgeräte den Fall „unplausibler Messwert“, wird die erste Rückfallebene aktiviert und eine tageszeitabhängige Führungsgröße für den unterlagerten Regelkreis vorgegeben. Diese O<sub>2</sub>-Führungsgröße liegt immer etwas oberhalb eines „üblichen“ Tagesganges der von der F2S-Strategie vorgegebenen O<sub>2</sub>-Führungsgrößen, um in jedem Fall die Nitrifikation zu bevorzugen. Eine automatische Umschaltung in den Normalbetrieb findet statt, wenn wieder alle interessierenden Messgeräte „einwandfreien Betrieb“ melden. Fällt die Messung der O<sub>2</sub>-Konzentration im BB aus, wird automatisch die zweite Rückfallebene eingesetzt und gesteuert belüftet. Ein erneute automatische Umschaltung in den Normalbetrieb oder die erste Rückfallebene ist nicht vorgesehen. Durch die notwendige manuelle Umschaltung wird der Anlagenbediener gezwungen, sich mit dem aufgetretenen Fehler auseinander zu setzen und für eine Reparatur, Wartung oder den Ersatz der defekten O<sub>2</sub>-Sonde zu sorgen. Wegen ihrer elementaren Bedeutung für die Prozessführung, ist ein Ausfall der O<sub>2</sub>-Messung nicht tolerierbar. Ein Ausfall muss dem Anlagenbediener unbedingt mitgeteilt werden. Bei einem Ausfall der O<sub>2</sub>-Sonde wird direkt vom Normalbetrieb in die zweite Rückfallebene umgeschaltet.

#### 7.4.2 Betrieb der Rückfallebenen

Die bei den ab 2001 eingesetzten NH<sub>4</sub>-N- und NO<sub>3</sub>-N-Messgeräten aufgetretenen Probleme sind zum Großteil systematischer Art. Sie wären zu vermeiden, wenn sich die Hersteller solcher Messgeräte über alle Aspekte einer Prozessregelung im Klaren wären. Darüber hinaus wäre eine weiter gehende Information über die Qualität eines Messsignals sinnvoll: Eine Statusmeldung deren Informationsgehalt höher ist als die Primäraussagen „einwandfreier Betrieb“ oder „unplausibler Messwert“.

Die im Jahr 2001 verwendeten NH<sub>4</sub>-N- und NO<sub>3</sub>-N-Analysatoren verfügen über keine Zeituhr! Die regelmäßig nötigen Kalibrierungen und Sondenspülungen finden zwar zyklisch, gemäß eines einzustellenden oder vom Hersteller vorgegebenen Intervalls statt. Eine tageszeitliche Vorgabe der Kalibrierung und Spülung ist jedoch nicht möglich und somit ein zeitlicher Abgleich der Kalibriervorgänge mehrerer Messgeräte nicht machbar. Die Tageszeit der Kalibrierung/Spülung hängt von der Uhrzeit der letzten Wartung ab, weil hier die interne Uhr des

Messgerätes (im Sinne der Steuerungstechnik handelt es sich hier um einen „Timer“) neu gestartet wird! Was dies für eine Prozessführung im Einzelnen bedeutet, wird später erläutert.

Die Bilder 7.24 bis 7.26 zeigen typische Tagesgänge der  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im BB, der entsprechenden Statussignale, der  $\text{O}_2$ -Führungsgröße und der gemessenen  $\text{O}_2$ -Konzentration aus dem Untersuchungszeitraum 2001.

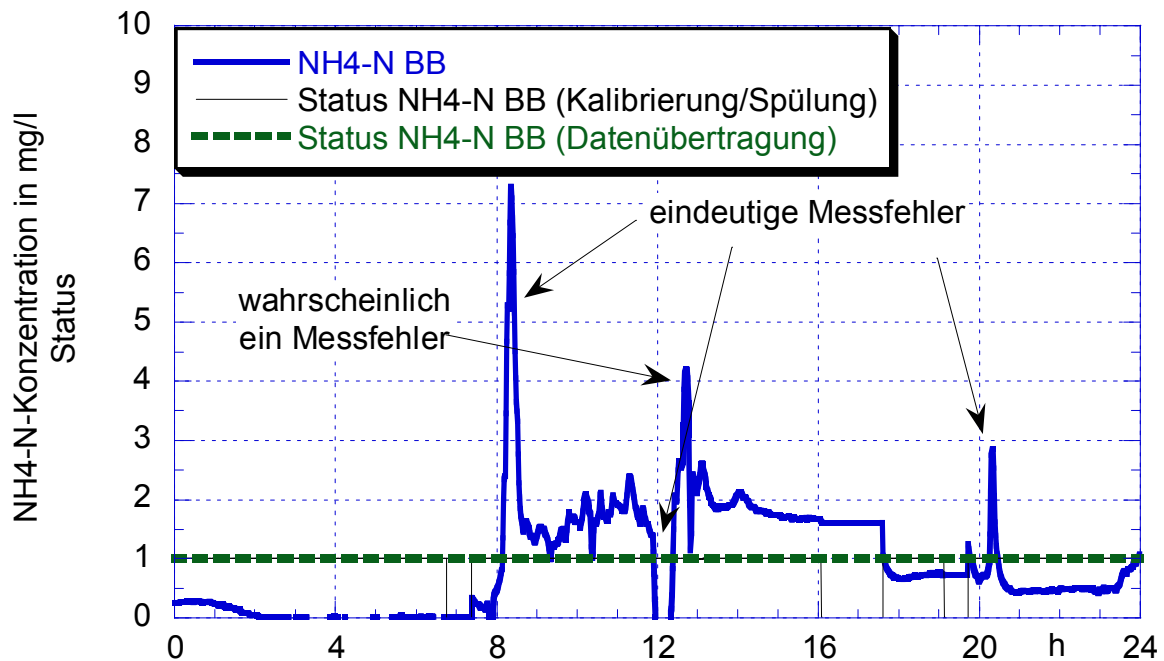


Bild 7.24:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB und Statussignale vom 04.10.2001

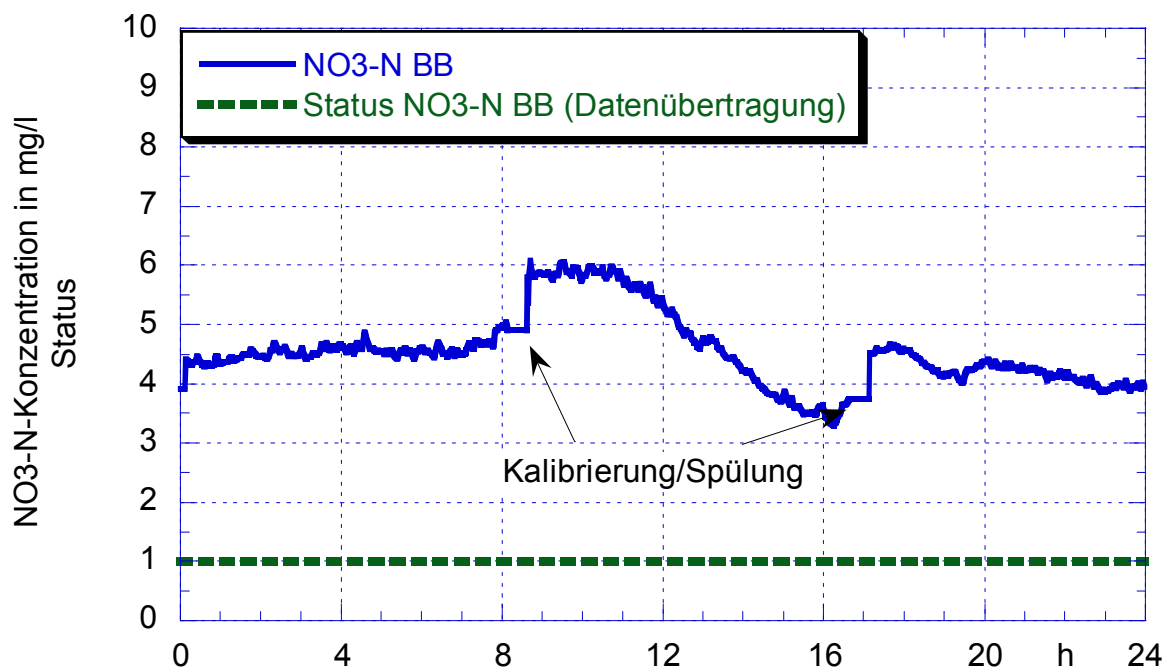


Bild 7.25:  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im BB und Statussignal vom 04.10.2001

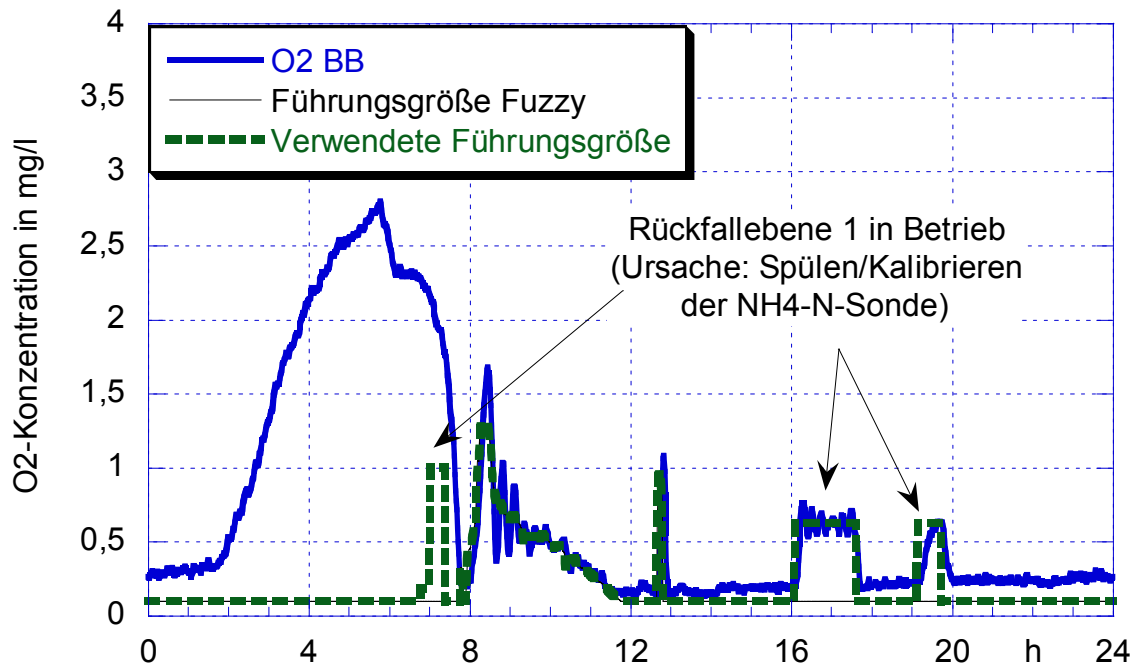


Bild 7.26: O<sub>2</sub>-Führungsgrößen und O<sub>2</sub>-Konzentration im BB vom 04.10.2001

Eine Überprüfung der Betriebszustände „Kalibrierung“ und „Sondenspülung“ wurde nur beim NH<sub>4</sub>-N-Analysator vorgenommen. Bei der Nitratstickstoffmessung wurde auf eine Abfrage verzichtet, weil der Einfluss des NO<sub>3</sub>-N-Messwertes auf die vorzugebende O<sub>2</sub>-Führungsgröße sehr gering ist. Beide Messsignale wurden aber auf offensichtliche Unplausibilitäten überprüft (Status „Datenübertragung“). Diese Statusabfrage überprüft, ob das aus dem Bussystem übertragene Wort kleiner als das 4mA- oder größer als das 20mA-Äquivalent ist.

Haben die Statusmeldungen in den Bildern 7.24 und 7.25 den Wert „1“, liegt „einwandfreier Betrieb“ vor. Ist ihr Wert „0“, wird der Messwert als „unplausibel“ betrachtet und eine entsprechende Rückfallebene übernimmt die Prozessführung.

Bild 7.24 zeigt die NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im BB und die beiden zugehörigen Statusmeldungen am 04.10.2001. Die NH<sub>4</sub>-N-Ganglinie zeigt den bereits angesprochenen häufig auftretenden Messfehler mit sehr hohen Werten (um ca. 8<sup>30</sup> und 20<sup>00</sup> Uhr). Dieser Messfehler tritt (fast) immer nach einem Spül- oder Kalibriervorgang auf. Diese Vorgänge sind anhand der Statusmeldung „Kalibrierung/Spülung“ im Bild 7.24 deutlich zu erkennen und gehen diesen Messfehlern (die selbst nicht durch die Statusabfragen erkannt werden können) voraus. Der Messfehler findet nicht direkt nach dem Vorgang „Kalibrieren“ oder „Spülen“ statt, sondern folgt etwas zeitversetzt. In diesem kurzen Zeitraum stellt man bei genauer Betrachtung für beide Vorfälle am 04.10.2001 einen sehr ähnlichen Zeitverlauf fest. Über die Ursachen dieses Ver-

haltens kann hier nur spekuliert werden, es ist dem Messgerätehersteller bekannt und es wurden Verbesserungen versprochen.<sup>40</sup>

Der fehlerhafte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messwert zwischen etwa 8<sup>00</sup> und 8<sup>30</sup> Uhr fällt zeitlich mit dem morgendlichen Schmutzstoß bzw. dem Zeitpunkt der Strukturumschaltung zusammen. Derart hohe  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und gleichzeitig niedrige  $\text{N}_{\text{ges}}^*$ -Konzentrationen führen zu hohen  $\text{O}_2$ -Führungsgrößen, was (bezüglich der Überwachungswerte) prinzipiell unproblematisch ist. Der Messfehler um ca. 20<sup>00</sup> Uhr fällt weniger deutlich aus und wird von der Fuzzy-Logik ignoriert. Die  $\text{O}_2$ -Führungsgröße bleibt auf ihrem Minimalwert (siehe Bild 7.26).

Im Bild 7.24 zeigt sich eine Auffälligkeit einer ganz anderen Charakteristik. Gegen 12<sup>00</sup> Uhr sinkt die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration für kurze Zeit auf Null. Beide Statussignale melden „einwandfreien Betrieb“. Hierbei handelt es sich dennoch um einen Messfehler, weil ein derartiges Verhalten der Regelstrecke verfahrenstechnisch nicht möglich ist. Dieser Messfehler ist sehr gefährlich, weil er von den hier eingeführten Statusabfragen nicht detektiert werden kann und zu niedrigen  $\text{O}_2$ -Führungsgrößen führt. Glücklicherweise tritt er sehr selten und nur für kurze Zeitspannen auf, anderenfalls müsste das Konzept der Umschaltung in eine Rückfallebene geändert werden, was in diesem speziellen Fall keine triviale Aufgabe wäre. Hier zeigt sich die enorme Bedeutung einer zuverlässigen Messtechnik für die Realisierung einer gleichzeitig komplexen und sicheren Prozessführungsstrategie.

Im Bild 7.24 ist weiterhin zu erkennen, dass der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Analysator für den gesamten Zeitraum des Spülens oder Kalibrierens den letzten zuvor gemessenen Wert hält, so dass sich in diesem Zeitraum die tatsächliche  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im BB deutlich vom angezeigten Wert unterscheiden kann. Dies zeigt sich an der sprunghaften Veränderung des Zeitverlaufs nach Ende der Kalibrierung zwischen 16<sup>00</sup> und 17<sup>30</sup> Uhr. Der fehlerhafte Messwert in diesem Zeitraum könnte zur Vorgabe unplausibler (möglicherweise zu geringer)  $\text{O}_2$ -Führungsgrößen führen. Dies wird durch die Erkennung der Spül- und Kalibriervorgänge mit der Statusabfrage „Kalibrierung/Spülung“ vermieden, in dem in die erste Rückfallebene geschaltet wird.

Der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Analysator hält bei der Kalibrierung/Spülung ebenfalls den letzten zuvor gemessenen Wert, was im Verlauf der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinie (Bild 7.25) um etwa 8<sup>00</sup> und 16<sup>00</sup> Uhr deutlich zu erkennen ist. Die sprunghafte Veränderung des Zeitverlaufs nach Beendigung der Kalibrierung oder des Spülens belegt, dass sich die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen während dieser Vor-

---

<sup>40</sup> Im Sommer 2002 wurden vom Hersteller neue Geräte geliefert, die bisher ohne die genannten Probleme betrieben werden konnten.

gänge zum Teil deutlich verändern. Bezüglich der Verwendbarkeit des gelieferten Wertes in diesen Zeiträumen gilt auch hier das zuvor Gesagte.

Bild 7.26 zeigt die Auswirkungen einer Strategie mit Rückfallebenen anhand der O<sub>2</sub>-Führungsgröße. Die z.T. sehr hohen O<sub>2</sub>-Konzentrationen im BB zwischen 0<sup>00</sup> und etwa 7<sup>30</sup> Uhr sowie ab etwa 20<sup>00</sup> Uhr haben ihre Ursache in einer im Prozessführungskonzept vorgenommenen Begrenzung des Stellbereiches der Kreisellüfter auf den Minimalwert 28 Hz. Zu niedrige Kreiseldrehzahlen über einen längeren Zeitraum würden zu mangelhafter Umwälzung des Belebtschlammes im BB führen. Die Gefahr des Absetzens von Belebtschlamm bestünde. Niedrigere Kreiselfrequenzen wurden außerdem aus Gründen der Selbstkühlung der Antriebsmotore unterbunden.

Ab etwa 7<sup>30</sup> Uhr bis etwa 20<sup>00</sup> Uhr folgt die gemessene O<sub>2</sub>-Konzentration im BB der verwendeten Führungsgröße recht gut. Der Istwert schwingt ein wenig, was durch eine Optimierung der Reglerparameter des PID-Reglers im unterlagerten Regelkreis behoben werden könnte. Ein Vergleich der Bilder 7.24 (Verlauf der Statusmeldung „Kalibrierung/Spülung“) und 7.25 mit Bild 7.26 macht plausibel, wann (und warum) in die erste Rückfallebene geschaltet wurde.

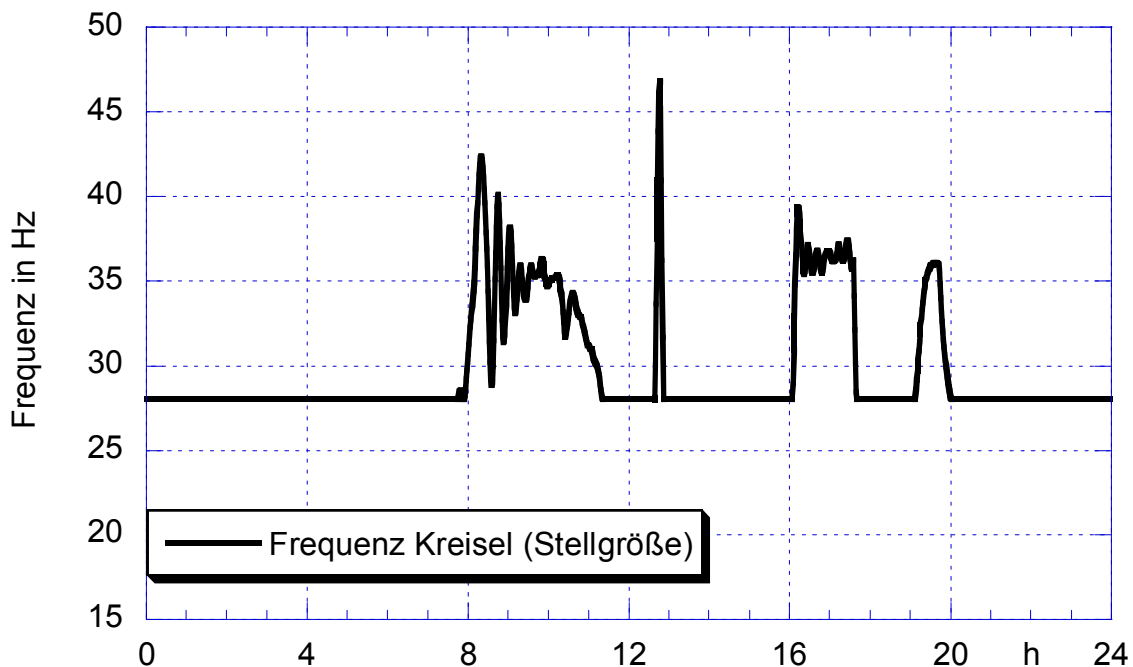


Bild 7.27: Frequenz der Kreisellüfter (Stellgröße) vom 04.10.2001

Die Analyse des Stellgrößenverlaufs (Bild 7.27) belegt das recht unbefriedigende dynamische Verhalten des Regelkreises zum Zeitpunkt des Schmutzstoßes (ca. 8<sup>00</sup> - 10<sup>00</sup> Uhr). Um etwa 13<sup>00</sup> Uhr steigt die Kreiselfrequenz kurzzeitig auf etwa 47 Hz. Die Ursache ist der recht hohe,

jedoch nur sehr kurz auftretenden  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messwert zu diesem Zeitpunkt (vergleiche Bild 7.24). Hierbei handelt es sich (mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit) um einen Messfehler.

Der Stellgrößenverlauf bei der Umschaltung in die erste Rückfallebene (ab etwa 16<sup>00</sup> Uhr) zeigt ein gutes dynamisches Verhalten. Bei der Umschaltung um etwa 19<sup>00</sup> Uhr reagiert der Regelkreis etwas träger. Diese unterschiedlichen Charakteristika resultieren hauptsächlich aus dem Parameter-Scheduling des Reglers im unterlagerten Regelkreis. Eine Verbesserung der Regelgüte konnte mittlerweile (2002) durch nochmalige Optimierung der Reglerparameter und durch Herabsetzen der Abtastrate von zuvor 30 auf nun 15 Sekunden erreicht werden.

### 7.4.3 Manuelle Bedienung der Prozessführung

In erster Linie zur Adaption der Prozessregelung an das zeitvariante Verhalten der Regelstrecke, aber auch aus psychologischen Gründen, sollte dem Personal einer Kläranlage die Möglichkeit gegeben werden, aktiv in die Regelungsstrategie einzugreifen. Es wurde bereits angesprochen, dass einem regelungstechnischem Laien nicht zugemutet werden darf bestimmte Eigenschaften der Prozessführung verändern zu müssen. Im Fall der F2S-Strategie zählen vor Allem die Reglerparameter des PID-Reglers im unterlagerten Regelkreis und die Zugehörigkeitsfunktionen sowie die Regeln des Fuzzy-Sets zu den Parametern, die nur von regelungstechnisch ausgebildetem Personal verändert werden sollten. Um dem Personal vor Ort dennoch den aktiven Eingriff in die Prozessführung zu ermöglichen, wurden zwei Ansätze zur Adaption der Prozessführung gefunden:

- Festlegung des Zeitpunktes der Strukturumschaltung,
- Korrektur der  $\text{O}_2$ -Führungsgröße.

Weil der morgendliche Schmutzstoß vor Allem am Wochenende üblicherweise deutlich später auftritt als wochentags, wurde über eine automatische Erkennung des Wochentags in „Wochenend-“ und „Wochenbetrieb“ unterschieden. Auf eine Erkennung von Feiertagen wurde verzichtet, obwohl sie unter Verwendung eines „ewigen Kalenders“ ebenfalls möglich wäre. Zur Festlegung des Zeitpunkts der Strukturumschaltung, kann der Bediener Uhrzeiten für beide Betriebsweisen vorgeben und sie gemäß seiner Erfahrung variieren. Bei diesem Anpassungsvorgang ist durchaus auch die jeweilige Wetterlage zu berücksichtigen, denn bei Regenwetterzulauf tritt der Schmutzstoß üblicherweise früher auf als bei Trockenwetterzulauf.

Die Korrektur der  $\text{O}_2$ -Führungsgröße wird durch Einführen eines Verstärkungsfaktors am Ausgang des Führungsgrößengenerators realisiert. Als Voreinstellung wurde ein Faktor von 1

gewählt. Eine manuelle Erhöhung der O<sub>2</sub>-Führungsgröße sollte insbesondere bei niedrigen Abwassertemperaturen stattfinden. Bei sehr guten Bedingungen für die Nitrifikation und Denitrifikation kann ein Faktor kleiner 1 gewählt werden.

Grundsätzlich ist es sehr wichtig, dass sich der Bediener ständig mit seiner Anlage beschäftigt, die aufgenommenen Ganglinien sichtet, richtig interpretiert und entsprechende Maßnahmen tätigt. Prinzipiell kann dies ohne Weiteres von einem Klärmeister verlangt werden. Bei einer leistungsgesteigerten Kläranlage darf die Aufmerksamkeit des Bedienungspersonals jedoch auch dann nicht nachlassen, wenn die Anlage für einen längeren Zeitraum problemlos arbeitet. Obwohl sie noch eine gewisse „Robustheit“ gegenüber Fehlbedienungen besitzt, ist eine solche Anlage in ihrem Verhalten deutlich empfindlicher und verlangt mehr „Fingerspitzengefühl“ bei der Bedienung, als sonst üblich.

#### 7.4.4 Hinweise zum Sommer- und Winterbetrieb

Wenn wegen niedriger Abwassertemperaturen keine Nitrifikation (und somit auch keine Denitrifikation) stattfinden kann, ist der Einsatz der F2S-Strategie sinnlos. Für einen solchen Fall wurde dem Anlagenbetreiber empfohlen auf das Symbio<sup>®</sup>-Verfahren umzuschalten, was im Winter 2001/2002 auch geschah. Jedoch wurden dann äußerst hohe NH<sub>4</sub>-N-Ablaufwerte gemessen, die die Betreiber dazu bewegten zur F2S-Strategie zurückzukehren. Es stellte sich heraus, dass die KA Netphen trotz sehr niedriger Abwassertemperaturen noch ein wenig nitrifizierte und die F2S-Strategie blieb während des gesamten Winters im Einsatz.

Falls Bedenken wegen potenziellen Schlammabtriebs (hoher Schlamminde) bestehen, ist (wie bereits angesprochen) auch die Reduzierung des TS-Gehaltes im BB sinnvoll. Wichtig ist jedoch, dass im Frühjahr (bereits vor Erreichen der 12°C-Marke) durch Erhöhung des TS-Gehaltes im BB eine ausreichend niedrige Schlammbelastung vorliegt.

#### 7.4.5 Hinweise zum Betrieb bei stark geschädigter Biozönose

Bei (z.B. durch einen Störfall) stark geschädigter Biozönose muss die F2S-Strategie außer Betrieb genommen werden, weil dann durch mangelnde Nitrifikation sehr hohe NH<sub>4</sub>-N- und somit auch sehr hohe N<sub>ges</sub>\*-Konzentrationen auftreten. Dies führt zu niedrigen O<sub>2</sub>-Führungsgrößen, die der Regeneration der Biozönose nicht förderlich ist. In einem solchen Fall ist es empfehlenswert, das BB über einen längeren Zeitraum mit der maximalen Leistung zu belüften.



## 7.5 Bewertung der strukturumschaltbaren Fuzzy-Regelung

Durch die F2S-Strategie konnte eine angemessene Nitrifikation und eine bemerkenswert gute Denitrifikation erreicht werden. Der Anteil des  $N_{ges}^*$ -Messwertes auf die durch Fuzzy-Logik ermittelte  $O_2$ -Führungsgröße ist durch die gute Denitrifikation allerdings sehr klein.

Überlegungen, die  $NO_3$ -N-Konzentration zur Führungsgrößenvorgabe generell nicht mehr zu berücksichtigen sind legitim. Somit kann möglicherweise ganz auf den Einsatz von Fuzzy-Logik verzichtet werden und stattdessen eine  $O_2$ -Führungsgrößengenerierung allein unter Berücksichtigung der  $NH_4$ -N-Konzentration mit einer scharfen Logik realisiert werden. Jedoch spricht generell nichts gegen die Verwendung der in der Regelungstechnik bereits etablierten und ausreichend prozesssicheren Fuzzy-Logik. Insbesondere im Fall der KA Netphen sollte die nach langjährigen und aufwändigen Testphasen optimierte F2S-Strategie nicht mehr wesentlich verändert werden.

Die Ursache des letztlich sehr erfolgreichen Tests mit der F2S-Strategie liegt jedoch weniger in der Anwendung der Fuzzy-Logik! Vor Allem die Einführung der Strukturumschaltung unter Berücksichtigung der Tageszeit und die damit nochmals verbesserte Anpassung der Sauerstoffführungsgröße an den Anlagenzustand führte schliesslich zum Erfolg!

Dies bewegte den Anlagenbetreiber die F2S-Strategie weiterhin zur Prozessführung einzusetzen. Im Herbst 2001 wurde dieses Verfahren dauerhaft auf der Kläranlage Netphen implementiert und läuft seitdem zuverlässig.

## 8 Zusammenfassung und Ausblick

Bei allen Bestrebungen die Qualität unserer Gewässer auf einem hohen Niveau zu halten bzw. dieses noch zu verbessern, spielt die Abwasserreinigung in kommunalen Kläranlagen eine zentrale Rolle. Ständig steigende Anforderungen an die Reinigungsleistung der Kläranlagen durch Senkung der Überwachungswerte führten in der Vergangenheit jedoch zu stetig steigenden Abwassergebühren. Einhergehend mit hohen Steuern sowie generell hohen Abgaben und Gebühren wird diese zusätzliche finanzielle Belastung vom Bürger schon heute nicht mehr ohne Widerspruch hingenommen. Unter Berücksichtigung der seit langem angespannten Finanzlage der Kommunen muss ein Ausweg aus dieser Misere gefunden werden, ohne dass die Qualität der Abwasserreinigung darunter leidet.

Die Anwendung geeigneter Verfahrenstechnik und die Entwicklung innovativer Prozessführungskonzepte zur Nutzung des auf jeder Kläranlage (KA) vorhandenen Potenzials zur Leistungssteigerung stellt einen solchen Weg dar. Die Investitionskosten solcher Maßnahmen betragen nur einen Bruchteil derjenigen für einen Neubau oder eine umfangreiche bauliche Erweiterung. Die Investitionssumme für die auf der KA Netphen eingesetzten Lamellenabscheider (inklusive der notwendigen Umbauten) und die Regelungstechnik belief sich auf insgesamt weniger als 750.000 DM. Für den Neubau der Anlage waren zunächst 18 Mio. DM veranschlagt. Dieser Betrag wurde zwischenzeitlich reduziert, lag aber immer noch deutlich über dem geschätzten Betrag für einen möglichen alternativen Anschluss des Kanalsystems der Stadt Netphen an eine andere Kläranlage (etwa 7 Mio. DM).

Mit dieser Arbeit konnte bewiesen werden, dass die nachhaltige Leistungssteigerung einer überlasteten kommunalen Kläranlage allein durch den Einsatz von Lamellenabscheidern im Belebungsbecken und Anwendung einer intelligenten Prozessführungsstrategie möglich ist. Mehrjährige und sehr umfangreiche Vorarbeiten waren nötig, bis schließlich eine zuverlässige Lösung gefunden werden konnte. Im Einzelnen wurden die folgenden F&E-Projekte realisiert, die zu den genannten Ergebnissen bzw. Erkenntnissen führten:

- Versuche mit dem BIOX-N<sup>®</sup>-Verfahren im Jahre 1996 zeigten vielversprechende Ergebnisse, jedoch waren die Kosten für die Reinsauerstoffbegasung zu hoch. In diesen Versuchsreihen wurde klar, dass ohne die Steigerung des Trockensubstanzgehaltes (TS-Gehaltes) im Belebungsbecken die verlangte deutliche Leistungssteigerung der Anlage nicht möglich ist. Jedoch musste diese Steigerung so realisiert werden, dass durch die Erhöhung des TS-Gehaltes kein vermehrter Schlammabtrieb auftreten kann.

- Der in den Versuchen ab 1998 im BB der KA Netphen eingesetzte Lamellenabscheider entschärfte diese Problematik. Obwohl der angestrebte Abscheidegrad von 50 % bei  $Q_M$  nicht erreicht werden konnte, ist sein Beitrag zur letztlich erfolgreichen Leistungssteigerung der KA Netphen beträchtlich. Das eingesetzte Symbio<sup>®</sup>-Verfahren stellte sich für die auf der KA Netphen vorliegende Problematik als unzureichend heraus. Eine gezielte Beeinflussung der Nitrifikation und Denitrifikation durch Variation der  $O_2$ -Führungsgröße gelang nicht. Eine Führungsgrößenvorgabe unter Berücksichtigung der Ersatzgröße „Belebtschlammaktivität“ ist hierfür nicht hinreichend. Jedoch diente die Regelkreisstruktur des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens als Anregung zur Entwicklung der auf Fuzzy-Logik basierenden Strategien.
- Von allen getesteten fuzzy-logik basierten Strategien stellte sich die strukturumschaltbare Regelung (F2S-Strategie) als die Leistungsfähigste heraus. Durch einen sinnvoll gewählten Zeitpunkt der Strukturumschaltung auf einen bezüglich der  $NH_4$ -N-Konzentration im BB sehr empfindlich ausgelegten Fuzzy-Regler und einen geeigneten Übergang auf einen diesbezüglich weniger empfindlich parametrisierten Fuzzy-Regler, konnte ein dem jeweiligen Anlagenzustand weitestgehend angepasster  $O_2$ -Führungsgrößenverlauf generiert werden. Zu Zeiten starker Belastung wurde der Verfahrensschritt der Nitrifikation bevorzugt, zu Zeiten schwächerer Belastung hingegen die Denitrifikation, jedoch ohne die Nitrifikation vollständig zu unterdrücken. Durch die  $O_2$ -Führungsgrößenvorgabe mit strukturumschaltbarer Fuzzy-Logik konnte die Anreicherung eines Schadstoffes bei ungünstigen Randbedingungen vermieden werden, was bei Einsatz des Symbio<sup>®</sup>-Verfahrens nicht gelang und zur Überschreitung des  $N_{ges}$ -Überwachungswertes führte. Es konnte eindeutig belegt werden, dass die direkte Messung der wichtigsten Zustandsgrößen deutliche Vorteile gegenüber der Verwendung einer Ersatzgröße zur  $O_2$ -Führungsgrößenberechnung hat.

Im wichtigsten Zeitraum der Entwicklungsphase stand mit der Programmierumgebung LabVIEW ein flexibles und leistungsfähiges Werkzeug zur Verfügung, dessen Einsatz die ständige Verbesserung des Prozessführungskonzepts und die unproblematische Integration neuer Ideen erst möglich machte.

Eine wesentliche Erkenntnis dieser Arbeit ist, dass sich die Vorgänge der Nitrifikation und Denitrifikation durch Variation der  $O_2$ -Führungsgröße gezielt beeinflussen lassen, was gelegentlich von Praktikern bezweifelt wurde. Dies gilt zunächst für Kläranlagen mit Umlaufgraben, bezüglich anderer Bauformen besteht noch Forschungsbedarf.

Der Transfer der entwickelten Prozessregelung in die Praxis gelang. Die Stadt Netphen setzt die F2S-Strategie seit 2001 dauerhaft auf der KA Netphen ein. Es bleibt jedoch fraglich, ob die F2S-Strategie ohne größere Anpassungsmaßnahmen auf die speziellen Gegebenheiten anderer Kläranlagen mit Umlaufgraben übertragbar ist. In jedem Fall müssten die Zugehörigkeitsfunktionen der Fuzzy-Regler angepasst werden. Dies bedarf sicherlich einer gewissen Test- bzw. Einfahrphase, jedoch ist dieser Aufwand mit einem Neubau oder einer umfangreichen baulichen Erweiterung einer Kläranlage weder in finanzieller, noch in zeitlicher Hinsicht vergleichbar. Mit der freien Wahl des Zeitpunktes zur Strukturumschaltung und der einstellbaren Dauer des gleitenden Überganges sowie der manuellen Sollwertkorrektur bietet die F2S-Strategie jedoch prinzipiell ein großes Maß an Flexibilität. Um einen sicheren Betrieb auch bei defekten Sensoren zu gewährleisten, verfügt sie zudem über Rückfallebenen.

Die zur Realisierung der F2S-Strategie eingesetzte zentralisierte Softwareregulung mit LabVIEW unter Windows NT und ihr dauerhafter Einsatz zur Regelung einer Kläranlage findet sicherlich nicht bei allen Experten uneingeschränkte Zustimmung. Im mehrjährigen Praxisbetrieb stellte sich jedoch heraus, dass befürchtete Systemabstürze gänzlich ausblieben, was jedoch wenig verwundert, wenn man berücksichtigt, dass auf dem Rechner ausschließlich die Software LabVIEW zur Anwendung kam. Durch die eingesetzte Unterbrechungsfreie Stromversorgung blieben Stromausfälle ohne Auswirkung auf das Prozessleitsystem.

Die F2S-Strategie für den Einsatz auf der KA Netphen kann nur noch im Detail verbessert werden. Mit zunehmender Betriebsdauer sollte es dem Personal der KA Netphen gelingen, das vollständige Potenzial der F2S-Strategie durch sinnvolle Einstellung bzw. Variation der zur Verfügung gestellten Eingriffsmöglichkeiten zu nutzen.

Der Einsatz von Lamellenabscheidern im Belebungsbecken ist eindeutig auch für andere Kläranlagen zu empfehlen. Auch wenn der erwartete Abscheidegrad von 50 % nicht erreicht werden konnte, waren diese Einbauten von elementarer Bedeutung für die Leistungssteigerung der KA Netphen. Ihr Einsatz im BB der KA Netphen fand unter recht ungünstigen Randbedingungen statt (mangelnde Erfahrung bei der Auslegung, ungünstige Platzierung). Auf anderen Kläranlagen mit weniger schwierigen Verhältnissen sollten bessere Ergebnisse erzielt werden. Grundsätzlich besteht noch Forschungsbedarf bezüglich der theoretischen Durchdringung der Abscheidevorgänge von Belebtschlamm in der Lamelle sowie der Erarbeitung von Auslegungsformeln für (im Belebungsbecken eingesetzte) Lamellenabscheider.



## 9 Literatur

- /ATV95/ Abwassertechnische Vereinigung ATV:  
Betriebstechnik, Kosten, und Rechnungsgrundlagen der Abwasserreinigung,  
ATV-Handbuch, Ernst & Sohn Verlag, Berlin, 1995
- /ATV99/ Abwassertechnische Vereinigung ATV:  
Arbeitsblatt ATV - A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen  
(Entwurf April 1999)  
GFA Verlag für Abwasser, Abfall und Gewässerschutz, Hennef 1999
- /BaKS97/ Baumann P., Krauth, K., Schlegel, S.:  
Stand der On-Line-Meßtechnik auf Kläranlagen in Deutschland  
Korrespondenz Abwasser, 8/97, S.1414-1418
- /BaSW00/ Baumann, P., Schmitz, S., Wedi, D.:  
Konstruktive und betriebliche Maßnahmen zur Bekämpfung von  
Schwimmschlamm und Schaum in Belebungsanlagen  
in: Angewandte Prozeß-Messtechnik Nr.21,  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 2000, S. 5-17
- /BiHe00/ Bischofsberger, W., Hegemann, W.:  
Lexikon der Abwassertechnik  
Vulkan-Verlag, Essen, 6. Auflage, 2000
- /Bill79/ Billmeier, E.:  
Feststoffabscheider mit lamellen- und kastenförmigen Durchflußprofilen  
Wasserwirtschaft 69, 1979, S. 73-78
- /Bind80/ Binder, H.J.:  
Sedimentation aus Ein- und Mehrkornsuspensionen in schrägstehenden, laminar  
durchströmten Kreis- und Rechteckrohren  
Dissertation, Technische Universität Berlin, 1980
- /BIOX95/ Das BIOX<sup>®</sup>-N-Verfahren  
Informationsmaterial der Fa. Messer-Griesheim GmbH, 1995
- /BiWi83a/ Binder, H., Wiesmann, U.:  
Sedimentation in Lamellenabscheidern Teil 1: Grundlagen, Bauformen und  
Anwendung  
Aufbereitungs-Technik, Nr. 2, 1983, S. 86-91
- /BiWi83b/ Binder, H., Wiesmann, U.:  
Sedimentation in Lamellenabscheidern Teil 2: Theoretische Lösungen für  
Parallelplattensysteme, Kreis- und Rechteckrohre sowie ein Vergleich mit  
Experimenten  
Aufbereitungs-Technik, Nr. 3, 1983, S. 146-154
- /Boës91/ Boës, M.:  
Stickstoffentfernung mit intermittierender Denitrifikation. Theorie und  
Betriebsergebnisse.  
Korrespondenz Abwasser 38 (1991), S. 228-234

- /BuBo97/ Buer, T., Borgmann, S.:  
Untersuchungen zum Einsatz von Lamellenabscheidern in der Nachklärung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen  
Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben AZ 824/94 der Oswald-Schulze-Stiftung, Aachen, 1997
- /CGQ02/ CGQ Corporate:  
Technische Hilfe und Service, Bollinger Bands  
<http://www.cqg.com/support/bollingerbands.cfm>, 2002
- /CzLZ90/ Czihak, G., Langer, H., Ziegler, H.:  
Biologie - Ein Lehrbuch  
Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 4. Auflage, 1990
- /DGTZ94/ Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (Hrsg.):  
Abwassertechnologie Entstehung, Ableitung, Behandlung, Analytik der Abwässer  
Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 1984
- /Esmi85/ ESMIL GmbH, Wasser- und Abwassertechnik:  
Genehmigungsentwurf Kläranlage Netphen,  
Teil 1: Erläuterungsbericht, Beschreibung der Anlage  
ESMIL GmbH, Ratingen 1985
- /ESST93/ Engelhardt, D., Sender, G., Spillecke, H., Treunert, E.:  
Abwasserrecht, Abwassertechnik  
VDI-Verlag, Düsseldorf, 1993
- /FAZ02/ FAZ.NET:  
FAZ.NET Investor, Bollinger Bänder  
<http://boersenlexikon.faz.net/bollinger.htm>, 2002
- /Fisc55/ Fischerström, C. N. H.:  
Sedimentation in rectangular basins  
Proceedings American Society of Civil Engineers 81 (1955), S. 687-1 - 687-29
- /GüRo94/ Günther, W., Rosebrock, A.:  
Einbau von Rohrbündelklärern zur Stabilisierung des Betriebs im Nachklärbecken  
awt abwassertechnik, Nr. 2, 1994, S. 54-55
- /Häck98/ Häck, M.:  
Sensorsysteme zur kontinuierlichen Messung von Prozeßgrößen der biologischen Abwasserreinigung  
Dissertation, UGH Siegen, ZESS Forschungsberichte, Band 12, Shaker Verlag, Aachen, 1998
- /HaHa80/ Habeck-Tropfke, L., Habeck-Tropfke, H.H.:  
Abwasserbiologie  
Werner-Verlag, Düsseldorf, 1992
- /Hans97/ Hansen, J.:  
Der Einsatz von Fuzzy Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen  
Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität  
Dissertation, Kaiserslautern, 1997

- /Heis95/ Heiss, M.:  
Kennfelder in der Regelungstechnik  
at - Automatisierungstechnik 43, 1995, S. 363-367
- /HeKo74/ Heckel, R., Korn, M.:  
Rationalisierung von Absetzbecken mittels Röhrensedimentation  
Wasserwirtschaft, Wassertechnik 24 (1974), S. 341-346
- /HGGM87/ Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.V.R., Matsuo, T.:  
Activated Sludge Model No.1. Scientific and Technical Reports, No. 1,  
IAWQ, London, 1987
- /Hoen97/ Hoen, K.:  
Prozeßführung von Belebungsanlagen zur biologischen Stickstoff- und  
Phosphorelimination  
Dissertation, UGH Siegen, Shaker-Verlag, Aachen, 1997
- /HSK95/ Hoen, K., Schuhen, M., Köhne, M.:  
Control of nitrogen removal in waste water treatment plants with  
predenitrification, depending on the actual purification capacity  
Contribution to the IAWQ Specialized Conference 'Sensors in Waste Water  
Technology', Copenhagen, October 24-27, 1995
- /HSK96a/ Hoen, K., Schuhen, M., Köhne, M.:  
Prozeßführung kommunaler Kläranlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation -  
ein adaptiver prädiktiver Ansatz  
Beitrag zum "GMA-Kongreß '96 Mess- und Automatisierungstechnik", Baden-  
Baden, 1996  
in: VDI Bericht Nr. 1282, S. 269-278
- /HSK96b/ Hoen, K., Schuhen, M., Köhne, M.:  
Control of nitrogen removal in waste water treatment plants with  
predenitrification, depending on the actual purification capacity  
Beitrag zum "GMA-Kongreß '96 Mess- und Automatisierungstechnik", Baden-  
Water Science and Technology 33, No.1 (1996), S. 223-236
- /JuA100/ Jumar, U., Alex, J.:  
Adaptive SBR-Steuerung für die Kläranlage des Nürburgringes  
45. Internationales Wissenschaftliches Kolloquium der TU Ilmenau  
Tagungsband, S.263-268, Stuttgart, Ilmenau, 2000
- /Kahl95/ Kahlert, J.:  
Fuzzy Control für Ingenieure  
Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH,  
Braunschweig/Wiesbaden, 1995
- /Kask70/ Kaskas, A.A.:  
Schwarmgeschwindigkeiten in Mehrkornsuspensionen am Beispiel der  
Sedimentation  
Dissertation, Technische Universität Berlin, 1970
- /KHSZ 96/ Köhne, M.; Häck, M.; Schönberger, D.; Zoll, S:  
Lassen sich nitrifizierende Belebungsanlagen durch Sauerstoffbegasung ohne  
Erweiterung der Beckenvolumina auf intermittierende Denitrifikation umstellen?  
Ersch. in: Angewandte Prozeß-Meßtechnik Nr.16 (Hrsg.: G. Nowack),  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 1996, S. 1-17



- /Köhn96/ Köhne, M.:  
Regelungs- und Steuerungskonzepte zur Stickstoff- und Phosphorelimination auf der Basis von On-line-Messungen  
Ersch. in: Angewandte Prozeß-Meßtechnik Nr.14 (Hrsg.: G. Nowack),  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 1996, S. 1-21
- /Köhn98/ Köhne, M.:  
Analyse und Regelung biologischer Abwasserreinigungsprozesse in Kläranlagen at-Automatisierungstechnik, 46 (1998), S. 215-234
- /Koli00/ Kolisch, G.:  
Modified lamella technologies for the economic upgrading of sewage treatment plants  
Water 21, 2000, S. 49-52
- /KöSS98/ Köhne, M., Schuhen, M., Schönberger, D.:  
Modellierung und Simulation dynamischer Abwasserreinigungsprozesse in Kläranlagen mit der modularen Modellbibliothek KSIM  
Wasser und Boden 50 (1998), Nr. 2, S. 45-51
- /KöSS99/ Köhne, M., Schuhen, M., Schönberger, D.:  
Modelling and Simulation of Purification Processes in Wastewater Treatment Plants Using the Modular Toolbox KSIM  
Mathematical and Computer Modelling of Dynamical Systems 5 (1999), S. 285-297
- /KoSt86/ Koppe, P., Stozek, A.:  
Kommunales Abwasser  
Vulkan-Verlag, Essen, 1986
- /KoSt93/ Koppe, P., Stozek, A.:  
Kommunales Abwasser  
Vulkan-Verlag, Essen, 3. Aufl. 1993
- /Kosu01/ Kosub, M.:  
Reduzierung von Blähschlamm mittels Fäll- und Flockungsmittel auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim  
in: Schwerpunktseminar Schlammbehandlung vom 21. September 2001  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 2001
- /Krog96/ Krogh Andersen, K.:  
Secondary sedimentation of activated sludge by a lamella separator placed in an oxidation ditch  
European Water Pollution Control Journal, 4 (1996), S. 37-44
- /Krei98/ Kreisel, H.:  
Das SBR-Verfahren in der industriellen Abwasserreinigung am Beispiel einer Molkerei  
Beitrag zu den 9. Magdeburger Abwassertagen, Tagungsband,  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 1998
- /Kroll93/ Kroll, A.:  
Verfahren für adaptive Regelungen mit Fuzzy-Logik  
Forschungsbericht 10/93, Gerhard-Mercator-Universität-GH Duisburg, 1993

- /Kunz95/ Kunz, P.M. (Hrsg.):  
Eigen- und Prozeßkontrolle in Kläranlagen,  
VCH-Verlag, Weinheim, 1995
- /Lewi87/ Lewinsky-Kesslitz, H.P.:  
Flächenbeschickung durch Schrägplatten verdoppelt  
Umwelt & Technik, Heft 3, 1987, S. 8-14
- /Marx00/ Marx, W.:  
Optimierung der Schlammbehandlung durch den Einsatz von  
Prozessmesstechnik  
in: Angewandte Prozess-Messtechnik Nr.21,  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 2000, S. 97-116
- /MuKu88/ Mudrack, K., Kunst, S.:  
Biologie der Abwasserreinigung, 2. Auflage  
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1988
- /Plaß98/ Plaß, R.:  
Untersuchungen zur Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes im  
Belebungsbecken durch den Einsatz von Lamellenpaketen  
Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg, Heft 21, 1998
- /PöGS90/ Pöpel, H. J., Glasenapp, J., Scheer, H.:  
Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen zur Stickstoffelimination  
Schriftenreihe WAR 43, Eigenverlag, Darmstadt, 1990
- /SchHK96/ Schuhen, M., Hoen, K., Köhne, M.:  
KSIM - Eine Modellbibliothek zur dynamischen Simulation von Kläranlagen  
in: Angewandte Prozeß-Meßtechnik Nr.14 (Hrsg.: G. Nowack),  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 1996, S. 61-68
- /SchHK97/ Schönberger, D., Häck, M., Köhne, M.:  
Verfahrenstechnische und regelungstechnische Maßnahmen zur  
Leistungssteigerung der Kläranlage Netphen  
Beitrag zum 5.Symposium „Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten  
in Abwasserreinigungsanlagen“, Techn. Akademie Esslingen, 1997, 15 Seiten
- /ScKK01/ Schönberger, D., Kampmann, G., Köhne, M.:  
Fuzzy-Regelung einer kommunalen Kläranlage mit Umlaufgraben zur  
Realisierung der simultanen Nitrifikation und Denitrifikation  
KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48 (2001), S. 802-811
- /ScKö00/ Schönberger, D., Köhne, M.:  
Leistungssteigerung einer Kläranlage durch verfahrens- und regelungstechnische  
Maßnahmen  
Beitrag zum 45. Internationalem Wissenschaftlichem Kolloquium der TU  
Ilmenau, Tagungsband, Ilmenau, 2000, S. 268-278
- /ScKö97a/ Schuhen, M., Köhne, M.:  
Optimierung der Stickstoffelimination in Kläranlagen mit Hilfe der prädiktiven  
Regelung  
Beitrag zur Fachtagung: Moderne Methoden des Regelungs- und  
Steuerungsentwurfes, 1997, Magdeburg, S. 136-143

## 190 Schönberger: Leistungssteigerung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen

- /ScKö97b/ Schuhen, M., Köhne, M.:  
Prädiktive Ammonium-Regelung in Kläranlagen mit Speicherbecken: Ein Modellvergleich  
Beitrag zum 42. Int. Wiss. Koll. "Informatik und Automatisierung im Zeitalter der Informationsgesellschaft", Ilmenau, 1997, Bd. 3, S. 290-295
- /ScKö97c/ Schuhen, M., Köhne, M.:  
Vorausschauende Ammonium-Regelung in Kläranlagen mit Speicherbecken  
Beitrag zum 5. Symposium "Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen", Techn. Akademie Esslingen, 1997, 16 Seiten
- /ScKö98/ Schönberger, D., Köhne, M.:  
Einsatz eines Lamellenabscheiders in der Belebung zur Erhöhung des TS-Gehaltes - Erste Ergebnisse eines Feldversuchs  
9. Magdeburger Abwassertage 1998,  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 1998, S. 123-135
- /ScKu89/ Schade, H., Kunz, E.:  
Strömungslehre, 2. durchgesehene und verbesserte Auflage  
Walter de Gruyter, Berlin, New York, 1989
- /Scön00a/ Schönberger, D.:  
Leistungssteigerung der Kläranlage Netphen durch den Einsatz von Lamellenabscheidern  
Beitrag zum Seminar "Die Transparente Kläranlage" in: Angewandte Prozess-Messtechnik Nr.21, Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 2000, S. 141-153
- /Scön00b/ Schönberger, D.:  
Verfahrens- und regelungstechnische Maßnahmen zur Steigerung der Reinigungsleistung kleiner und mittlerer Kläranlagen am Beispiel der Kläranlage Netphen  
Abschlussbericht zum gleichlautenden und vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen bewilligten Untersuchungsvorhaben IV B6-042 123.  
IMR-Bericht 02-00, Universität Siegen, 2000, 86 Seiten und Anhang 80 Seiten
- /Scön99/ Schönberger, D.:  
Leistungssteigerung von Kläranlagen durch den Einsatz von Lamellenabscheidern,  
in: Angewandte Prozess-Messtechnik Nr.20,  
Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 1999, S. 141-153
- /ScSa84/ Schade, H., Sapulak, A.:  
Parallelplattenabscheider (Tilted Plate Settler)  
Korrespondenz Abwasser 31 (1984), S. 104-111
- /ScSc98/ Schönberger, D., Schuhen, M.:  
MSR-Konzepte zur Betriebsführung einer kommunalen Kläranlage mit intermittierender Denitrifikation  
at-Automatisierungstechnik 46 (1998), S. 485-491
- /Scuh98/ Schuhen, M.:  
Prädiktive Regelung der Ammonium-Stickstoffkonzentration in Kläranlagen mit Ausgleichsbecken  
at-Automatisierungstechnik 46 (1998), S. 284-294

- /Seib92/ Seibert-Erling, G.:  
Regelungstechnische Analyse einer Kläranlage  
Fortschr.-Ber. VDI Reihe 15 Nr. 100, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1992
- /Seng89/ Sengewein, H.:  
Das Sauerstoff-Belebungsverfahren  
Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin, 1989
- /SIMBA02/ SIMBA 4.0  
Simulation der biologischen Abwasserreinigung  
Benutzerhandbuch, ifak system GmbH, Magdeburg, 2002
- /SKPS01/ Schönberger, D., Köhne, M., Plaß, R., Sekoulov, I., Schröder, R., Schieborr, M.:  
Einsatz von Lamellenpaketen im Belebungsbecken zur Erhöhung des  
Trockensubstanzgehaltes  
KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48 (2001), S. 54-61
- /Symb98/ Das Symbio<sup>®</sup>-Verfahren  
Präsentation der BioBalance<sup>®</sup>-Technik  
Informationsmaterial der SHW Hölter Wassertechnik GmbH
- /ThDa99/ Thiel, H.-J., Dammann, W.:  
Ertüchtigung von runden Nachklärbecken durch Einbau von  
Lamellenklärelementen und rotierenden getauchten Abzugsrohren  
gwf Wasser-Abwasser 140 (1999), S. 40-45
- /Tylm82/ Tylmann, J.:  
Schräglklärer für die Sedimentation  
wasser, energie, luft - eau, énergie, air, Heft 10, 1982, S. 263-266
- /WAHK95/ Wolter, C., Adam, K., Hertrampf, J., Kiebert, W.:  
Dritte Reinigungsstufe ohne Neubau. Reinsauerstoffbegasung schafft Platz für  
Denitrifikation  
awt (1995) Heft 3, S. 32 - 33
- /Wehn89/ Wehnert, G.:  
Entwicklung einer kombinierten Fluoreszenz-/Streulichtsonde zur on-line in situ  
Biomasseabschätzung bei Fermentationsprozessen  
Fortschr.-Ber. VDI Reihe 17 Nr. 58, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1989
- /Zoll97/ Zoll, St.:  
Entwicklung respirometrischer Meßgeräte für die Abwasser- und Bodenanalytik  
Dissertation, UGH Siegen, ZESS Forschungsberichte, Band 7, Shaker Verlag,  
Aachen, 1997

**Zitierte Normen und Technische Regeln:**

- DIN 4045: Abwassertechnik; Begriffe (1985)
- DIN 38404-C3: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung der Absorption im Bereich der UV-Strahlung (C 3) (1976)
- DIN 38408-23: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Gasförmige Bestandteile (Gruppe G); Bestimmung des Sauerstoffsättigungsindex (G 23) (1987)
- ATV A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen (1991)