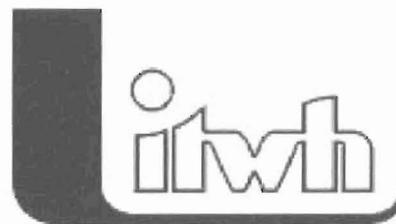


Abschlussbericht Phase I



**„Entwicklung eines integrierten Steuerungs- und Betriebsverfahrens
für die Teilsysteme Kanalnetz und Kläranlage zur deutlichen Redu-
zierung der Gewässerbelastung“**

AZ 21372/01



Januar 2006

Entwicklung eines integrierten Steuerungs- und Betriebsverfahrens für die Teilsysteme Kanalnetz und Kläranlage zur deutlichen Reduzierung der Gewässerbelastung

Abschlussbericht Phase I

AZ 21372 / 01

Fördermittelgeber: Deutsche Bundesstiftung Umwelt
Postfach 1705
49007 Osnabrück

Antragsteller: Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH
Engelbosteler Damm 22, 30167 Hannover, Tel: 0511-97193-0
Niederlassung Dresden, Sudhausweg 1, Tel. 0351-82649-0
Ansprechpartner: Dr.-Ing. Lothar Fuchs; Dr.-Ing. Katja Seggelke
l.fuchs@itwh.de; k.seggelke@itwh.de

Kooperationspartner: TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
01062 Dresden, Tel: 0351-46335257
Ansprechpartner: Prof. Dr. Peter Krebs
pkrebs@rcs.urz.tu-dresden.de

Dieses Dokument enthält vertrauliche Daten und Informationen.



INHALTSVERZEICHNIS

1. EINFÜHRUNG	1
2. BESCHREIBUNG DER UNTERSUCHEN SYSTEME	3
2.1 Anlagenwahl.....	3
2.2 Kläranlage Bamberg	4
2.2.1 Kläranlagenaufbau, Regelkonzepte	4
2.2.2 Messungen im Bereich der Kläranlage	7
2.2.3 Mittlere Betriebskenndaten.....	7
2.3 Kläranlage Bottrop	10
2.3.1 Verfahrensführung und Kläranlagenaufbau	10
2.3.2 Verfahrenstechnische und betriebliche Besonderheiten	12
2.3.3 Messungen im Bereich der Kläranlage	13
2.3.4 Mittlere Betriebskenndaten.....	14
2.4 Einzugsgebiet Chemnitz	15
2.4.1 Kanalnetz Chemnitz.....	15
2.4.2 Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf	22
3. REAKTION DER KLÄRANLAGEN AUF MISCHWASSEREREIGNISSE.....	29
3.1 Herangehensweise	29
3.2 KA Bamberg	29
3.3 KA Bottrop	33
3.4 KA Chemnitz	36
4. METHODEN ZUR IDENTIFIZIERUNG DES ANLAGENZUSTANDS / REGELGRÖßEN	42
4.1 Auswahl der maßgeblichen Prozesse	42
4.2 Entfernung von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen.....	44
4.3 Nitrifikation.....	45
4.3.1 Vorüberlegungen zur Bestimmung der Nitrifikationskapazität	45
4.3.2 Überblick über verwendete Ansätze zur Bestimmung der Nitrifikationskapazität.....	46
4.3.3 Grundsätzlicher Ansatz.....	46
4.3.4 Modellbasierte Ermittlung der zulässigen Ammoniumbelastung	49

4.3.5	Rekursive Ermittlung der zulässigen Ammoniumbelastung.....	55
4.4	Denitrifikation.....	62
4.5	Nachklärung	65
4.5.1	Auswirkungen des dynamischen Zuflusses auf Nachklärbecken.....	65
4.5.2	Vorüberlegungen zur Kapazitätsermittlung	66
4.5.3	Ermittlung der Nachklärbeckenkapazität.....	68
4.5.4	Anwendung auf Daten der KA Chemnitz.....	68
4.5.5	Anwendung auf Daten der KA Bamberg	76
4.5.6	Anwendung auf Daten der KA Bottrop	77
4.6	Empfehlung zur Umsetzung der Regelstrategie.....	77
5.	SIMULATIVE ERPROBUNG EINES VEREINFACHTEN STEUERUNGSKONZEPTS AM BEISPIEL DES STADTENTWÄSSERUNGSSYSTEMS CHEMNITZ.....	79
5.1	Modelltechnische Abbildung des Systems	79
5.1.1	Kanalnetz Chemnitz.....	79
5.1.2	Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf	82
5.1.3	Kopplung der Modelle.....	87
5.2	Entwurf des Steuerungskonzepts für Chemnitz	91
5.2.1	Allgemeines	91
5.2.2	Stell- und Störgrößen.....	92
5.2.3	Vergleich verschiedener Steuerungskonzepte.....	96
5.3	Simulative Fallstudie	96
5.3.1	Auswahl der Regenereignisse.....	96
5.3.2	Lastfälle – Variation des Zuflusses zur Kläranlage	97
5.4	Ergebnisse der integrierten Steuerung	99
5.4.1	Allgemeines	99
5.4.2	CSB-Frachten ins Gewässer	99
5.4.3	NH ₄ -N-Frachten ins Gewässer	102
5.4.4	Ablaufgrenzwerte	104
6.	ZUSAMMENFASSUNG UND ZIELERREICHUNG	105
7.	LITERATURVERZEICHNIS.....	109

8.	ANHANG	115
8.1	Fragebogen	115
8.2	Umfrageergebnisse	116
8.3	Plan Kanalnetzsystem Chemnitz	117
8.4	Simulationsparameter	118

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Bild 2.1	Kläranlage Bamberg	6
Bild 2.2	Luftbild der KA Bottrop (Quelle: Google Earth)	11
Bild 2.3	Fließschema und Bezeichnung der einzelnen Reaktoren einer Belebungsbeckenstraße der KA Bottrop	11
Bild 2.4	Verlauf der gemittelten Schlammindeces der Belebungsbeckenstraßen der Kläranlage Bottrop ab 2001 (aus Krebs <i>et al.</i> , 2005)	15
Bild 2.5	Zulaufbereich KA Chemnitz-Heinersdorf	17
Bild 2.6	Zufluss zur Kläranlage Chemnitz 2004	19
Bild 2.7	Tagesganglinien der Trockenwettertage (Anzahl 161), Zulauf Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf	19
Bild 2.8	Fremdwasserermittlung mit unterschiedlichen Ansätzen	20
Bild 2.9	Prinzipskizze der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf	23
Bild 2.10	Luftbild der KA Chemnitz (Quelle: Google Earth)	24
Bild 3.1:	P-Gesamt Ablauf Nachklärung (2h-Maximalwerte) links: Klassenbildung über die Zulaufmenge rechts: Klassenbildung über die Trübung	31
Bild 3.2:	Verlauf von Zufluss, P-Gesamt, Trübung und TS-Konzentration im BB während mehrerer Mischwasserereignisse	31
Bild 3.3	NH ₄ -N [mg/L] im Ablauf, 2h-Maximalwerte links: Klassenbildung über alle Ereignisse rechts: Klassenbildung über Ereignisse mit T>12°C	32
Bild 3.4	NO ₃ -N [mg/L] im Ablauf, 2h-Maximalwerte	32
Bild 3.5	Trübung [FNU] im Ablauf, 2h-Maximalwerte	33
Bild 3.6	NH ₄ -N [mg/L] im Ablauf, 20min-Maximalwerte	34
Bild 3.7	NO ₃ -N [mg/L] im Ablauf, 20min-Maximalwerte	34
Bild 3.8	TS [mg/L] im Ablauf, 20min-Maximalwerte	35
Bild 3.9	Ablaufwerte der KA Bottrop an Tagen des Schlammabtriebes	36
Bild 3.10	NH ₄ -N [mg/L] im Ablauf, 15min-Maximalwerte	37
Bild 3.11	NO ₃ -N [mg/L] im Ablauf, 15min-Maximalwerte	38
Bild 3.12	Verlauf eines Mischwasserereignisses – Nitrifikation	38
Bild 3.13	CSB [mg/L] im Ablauf, 15min-Maximalwerte	39
Bild 3.14	Trübung [FNU] im Ablauf, 15min-Maximalwerte	40
Bild 3.15	Verlauf eines Mischwasserereignisses – Nachklärung	40
Bild 3.16	SS [m], 15min-Maximalwerte	41
Bild 4.1	Massenbilanz	47
Bild 4.2	TKN-Umsatz (Ausschnitt)	51
Bild 4.3	a) mittlere TKN-Tagesfracht im Zulauf zur Kläranlage b) aerobes und Gesamt-Schlammalter c) berechnete aktive nitrifizierende Biomasse im	

	System	52
Bild 4.4	Berechnete und gemessene Ammonium-Ablaufkonzentration (Ausschnitt)	53
Bild 4.5	Nach Prognosemodell zulässiger und gemessener Zufluss zur Kläranlage (Ausschnitt)	54
Bild 4.6	Prognose der Ablaufkonzentrationen	61
Bild 4.7	Prognose der zulässigen Zulaufmenge.....	62
Bild 4.8:	Vergleich der gemessenen und potentiell durch das Rücklaufverhältnis denitrifizierten Fracht auf der KA Chemnitz-Heinersdorf (Mittelwert aller Trockenwettertage Montag-Freitag)	64
Bild 4.9	Trübung vs. Monat, Chemnitz	71
Bild 4.10	Trübung vs. q_A , KA Chemnitz	72
Bild 4.11	Trübung vs. SS, KA Chemnitz.....	72
Bild 4.12	Trübung vs. dq_A/dt , KA Chemnitz.....	73
Bild 4.13	q_{SV} vs. Trübung für Einzelereignisse, KA Chemnitz.....	74
Bild 4.14	SS vs. Trübung für Einzelereignisse, KA Chemnitz	74
Bild 4.15	q_A vs. Trübung und SS für Einzelereignisse	75
Bild 5.1	Vergleich der gemessenen und simulierten Abflüsse aus dem Kanalnetz zur Kläranlage und aus dem RÜB an der Kläranlage (Regen 005).....	80
Bild 5.2	Vergleich der gemessenen und simulierten Abflüsse aus dem Kanalnetz zur Kläranlage und aus dem RÜB an der Kläranlage (Regen 012-014)	81
Bild 5.3	Vergleich der gemessenen und simulierten Stoffkonzentrationen NH_4-N und CSB im Zulauf der Kläranlage (Regen 015).....	81
Bild 5.4	Simulationsergebnis TS-Konzentration im Belebungsbecken	84
Bild 5.5	Simulationsergebnis Ammonium-Konzentration im Ablauf Belebungsbecken	85
Bild 5.6	Simulationsergebnis Nitrat-Konzentration im Ablauf Belebungsbecken	85
Bild 5.7	Simulationsergebnis CSB im Ablauf der Nachklärung.....	86
Bild 5.8	Simulationsergebnis Schlamm Spiegel in der Nachklärung.....	87
Bild 5.9	Kopplung Hystem-Extran-Güte und Simba via itwhControl	88
Bild 5.10	Übergabe der Parameter von Simba an Control.....	88
Bild 5.11	Vergleich der gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf mit den Simulationsergebnissen des gekoppelten Gesamtmodells	89
Bild 5.12	Vergleich der gemessenen Konzentrationen partikulärer Stoffe im Kläranlagenablauf mit den Simulationsergebnissen des Gesamtmodells	90
Bild 5.13	Vergleich der gemessenen Schlamm Spiegel in den vier Nachklärbecken mit den Simulationsergebnissen des gekoppelten Gesamtmodells	90
Bild 5.14	Fuzzy-Logic basierter Regelinterpreter in itwh-control	92
Bild 5.15	Skizze des integrierten Steuerungssystems	93
Bild 5.16	Zugehörigkeitsfunktionen für das Messelement CSB_e	93

Bild 5.17	Zugehörigkeitsfunktionen für das Regelement $Q_{Zu,KAmax}$	94
Bild 5.18	Gegenüberstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Regelwerke	96
Bild 5.19	Abfluss zur KA und Entlastung aus dem RÜB, Regenereignis 005	98
Bild 5.20	Abfluss zur KA und Entlastung aus dem RÜB, Regenereignis 015	98
Bild 5.21	Abfluss zur KA und Entlastung aus dem RÜB, Regenereignis 025	99
Bild 5.22	CSB-Frachten: Regenereignis 015, max. 2,625 m ³ /s Zufluss	100
Bild 5.23	CSB-Frachten: Regenereignis 025, max. 2,625 m ³ /s Zufluss	100
Bild 5.24	CSB-Frachten in die Gewässer, Gegenüberstellung aller Lastfälle	101
Bild 5.25	Gegenüberstellung der Lastfälle (Ereignis 025), Ganglinien der CSB-Frachten	102
Bild 5.26	NH ₄ -N-Frachten in die Gewässer, Gegenüberstellung der Lastfälle	103
Bild 5.27	Gegenüberstellung der Lastfälle (Ereignis 025), Ganglinien der NH ₄ -N-Frachten	103
Bild 5.28	CSB-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage infolge der drei Lastfälle (Ereignis 015).....	104

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 2.1	Ausgewählte Anlagen	4
Tab. 2.2	Onlinemesstechnik auf der KA Bamberg	7
Tab. 2.3	Zuflüsse zur KA Bamberg (2001-2003).....	8
Tab. 2.4	Mittlere Betriebsdaten 2004	8
Tab. 2.5	Stoffkonzentrationen im Ablauf Vorklärung der KA Bamberg (24-h-Mischprobe, Jahr 2004, Trockenwetter).....	9
Tab. 2.6	Betriebs- und mittlere Belastungskenngrößen 2004	9
Tab. 2.7	Auflistung und Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte der Kläranlage Bottrop	10
Tab. 2.8	Onlinemesstechnik auf der KA Bottrop	13
Tab. 2.9	Online-Messwerte im Ablauf der Vorklärung bei Trockenwetter.....	14
Tab. 2.10	Mittlere Betriebsdaten 2004.....	14
Tab. 2.11	Betriebs- und mittlere Belastungskenngrößen 04/2004-03/2005	15
Tab. 2.12	Einzugsgebiet der Stadt Chemnitz	16
Tab. 2.13	Informationen zu den Kanälen.....	17
Tab. 2.14	Kennwerte für den Trockenwetterabfluss Zu KA (2004, 161 Tage TW) ..	21
Tab. 2.15	Stoffkonzentrationen im Zulauf der KA Chemnitz (24-h-Mischprobe, Jahr 2004, Trockenwetter: 161 Werte).....	21
Tab. 2.16	Abmessungen der wesentlichen Bauwerke	22
Tab. 2.17	Onlinemesstechnik auf der KA Chemnitz.....	25

Tab. 2.18	Zuflüsse zur KA Chemnitz	26
Tab. 2.19	Online-Messwerte im Ablauf der Vorklä rung bei Trockenwetter.....	26
Tab. 2.20	Betriebs- und mittlere Belastungskenngrößen 2004.....	26
Tab. 2.21	Mittlere Betriebsdaten 2004.....	27
Tab. 3.1	Einteilung der Ereignisse in Klassen	30
Tab. 3.2	Einteilung der Ereignisse in Klassen	33
Tab. 3.3	Einteilung der Ereignisse in Klassen	36
Tab. 4.1	Wesentliche Reinigungsanforderungen an Belebungsanlagen in Hinblick auf die potentielle Sch adwirkung im Gewässer	42
Tab. 4.2	Verwendete kinetische und stöchiometrische Parameter	55
Tab. 4.3	Korrelationskoeffizienten und Frachtsummen	61
Tab. 4.4	Denitrifikationsrate und erforderliches C/N-Verhältnis bei der Denitrifikation (nach Henze und Bundgard, 1982)	63
Tab. 4.5	Beispiele für die Anwendung statistischer Verfahren.....	66
Tab. 4.6	Korrelationskoeffizienten Chemnitz Absolutwerte	69
Tab. 4.7	Korrelationskoeffizienten Chemnitz Ableitungen.....	69
Tab. 4.8	Faktorenladungen, Varimax-Drehung standardisiert	70
Tab. 5.1	Informationsfluss zwischen den Programmen:	88
Tab. 5.2	Bereichsdefinition der Mess- bzw. Störgrößen	93
Tab. 5.3	Regelmatrix zur Anpassung des Zuflusses zur Kläranlage	95
Tab. 5.4	Ausgewählte, reale Regenereignisse.....	97

1. Einführung

Um die in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) vorgegebene Zielsetzung der guten ökologischen Gewässerqualität erreichen zu können, ist als Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft eine Betriebsoptimierung des gesamten Abwassersystems nötig. Aufgrund der starken Dynamik von Abwasseranfall und -zusammensetzung sind zum Erreichen eines jederzeit guten Wirkungsgrades der abwassertechnischen Anlagen flexible Regelungskonzepte sinnvoll, die eine laufende Systemanpassung an die aktuellen Gegebenheiten ermöglichen. Während die Teilsysteme Kanalnetz und Kläranlage heute zur Nutzung der vorhandenen Kapazitäten bereits häufig dynamisch gesteuert werden, ist die bei Regenereignissen relevante, gemeinsame Schnittstelle – der Zufluss vom Kanalnetz zur Kläranlage – auf einen starren Maximalwert begrenzt.

Eine Anpassung des Kläranlagenzuflusses an die aktuelle Reinigungskapazität der Kläranlage, welche formal im Rahmen der Bandbreite des ATV-DVWK A 198 (2003) möglich wäre, kann stark sauerstoffzehrende und ammoniumhaltige Mischwasserentlastungen verhindern bzw. vermindern und somit den Vorfluter nachhaltig vor akuten Schädigungen schützen (z.B. Schwentner und Krauth, 1992; Lijklema *et al.*, 1993).

Ziel des Forschungsvorhabens ist die übergreifende Entwicklung von Regelungskonzepten, in denen der Kläranlagenzufluss bei Mischwasserereignissen flexibel an die Kläranlagenkapazitäten angepasst wird und seinerseits als Randbedingung (Stellgröße) in ein Kanalnetz-Steuerungskonzept eingeht. Die Entwicklung derartiger Konzepte würde es grundsätzlich erlauben, die Abwassersysteme effizienter zu nutzen und mit geringerem Investitionsaufwand die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) zu erfüllen.

Aufbauend auf den Kenntnissen der limitierenden Prozesse in der Kläranlage, den begrenzten Kapazitäten im Kanalnetz und den Werkzeugen zur Kanalnetzsteuerung besteht Forschungsbedarf in:

- Der Identifikation geeigneter Mess- und Regelgrößen, mit denen der bei Regenwetter stark schwankende Zufluss aus dem Einzugsgebiet an die hydraulische Kapazität und an die verfügbare Reinigungsleistung angepasst werden kann. Die Messgrößen müssen eine zuverlässige Vorhersage des KA-Verhaltens in Abhängigkeit des Zuflusses ermöglichen.
- Der Konzeption einer gemeinsamen Steuerung von Kanalnetz und Kläranlage mit der Regelgröße „Kläranlagen-Zufluss“. Ziel ist der stets optimale Betriebspunkt zur Reduzierung der Gewässerbelastung aus den Mischwasserüberläufen und dem Kläranlagenablauf und zur Minimierung der Betriebskosten.
- Der großtechnischen Umsetzung und Erprobung des entworfenen Konzepts.

In der hier dokumentierten ersten Phase des Forschungsprojektes wurden Untersuchungen zur Identifikation der Mess- und Regelungsgrößen durchgeführt, eine simulative Last-

fallstudie zur Ermittlung des Nutzens am konkreten Fallbeispiel angewendet und somit Nutzen und Machbarkeit untersucht. In der zweiten Phase sollen Steuerungskonzepte entworfen und großtechnisch erprobt werden.

Im Einzelnen waren in der Projektphase 1 folgende Aufgaben zu erfüllen:

1. Voruntersuchungen
 - Auswertung von vorliegenden Messungen bei Mischwasserzufluss an verschiedenen Kläranlagen zur ersten Identifizierung maßgebender Messgrößen, die auf die Belastungszustände und die Leistungsfähigkeit der kritischen Prozesse Nachklärung und Nitrifikation hinweisen.
 - Auswahl einer für die Untersuchung und für die Umsetzung geeigneten Kläranlage und Abstimmung mit dem Betreiber.
 - Vorentwurf von Steuerungskonzepten.
2. Entwicklung von Methoden zur Identifizierung des aktuellen Anlagenzustandes und zur zuverlässigen Prognose
 - Installation der zusätzlich erforderlichen Messtechnik auf der für die Untersuchung ausgewählten Kläranlage.
 - Messung und Auswertung der großtechnisch erfassten Daten
3. Beurteilung der Zielerreichung sowie der Machbarkeit einer Umsetzung
 - simulative Lastfallstudie aus Projektphase 2 wurde vorgezogen

2. Beschreibung der untersuchten Systeme

2.1 Anlagenwahl

Auf Kläranlagen werden i.d.R. eine Vielzahl von Daten bzgl. Stoffflüssen, Konzentrationsverläufen und Prozessen erhoben sowie gesammelt. Diese Datensätze stellen eine wertvolle Quelle von empirischen Erkenntnissen dar.

Um das Verhalten von realen Kläranlagen unterschiedlicher Voraussetzungen und Randbedingungen auf Mischwasserereignisse zu untersuchen und so übertragbare Erkenntnisse über maßgebende Messgrößen zu gewinnen wurden von einigen Anlagen große Datensätze abgefragt. Zur Auswahl dieser Anlagen wurde ein Fragebogen entwickelt, welcher in kurzer und prägnanter Form die Abfrage relevanter Parameter und Randbedingungen erlaubte (Anhang 8.1). Dieser Bogen wurde nach einer Vorauswahl an 44 Kläranlagen bzw. Betreiber gesandt. Die Größe der Anlagen betrug zwischen 13.000 und 2,2 Mio EW.

Die Rücklaufquote war mit 81 % sehr hoch. Anhand der Parameter

- Anzahl verfügbarer Messwerte
- Datenqualität
- EDV-Format
- verfügbarer Zeitraum
- Zeitliche Auflösung

wurden aus den 36 Anlagen drei ausgewählt, von denen Messdaten abgefragt wurden (Tab. 2.1). Trotz insgesamt guter Qualität mussten die Daten bearbeitet werden (Pre-processing):

- Vorarbeiten: Formatänderungen, Validierung, Ausreißertests
- Hauptteil: Verknüpfen der Daten, Einbindung in genutzte Software, Herstellen einheitlicher Raum- und Zeit-Bezüge, Programmierung von Auswerteroutinen
- Zusatz: Vereinfachung, Verteilungstransformationen u. ä.

Tab. 2.1 Ausgewählte Anlagen

Anlage	Betreiber	Größe	Abgefragte Parameter	Untersuchungszeitraum	Zeitliche Auflösung
Bamberg	Entsorgungs- und Baubetrieb Bamberg	220.000 EW	226	01/2002-12/2004	2 h
Bottrop	Emscherogenossenschaft / Lippeverband	1.340.000 EW	46	04/2004- 03/2005	20 min
Chemnitz	Stadtwerke Chemnitz AG	400.000 EW	52	01/2004-12/2004	15 min

Nach einer ersten Auswertung der vorliegenden Daten sowie mehrerer Gespräche mit den Betreibern bzgl. Projektziele und erforderlicher Aufwendungen wurde aus den drei Kläranlagen eine Anlage für die großtechnische Untersuchung und Umsetzung gewählt.

Aufgrund der räumlichen Entfernung, der Messgeräteausrüstung der Anlage, des Aufwandes an zusätzlich zu installierenden Geräten sowie der zugesagten Unterstützung wurde die Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf gewählt. Hinzu kommt, dass ein dynamisches Kläranlagenmodell (SIMBA) der Anlage vorhanden ist, welches vom Betreiber zur Verfügung gestellt wurde.

2.2 Kläranlage Bamberg

2.2.1 Kläranlagenaufbau, Regelkonzepte

Die Stadt Bamberg und umliegende Gemeinden werden überwiegend im Mischsystem entwässert. Die Behandlung des Abwassers erfolgt auf der für 2200.000 EW ausgelegten Kläranlage Bamberg in folgenden Behandlungsstufen:

- Mechanische Reinigung: Rechen, Langsandfang, Vorklärung (4 Becken parallel, bei Trockenwetter nur 2 Becken in Betrieb)
- Biologische Reinigungsstufe: Vorgeschaltete Denitrifikation mit vorgeschaltetem Anaerobbecken zur biologischen Phosphorelimination , 4 Straßen, Nitrifikationszone mit feinblasiger Druckbelüftung
- Nachklärung, 3 horizontal durchströmte Rundbecken
- Chemische P-Fällung
- Schlammbehandlung

Der Lageplan, Bauwerksabmessungen und die Messstellen sind Bild 2.1 zu entnehmen.

Gemäß Einleitungserlaubnis darf der Regenwetterzufluss 5.400 m³/h (1.500 l/s) betragen. Die Anforderungen an die Ablaufwerte der Kläranlage sind verglichen mit den Anforderungen der Abwasserverordnung (Größenklasse 5) vereinzelt deutlich verschärft:

CSB 60 mg/L (GK5: 75 mg/L), NH₄-N 8 mg/L (GK5: 10 mg/L), AFS 20 mg/L (GK5: k.A.)
Hinsichtlich N_{ges} (13 mg/L) und P_{ges} (1 mg/L) sind die Anforderungen identisch.

Zur Einsparung der Abwasserabgabe wurden weiterhin alle Werte niedriger erklärt.

Regelkonzepte

Die **Interne Rezirkulation** wird proportional zum Zufluss eingestellt (insgesamt ca. 400%). Der **Sauerstoffeintrag** in die Nitrifikation wird in Abhängigkeit der jeweils vorgegebenen Sollwerte über 2 Sauerstoffsonden und Blendenregulierschieber je Straße eingestellt.

Der **Rücklaufschlamm** wird zuflussproportional betrieben. Bei Trockenwetter beträgt das Verhältnis ca. 0,8 bis 1,4, bei Regenwetter mindestens 0,4. Der **Überschussschlammabzug** erfolgt kontinuierlich aus dem Rücklaufschlamm.

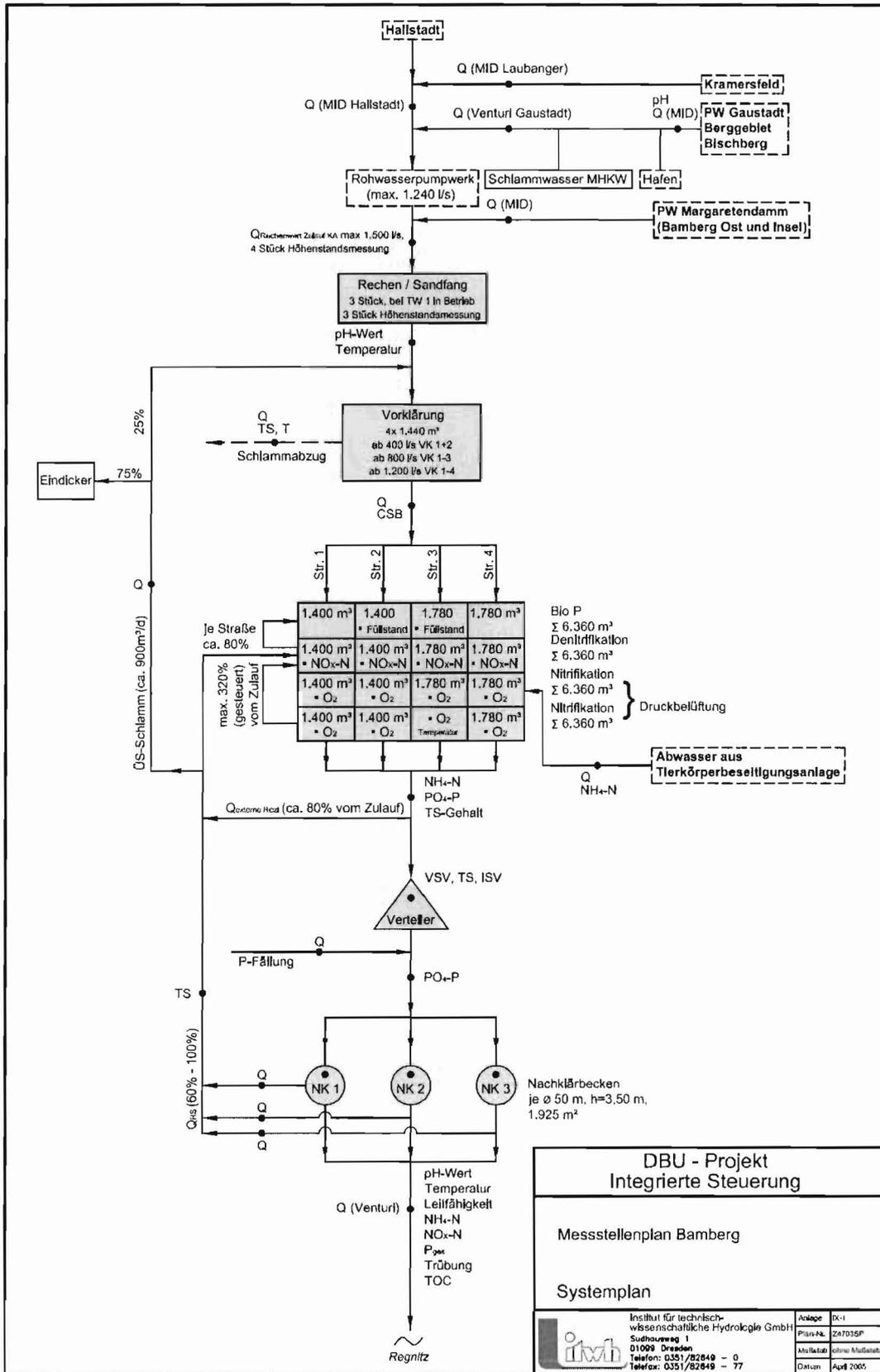


Bild 2.1 Kläranlage Bamberg

2.2.2 Messungen im Bereich der Kläranlage

Die Anlage ist im Rahmen der Eigenüberwachung mit zahlreichen Messstellen ausgestattet. Sämtliche Online-Daten liegen in einer zeitlichen Diskretisierung von 2-h vor.

Neben den Aufzeichnungen der drei Hauptzuflüsse (MID) aus den Sammlern wird der Abfluss aus der Vorklärung sowie aus der Kläranlage in die Regnitz gemessen. Weiterhin werden die Rücklaufschlammströme, der Überschussschlammabzug und die interne Rezirkulation erfasst.

In Tab. 2.2 sind die Online-Messungen der **Stoffgrößen** tabellarisch zusammengefasst.

Tab. 2.2 Onlinemesstechnik auf der KA Bamberg

Messstelle	Eigenüberwachung
Zulauf	T, pH
Ablauf Vorklärung	CSB
Belebungsbecken	O ₂ (2 x je Straße!) NO ₃ -N je Straße in Deni-Zone
Ablauf BB	TS, NH ₄ -N, PO ₄ -P, VSV
RS-Schlamm	TS
Nachklärung	-
Ablauf Nachklärung	NO ₃ -N, NH ₄ -N, P _{ges} , Trübung, TOC, pH, T, LF

Neben den Online-Messungen standen ergänzend Laboranalysen (24-h-Mischproben) üblicher Parameter aus der Eigenüberwachung zur Verfügung, mit denen mittlere Belastungen und die Wirkungsgrade der Reinigungsstufen ermittelt werden konnten.

2.2.3 Mittlere Betriebskenndaten

Abflüsse

Die Zuflüsse zur Anlage sind in Tab. 2.3 zusammengefasst. Die Anlage wurde im Untersuchungszeitraum bei Mischwasser, verglichen mit den aus den aktuellen Zuflussdaten resultierenden Bereichen gemäß ATV-DVWK Arbeitsblatt A198 recht hoch beschickt. Nach Bild 1 in diesem Arbeitsblatt ergeben sich für Bamberg (> 100.000) Spitzenfaktoren $f_{SP,S}$ von 3 – 6. Die zulässige Bandbreite $Q_M = f_{SP,S} \cdot Q_{S,d,aM} + Q_{F,aM}$ errechnet sich damit zu 2.560 bis 4.612 m³/h. Wie die Kläranlage auf die vorhandenen, unüblich hohen Mischwasserzuflüsse reagiert, ist in Kapitel 3.2 dargestellt. Das Verhältnis des mittleren Trockenwetterzuflusses zum maximalen Zufluss bei Mischwasser beträgt in Bamberg $Q_M = 4,5 \cdot Q_{T,aM,2004}$.

Tab. 2.3

Zuflüsse zur KA Bamberg (2001-2003)

	Zufluss	
	m ³ /h	l/s
Q _M (Bemessung)	5.400	1500
Q _{T,aM} = Q _{t,24}	1192	331
Q _{F,aM} = Q _{f,24}	508	141
Q _{S,aM} = Q _{s,24}	684	190
Q _{F,aM} / Q _{T,aM}	43%	43%
Q _{M,A198} (rechnerisch) =(3 bis 6) x Q _{S,aM} +Q _F	2.560-4.612	711-1.281

Stoff-Konzentration bei Trockenwetter

Die Messdaten der Kläranlage sind in Tab. 2.4 und Tab. 2.5 dargestellt. Die Zulaufkonzentrationen sind insgesamt auffallend hoch. Dies ist auf einen hohen gewerblichen Anteil am Schmutzwasser zurückzuführen.

Tab. 2.4

Mittlere Betriebsdaten 2004

		Zulauf	Ablauf VK	BB	Ablauf BB	Abi. NK
CSB	mg/L	670	653 (470)	-	-	29
BSB ₅	mg/L	352	327	-	-	3,1
TOC	mg/L	-	-	-	-	11,4
N _{ges}	mg/L	-	59,4	-	-	8
NH ₄ -N	mg/L	37,1	36,1	-	1,7	0,4 (0,5)
NO ₃ -N	mg/L	-	-	2,5 (DN)	-	9,1 (7,5)
NO ₂ -N	mg/L	-	-	-	-	0,3
P _{ges}	mg/L	-	14,6	-	-	0,3 (0,3)
PO ₄ -P	mg/L	-	-	-	0,5	0,2
AFS	mg/L	-	-	-	-	2,1
Trübung	TEF	-	-	-	TS 4,8g/L	6,0
SK	mmol/L	-	8,0	-	-	4,2
pH	-	-	-	-	-	7,1
LF	µs/cm	-	-	-	-	1,2
T	°C	14,7	-	16	-	-
O ₂	mg/L	-	-	1,7	-	-

fett: aus Online-Messung

Tab. 2.5 Stoffkonzentrationen im Ablauf Vorklärung der KA Bamberg (24-h-Mischprobe, Jahr 2004, Trockenwetter)

In mg/L	CSB		BSB ₅		NH ₄ -N		N _{ges}		P _{ges}	
	alle	TW	alle	TW	alle	TW	alle	TW	alle	TW
Mittelwert	653	739	327	374	36,1	40,2	59	66	14,6	16,6
Minimum	160	332	100	146	11	11	24	51	2,8	6,1
Maximum	1850	1850	789	789	57	52	99	99	35	35

Verhältnisse bei Trockenwetter CSB/ BSB₅ 2; BSB₅/N_{ges} 5,6

Nachfolgend sind wesentliche Betriebskennndaten, d.h. Prozesskenngrößen und Reinigungsleistungen der Anlage zusammengefasst (Grundlage: Online- und Handmessungen).

Tab. 2.6 Betriebs- und mittlere Belastungskenngrößen 2004

Betriebsmesswerte		Mittlere Belastungskenngrößen	
TS _{BB} g/L	4,8	Schlammalter t _{TS,ges} d	11,9
TS _{RS} g/L	8,7	B _{TS, BSB5} kgBSB ₅ /(kgTS·d)	0,08
ISV ml/g	130	t _{R,VK} h	0,91 (min : 0,9!)
Q _{RS} m ³ /h	1,0Q _{Zu}	q _{A,NK} m/h	0,2 (max: 0,82)
Q _{US} m ³ /h	74	q _{sv,NK} l/(m ² ·h)	122 (max. 570)

Schlammalter und Schlammbelastung zeigen, dass die KA Bamberg relativ hoch belastet ist. Während die Oberflächenbeschickung der Nachklärbecken mit max. 0,8 m/h gering ist (A131, 2000: max. 1,6 m/h), ist die Schlammvolumenbeschickung mit Werten bis zu 570 l/(m²·h) höher als der nach A131 vorgeschlagene Wert (≤ 500 l/(m²·h)). Dies ist auf die hohen TS-Gehalte in der Belebung zurückzuführen. Die Ammoniumablaufkonzentrationen liegen im Jahresmittel unter 1 mg/L. Aufgrund des günstigen BSB₅:N-Verhältnisses können trotz der hohen TKN-Zulaufkonzentration Gesamtstickstoffkonzentrationen im Ablauf von < 10 mg/L erreicht werden (Wirkungsgrad: 85%).

Die Reaktion der Kläranlage auf Regenereignisse wird in Kap.3.2 erläutert.

2.3 Kläranlage Bottrop

2.3.1 Verfahrensführung und Kläranlagenaufbau

Die Verfahrensführung der Kläranlage Bottrop (ca. 1,34 Mio. EW) umfasst die in Tab. 2.7 aufgeführten Verfahrensschritte.

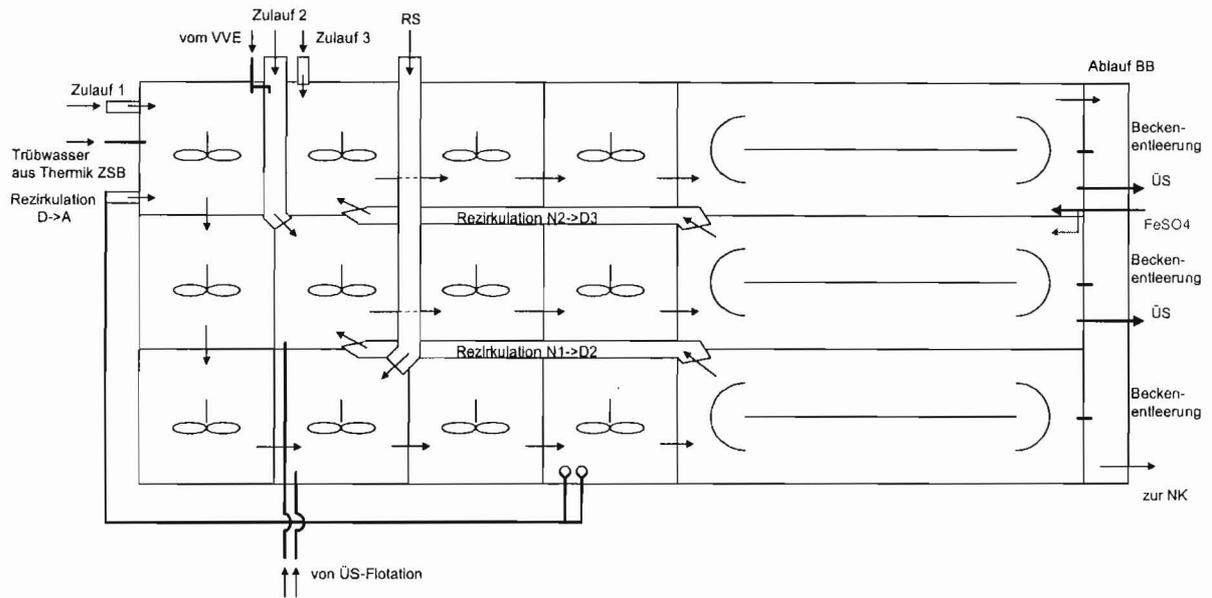
Tab. 2.7 Auflistung und Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte der Kläranlage Bottrop

Zufluss	4 Zuflüsse (Zufluss aus der Boye und der Emscher, Industrie- und Tiefkanal) Kapazität der KA von 2,4 bis 8,5 m ³ /s Emscherzufluss wird zur Auffüllung des konstanten Trockenwetterzuflusses von 4,5 m ³ /s verwendet.
Rechen	3 Straßen mit je 3 Kletterrechen und Stababstand von 50, 15 und 10 mm
Sand- und Fettfang	6 belüftete Becken mit Sandfang- und Schwimmschlammräumer
Vorklärung	6 VKB mit jeweils 2.550 m ³ und einer Aufenthaltszeit von ca. 1,0 h Primärschlamm wird in Vorversäuerungseindicker gefördert
Belebungsbecken	3 Straßen mit jeweils 3-stufiger Kaskadendenitrifikation, vorgeschalteter Anaerob-Stufe und aeroben Umlaufbecken (Tiefe 10,5m) <ul style="list-style-type: none">• Anaerobbecken → 3 Becken pro Straße mit Sohlrotor und Volumen von jeweils 4.000 m³ (Gesamt: 36.000 m³)• Denitrifikationsbecken → 9 Becken pro Straße und 3 pro Kaskadenstufe mit Sohlrotor und Volumen von jeweils ca. 3.000 m³ (Gesamt: 81.000 m³)• Nitrifikationsbecken → 3 Umlaufbecken pro Straße mit jeweils 6 Strömungsbeschleunigern und 4 Belüftungsfeldern und Volumen von jeweils ca. 15.000 m³ (Gesamt: 135.000 m³)
Nachklärung	3 parallele Straßen mit jeweils 12 querdurchströmten Rechteckbecken, mit einem Gesamtvolumen von 101.000 m ³ und einer Oberfläche von 17.850 m ² , Schlammräumung erfolgt mittels Saugräumern.

Das Fließschema der Reaktoren des Belebungsbeckens und die Bezeichnungen der einzelnen Becken ist in Bild 2.3 dargestellt.



Bild 2.2 Luftbild der KA Bottrop (Quelle: Google Earth)



A1	D3.1	D3.2	D3.3	N3
A2	D2.1	D2.2	D2.3	N2
A3	D1.1	D1.2	D1.3	N1

Bild 2.3 Fließschema und Bezeichnung der einzelnen Reaktoren einer Belebungsbeckenstraße der KA Bottrop

Die Verfahrensführung lässt sich analog zu Bild 2.3 wie folgt spezifizieren:

- Der Überschussschlammabzug erfolgt ausschließlich aus dem 2. Nitrifikationsbecken (N2).
- Die Aufteilung des Abwassers aus der Vorklärung erfolgt zu 39 % in das 1. Anaerobbecken (A1), zu 32 % in das 1. Becken der 2. Denitrifikationsstufe (D2.1) und zu 29 % in das 1. Becken der 3. Denitrifikationsstufe (D3.1).
- Das Trübwasser aus der Überschussschlammflotation kann in die Becken D1.1 und D2.1 geleitet werden. Momentan erfolgt die Zuleitung nur in das Becken D1.1.
- Das Trübwasser aus dem Vorversäuerungseindicker (VVE) kann in die Becken A1 und D2.1 geleitet werden. Der momentane Betrieb der Kläranlage sieht aber nur die Zuführung in die Anaerobkaskade vor.
- Das im Fließschema dargestellte Trübwasser aus der zentralen Schlammbehandlung (ZSB) wird nicht mehr dem Belebungsbecken zugeführt.

Die Verfahrensführung des Belebungsbeckens erfolgt nach dem UCT-Prinzip (University of Cape-Town). Bei diesem Verfahren wird der Rücklaufschlamm in die erste Denitrifikationskaskadenstufe (D1.1) geleitet, um die negativen Auswirkungen des Nitrates auf die biologische Phosphorelimination zu minimieren. Der so genannte UCT-Strom (Rezirkulationsstrom) wird am Ende der ersten Denitrifikationskaskadenstufe (D1.3) entnommen und in das Anaerobbecken geführt.

2.3.2 Verfahrenstechnische und betriebliche Besonderheiten

Der Zulauf der Kläranlage Bottrop ist durch 4 Teilzuflüsse (Industrie- und Tiefkanal, die offenen Abwasserkanäle Boye und Emscher) gekennzeichnet. Der Emscherzufluss und das zugeführte Industrieabwasser unterscheiden sich dabei erheblich sowohl in der Abwasserzusammensetzung als auch im Zufluss.

Industrieabwasser

Das Industrieabwasser, welches durch die Boye, den Industrie- und Tiefkanal der Kläranlage zugeführt wird, ist durch die drei Industriezweige Rohölverarbeitung, Kokerei und Phenolverarbeitung gekennzeichnet. Die durch das eingeleitete Industrieabwasser auftretenden Volumenströme können im Vergleich zum Gesamttrockenwetterzufluss der Kläranlage von 4,5 m³/s maximal ca. 20 % betragen.

Emscherzufluss

Der Zufluss aus dem offenen Abwasserkanal Emscher wird als Auffüllzufluss bis zu 4,5 m³/s genutzt. Dadurch ergibt sich ein vergleichsweise konstanter Zulaufwert für die

Kläranlage im Trockenwetterfall. Dieser Wert wird somit auch nachts eingehalten und verhindert die sonst übliche Problematik des sehr geringen Nachtzuflusses, der bei Auftreten eines Regenereignisses zu Verhältnissen von Mischwasser zu Nachtzufluss von über 10:1 führen kann.

Vorversäuerungseindicker (VVE)

Das abgeschlagene Trübwasser aus dem VVE bewirkt, bedingt durch eine Aufstockung der leichtabbaubaren Stoffe und im speziellen der organischen Säuren, eine Intensivierung der biologischen Phosphorelimination und der Denitrifikation. Die Kläranlage Bottrop betreibt die VVE in der Art und Weise, dass einerseits der Primärschlamm mit einer Aufenthaltszeit von ca. 8 bis 10 Tage eingedickt wird und andererseits das Trübwasser nach ca. 2 bis 3 Tagen abgezogen und in die Anaerobbecken geleitet wird.

2.3.3 Messungen im Bereich der Kläranlage

Die Anlage ist im Rahmen der Eigenüberwachung mit zahlreichen Messstellen ausgestattet. Sämtliche abgefragten Online-Daten liegen in einer zeitlichen Diskretisierung von 20 Minuten vor.

Neben den Aufzeichnungen des Zu- und Abflusses der Kläranlage werden die Zuflüsse in die jeweiligen Straßen, die Rücklaufschlammströme, der Überschussschlammabzug, die internen Rezirkulationsströme erfasst.

In Tab. 2.17 sind die Online-Messungen der **Stoffgrößen** tabellarisch zusammengefasst. Trotz regelmäßiger Gerätewartungen sind Ausfälle und inkorrekte Messwerte unvermeidbar. Vor der Durchführung weiterer Auswertungen war deshalb eine umfangreiche Datenanalyse erforderlich.

Tab. 2.8 Onlinemesstechnik auf der KA Bottrop

Messstelle	Eigenüberwachung
Zulauf	pH, LF
Ablauf Vorklärung	CSB, NH ₄ -N
Belebungsbecken	TS je Straße O ₂ (3 x je Straße!) NH ₄ -N, PO ₄ -P je Straße
Ablauf BB	NO ₃ -N, NH ₄ -N, PO ₄ -P, pH, T
RS-Schlamm	TS je Straße
Nachklärung	-
Ablauf Nachklärung	CSB, NO ₃ -N, NH ₄ -N, P _{ges} , TS, pH, T, LF

2.3.4 Mittlere Betriebskenndaten

Durch das Auffüllen des Trockenwetterabflusses mit Emscherzufluss auf einen Wert von 4,0 bis 4,5 m³/s ist das Auftrennen des Zuflusses in Schmutz- und Fremdwasser nicht möglich. Das Verhältnis des mittleren Trockenwetterzuflusses zum maximalen Zufluss bei Mischwasser beträgt in Bottrop $Q_M = 2,1 \cdot Q_{T,aM,2004}$.

Nachfolgend sind wesentliche Betriebskenndaten, d.h. Konzentrationen, Prozesskenngrößen und Reinigungsleistungen der Anlage zusammengefasst (Grundlage: Online-Messungen).

Tab. 2.9 Online-Messwerte im Ablauf der Vorklärung bei Trockenwetter

mg/L	CSB	NH ₄ -N
Mittelwert	214	25.0
Minimum	61	0.0
Maximum	985	58.4

Tab. 2.10 Mittlere Betriebsdaten 2004

	Einheit	Ablauf VK	BB	Abl. NK
CSB	mg/L	202		39.9
NH ₄ -N	mg/L	24.4	0.68	0.13
NO ₃ -N	mg/L			11.7
PO _{ges} -P	mg/L			0.74
PO ₄ -P	mg/L		0.49	
TS (letzte Kaskade)	g/L		1,8 (RS: 7.7)	
pH	-	7.8		6.6
LF	µs/cm	1799		1885
T	°C			15.8

Die Kläranlage Bottrop ist über große Zeiträume des Jahres durch einen hohen Schlammindex im Bereich von Blähschlamm gekennzeichnet (Bild 2.4). Dadurch ergab sich ein Anstieg des Schlammspiegels in den Nachklärbecken und dies führte beim Auftreten von Regenereignissen im Zeitraum Dezember 2003 bis April 2004 zu Schlammabtrieb aus den Nachklärbecken und somit zu einer Überschreitung der Ablaufwerte. Es ist auffällig, dass über weite Teile des Jahres das bei der Bemessung angesetzte Schlammvolumen von 350 ml/l deutlich überschritten wird (Krebs *et al.*, 2005). Das Schlammalter der Anlage ist relativ gering, die Oberflächenbeschickung der Nachklärung ist z. T. größer als die zulässigen Werte nach A 131 (Tab. 2.11).

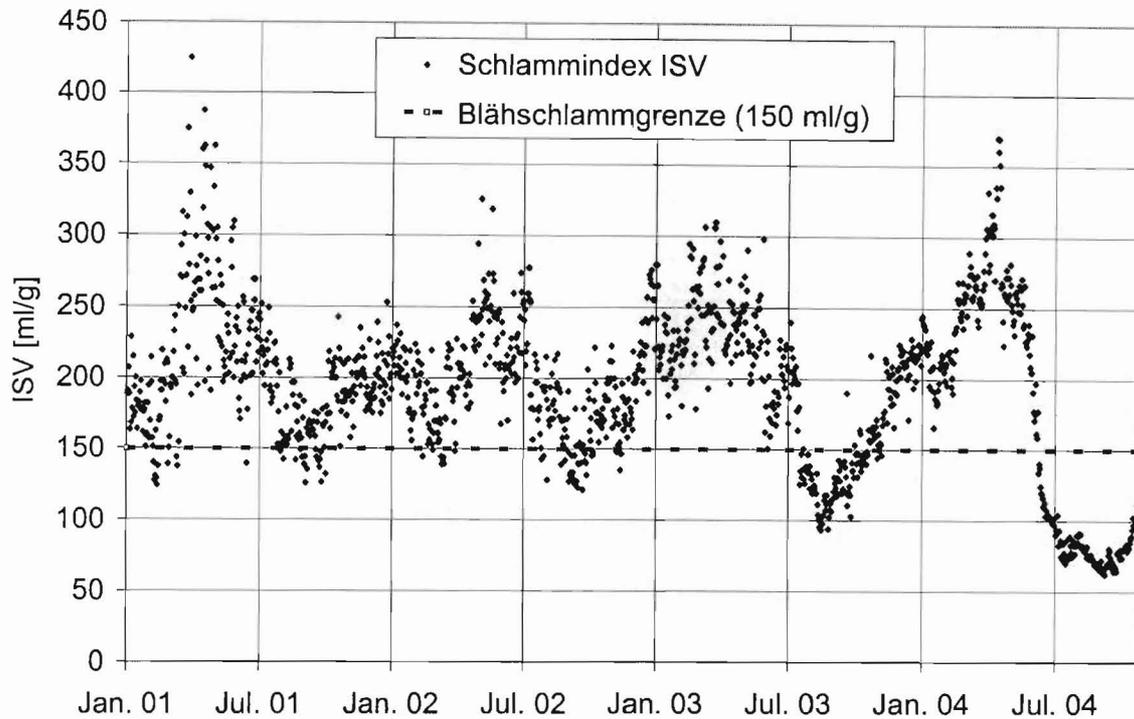


Bild 2.4 Verlauf der gemittelten Schlammindices der Belebungsbeckenstraßen der Kläranlage Bottrop ab 2001 (aus Krebs *et al.*, 2005)

Tab. 2.11 Betriebs- und mittlere Belastungskenngrößen 04/2004-03/2005

Betriebsmesswerte			Mittlere Belastungskenngrößen		
TS _{BB}	g/L	1,8	Schlammalter $t_{TS,ges}$	d	13
TS _{RS}	g/L	4,5	$t_{R,VK}$	h	1
Q _{RS}	m ³ /h	1,2Q _{zu}	q _{A,NK}	m/h	0,88 (max: 1,7)
Q _{ÜS}	m ³ /h	644			

2.4 Einzugsgebiet Chemnitz

2.4.1 Kanalnetz Chemnitz

2.1.4.1 Allgemeine Informationen zum Einzugsgebiet

Die Stadt Chemnitz wird im Wesentlichen im Mischsystem entwässert und das Abwasser auf der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf behandelt. Im Trennsystem werden insbesondere die neueren, großen Gewerbegebiete und kleineren Wohngebiete entwässert.

Tab. 2.12 Einzugsgebiet der Stadt Chemnitz

	Einwohner [E]	Fläche A _{ges} [ha]	Fläche A _{red} [ha]
Chemnitz gesamt	246.000	22.085 ha	k.A.
Anschlussgrad KA Chemnitz	ca. 93%		
Nicht angeschlossen	17.000		
Angeschlossene E aus Nachbar- gemeinden	11.580		
Summe	240.580 E	6.300 ²⁾	1.990 ²⁾

Datenbasis: Einwohner Stand 30.4.2005, ²⁾ GEP Stufe 1, 1997 abzgl. 2005 offensichtlich noch nicht angeschlossener Gebiete

Das Stadtgebiet umfasst eine Bodenfläche von 220,85 km². Die Stadtmitte liegt 297 m über HN, der höchste Punkt (Klaffenbach) 523 m ü HN.

Insgesamt entwässern 12 Teileinzugsgebiete in zwei parallel zur Chemnitz verlaufende Hauptsammler im Freigefälle. Nur kleine Gebiete sind mittels Druckrohrleitung direkt an die Kläranlage bzw. ans Netz angeschlossen.

Der Ausbau des Kanalnetzes (Anschluss von Gebieten und Bau von RÜB) ist noch nicht abgeschlossen.

Folgende Gewässer werden im Mischsystem zur Kläranlage geführt: Holzbach/Blauborn (MQ 34l/s), Bernsdorfer Bach (MQ 20 l/s), Reichenhainer Bach (MQ 6 l/s), Bornaer Bach (MQ 12 l/s), Scheibenbach (MQ 6l/s); (Σ 78 l/s).

Industrieabwassereinleitungen

Im Stadtgebiet Chemnitz sind acht modellrelevante Industriebetriebe vorhanden (> 400 EW). Angaben zum Schichtsystem, zum Abwasseranfall und zu mittleren CSB-Konzentrationen im Abwasser konnten nicht zur Verfügung gestellt werden, so dass aus den EW-Gleichwerten und einer geschätzten CSB-Konzentration (Anlehnung an Literaturwerte: Brauereien 2500 mg/L, Fleischereien 3.500 mg/L, Branchen nicht aus Lebensmittelindustrie: 700 mg/L) der Abwasseranfall ermittelt wurde (Annahme: Einleitung über 24h). Die Modellgüte wird durch diese Annahmen vermutlich beeinträchtigt.

2.1.4.2 Bauwerke im Kanalnetz

Tab. 2.13 gibt einen Überblick über die Kanalnetzlängen der Stadt Chemnitz.

Tab. 2.13 Informationen zu den Kanälen

Gesamte Kanallänge	956 km	Davon 928 km Freispiegel, 28 km Druckleitungen
Mischsystem	647 km	
Schmutzwasser	151 km	
Regenwasser	158 km	

Insgesamt sind derzeit im Mischsystem des Entwässerungsgebietes Chemnitz 104 Regenüberläufe und 18 RÜB mit Einleitung in die Vorfluter Chemnitz, Bahrebach, Pleißenbach, Kappelbach und weitere Nebengewässer vorhanden.

Es stehen derzeit 13.140 m³ Speichervolumen zur Verfügung. Gemäß GEP Phase 1 von 1997 sind weitere 28.500 m³, schwerpunktmäßig im Hauptsammlersystem, geplant. Der Nachweis erfolgte über den festgelegten Grenzwert der spezifischen Entlastungsfracht von 250 kg CSB/ha_{red.} Bei der hydrodynamischen Berechnung wird das vorhandene Stauraumvolumen automatisch berücksichtigt.

Bild 2.5 zeigt das Regenüberlaufbecken im Zulaufbereich der Kläranlage Heinersdorf (Durchlaufbecken im Nebenschluss).

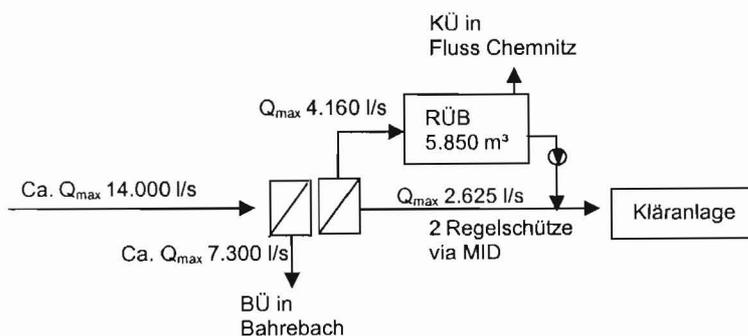


Bild 2.5 Zulaufbereich KA Chemnitz-Heinersdorf

Im Zulaufbereich der Kläranlage existieren Regelschütze (max. 9.400 m³/h), die via 2 MIDs geregelt werden können (zusätzlich von Hand einstellbar). Nach Auskunft der Betreiber sind diese relativ träge, so dass es kurzfristig zu Zuflussspitzen bis 2900 l/s kommen kann.

2.1.4.3 Messungen im Kanalnetz Chemnitz

Im Kanalnetz sind weder Wasserstands- noch Durchflussmessgeräte vorhanden. Der Abfluss und die Stoffkonzentrationen werden lediglich im Zulauf der Kläranlage messtechnisch erfasst.

Aus den Zufluss-Messdaten zur Kläranlage (Jahr 2004) wurden die einwohnerspezifischen Informationen zum Abwasseranfall bei Trockenwetter ermittelt und für die Modellkalibrierung eingesetzt (s. Kap. 2.1.4.4).

Das Regenüberlaufbecken im Bereich der Kläranlage wird messtechnisch erfasst. Neben den Entlastungsabflüssen aus dem Klär- und dem Beckenüberlauf werden bei Entlastungsereignissen stichprobenartig Konzentrationsmessungen durchgeführt.

Im Stadtgebiet Chemnitz ist derzeit nur eine Niederschlagsmessung vom DWD vorhanden (Standort: am süd-westlichen Stadtrand), deren Daten zur Verfügung stehen. Eine privat betriebene Messstation befindet sich im Ortsteil Einsiedel. Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden temporär zwei Niederschlagsmessgeräte installiert (auf dem Gelände der Kläranlage; in Bereich der Stadtmitte (RÜB Kapplerdrehe), deren Daten im Zeitintervall von 5- Minuten Summenwerten erfasst wurden.

2.1.4.4 Wesentliche Kennwerte aus den Messungen

Aus den Messungen des Jahres 2004 im Zulauf der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf wurden nachfolgende Kennwerte ermittelt, die für die Nachkalibrierung des hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells Hystem-Extran-Güte Verwendung finden.

Trockenwetterabfluss

Bild 2.6 zeigt die Abflussganglinie (Messstelle Zulauf KA, 15-min-Werte). Der **mittlere Trockenwetterabfluss** beträgt 732 l/s.

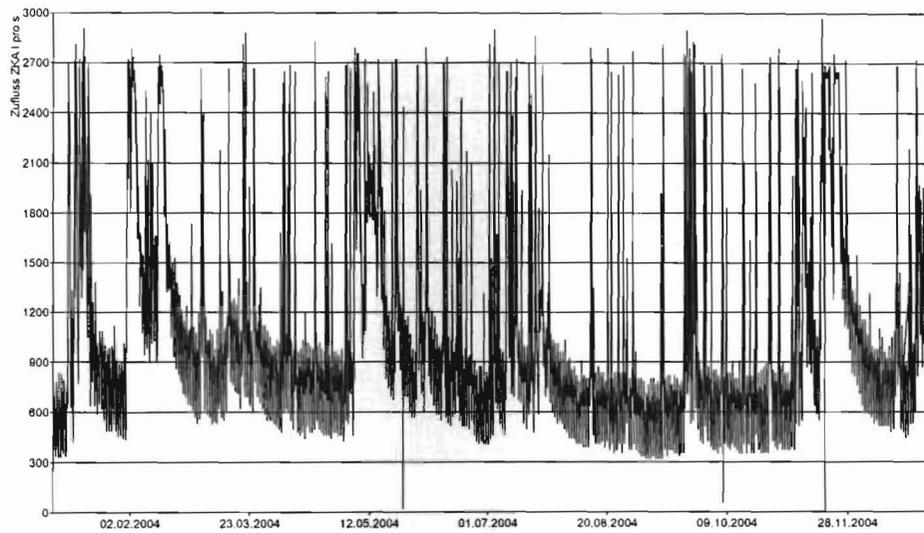


Bild 2.6 Zufluss zur Kläranlage Chemnitz 2004

Die starke Schwankung des **Fremdwasseranteils** über das Jahr, d.h. in Abhängigkeit der Jahreszeit, ist deutlich an den jeweiligen Minimalwerten der Tage (ca. 320 bis 750 l/s) zu erkennen.

Die Tagesganglinien der Trockenwettertage sind in Bild 2.7 dargestellt.

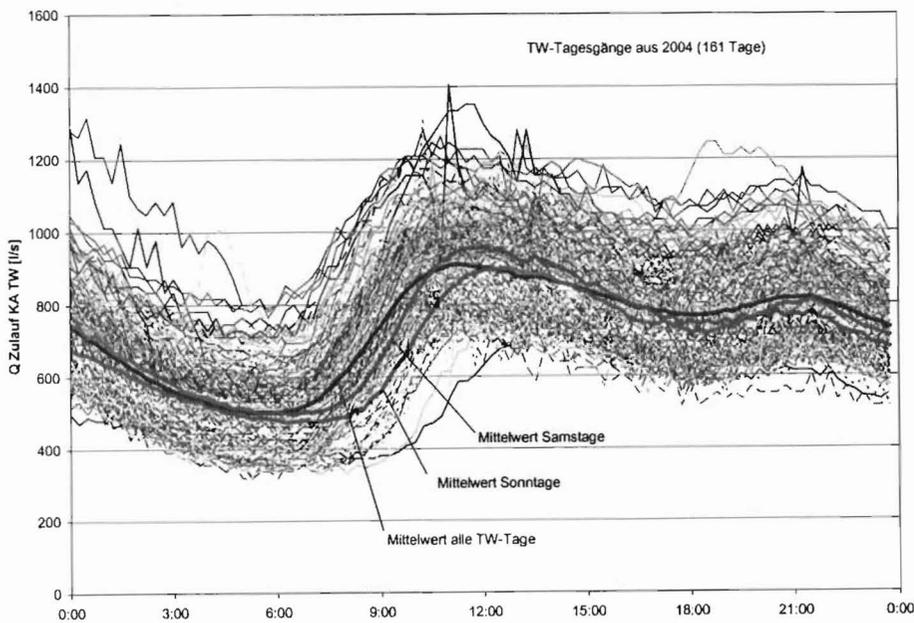


Bild 2.7 Tagesganglinien der Trockenwettertage (Anzahl 161), Zulauf Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf

Zur Ermittlung des Fremdwasseranteils $Q_{f,24}$ kamen verschiedene Methoden zum Einsatz:

- Methode des Nachtminimums an Trockenwettertagen nach ATV, 2003
- Gleitendes Minimum aller Tage gem. ATV, 2003
- 80% des Minimalwertes des mittleren Trockenwettertagesgangs (itwh)

Bild 2.8 zeigt die sehr unterschiedlichen Ergebnisse dieser Auswertung, die sich insbesondere aufgrund der großen Freiheitsgrade bei den Ansätzen (große Bandbreiten für den abzuziehenden Nachtschmutzwasserabfluss; Unklarheit über Q_s) ergeben. Für die weiteren Auswertungen wurde der Fremdwasserabfluss von 402,3 l/s angesetzt.

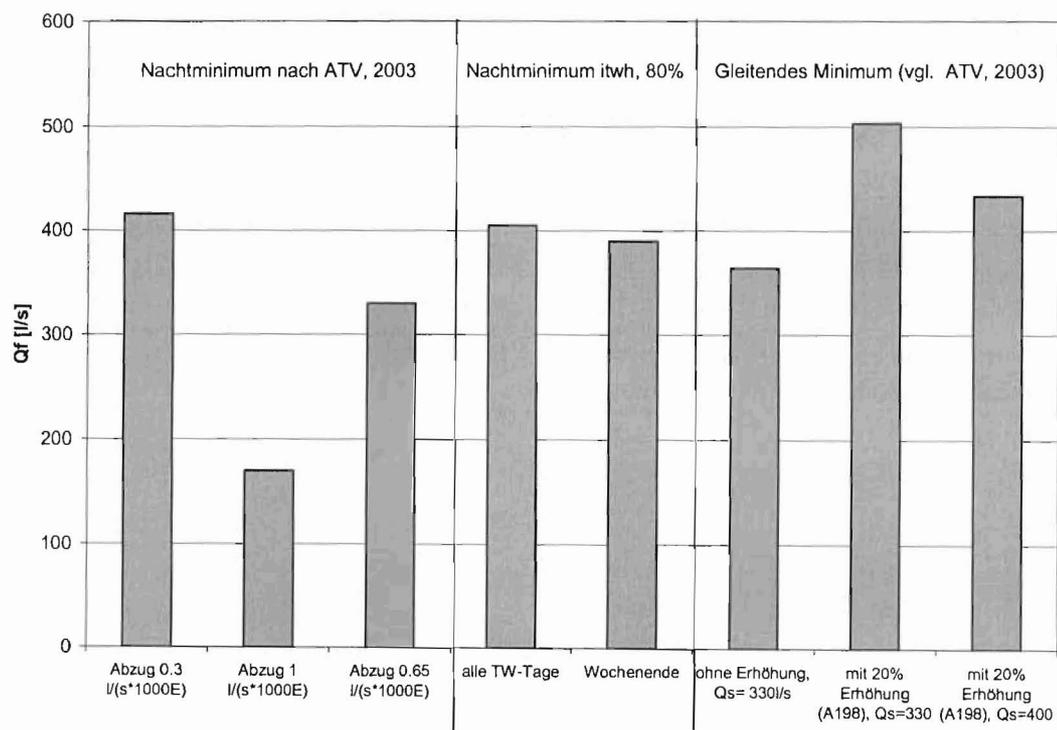


Bild 2.8 Fremdwasserermittlung mit unterschiedlichen Ansätzen

Wesentliche Kennwerte für den Trockenwetterabfluss aus den Messdaten sind in Tab. 2.14 zusammengestellt.

Tab. 2.14

Kennwerte für den Trockenwetterabfluss Zu KA (2004, 161 Tage TW)

	Gesamtgebiet 240.580 E
$Q_{t,24}$ - Mittelwert	732,3
$Q_{s,24}$	330,0
$Q_{h,24}$	290,9
$Q_{g,24}$	39,1
$Q_{f,24}$ [l/s]	402,3
$Q_{f,24} / Q_{s,24}$	122%
$Q_{f,24} / Q_{t,24}$	55%
Q Gewässer	78,0
Q_f ohne Gewässer	324,3
$Q_{f,24}/Q_{s,24}$ o. Gewässer	98%
Wasserverbrauch je E	104,5

Verglichen mit den Chemnitzer Wasserverbrauchszahlen aus dem Jahr 2000 (98 l/(E·d) aus Haushalten + Kleingewerbe) liegen die ermittelten Werte (105 l/(E·d)) im realistischen Bereich. Der Fremdwasserzuschlag beträgt 122% (ohne eingeleitete Gewässer (78 l/s 98%).

Stoff-Konzentration bei Trockenwetter

Die Messdaten im Zulaufbereich der Kläranlage sind in Tab. 2.15 dargestellt. Verglichen mit üblichen Werten fällt auf, dass die Konzentrationen, vermutlich aufgrund des hohen Fremdwasseranteils, gering sind.

Tab. 2.15 Stoffkonzentrationen im Zulauf der KA Chemnitz (24-h-Mischprobe, Jahr 2004, Trockenwetter: 161 Werte)

	CSB [mg/l]		BSB ₅ [mg/l]		NH ₄ -N [mg/l]		TKN [mg/l]	
	alle	TW	alle	TW	alle	TW	alle	TW
Mittelwert	398	479	196	244	23.1	28.8	38.4	47.6
Minimum	101	302	30	134	3.1	17.8	7.0	26.2
Maximum	770	770	375	371	58.0	58.0	75.8	75.8

Verhältnisse bei Trockenwetter CSB/ BSB₅ 1,96; BSB₅/TKN 5,1

Aus den gemessenen Konzentrationen errechnet sich mit dem dazugehörigen Trockenwetterabfluss eine spezifische CSB-Fracht von 124 g/(E·d). Diese entspricht dem nach ATV A128 üblichen Wert von 120 g/(E·d).

2.4.2 Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf

2.2.4.1 Beschreibung der Kläranlage

Die auf 400.000 EW ausgelegte Kläranlage Chemnitz Heinersdorf ist seit 1998 in Betrieb und besteht aus folgenden Behandlungsstufen:

- Mechanische Reinigung: Rechen, Sandfang, Vorklärung (vierstraßig)
- Biologische Reinigungsstufe: 6 Straßen, Anearobbecken, vorgeschaltete Denitrifikation, Nitrifikation mit feinblasiger Druckbelüftung, Rücklaufschlammdenitrifikation mit einem Teilstrom Rohabwasser
- Gemeinsames Verteilerbauwerk, 4 Nachklärbecken
- Chemische P-Fällung
- Schlammbehandlung

Der Lageplan ist Bild 2.9, die Bauwerksabmessungen sind Tab. 2.16 zu entnehmen.

Tab. 2.16 Abmessungen der wesentlichen Bauwerke

	Beschreibung	Abmessungen / Oberfläche	Volumen
Regenüberlaufbecken	3 Rechteckbecken	3 x 1950 m ³	5.850 m ³
Vorklärung	4 Rechteckbecken 1 RS-Deni-Becken	4 x 1.150 m ³ ; nur zwei in Betrieb!	2.300 m ³ 4000 m ³
Belebung	6 x 2 Bio-P-Becken	6 x 2 x (16,7 x 17 x 6,2) [in m]	21.120 m ³
Σ 100.110m ³	6 x 2 Denitrifikationsbecken	6 x 2 x (17,4 x 17 x 6,2) [in m]	22.050 m ³
	6 Nitrifikationsbecken	6 x (89,9 x 17 x 6,2) [in m]	56.840 m ³
Nachklärung Σ 42.422 m ³	4 Rundbecken (Schildräumer, Zahnschwelle)	Ø 56 m, A = 4 x 2.463 m ² = 9.852 m ²	4 x 10.605 m ³

Gemäß Planfeststellung darf der Regenwetterzufluss 9.450 m³/h (2.625 l/s) betragen. Die Anforderungen an die Ablaufwerte der Kläranlage sind verglichen mit den Anforderungen der Abwasserverordnung (Größenklasse 5) vereinzelt deutlich erhöht: CSB 60 mg/L statt 75 mg/L, BSB₅ 10 statt 15 mg/L und NH₄-N 5 statt 10 mg/L. Hinsichtlich N_{ges} (13 mg/L) und P_{ges} (1 mg/L) sind die Anforderungen identisch.

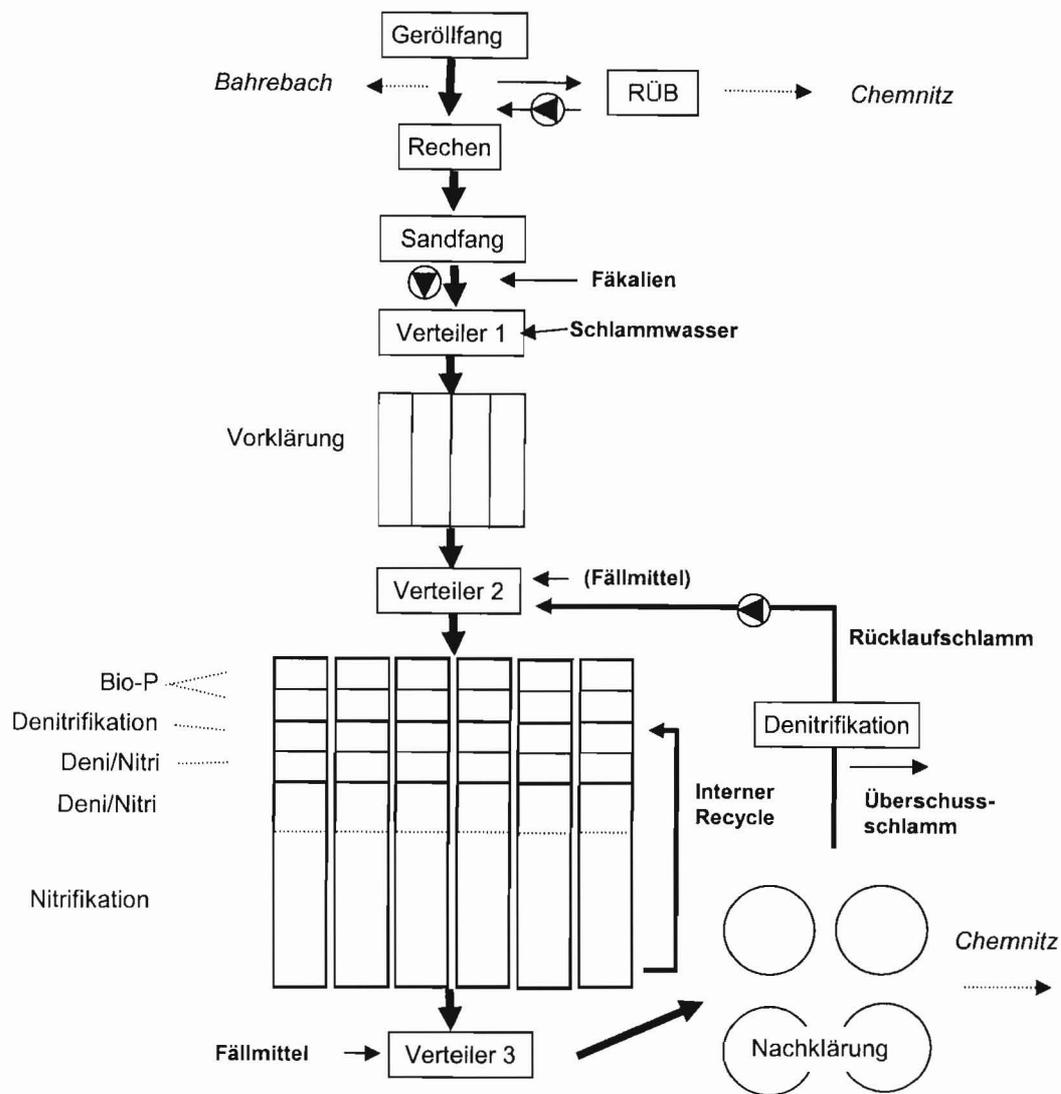


Bild 2.9 Prinzipische Skizze der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf

Erwähnenswert ist insbesondere das PC-gestützte Assistenzsystem inkl. Online-Simulation (UMOS, Fa. Optum, Chemnitz). Es dient der Vereinfachung und Optimierung der Betriebsführung via Visualisierung etc. und einer mitlaufenden Simulation, die ebenfalls Prognoselastfälle betrachtet und entsprechende Betriebsführungsempfehlungen gibt. Dank dieses Systems standen ebenfalls Messdaten über lange Zeiträume und in unterschiedlichen zeitlichen Auflösungen zur Verfügung.



Bild 2.10 Luftbild der KA Chemnitz (Quelle: Google Earth)

Regelkonzepte

Die **Interne Rezirkulation** wird proportional zum Zufluss eingestellt (4 bei Trockenwetter, 1 bei Regenwetter). Handeingriffe werden vereinzelt unter Nutzung der Onlinesimulation durchgeführt.

Der **Sauerstoffeintrag** in die Nitrifikation wird in Abhängigkeit der jeweils vorgegebenen Sollwerte über 4 Sauerstoffsonden und Blendenregulierschieber je Straße eingestellt.

Der **Rücklaufschlamm** wird zuflussproportional betrieben. Bei Trockenwetter beträgt das Verhältnis 1,0 (bis 1,1), bei Regenwetter 0,55 (bis 0,7).

Der **Überschussschlammabzug** erfolgt kontinuierlich aus dem Rücklaufschlamm. Regelgröße ist der TS-Gehalt (Mittelwert der 4 Becken) in der Belebung (2004: 3,5 g/L).

Das **Fällmittel** - ein Kombinationsprodukt aus Aluminat und Polymeren der Fa. VTA – wird am Ablauf der Belebung dosiert. Die Zugabe wird anhand des $\text{PO}_4\text{-P}$ -Wertes ermittelt. Die Grunddosierung ist auf 40 l/h eingestellt, bei einem $\text{PO}_4\text{-P}$ Wert von 0,4 mg/l wird die Dosierung auf 150 l/h erhöht und bei Erreichen eines $\text{PO}_4\text{-P}$ Wertes von 0,6 mg/l wird die Dosierung auf 250 l/h erhöht. Bei Überschreiten einer $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von $> 0,8$ mg/l wird die Dosiermenge manuell angepasst.

2.2.4.2 Messungen im Bereich der Kläranlage

Die Anlage ist im Rahmen der Eigenüberwachung mit zahlreichen Messstellen ausgestattet und wurde darüber hinaus im Rahmen des Projektes um weitere ergänzt. Sämtliche Online-Daten liegen in einer zeitlichen Diskretisierung von 15 Minuten vor.

Neben den Aufzeichnungen des Zu- und Abflusses der Kläranlage werden die Zuflüsse in die jeweiligen Straßen, die Rücklaufschlammströme, der Überschussschlammabzug, die internen Rezirkulationsströme sowie die Entlastung aus dem RÜB erfasst.

In Tab. 2.17 sind die Online-Messungen der **Stoffgrößen** tabellarisch zusammengefasst. Trotz regelmäßiger Gerätewartungen sind Ausfälle und inkorrekte Messwerte unvermeidbar. Vor der Durchführung weiterer Auswertungen war deshalb eine umfangreiche Datenanalyse erforderlich.

Tab. 2.17 Onlinemesstechnik auf der KA Chemnitz

Messstelle	Eigenüberwachung	Messung DBU-Projekt
Zulauf	T	
Ablauf Vorklärung	BSB, CSB, PO ₄ -P, NH ₄ -N	
Belebungsbecken	TS je Straße O ₂ (4 x je Straße!) NO ₃ -N, PO ₄ -P in 2 Straßen am Ende der Deni-Zone	
Ablauf BB	NO ₃ -N, NH ₄ -N, PO ₄ -P, pH, T	VSV
RS-Schlamm	-	TS-Gehalt
Nachklärung	Schlammspiegelhöhe	
Ablauf Nachklärung	CSB, NO ₃ -N, NH ₄ -N, P _{ges} , Trübung, pH, T, LF	

Neben den Online-Messungen standen ergänzend Laboranalysen (24-h-Mischproben) üblicher Parameter aus der Eigenüberwachung zur Verfügung, mit denen mittlere Belastungen und die Wirkungsgrade der Reinigungsstufen ermittelt werden konnten.

2.2.4.3 Mittlere Betriebskenndaten

Die Zuflüsse zur Anlage sind in Tab. 2.18 zusammengefasst. Die Anlage wird bei Mischwasser, verglichen mit den aus den aktuellen Zuflussdaten resultierenden Bereichen gemäß ATV-DVWK Arbeitsblatt A198 recht hoch beschickt. Nach Bild 1 in diesem Arbeitsblatt ergeben sich für Chemnitz Spitzenfaktoren $f_{SP,S}$ von 3 – 6. Die zulässige Bandbreite $Q_M = f_{SP,S} \cdot Q_{S,d,aM} + Q_{F,aM}$ errechnet sich zu 5.000 bis 8.580 m³/h. Wie die Kläranlage auf die unüblich hohen Mischwasserzuflüsse reagiert ist in Kapitel 3.4 dargestellt. Das Verhältnis des mittleren Trockenwetterzuflusses zum maximalen Zufluss bei Mischwasser beträgt in Chemnitz $Q_M = 3,6 \cdot Q_{T,aM,2004}$.

Tab. 2.18 Zuflüsse zur KA Chemnitz

Zufluss [m³/h]	
Q_M (Bemessung)	9.450
Q_{aM}	3.817
$Q_{T,aM}$	2.636
$Q_{F,aM}$	1.448
$Q_{S,aM}$	1.188
$Q_{M,A198}$ (rechnerisch) = $(3 \text{ bis } 6) \times Q_{S,aM} + Q_F$	5.000 - 8.580

Nachfolgend sind in Tab. 2.19 und Tab. 2.20 wesentliche Betriebskenndaten, d.h. Konzentrationen, Prozesskenngrößen und Reinigungsleistungen der Anlage zusammengefasst (Grundlage: Online- und Handmessungen).

Tab. 2.19 Online-Messwerte im Ablauf der Vorklärung bei Trockenwetter

mg/L	BSB	CSB	NH ₄ -N	PO ₄ -P
Mittelwert	115,3	278	42,6	3,4
Minimum	22	33	0,0	0,0
Maximum	220	937	79,8	9,3

Tab. 2.20 Betriebs- und mittlere Belastungskenngrößen 2004

Betriebsmesswerte		Mittlere Belastungskenngrößen	
TS_{BB} g/L	3,5	Schlammalter $t_{TS,ges}$ d	19,7
TS_{RS} g/L	ca. 6,0	$B_{TS,BSB5}$ kgBSB ₅ /(kgTS·d)	0,03
ISV ml/g	108	$t_{R,VK}$ h	0,9 (min : 0,24)
Q_{RS} m³/h	$1,1 \cdot Q_{Zu}$	$q_{A,NK}$ m/h	0,38 (max: 0,95)
$Q_{ÜS}$ m³/h	98	$q_{sv,NK}$ l/(m²·h)	146 (max. 499)

Das hohe Schlammalter und die niedrigen Schlammvolumen- und Oberflächenbeschickungen verdeutlichen eine eher geringe Anlagenbelastung und erklären die insgesamt sehr guten Ablaufwerte (Tab. 2.21). Der Schlammindex steigt in den Wintermonaten auf Maximalwerte über 150 (85%-Wert: 130), liegt aber noch in einem moderaten Bereich. Auffällig ist jedoch die Neigung zur Schwimmschlamm-Bildung auf der Nachklärung.

Das relativ hohe Rücklaufschlammverhältnis ist in Hinblick auf eine effiziente Denitrifikation und biologische P-Elimination optimiert, führt jedoch insb. bei Mischwasser zu einer erhöhten hydraulischen Belastung der Nachklärung

Tab. 2.21 Mittlere Betriebsdaten 2004

	Einheit	Zulauf	Ablauf VK	Ablauf BB	Abl. NK
CSB	mg/L	398	233	n.e.	20,8
BSB ₅	mg/L	196	102	n.e.	
TKN	mg/L	38,4	n.e.	n.e.	n.e.
NH ₄ -N	mg/L	23,1	31,8	0,3	0,1
NO ₃ -N	mg/L	n.e.	n.e.	8,5	8,7
NO ₂ -N	mg/L	n.e.	n.e.	0,2	0,2
P _{ges}	mg/L	n.e.	n.e.	n.e.	0,4
PO ₄ -P	mg/L	n.e.	2,7	0,3	n.e.
AFS	mg/L	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Trübung	FNU	n.e.		n.e.	5,9
SK	mmol/L	n.e.		n.e.	n.e.
pH	-	n.e.		6,9	7,1
LF	µs/cm	1029		n.e.	903
T	°C	12,7	n.e.	12,8	13,0

fett: aus Online-Messung

2.2.4.4 Eigenes Messprogramm

Die Kläranlage Chemnitz verfügt über eine überdurchschnittliche Ausstattung an Messgeräten. Daher war eine Verdichtung der Messwerte durch eigene Messungen nicht im geplanten Umfang notwendig und konnte beschränkt werden.

Regenschreiber

Die Stadtwerke Chemnitz AG unterhält keine eigenen Regenschreiber. Für die Auswertung der historischen Daten konnte als externe Quelle nur ein Regenschreiber des Deutschen Wetterdienstes genutzt werden.

Aufgrund der orografischen Situation der Stadt Chemnitz sowie der Größe des Kanalnetzes ist im entwässerten Gebiet mit einer sehr unregelmäßigen Überregnung zu rechnen, so dass für eine hohe Simulationsgüte mehrere Regenschreiber notwendig sind. Daher wurde auf dem Kläranlagengelände (Chemnitz-Nord) sowie auf dem RÜB Kapplerdrehe (Chemnitz-Mitte) jeweils ein Regenschreiber der Fa. NIVUS installiert.

Trockensubstanzgehalt Rücklaufschlamm

Dieser Parameter wird vom Betreiber nicht erhoben. Zur Messung wurde eine SOLITAX-Sonde der Fa HACH-Lange mit externem Datenlogger genutzt. Die Sonde wurde im Rücklaufschlamm sammelschacht der Nachklärbecken 1 und 2 aufgehängt. Der regelmäßige Vergleich mit Handmessungen ergab eine langfristig stabile Messung. Die Daten dienen bisher vor allem zur Verifizierung des Kläranlagenmodells (siehe Kapitel 5.1.2). Im weiteren Projektverlauf soll die RS-Konzentration als potentielle Störgröße auf die zu entwerfende Zuflussregelung aufgeschaltet werden.

Schlammvolumen

Dieser Parameter wird vom Betreiber nur als Tageswert labortechnisch erhoben. Zur Messung wurde eine SVI-Sonde der Fa. HACH-Lange mit externen Datenlogger im Verteilerbauwerk zu den Nachklärbecken installiert (Bild 2.9, Verteiler 3). Ziel dieser Messung ist die online-Erfassung der Schlammvolumenbeschickung als weitere mögliche Störgröße der Zuflussregelung.

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass die Sonde sehr sensitiv auf äußere hydraulische Einflüsse reagiert und damit die Auswahl des Messstandortes maßgebend über die Qualität und Nutzbarkeit der Messung entscheidet. Daneben ist die Sonde relativ wartungsintensiv, so dass die weitere Nutzung in Abhängigkeit von der Sensitivität der Absatzprozesse gegenüber diesem Parameter zu treffen ist. In den folgenden Monaten ist eine weitere Optimierung und Auswertung der Messung vorgesehen.

3. Reaktion der Kläranlagen auf Mischwasserereignisse

3.1 Herangehensweise

Um die Reaktion der Kläranlagen auf erhöhten Zufluss darzustellen, wurden aus den Zeitreihen automatisch Ereignisse extrahiert. Diese wurden wie folgt definiert:

- Beginn: unmittelbar nach Überschreiten des Trockenwetterabflusses
- Ende: unmittelbar nach Unterschreiten des Trockenwetterabflusses, jedoch nur wenn dieser danach 5 Stunden nicht wieder erreicht wurde.

Durch das Einbeziehen weiterer Informationen wie dem Wetterschlüssel oder gemessener Niederschläge wurde vermieden, dass erhöhte Zuflüsse erfasst wurden, welche nicht auf ein Regenereignis zurückzuführen sind.

Die Ereignisse wurden nach dem Faktor $f \cdot Q_{S,aM} + Q_{F,aM}$ in einer Klassenbreite von 0,5 gruppiert. Es wurden nur Ereignisse mit $f > 1,5$ betrachtet. Innerhalb dieser Klassierung wurden relevante Werte, insb. Ablaufwerte, untersucht.

3.2 KA Bamberg

Es wurde ein Zeitraum von drei Jahren (2002 -2004) ausgewertet. Der Trockenwetterabfluss $Q_{t,24}$ der Bamberger Anlage beträgt 339,4 l/s, der Fremdwasseranteil 40 % (Karpf, 2002). Diese Datengrundlage unterscheidet sich geringfügig von der in Kapitel 2.2 genutzten.

Die Mittel- und Maximalwerte der Regenhöhen und der resultierenden Abflüsse (am gemessen) der extrahierten Ereignisse sind in Tab. 3.1 aufgeführt. Die Klassen sind auf den Kläranlagenablauf bezogen, da dieser für die Belastung der Nachklärbecken relevant ist. Durch eine Varianzanalyse wurde nachgewiesen, dass sich die Klassenmittelwerte der Regensumme und der Regenintensität signifikant unterscheiden.

Tab. 3.1 Einteilung der Ereignisse in Klassen

Klasse	Ereigniszahl	Q_{\max} [m ³ /h]	Mittlere Regen-summe [mm]	Max. Regen-höhe [mm/2 h]	
1	$1,5-2 \cdot Q_s + Q_f$	38	1592-1925	1,17	2,40
2	$2-2,5 \cdot Q_s + Q_f$	23	1969-2272	1,54	3,20
3	$2,5-3 \cdot Q_s + Q_f$	11	2325-2680	2,28	2,20
4	$3-3,5 \cdot Q_s + Q_f$	9	2740-2977	4,27	7,30
5	$3,5-4 \cdot Q_s + Q_f$	21	3087-3410	4,91	3,90
6	$4-4,5 \cdot Q_s + Q_f$	27	3424-3780	6,29	6,00
7	$4,5-5 \cdot Q_s + Q_f$	9	3855-4147	11,46	4,60
8	$5-5,5 \cdot Q_s + Q_f$	9	4161-4518	17,89	19,00
9	$5,5-6 \cdot Q_s + Q_f$	7	4522-4745	35,70	12,40

Die Parameter Ammonium und Nitrat im Ablauf der Kläranlage sind in Bild 3.3 und

Bild 3.4 als 2h-Maximalwert dargestellt.

Die Nitrifikationskapazität der Anlage ist unter den gegenwärtigen Zuflussbedingungen nicht ausreichend. Zwar liegt das 85%-Quartil der Ammoniumablaufkonzentration unter 2 mg/L, allerdings kam es in Extremfällen zu hohen Ablaufwerten bis zu 10 mg/L. Ein Großteil der erhöhten Ablaufwerte, nicht jedoch alle, sind auf Ereignisse im Winterhalbjahr zurückzuführen (Bild 3.3). Die Nitratablaufwerte liegen mit im Mittel 10 mg/L relativ hoch, allerdings liegen sie bereits bei Trockenwetter bei im Mittel 8 mg/L. Der Verdünnungseffekt aufgrund eines erhöhten Zuflusses ist gering ausgeprägt. Eine Tendenz zwischen den Ammonium- und Nitratablaufwerten und den Abflussklassen ist nicht zu erkennen.

Bei 85 % aller Ereignisse lag der maximale Phosphorablaufwert unterhalb 0,6 mg P_{ges} /L. Extremwerte bis 5 mg/L waren bei acht Ereignissen zu verzeichnen. Diese traten immer bei extremen hydraulischen Belastungen (ab $5 \cdot Q_s + Q_f$) auf. Dabei zeigt sich sowohl in der statistischen Zusammenfassung als auch bei der Betrachtung von Einzelereignissen, dass die erhöhten P-Gesamt-Konzentrationen mit erhöhten Trübungswerten zusammenfallen. Die erhöhten Phosphor-Konzentrationen sind damit vorrangig auf den Abtrieb von Belebtschlammflocken durch Überlastung der Nachklärung zurückzuführen.

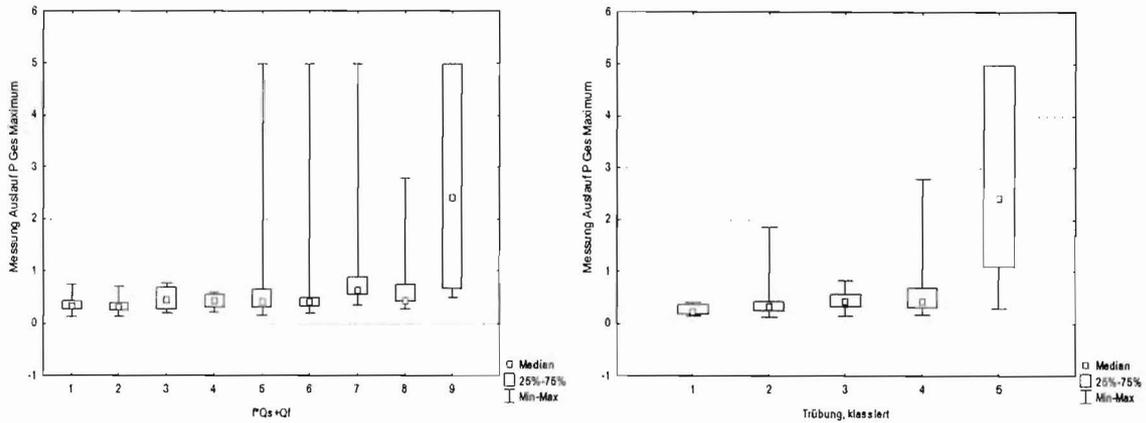


Bild 3.1: P-Gesamt Ablauf Nachklärung (2h-Maximalwerte)
 links: Klassenbildung über die Zulaufmenge
 rechts: Klassenbildung über die Trübung

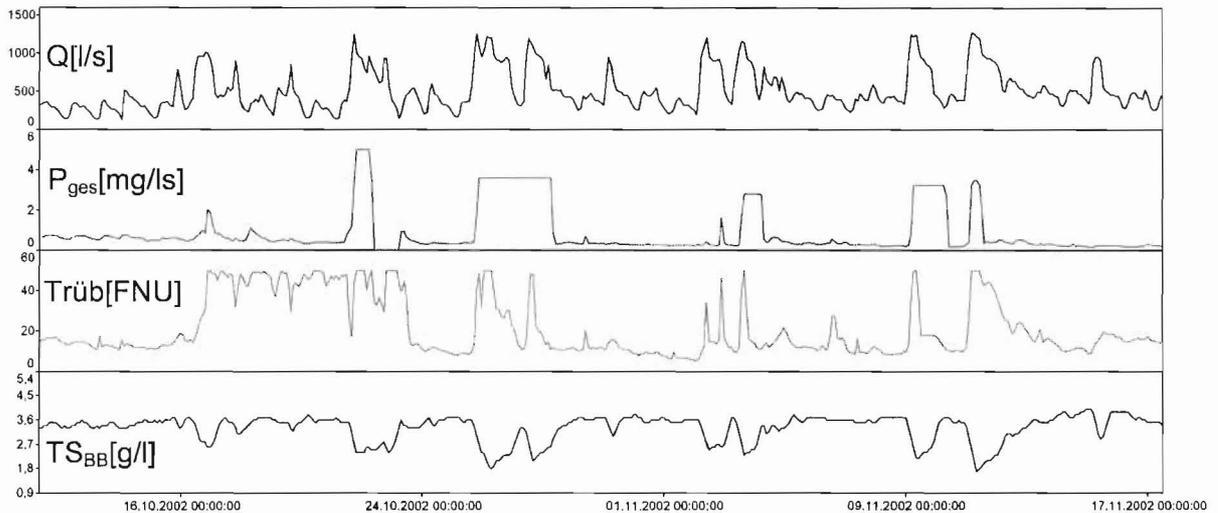


Bild 3.2: Verlauf von Zufluss, P-Gesamt, Trübung und TS-Konzentration im BB während mehrerer Mischwasserereignisse

Zum CSB lagen keine Angaben vor.

Mangels geeigneter Messwerte wurde die Leistungsfähigkeit der Nachklärung anhand des Parameters Trübung untersucht (Bild 3.5). Auffällig ist die erhöhte Dynamik der Trübung in Relation zu Zufluss bzgl. Mittelwert und Streuung. Das legt den Schluss nahe, dass eine empirische Funktion zwischen Zufluss und auftretender Trübung zwar gefunden werden kann, diese aber mindere Qualität hat.

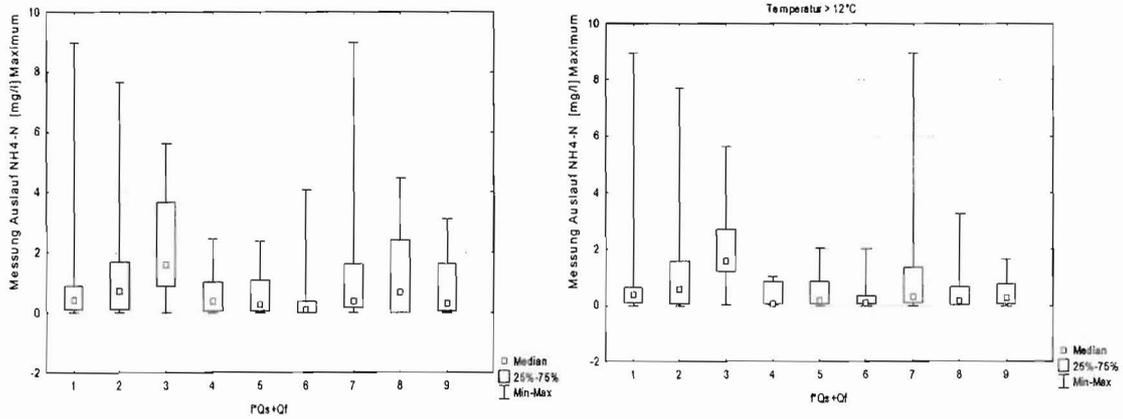


Bild 3.3 NH4-N [mg/L] im Ablauf, 2h-Maximalwerte
 links: Klassenbildung über alle Ereignisse
 rechts: Klassenbildung über Ereignisse mit $T > 12^{\circ}\text{C}$

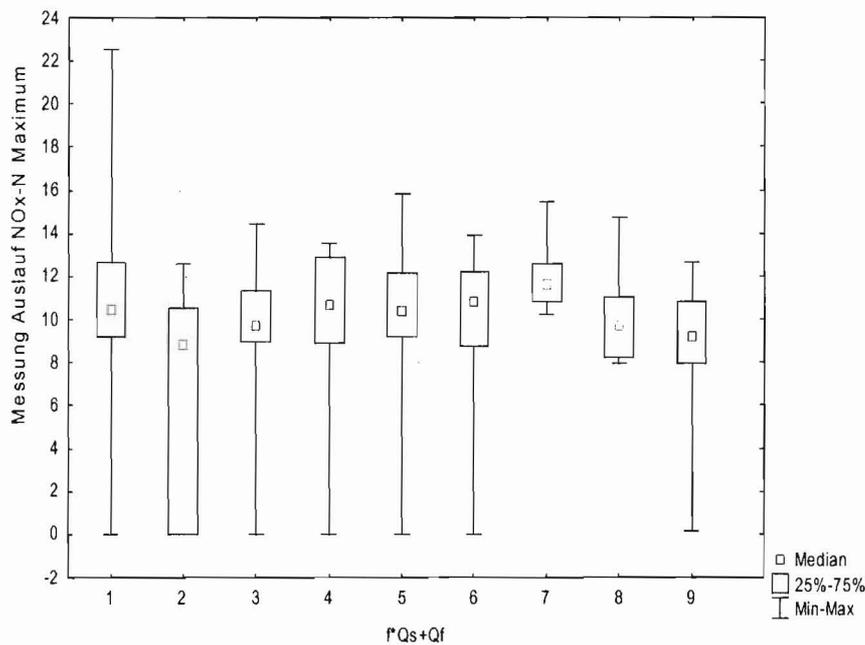


Bild 3.4 NO3-N [mg/L] im Ablauf, 2h-Maximalwerte

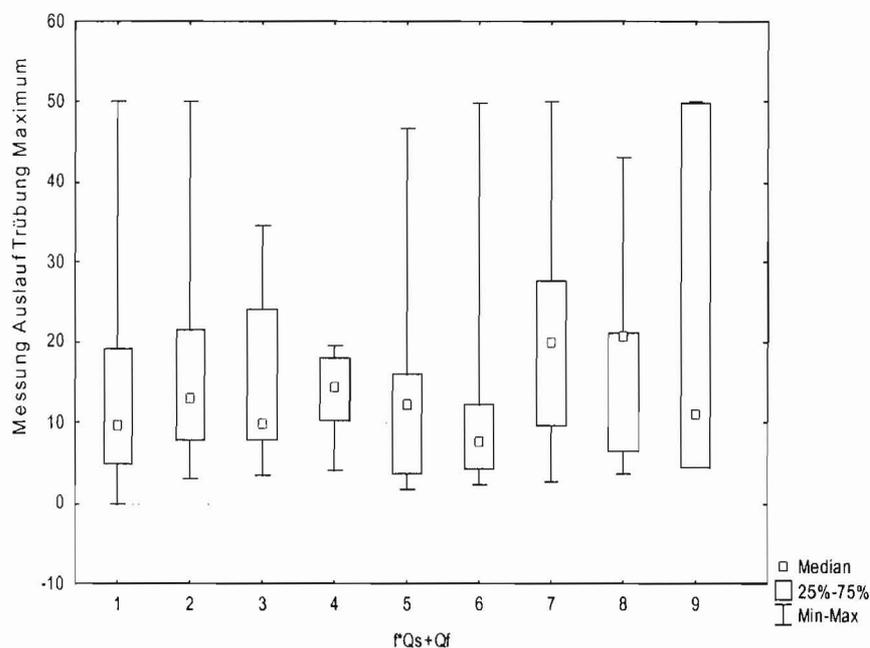


Bild 3.5 Trübung [FNU] im Ablauf, 2h-Maximalwerte

3.3 KA Bottrop

Es wurde ein Zeitraum von einem Jahr (04/2004 -03/2005) ausgewertet. Der Trockenwetterabfluss Q_t der Bottroper Anlage beträgt $16.200 \text{ m}^3/\text{h}$. Da dieser Zufluss künstlich erhöht wird und so eine Fremdwasserermittlung nicht möglich war, konnte als Bezugswert f für die Analyse nur der Trockenwetterabfluss genutzt werden. Die Maximalwerte der gemessenen Abflüsse der extrahierten Ereignisse sind in Tab. 3.2 aufgeführt.

Tab. 3.2 Einteilung der Ereignisse in Klassen

Klasse	Ereigniszahl	Q_{\max} [m^3/h]
1 $0,9-1 \cdot Q_t^1$	6	18.223-22.634
2 $1-1,5 \cdot Q_t$	57	18.042-27.449
3 $1,5-2 \cdot Q_t$	27	25.517-30.952

¹Auswertung erfolgte anhand von 2h-Werten, in dieser Gruppe ist der 20min-Wert $> Q_t$

Die Parameter Ammonium und Nitrat im Ablauf der Kläranlage sind in Bild 3.6 und Bild 3.7 als 20min-Maximalwert dargestellt. Die Nitrifikationskapazität der Anlage ist bei der gegenwärtigen Belastung ausreichend, das 85%-Quartil liegt unter 1 mg/L . Unterschiede zwi-

schen Winter- und Sommerbetrieb sind kaum auszumachen. Die Nitratblaufwerte liegen mit im Mittel 12 – 13 mg/L relativ hoch. Ein Verdünnungseffekt aufgrund eines erhöhten Zuflusses ist vorhanden.

Der Phosphorablaufwert liegt bei ca. 1 mg P_{ges} /L. Die Phosphorelimination stellt daher bei erhöhtem Zufluss kein Problem dar.

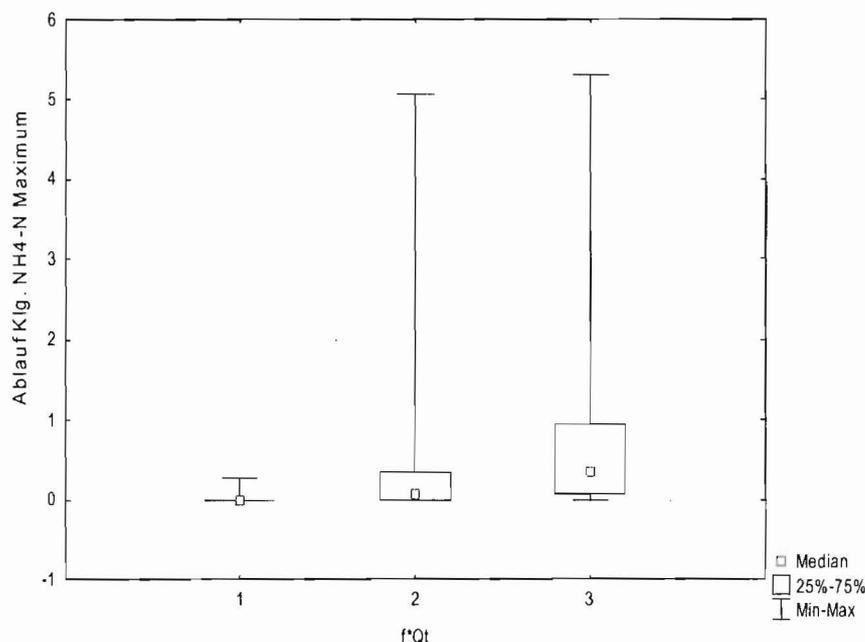


Bild 3.6 NH4-N [mg/L] im Ablauf, 20min-Maximalwerte

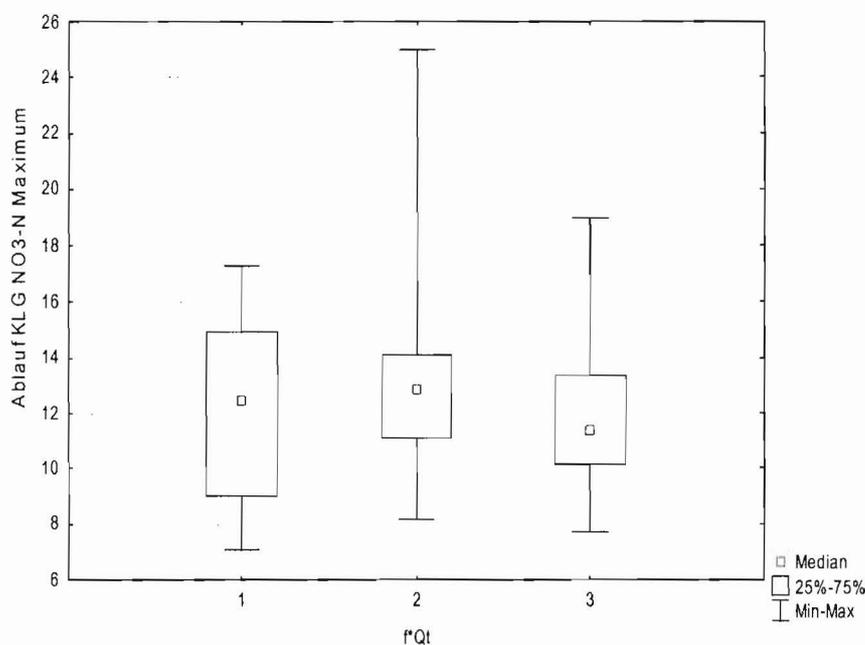


Bild 3.7 NO3-N [mg/L] im Ablauf, 20min-Maximalwerte

Die in Bottrop vorliegende Verfahrenskombination von tiefen Belebungsbecken und flacheren, quer durchströmten Nachklärbecken zeigt bei Regenwetter Betriebsprobleme, welche durch Schlammabtrieb aus der Nachklärung und dementsprechender Überschreitung der Ablaufwerte gekennzeichnet sind. So sind in Bild 3.8 Maximalwerte von 100 mg/L AFS zu erkennen (Überschreitung des Messbereiches). In diesem Zusammenhang ist auch der CSB-Ablauf mit im Mittel 40 – 50 mg/L erhöht.

Der Versagensgrund der Nachklärbecken ist ein sehr hohes Schlammvolumen, welches deutlich über den Bemessungsannahmen liegt (Krebs *et al.*, 2005). Insofern liegt hier der limitierende Prozess bei Mischwasserereignissen vor. Daneben ist auch hier mit zunehmenden Zufluss eine erhöhte Dynamik der Trübung zu verzeichnen. Als Indikator für eine Steuerung kommt also in erster Linie ein Feststoffparameter in Frage.

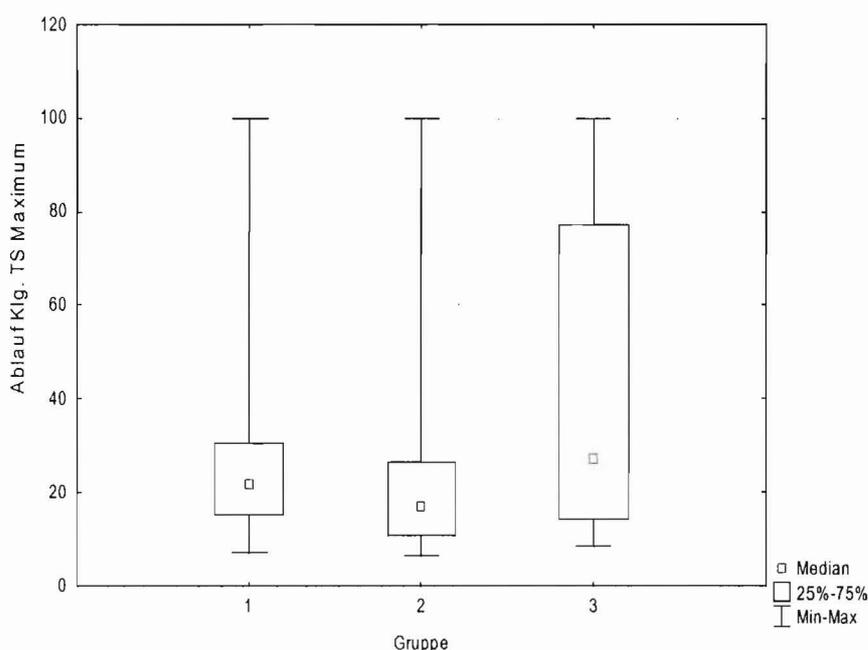


Bild 3.8 TS [mg/L] im Ablauf, 20min-Maximalwerte

In Bild 3.9 sind diese Überschreitungen für zwei Schlammabtriebsereignisse deutlich erkennbar. Im Ablauf der Kläranlage wurden dabei CSB-Konzentrationen von über 100 mg/L, Gesamtposphorkonzentrationen von z. T. über 5 mg/L gemessen. Das Ereignis im März 2004 zeigt, dass die Ablaufwerte die maximal bestimmbaren Konzentrationen während mehrerer Stunden überschritten hatten. Die Charakterisierung des genauen Schlammabtriebes stellte sich gemäß mündlichem Bericht so dar, dass es zu einem fahnenartigen Abtrieb des belebten Schlammes in fast allen Nachklärbecken kam. Dies entspricht im Wesentlichen dem Aussehen von hydraulischen Überlastungen.

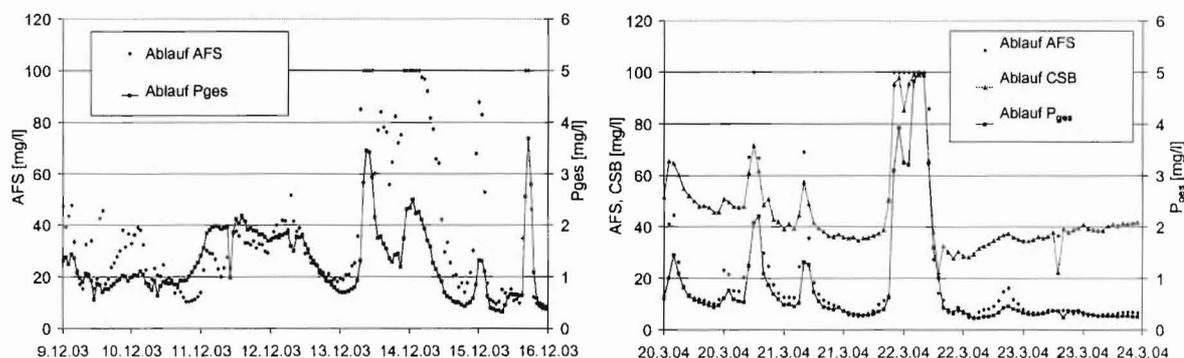


Bild 3.9 Ablaufwerte der KA Bottrop an Tagen des Schlammabtriebes

3.4 KA Chemnitz

Es wurde ein Zeitraum von einem Jahr (2004) ausgewertet. Der Trockenwetterabfluss $Q_{t,24}$ der Chemnitzer Anlage beträgt 732,3 l/s, der Fremdwasseranteil 55 %.

Die Maximalwerte der gemessenen Abflüsse der extrahierten Ereignisse sind in Tab. 3.3 aufgeführt. Aufgrund der bei Regen ebenfalls steigenden Fremdwasserabflüsse sind sehr hohe Faktoren bis $f = 5,6$ zu verzeichnen. Grundlage für die Klassierung war der Kläranlagenablauf. Aufgrund der langsamen Reaktion des Regelschützes sind hier Abflüsse zu verzeichnen, welche größer als der maximale Kläranlagenzufluss sind.

Tab. 3.3 Einteilung der Ereignisse in Klassen

Klasse	Ereigniszahl	Q_{max} [m³/h]
1	$1,5-2 \cdot Q_s + Q_f$	0
2	$2-2,5 \cdot Q_s + Q_f$	11
3	$2,5-3 \cdot Q_s + Q_f$	5
4	$3-3,5 \cdot Q_s + Q_f$	10
5	$3,5-4 \cdot Q_s + Q_f$	9
6	$4-4,5 \cdot Q_s + Q_f$	5
7	$4,5-5 \cdot Q_s + Q_f$	12
8	$5-5,5 \cdot Q_s + Q_f$	38
9	$5,5-6 \cdot Q_s + Q_f$	3

Die Parameter Ammonium und Nitrat im Ablauf der Kläranlage sind in Bild 3.3 und

Bild 3.4 als 15min-Maximalwert dargestellt.

Die Ammoniumablaufwerte sind im Vergleich zu den anderen untersuchten Anlagen extrem gering, allerdings kommt es bei sehr hohen Zuflüssen (Abflussklassen 8 und 9) zu stark erhöhten Ablaufwerten. Die Nitrat ablaufwerte liegen ebenfalls unterhalb der anderen Anlagen und sind ereignisunabhängig.

In Abbildung Bild 3.12 ist ein typischer Verlauf eines Mischwasserereignisses dargestellt, in dessen Folge es zu einem erhöhten NH_4 -Ablauf kam. Mit steigendem Zufluss kommt es zum Ausstoß von unverdünntem Schmutzwasser aus Kanal und Vorklärung (Krebs *et al.*, 1999a). Die NH_4 -N-Ganglinie ist daher zur Zuflussganglinie versetzt, die Verdünnung setzt verspätet ein. Diese Frachtspitze, welche um Faktor 3 höher als bei Trockenwetter ist, findet sich schließlich im Ablauf wieder. Beim zweiten Peak, welcher noch innerhalb des Ereignishorizontes stattfindet, ist kein Ausstoß zu verzeichnen, daher ist der resultierende Ablaufpeak geringer. Beim Nitrat ist ein Verdünnungseffekt zu beobachten. Als Indikator für eine Steuerung kommt also in erster Linie Ammonium in Frage.

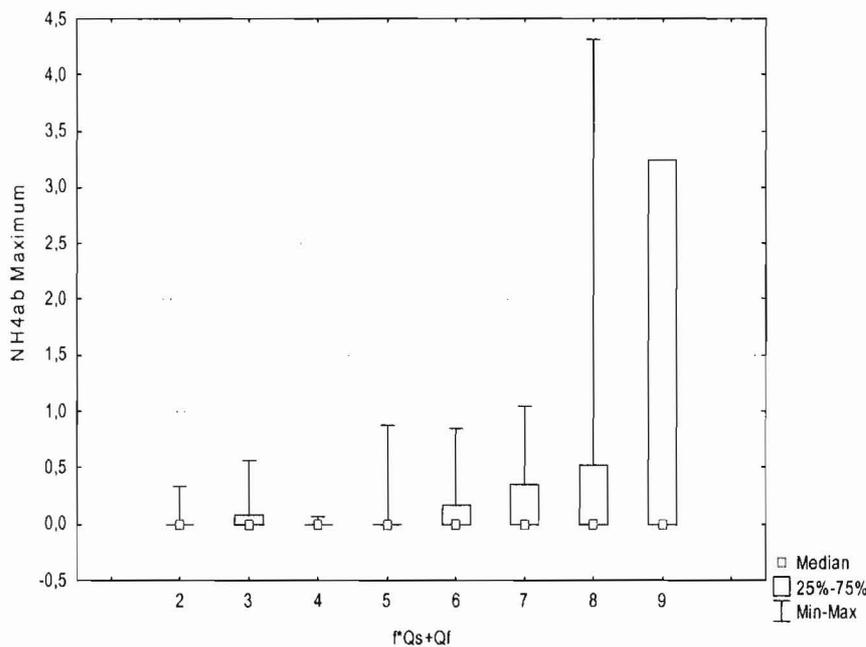


Bild 3.10 NH_4 -N [mg/L] im Ablauf, 15min-Maximalwerte

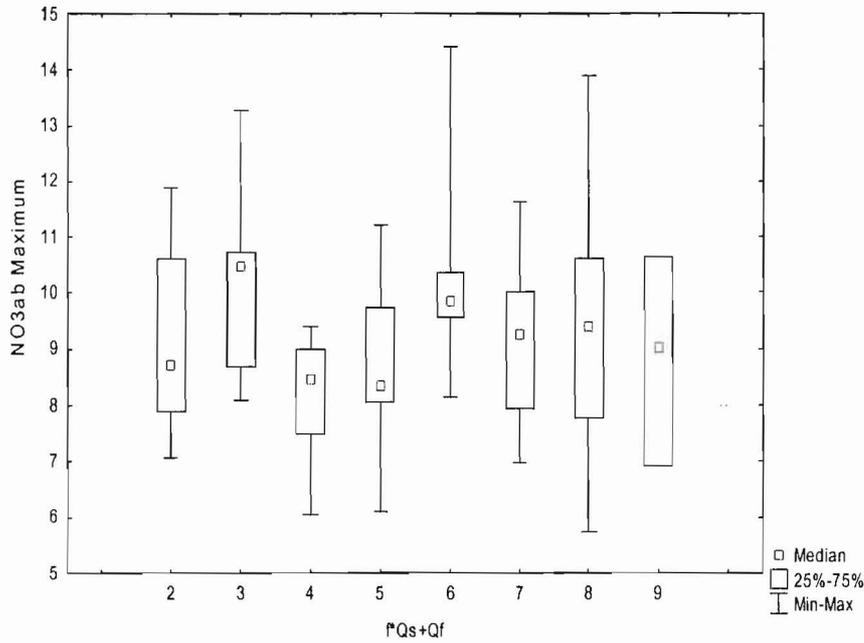


Bild 3.11 NO₃-N [mg/L] im Ablauf, 15min-Maximalwerte

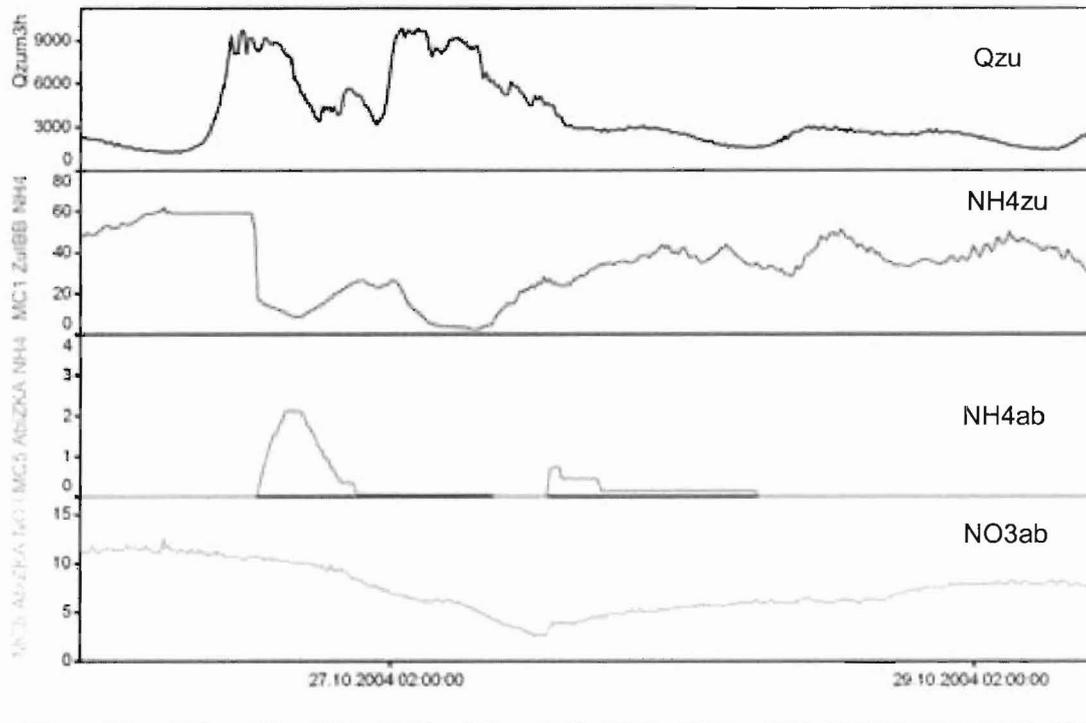


Bild 3.12 Verlauf eines Mischwasserereignisses – Nitrifikation

Der 2h-Phosphorablaufwert lag immer unterhalb 1 mg P_{ges}/L. Die Phosphorelimination stellt daher bei erhöhtem Zufluss ebenfalls kein Problem dar. Die CSB-Werte (Bild 3.13) waren sehr stabil, allerdings gegenüber Trockenwetter erhöht. Eine Tendenz zwischen den Abflussklassen ist nicht erkennbar.

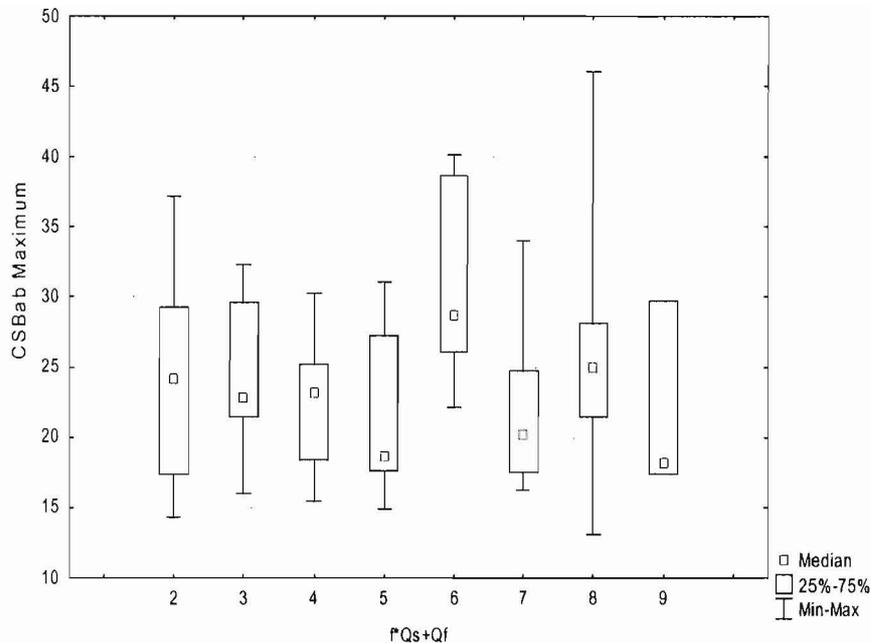


Bild 3.13 CSB [mg/L] im Ablauf, 15min-Maximalwerte

Aufgrund der hohen Sensitivität gegenüber abfiltrierbaren Stoffen wurde die Leistungsfähigkeit der Nachklärung anhand des Parameters Trübung untersucht (Bild 3.14). Die Auswertung der CSB- bzw. Phosphorkonzentrationen ist aufgrund der wesentlich geringeren Aussagekraft hier nicht dargestellt. Mit erhöhtem Zufluss ist eine erhöhte Trübung im Ablauf verbunden, wobei die Spreizung zwischen Minimal- und Maximalwert nicht so stark wie bei den anderen Anlagen ist. Dies lässt auf ein konstanteres Betriebsverhalten gegenüber Mischwasserzufluss schließen.

In Bild 3.15 rechts ist ein typischer Verlauf eines Mischwasserereignisses dargestellt, in dessen Folge es zu einer erhöhten Trübung im Ablauf kam. Mit steigendem Zufluss Q wird Schlamm aus dem Belebungsbecken verdrängt, der TS_{BB} sinkt. Infolge dessen steigt der Schlamm Spiegel SS , der dem Trübungsanstieg voran läuft.

Da es bei erhöhtem Schlamm Spiegel auch unter Trockenwetterbedingungen zu einer erhöhten Trübung im Ablauf kommen kann (Bild 3.15, links), scheint der Schlamm Spiegel einen wichtigen Einfluss auf die Ablaufqualität zu haben. Dies deckt sich mit Beobachtungen anderer Autoren (Bruns, 1999).

Die den Schlammstrom ins Nachklärbecken kennzeichnenden Parameter Schlammvolumenstrom und Schlamm Spiegel hängen mit dem Zufluss eng zusammen (Bild 3.16).

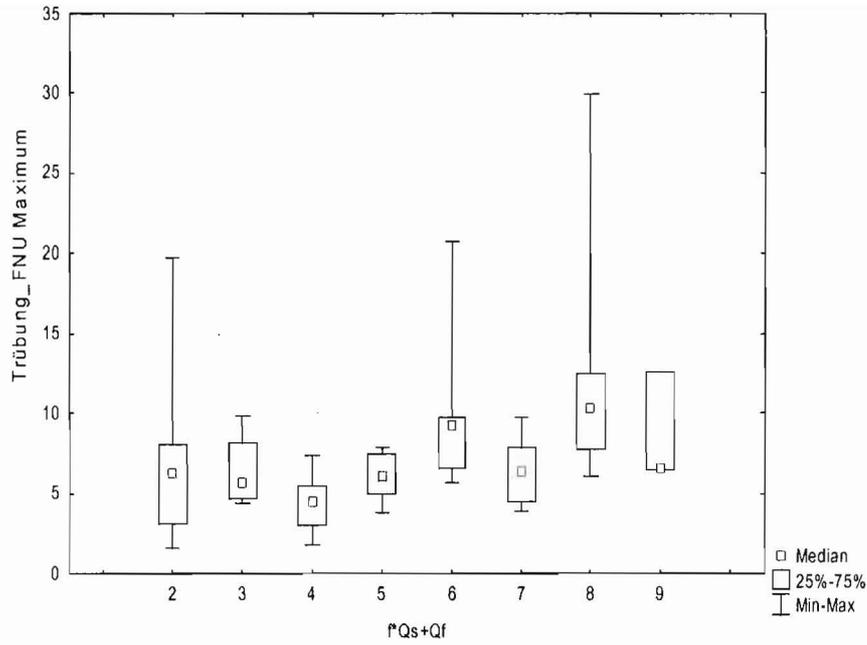


Bild 3.14 Trübung [FNU] im Ablauf, 15min-Maximalwerte

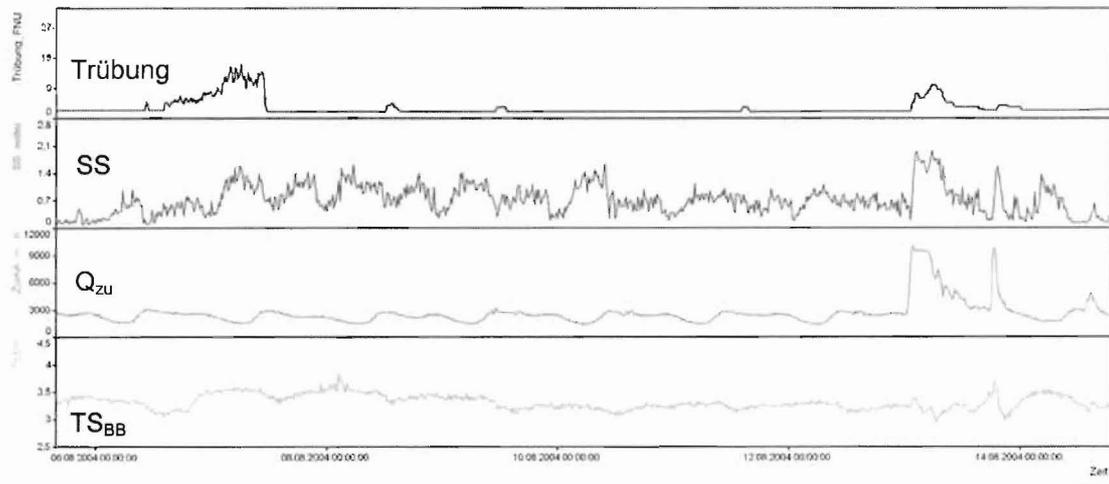


Bild 3.15 Verlauf eines Mischwasserereignisses – Nachklärung

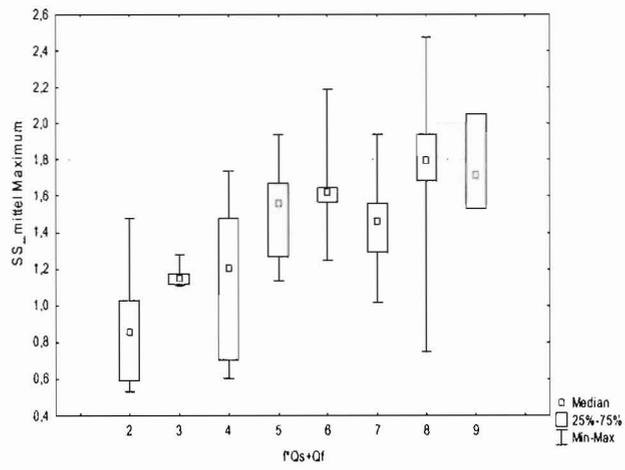


Bild 3.16 SS [m], 15min-Maximalwerte

4. Methoden zur Identifizierung des Anlagenzustands / Regelgrößen

4.1 Auswahl der maßgeblichen Prozesse

Das Gleichgewicht des Ökosystems Gewässer wird durch die Einleitung von Abwasser gestört. Dabei sind folgende Einflüsse von besonderer Bedeutung (ATV, 1997):

- aerob biologisch abbaubare Stoffe führen zu Sauerstoffzehrung
- Pflanzendüngestoffe verursachen Eutrophierung
- schwer abbaubare, toxische Stoffe können sich in Sediment und Organismen akkumulieren und die Lebewesen schädigen.

Zielstellung ist, durch die Reinigung von Abwasser diese Einflüsse zu minimieren.

Belebungsanlagen zur Nährstoffelimination müssen gleichzeitig folgende überwachungsrelevanten Reinigungsanforderungen erfüllen.

Tab. 4.1 Wesentliche Reinigungsanforderungen an Belebungsanlagen in Hinblick auf die potentielle Schadwirkung im Gewässer

Wesentliche Reinigungsanforderungen	Überwachungswert	Schadwirkung im Gewässer
Oxidation bzw. Inkorporation organischer Kohlenstoffverbindungen	BSB ₅ , CSB	Sauerstoffzehrung, Trübung, Bildung heterotropher Biomasse
Ammoniumeliminierung (Nitrifikation)	NH ₄ -N	Akut toxisch (NH ₃), Eutrophierung
Stickstoffelimination	N-Gesamt	Eutrophierung
Phosphorelimination	P-Gesamt	Eutrophierung (Minimumfaktor)

In den letzten Jahren sind national wie international zahlreiche Untersuchungen zu den Auswirkungen des Mischwassers auf die Reinigungsprozesse der Kläranlage durchgeführt worden (z.B. Harremoës *et al.*, 1993; Krauth und Schwentner, 1994; Svardal, 1994; Otterpohl und Dohmann, 1996; ATV, 1997; Bruns, 1999; Krebs *et al.*, 1999b, Seggelke, 2002) Folgende Prozesse haben sich für die Höherbelastung der Kläranlage als limitierend erwiesen:

- die Nitrifikation im Belebungsbecken
- die Sedimentation im Nachklärbecken
- die biologische P-Elimination (da üblicherweise eine Fällung vorgehalten wird, können erhöhte P-Ablaufwerte verhindert werden, wenn die Dosierung nach dem PO₄-P-Ablaufgehalt erfolgt)

Strunkheide (1994) beobachtete bei der Entwicklung eines MSR-Konzepts für die Stickstoff-Elimination auch einen deutlichen Einbruch der Denitrifikation (gemessen als Nitrat-Atmungsaktivität) im Regenwetterfall. Dieser war z. T. durch Verlagerung von Biomasse in die Nachklärung erklärbar. Weitergehende Untersuchungen wurden nicht durchgeführt. Seggelke (2002) stellte bei Mischwasserbelastungen ebenfalls einen deutlichen Rückgang der Denitrifikationsrate fest, welcher eindeutig auf die geringere Verfügbarkeit organischer Kohlenstoffverbindungen zurückgeführt werden konnte. Dieser Effekt wurde jedoch durch die gleichzeitige Verdünnung kompensiert.

Krebs *et al.* (1999b) haben aufgrund der Transportprozesse für gelöste und partikuläre Stoffe in der Kanalisation die für den Kläranlagenbetrieb maßgebenden Belastungsphasen identifiziert. Insbesondere ergibt sich durch den Ausstoß von Ammonium aus der Kanalisation (Krebs *et al.*, 1999a) und aus dem Vorklärbecken zu Beginn des Mischwasserzuflusses (Gujer *et al.*, 1982) eine Phase kritischer Belastung für die Nitrifikation, während sich nach Regenende durch die Entleerung des Kanalnetzes und der Mischwasserspeicher im Einzugsgebiet wiederum eine Frachterhöhung von Ammonium einstellt. Während der Phase konstant hoher hydraulischer Beschickung ist die Ammoniumfracht im Vergleich zum Trockenwetteranfall reduziert.

Die Gewährleistung ausreichender Prozessgeschwindigkeiten für die vorgenannten kinetischen Reaktionen im Belebungsbecken erfordert systembedingt die möglichst vollständige Abtrennung im Nachklärbecken des Belebtschlammes und dessen Rückführung in die Belebungszone. Eine unvollständige Abtrennung des Belebtschlammes und ein damit verbundener Schlammabtrieb kann darüber hinaus zu einer maßgeblichen Verschlechterung der Ablaufwerte (CSB, N-Gesamt, P-Gesamt) führen. Mittelbar ist damit die Sedimentation partikulärer Stoffe ein wesentlicher Prozess bei der Bewertung der Anlagenkapazität.

Armbruster *et al.* (2001) und Krebs *et al.* (2000) haben die Vorgänge in Nachklärbecken bei dynamischer Belastung numerisch simuliert und nachgewiesen, dass die Phasen der Erhöhung und der Verminderung der Belastung – also nicht die Phase konstant hoher Belastung – für einen erhöhten Feststoffabtrieb aus dem Nachklärbecken besonders problematisch sind.

Eine auslastungsabhängige Zuflussregelung muss in der Lage sein, das Anlagenverhalten vorausschauend bewerten zu können. Aufgrund des Verweilzeitverhaltens ist eine ausschließlich reaktive Regelung zu träge und wird je nach Einstellung die vorhandene Kapazität nicht nutzen bzw. Gefahr laufen, die Anlage zu überlasten. Eine schnelle reagierende Zuflussregelung erfordert deshalb die Einbeziehung ergänzender Prozessvorstellungen, welche einen maximal möglichen Zeitvorsprung entsprechend der Aufenthaltszeit in der Gesamtanlage ermöglichen. Prozessmodelle sind je nach Abstraktionsgrad jedoch immer ein vereinfachtes Abbild der Realität und müssen insbesondere bei der Anwendung für Steuer- und Regelungsaufgaben durch geeignete Kontrollsysteme abgesichert werden.

Die hier zu realisierende Identifikation des Anlagenzustandes zur Zuflussregelung basiert deshalb auf 2 Ebenen:

- Entwicklung und Überprüfung vereinfachter deterministischer oder empirischer Prozessmodelle zur prädiktiven Zuflussregelung
- Direkte Überwachung wesentlicher Parameter als zusätzliche Störgröße als unterhalb liegende Sicherheitsebene

Wie bereits im vorhergehenden Kapitel dargestellt sind die kritischen Prozesse sowohl aus verfahrenstechnischer als auch aus immisionsorientierter Sicht die Sedimentation des Belebtschlammes in der Nachklärung und die Nitrifikation. Die Prozesse der CSB-Elimination, Denitrifikation und Phosphorelimination sind dagegen in der Regel aus technologischer Sicht unkritisch. Eine sichere Einhaltung aller Ablaufwerte ist jedoch in jedem Fall sicherzustellen. Wenn auf eine Prognose dieser Prozesse auf der oberen Regelungsebene verzichtet wird, sollte zumindest die unterhalb liegende Sicherheitsebene diese Parameter als Störgröße mitführen.

Im Hinblick auf die Gewässerbelastung kann auch eine Hierarchisierung bestimmter Stoffe und damit verbundener Prozesse sinnvoll sein. Gegebenfalls können dabei sogar Überschreitungen unkritischer Parameter toleriert werden. Bei Betrachtung des Gesamteinzugsgebiets kann eine derartige Regelung u.U. zu einer geringeren Gewässerbelastung führen als bei konsequenter Einhaltung aller überwachungsrelevanten Parameter. Dieser Ansatz entspricht allerdings nicht den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, wonach auch bei einer immisionsorientierten Betrachtungsweise keine Überschreitung der Emissions-Grenzwerte zulässig ist, und wird deshalb hier nicht weiter verfolgt.

4.2 Entfernung von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen

Obwohl die Entfernung von Kohlenstoffverbindungen nach wie vor zu den wichtigsten Aufgaben von Abwasserreinigungsanlagen gehört, ist dieser Prozess für die Charakterisierung des Anlagenzustandes nicht relevant.

Heterotrophe, kohlenstoffabbauende Bakterien stellen die selben Ansprüche an das Milieu wie Nitrifikanten (O_2 -Versorgung, pH). Aufgrund ihrer wesentlich höheren Wachstumsraten und deutlich geringeren Empfindlichkeit im Vergleich zu den Nitrifikanten, werden die Kohlenstoffverbindungen wesentlich schneller abgebaut werden, als Ammonium oxidiert wird. Zusätzlich findet eine Adsorption an die Belebtschlammflocke statt.

Wenn also die Kapazität der Nitrifikation als limitierender Faktor berücksichtigt wird, kann auch von einer ausreichenden Entfernung von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen ausgegangen werden (Svardal, 2001).

4.3 Nitrifikation

4.3.1 Vorüberlegungen zur Bestimmung der Nitrifikationskapazität

Die Kenntnis der aktuellen Nitrifikationskapazität ist die wesentlichste Voraussetzung zur Prognose der zulässigen Ammoniumfracht im Kläranlagenzulauf.

Für die Bestimmung der aktuellen Nitrifikationskapazität von Belebungsanlagen gelten grundsätzlich die gleichen Randbedingungen, wie für den Entwurf von MSR-Systemen zur Optimierung der Nitrifikation innerhalb der Kläranlage.

Die wesentlichen Einflussgrößen werden im folgenden zusammengefasst (nach Svardal, 2001):

- die aktuell mögliche Nitrifikationsrate [Masse/Zeiteinheit] ist abhängig von der Menge mit Sauerstoff versorgter Nitrifikanten, der Temperatur und der tolerierbaren $\text{NH}_4\text{-N}$ (Substrat)-Konzentration im Ablauf (\approx Konzentration im Becken)
- Nitrifikanten wachsen ab einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von 1,5-2 mg/l mit nahezu maximaler Geschwindigkeit. Durch höhere Konzentrationen kann der Umsatz nicht wesentlich gesteigert werden
- die Gesamtmenge an Nitrifikanten ist abhängig vom Schlammalter, von der "in der letzten Zeit" nitrifizierten Stickstoffmenge (Zeitraum 2-3 Schlammalter) und der Absterberate der Nitrifikanten
- das Schlammalter ist abhängig von der "in der letzten Zeit" produzierten Schlammmenge und der im System vorhandenen Schlammmenge. Die produzierte Schlammmenge wird durch das Wachstum heterotropher Bakterien, der Menge an partikulären Stoffen im Zulauf (TS_0) und dem Anfall von Fällungsprodukten bestimmt. Damit ist das Schlammalter praktisch unabhängig von der nitrifizierten Stickstofffracht
- Nitrifikanten werden durch niedrige pH-Werte (<6,8) gehemmt

Die aktuelle Nitrifikationskapazität ist damit in erster Linie eine Funktion des Stickstoff- und Kohlenstoffumsatzes der vorangegangenen Wochen und ist unter der Voraussetzung technologisch weitgehend konstanter Milieubedingungen (aerobes Volumen, O_2 -Konzentration) definiert. Allerdings werden Nitrifikanten durch verschiedene Hemmstoffe inhibiert und reagieren empfindlich auf Änderungen des pH-Wertes und der Temperatur. Dies kann insbesondere bei Mischwassereignissen, die häufig mit Temperaturabfall und sinkenden pH-Werten verbunden sind, die Abschätzung der aktuellen Nitrifikationskapazität erschweren.

4.3.2 Überblick über verwendete Ansätze zur Bestimmung der Nitrifikationskapazität

Insbesondere bei der Entwicklung von Steuer- und Regelungssystemen wurden in der Vergangenheit zahlreiche Ansätze zur Abschätzung der Nitrifikationskapazität entwickelt. Die verwendeten Ansätze unterscheiden sich dabei sowohl bei Auswahl und weiteren mathematischen Verarbeitung der Parameter als auch in der regelungstechnischen Umsetzung. Weit verbreitet ist die direkte Regelung nach online gemessenen Parametern, insbesondere nach dem Sauerstoffgehalt, der Ammoniumablaufkonzentration und der Nitratkonzentration am Ende der DN-Zone (z.B. Ermel, 1982). Alternativ kann die aktuelle Nitrifikationsleistung und damit indirekt die Ammoniumkonzentration durch kontinuierliche Messung des Sauerstoffverbrauchs bestimmt werden. Regelungskonzepte nach der Sauerstoffverbrauchsmessung sind insbesondere in Anlagen mit simultaner oder intermittierender Nitrifikation/Denitrifikation anzutreffen.

Unter Hinzunahme weiterer Informationen (Zufluss und Konzentration, technische Parameter der Anlage) und Berechnung abgeleiteter Parameter wurden z.T. komplexe fuzzy-basierte Regelungskonzepte vorgeschlagen (Hansen, 1997; Meyer, 2000).

In den letzten Jahren wurden daneben verstärkt Regelungskonzepte vorgeschlagen, welche auf mehr oder weniger vereinfachten deterministischen Modellvorstellungen beruhen. In der Regel werden die relevanten Teilsysteme der Anlage (Nitrifikationsbecken bzw. gesamtes Belebungsbecken) als volldurchmischte Reaktoren betrachtet. Durch Aufstellung einer Massenbilanz über das System und Einführung einer Nitrifikationsrate lässt sich die Ammoniumkonzentration im Becken über kurze Zeithorizonte prognostizieren und für prädictive Regelungszwecke nutzen. Die Verfahren unterscheiden sich insbesondere bei der Abschätzung der aktuellen Nitrifikationsrate (Bruns, 1999; Seggelke, 2002; Strunkheide, 1994).

Einige Autoren berichten auch über die Anwendung von online-Simulationsmodellen für die Prognose des Anlagenverhaltens (Obenaus, 2001). Aufgrund des hohen modelltechnischen Aufwandes und der erforderlichen regelmäßigen Modellnachführung ist die Anwendungsbreite gering. Vorrangig werden diese Systeme als Assistenzsysteme betrieben, welche ausschließlich Empfehlungen zum Anlagenbetrieb geben.

4.3.3 Grundsätzlicher Ansatz

Für die Zielstellung einer schnell ansprechenden dynamischen Zulaufregelung in Abhängigkeit vom aktuellen Auslastungsgrad der Kläranlage ist die Übergabe eines eindeutigen maximal zulässigen Zuflusses (P-Verhalten) günstiger als eine „weiche“ Information „Zufluss erhöhen“ bzw. „Zufluss senken“ (I-Verhalten). Der mathematische Ansatz soll deshalb eine eindeutige analytische Lösung liefern und einen ausgewogenen Kompromiss zwi-

Die Massenbilanz lässt sich über finite Differenzen lösen. Dabei liegen die Werte von Q , c_{in} und c als Messwerte mit einer technisch bedingten zeitlichen Diskretisierung Δt vor.

Nach Ersatz der Differentialgleichung durch eine Differenzengleichung ergibt sich die Ammonium-Umsatzrate nach Gleichung (3).

$$r_N^{i-1} = Q_{zu}^{i-1} \cdot \left(TKN_{zu, BB}^{i-1} - NH_4 - N_{BB}^{i-1} \right) - \frac{V_N \cdot \left(NH_4 - N_{BB}^i - NH_4 - N_{BB}^{i-1} \right)}{\Delta t} \quad (3)$$

Die Ammonium-Umsatzrate setzt sich zusammen aus der Stickstoffinkorporation infolge des Biomassewachstums $r_{N, XH}$ und der Nitrifikationsrate $r_{N, XA}$.

$$r_N^{i-1} = r_{N, XA}^{i-1} + r_{N, XH}^{i-1} \quad (4)$$

Die Inkorporation wird analog zum ASM1-Ansatz berechnet (Henze *et al.*, 1987).

$$r_{N, XH}^i = r_{CSB}^i \cdot y_H \cdot i_N \quad (5)$$

$$r_{CSB}^i = \left(CSB_{VK}^i - CSB_{BB}^i \right) \cdot Q_{zu}^i \quad (6)$$

Für eine Prognose des zulässigen Zuflusses Q_{zu} zur Belebung sind alle Konzentration im Zu- und Ablauf zur Belebung vom vorhergehenden Zeitschritt bekannt. Weiterhin werden die aktuellen Zulaufkonzentrationen für CSB und TKN als bekannt vorausgesetzt. Unter Einbeziehung dieser Informationen lässt sich die zulässige Zuflussmenge nach Gleichung (7) abschätzen.

$$Q_{zu}^i = \frac{r_{N, pot} + \left(CSB_{VK}^i - CSB_{f, Abl, BB}^i \right) \cdot y_H \cdot i_N + \frac{V_N \cdot \left(c_{NH_4 ab, soll} - c_{NH_4 ab}^{i-1} \right)}{\Delta t}}{\left(c_{TKN}^i - c_{NH_4 ab, soll} \right)} \quad (7)$$

Da die CSB-Elimination i. d. R. auch bei Mischwasserbelastungen vollständig verläuft, kann die noch unbekannte CSB-Ablaufkonzentration näherungsweise gleich dem inerten CSB (S_i) gesetzt werden, welcher sich mit hinreichender Genauigkeit aus Korrelationsanalysen herleiten lässt. Eine Veränderung der CSB-Beckenkonzentration (Speicherterm) wird vernachlässigt. Damit ist die einzige Unbekannte zur Berechnung von Q_{zu} die aktuelle Nitrifikationsrate.

Im Folgenden werden verschiedene Verfahren zur Abschätzung der Nitrifikationsrate her-

geleitet und auf die vorliegenden Messdaten der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf angewendet.

4.3.4 Modellbasierte Ermittlung der zulässigen Ammoniumbelastung

4.4.3.1 Methodischer Ansatz

Die potentielle Nitrifikationsrate wird hier über die Berechnung der vorhandenen autotrophen Biomasse ermittelt.

Die Berechnung erfolgt für jeden Zeitschritt in der folgenden Reihenfolge:

1. Berechnung der CSB- und Stickstofffrachten im Zu- und Ablauf zur Belebung nach Gleichung (3) und (6).

Bei der Berechnung der TKN-Zulaufkonzentration wird die ggf. vorhandene Belastung aus dem Rezirkulationsstrom bei bereits erhöhter Beckenkonzentration berücksichtigt.

$$\text{TKN}_{\text{zu, BB}}^{i-1} = \frac{\text{NH}_4 - \text{N}_{\text{VK}}^{i-1} \cdot f_{\text{TKN/NH}_4} \cdot Q_{\text{zu}}^{i-1} + \text{NH}_4 - \text{N}_{\text{BB}}^{i-1} \cdot Q_{\text{RC}}^{i-1} + \text{NH}_4 - \text{N}_{\text{NK}}^{i-1} \cdot Q_{\text{RS}}^{i-1}}{(Q_{\text{zu}}^{i-1} + Q_{\text{RC}}^{i-1} + Q_{\text{RS}}^{i-1})} \quad (8)$$

Beim Parameter CSB wird diese Belastung vernachlässigt.

2. Berechnung des Stickstoffeinbaus in die heterotrophe Biomasse (Gleichung (5))
3. Berechnung der Nitrifikationsrate aus vorhergehendem Zeitschritt (Gleichung (4))
4. fortlaufende Berechnung der vorhandenen aktiven Nitrifikanten im System

Die Menge der vorhandenen Nitrifikanten im System wird kumulativ über Zuwachs aus der Nitrifikationsrate abzüglich des Überschussschlammabzugs und dem Zerfall berechnet. Beim Überschussschlammabzug ist die ggf. veränderte Biomassekonzentration im Überschussschlamm (bei Abzug aus dem Rücklaufschlammstrom) zu berücksichtigen

$$X_{\text{A,th}}^i = X_{\text{A,t0}}^{i-1} + r_{\text{N,XA}}^{i-1} \cdot y_{\text{A}} \cdot \Delta t - Q_{\text{ÜS}}^{i-1} \cdot X_{\text{A,ÜS}}^{i-1} \cdot \Delta t - (X_{\text{A}}^{i-1})^{-b_{\text{A}}} \cdot \Delta t \quad (9)$$

Alternativ kann das Schlammalter als gleitendes Mittel über den Überschussschlammabzug bilanziert werden. Damit lässt sich wiederum die aktuell vorhandene Nitrifikantenmasse unter Verwendung des HSG-Ansatzes berechnen (s.a. Seggelke, 2002).

$$t_{TS}^i = \frac{1}{k} \cdot \left(\sum_{n=i-k}^i \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}^n}{Q_{US}^n \cdot TS_{US}^n} \right) \quad (10)$$

$$X_A^i = \frac{y_A \cdot \overline{r_{N,XA}} \cdot t_{TS}^i}{1 + b_A \cdot f_{T,bA} \cdot t_{TS,A}^i} \quad (11)$$

Beide Berechnungsverfahren beruhen letztlich auf den gleichen Modellvorstellungen. Bei Verfügbarkeit hoch aufgelöster Daten erscheint die direkte Berechnung nach Gleichung (9) jedoch sinnvoller. Ein wesentlicher Unterschied zwischen beiden Ansätzen ist allerdings die Annahme des HSG-Ansatzes, dass der Zerfall nur im aeroben Beckenvolumen stattfindet. Dies erhöht die rechnerische Nitrifikatenmasse und damit auch die potentielle Nitrifikationskapazität verglichen mit Gleichung (9).

5. Berechnung der potentiellen Nitrifikationsrate bei Vorgabe einer Soll-Konzentration im Ablauf

Für die Berechnung der potentiell zu erwartenden Nitrifikationsrate werden die vorhandene nitrifizierende Biomasse, die Ammoniumkonzentration im Becken (Sollwert der Ablaufkonzentration) und die Abwassertemperatur berücksichtigt. Bei Mischwasserereignissen können weitere Parameter, insbesondere die Sauerstoffkonzentration und der pH-Wert, relevant sein. Gegenwärtig noch nicht berücksichtigt ist der mögliche Rückgang der Belebtschlammkonzentration in der ersten Phase des Mischwasserereignisses. Um diesen Effekt in die Regelung einzubeziehen, sollte eine online Messung der Rücklaufschlammkonzentration vorliegen.

$$r_{N,pot}^i = \mu_{max} \cdot \frac{NH_4 - N_{ab,soll}}{NH_4 - N_{ab,soll} + K_N} \cdot X_A^{i-1} \cdot \Theta^{(T-15)} \cdot \frac{V_N}{V_{ges}} \quad (12)$$

Die zulässige Ammonium-Ablaufkonzentration sollte mit ausreichendem Abstand zum Überwachungswert gewählt werden. Eine Erhöhung auf Werte oberhalb von 2 mg/L hat nur geringen Einfluss auf die berechnete potentielle Nitrifikationsrate. Durch die Vorgabe erhöhter Ablaufwerte kann zusätzlich die Pufferwirkung der Belebung ausgenutzt werden. Der damit erzielbare Einfluss auf die Gesamtemission ist fallspezifisch zu prüfen.

4.4.3.2 Anwendung auf Messdaten der KA Chemnitz-Heinersdorf

Datengrundlage

Es sind online-Messungen für Ammonium und CSB (SAK) im Zu- und Ablauf der Belebung vorhanden. Ebenfalls verfügbar ist der TS in der Belebung sowie die Volumenströme für

Zulauf und Überschussschlammabzug. Der TS des Rücklaufschlammes (=TS-Überschussschlamm) wurde dagegen bisher nicht gemessen.

Das Verhältnis TKN:NH₄-N im Ablauf der Vorklärung beträgt ca. 1,4:1.

Der TS im Überschussschlamm wurde über das Rücklaufschlammverhältnis bilanziert.

$$TS_{\text{ÜS}} = TS_{\text{BB}} \cdot \left(\frac{Q_{\text{ZU}} + Q_{\text{RS}}}{Q_{\text{ZU}}} \right) \quad (13)$$

Während des Betrachtungszeitraums waren verschiedene Beckenabschnitte abwechselnd zu Revisionszwecken außer Betrieb. Für die Berechnung des aeroben Beckenvolumens wurden jeweils nur die in Betrieb befindlichen Becken herangezogen.

In Bild 4.2 ist die umgesetzte TKN-Fracht sowie die Verteilung auf Stickstoffeinbau in die Biomasse und Nitrifikation für einen Zeitraum mit überdurchschnittlich hoher Ammoniumzulauf fracht dargestellt. Im Durchschnitt werden ca. 28% der TKN-Fracht in Biomasse eingebaut und 71% nitrifiziert. Der Umsatz beträgt als Mittelwert über den Betrachtungszeitraum ca. 99%. Die sehr seltene und geringe Systemüberlastung erschwert die Identifikation kritischer Zustände.

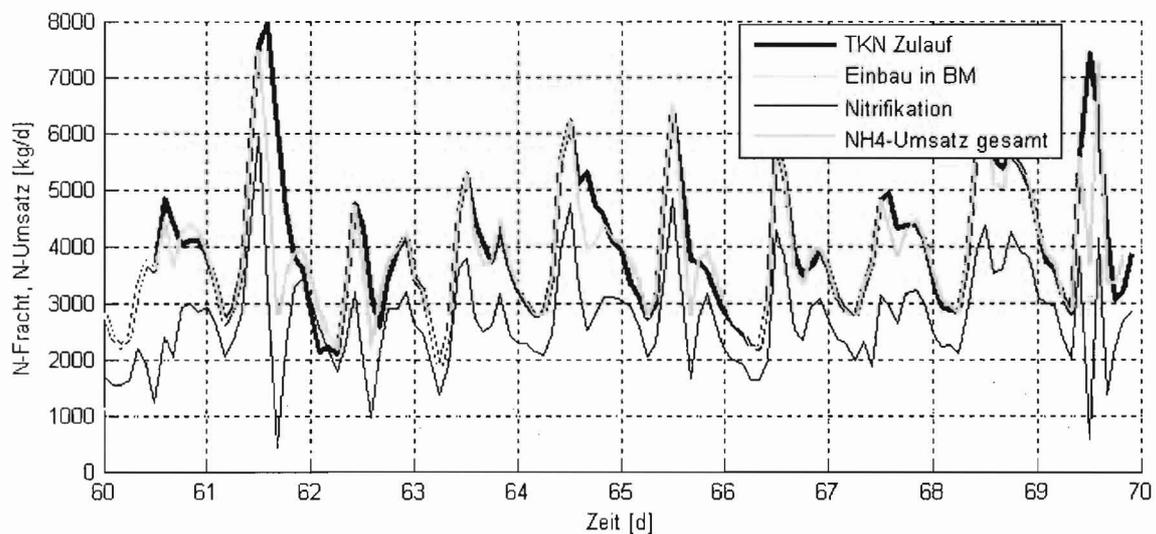


Bild 4.2 TKN-Umsatz (Ausschnitt)

Mit dem ermittelten Stickstoffumsatz durch die Nitrifikation wurde gleitend die insgesamt vorhandene nitrifizierende Biomasse in der Belebung nach Gleichung (9) berechnet. Als Startwert wurde eine Nitrifikantenkonzentration von 55 mg/L angesetzt. Dies entspricht ungefähr der Gleichgewichtskonzentration bei der aktuellen Belastung zu Beginn des Betrachtungszeitraums.

In Bild 4.3 ist die berechnete aktive nitrifizierende Biomasse im Jahrgang 2004 dargestellt. Der stark schwankende Verlauf der Nitrifikanten im System korreliert mit der schwankenden TKN-Fracht im Zulauf (Bild 4.4).

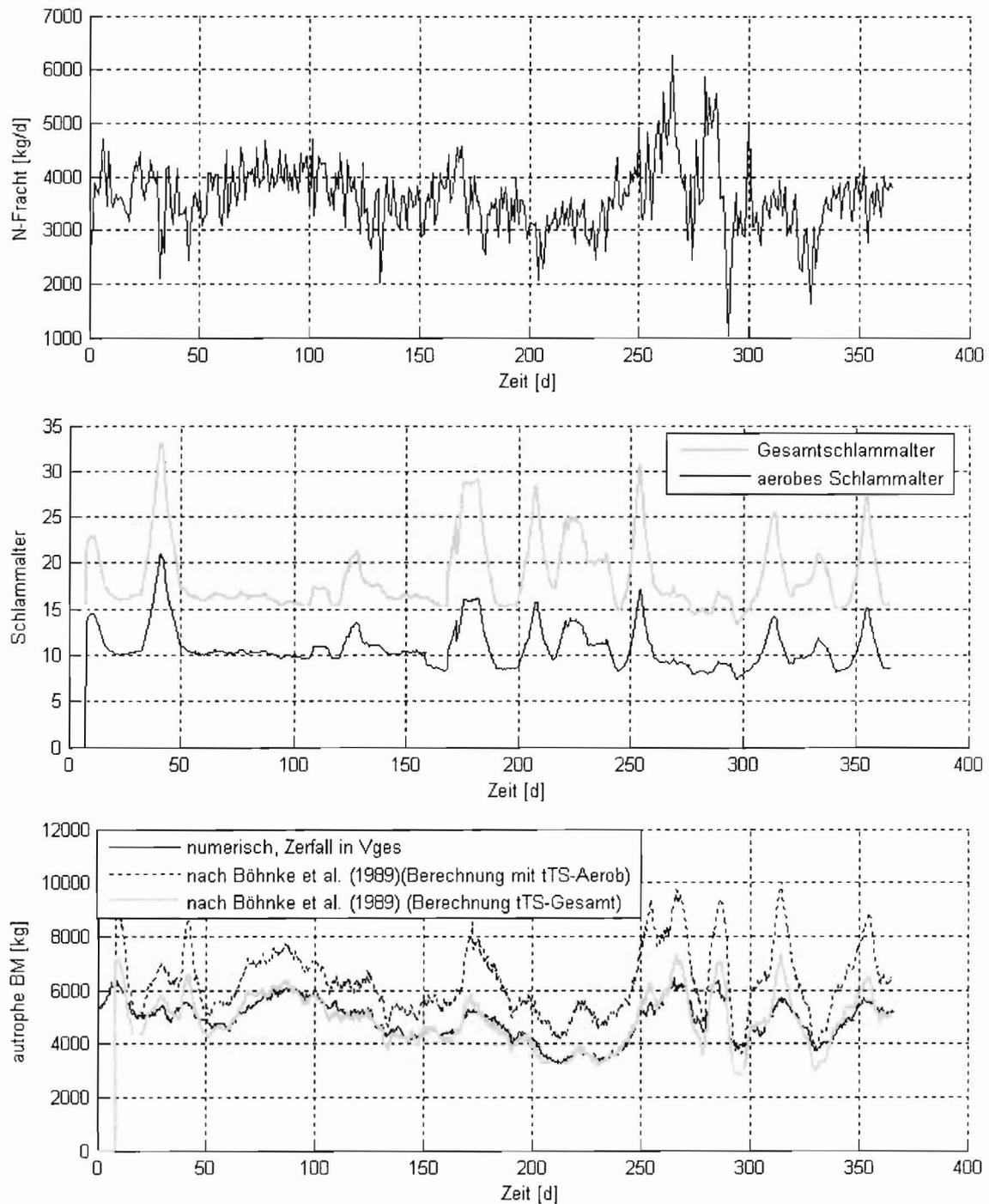


Bild 4.3

- mittlere TKN-Tagesfracht im Zulauf zur Kläranlage
- aerobes und Gesamt-Schlammalter
- berechnete aktive nitrifizierende Biomasse im System

Das Gesamtschlammalter und das aerobe Schlammalter wurde als gleitender Mittelwert der letzten 8 Tage berechnet. Das aerobe Schlammalter liegt im Durchschnitt bei 10 -12 Tagen und ist damit ausreichend hoch. Die sprunghaften Veränderungen des Schlammalters sind auf In- bzw. Außerbetriebnahme von Straßen der Belebung zurückzuführen.

Die Berechnung der autotrophen Biomasse nach Böhnke (1989) über das aerobe Schlammalter führt zu einer wesentlich höheren Nitrifikantenmasse. Wird in Gleichung (11) anstelle des aeroben Schlammalters das Gesamtschlammalter angesetzt sind die Ergebnisse nahezu identisch mit der Berechnung nach Gleichung (9).

Basierend auf der aktuellen Nitrifikantenmasse wurde die potentielle Nitrifikationskapazität nach Gleichung (12) ermittelt. Zur Überprüfung des gewählten Ansatzes wurde in die Monod-Funktion jeweils der tatsächlich gemessene Ablaufwert eingesetzt. Zusätzlich wurde der Einfluss einer kontinuierlichen Nachführung des Ammonium-Messwertes untersucht. Hierbei wurde für die Berechnung des nächsten Zeitschritts die Beckenkonzentration jeweils auf den letzten Messwert gesetzt. Die Variante ohne Messwertnachführung berechnet die Beckenkonzentration ausschließlich aus den Zuflussinformationen, der berechneten nitrifizierenden Biomasse und der berechneten Beckenkonzentration des vorhergehenden Zeitschritts.

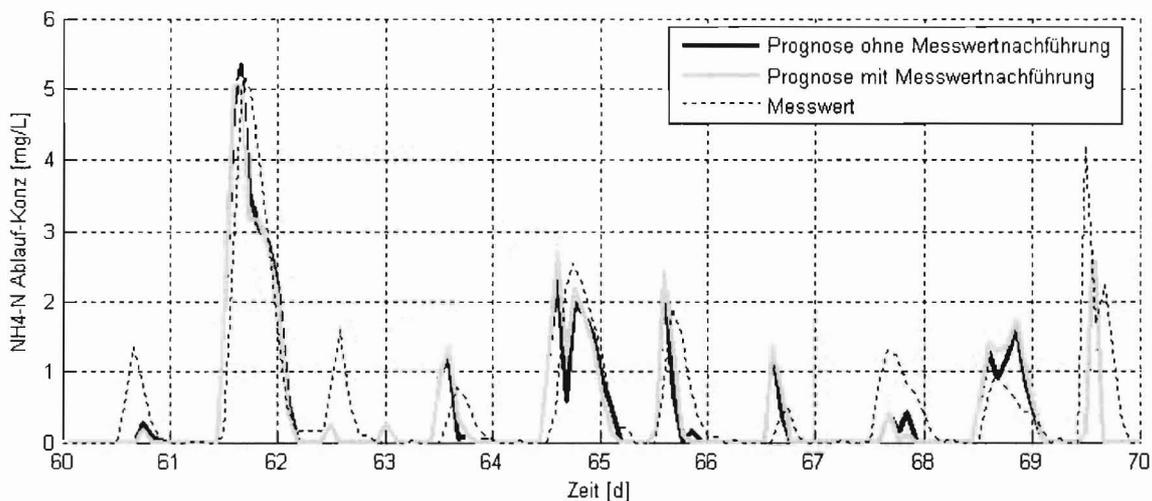


Bild 4.4 Berechnete und gemessene Ammonium-Ablaufkonzentration (Ausschnitt)

In Bild 4.4 ist der Vergleich von Prognose-Modell und Messwert wiederum für den Abschnitt mit hoher Ammonium-Fracht im Zulauf dargestellt. Mit Einschränkungen werden die zu erwartenden erhöhten Ablaufkonzentrationen richtig vorhergesagt. Die Messwert-Nachführung bringt gegenüber einer unkorrigierten Prognose nur geringfügig verbesserte Werte. Da dieser Wert für die Berechnung der Nitrifikantenmasse ohnehin benötigt wird sollte er zur Stabilisierung des Modells auch genutzt werden. Vorteil des gewählten Ansatzes ist die numerische Stabilität. Eine Über- bzw. Unterschätzung der Nitrifikationsrate wird

im nächsten Zeitschritt durch eine gegenüber der Realität veränderten Ablauffracht kompensiert. Negative Ablaufwerte werden durch eine Minimum-Funktion abgefangen.

Aufgrund der vereinfachenden Annahme eines volldurchmischten Reaktors ist die Prognose um die reale Aufenthaltszeit versetzt. Der zeitliche Versatz der Konzentrationsspitze in einer Reaktorkaskade berechnet sich nach Gleichung (14).

$$\Delta t = \frac{n-1}{n} \theta = \frac{n-1}{n} \cdot \frac{V_{\text{ges}}}{(Q_{\text{zu}} + Q_{\text{RS}} + Q_{\text{RC}})} \quad (14)$$

Für die Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf wurde eine optimale Anpassung des Zeitversatzes bei Verwendung einer Kaskade mit 9 Reaktoren erzielt. Der zeitliche Informationsvorsprung vor Eintreten des Ereignisses am Ablauf der Belebung liegt damit im Bereich von ca. 1,5 Stunden (bei hohem Mischwasserzufluss) bis 5 Stunden bei Trockenwetterbedingungen.

Zur Berechnung des im jeweiligen Zeitschritt zulässigen Zuflusses wurde eine zulässige Ammonium-Ablaufkonzentration von 1,5 mg/L angesetzt. Dieser sehr niedrige Wert dient der Illustration des Regelverhaltens. Es ist zu erkennen, dass bei Annäherung an den vorgegebenen Grenzwert bzw. dessen Überschreitung eine entsprechende Reduzierung der Zuflussmenge vorgeschlagen wird. Der maximal zulässige Zufluss wurde auf 10.000 m³/h begrenzt. Bei Bewertung des zulässigen Zuflusses ist zu beachten, dass bei niedrigen Beckenkonzentrationen ein Großteil der möglichen Zuflusserhöhung auf die Ausnutzung des Puffervermögens der Belebung zurückzuführen und damit nur kurzfristig realisierbar ist.

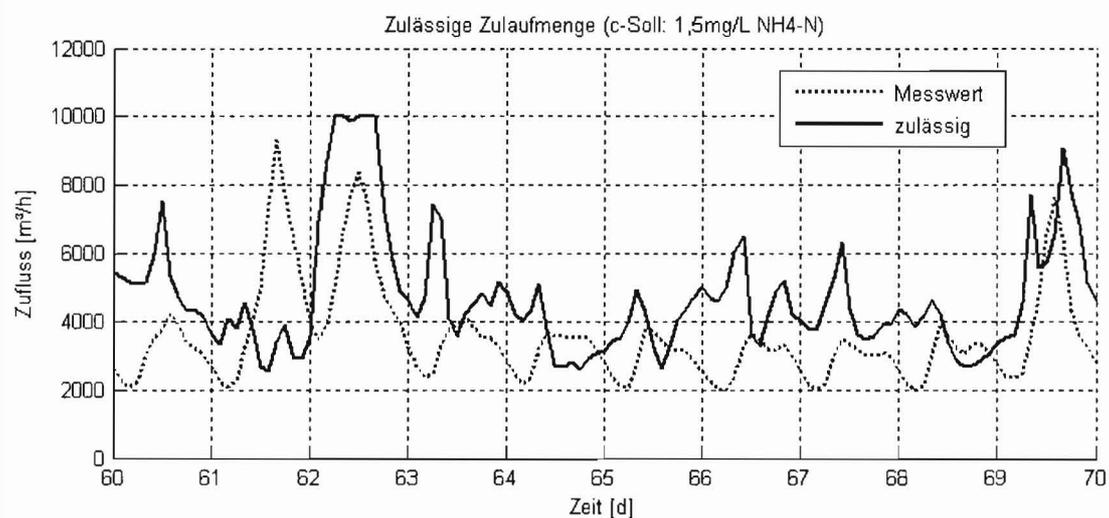


Bild 4.5 Nach Prognosemodell zulässiger und gemessener Zufluss zur Kläranlage (Ausschnitt)

Tab. 4.2 Verwendete kinetische und stöchiometrische Parameter

Stickstoffeinbau in Biomasse	i_N	[kg N /kg BM]	0,086
Ertragskoeffizient heterotrophe Biomasse	y_H	[kg CSB BM / kg CSB]	0,67
Ertragskoeffizient autotrophe Biomasse	y_A	[kg CSB BM / kg NO ₃ -N]	0,24
Wachstumsrate autotrophe Biomasse	μ_A	[d ⁻¹]	0,5
Sterberate autotrophe Biomasse	b_A	[d ⁻¹]	0,08
Arrhenius-Konstante für Wachstumsrate Heterotrophe	$\Theta(\mu)$		1,072
Arrhenius-Konstante für Wachstumsrate Autotrophe	$\Theta(b_A)$		1,103
Monod-Konstante NH ₄ -N	K_N	[mg/L]	0,5

Die Abschätzung der Nitrifikationsrate auf Basis der autotrophen Biomasse ist damit insgesamt relativ robust und zuverlässig. Da die autotrophe Biomasse anhand der tatsächlich gemessenen Umsatzraten berechnet wird, ist ein Auseinanderlaufen von Modell und Realität weitgehend ausgeschlossen. Zusätzlich kann durch kontinuierliche Messwert-Nachführung der Fehler minimiert werden. Nachteilig ist die unzureichende Abbildung des Durchflussverhaltens. Der Ansatz kann darüber hinaus eine mögliche Inhibierung durch eine kurzfristig veränderte Abwasserzusammensetzung nicht berücksichtigen. Falls letzteres weitgehend ausgeschlossen werden kann, ist das entworfene Konzept zur Regelung des Zuflusses jedoch Erfolg versprechend.

4.3.5 Rekursive Ermittlung der zulässigen Ammoniumbelastung

4.5.3.1 Methodischer Ansatz

Die unter Kapitel 4.3.4 beschriebene Abschätzung der Nitrifikationskapazität erfordert eine kumulative Berechnung der autotrophen Biomasse und die Einbeziehung möglichst umfassender Informationen zu den aktuellen Milieubedingungen im System. Der Anspruch an die Datenhaltung und -verarbeitung ist damit relativ hoch. Kurzfristige Inhibierungen können nicht erkannt werden.

Der folgende Ansatz geht deshalb von der Vorstellung aus, dass die Kenntnis der aktuellen Nitrifikantenmenge und weiterer beeinflussender Milieubedingungen nicht erforderlich ist, wenn sich die aktuelle Aktivität der Nitrifikanten aus dem vorangegangenen Zeitschritt ableiten lassen. Eine derartige Online-Messung der Nitrifikations- und Denitrifikationsrate lässt sich sehr gut in intermittierend betriebenen Anlagen oder durch Parallelbetrieb eines Batch-Reaktors umsetzen (Sperandio und Queinnec, 2004, Svardal, 1994). In schwach belasteten Durchlaufreaktoren, ist die Prognose aufgrund der niedrigen Ablaufkonzentrationen dagegen erschwert.

Für die Abschätzung der potentiellen Nitrifikationsrate wurde jeweils die gemessene Reaktionsrate $R_{\text{NH}_4\text{-N}}$ aus dem vorhergehenden Zeitschritt verwendet.

$$R_{\text{NH}_4\text{-N}} = \frac{r_{\text{N,XA}}}{V \cdot \text{TS}_{\text{BB}}} \quad (15)$$

Die Reaktionsrate R kann wiederum als eine Funktion in Abhängigkeit von der Stoffkonzentration c im Reaktor, von der Anzahl der Reaktoren n und dem Reaktionstyp dargestellt werden. Diese dann unabhängige Umsatzrate k wurde mit fünf Varianten ermittelt:

1. Reaktion 0. Ordnung und ein Reaktor

$$k_0 = R \quad (16)$$

Dieser Ansatz überträgt letztlich die gemessene Umsatzleistung 1:1 auf den nächsten Zeitschritt, unter Vernachlässigung ggf. veränderter Reaktionsbedingungen. Die Annahme einer Reaktion 0. Ordnung ist zweifellos unsauber. Da jedoch die Bestimmung der Reaktionsrate bereits auf diesem Ansatz beruht, kann eine Übertragung bei nur geringen Veränderungen der Randbedingungen u.U. hinreichend genau sein.

2. Reaktion 1. Ordnung und ein Reaktor

$$k_1 = \frac{R}{c} \quad (17)$$

Grundlage dieses Ansatzes ist die Annahme, dass sich die Nitrifikation bei niedrigen Ammoniumkonzentrationen als eine Funktion erster Ordnung beschreiben lässt. Dieser Ansatz bietet gegenüber einer Monod-Funktion keine Vorteile, ist jedoch eine wichtige Voraussetzung bei Einbeziehung mehrerer Reaktoren.

3. Reaktion 1. Ordnung und mehrere Reaktoren

Die in Punkt 2 getroffene Annahme einer Funktion erster Ordnung bietet im Gegensatz zur Monod-Funktion die Möglichkeit eine analytische Lösung auch für eine Reaktorkaskade mit n -Reaktoren abzuleiten. Damit lässt sich das reale Durchflussverhalten der Anlage und damit auch die Kinetik deutlich besser abbilden. Die Reaktionsrate ergibt sich hierbei direkt aus dem Verhältnis der Zulaufkonzentration (abzüglich Biomasseeinbau) und der Ablaufkonzentration.

$$k_M = \left(\left(\frac{\text{TKN}_{\text{zu, BB}} - \text{TKN}_{\text{BM}}}{\text{NH}_4 - \text{N}_{\text{ab}}} \right)^{\frac{1}{n}} - 1 \right) \cdot \frac{n \cdot Q_{\text{ges}}}{V_N} \quad (18)$$

4. Reaktion 1. Ordnung, mehrere Reaktoren und potenzierte Konzentration

Das Potenzieren der Ablaufkonzentration führt zu einer besseren Anpassung des Reaktionsverlaufes. Dieser Ansatz kann auch in Verbindung mit einer Reaktorkaskade genutzt werden.

$$k_{1np} = \left(\left(\frac{\text{TKN}_{\text{zu, BB}} - \text{TKN}_{\text{BM}}}{\text{NH}_4 - \text{N}_{\text{ab}}^p} \right)^{\frac{1}{n}} - 1 \right) \cdot \frac{n \cdot Q_{\text{ges}}}{V_N} \quad (19)$$

5. Reaktion nach Monod und ein Reaktor

Die Berechnung der Monod-Reaktion innerhalb einer Reaktorkaskade ist analytisch nicht möglich. Es sind nur numerische Lösungen etwa über eine Fixpunktiteration oder das Newton-Verfahren möglich. Für die hier angestrebte analytische Lösung ist deshalb die Beschränkung auf einen volldurchmischten Reaktor erforderlich.

$$k_M = R \cdot \frac{K_M + \text{NH}_4 - \text{N}_{\text{ab}}}{\text{NH}_4 - \text{N}_{\text{ab}}} \quad (20)$$

Anlagenzustand und Prognose

Die grundlegende Herangehensweise soll anhand der Variante 5 (Reaktion nach Monod, ein Reaktor) erläutert werden.

Bei der Berechnung wird die hydraulische Aufenthaltszeit Δt im belüfteten Beckenteil einbezogen, da sich eine Belastungsänderung erst innerhalb dieser Zeit auswirkt und im Ablauf nachweisen lässt. Der zeitliche Versatz der Konzentrationsspitze in einer Reaktorkaskade berechnet sich nach Gleichung (14). Die Zu- und Ablaufwerte werden über den Zeitschritt Δt hin verknüpft. Betrachtet werden damit die Zeitschritte t , $t-\Delta t$ und $t+1$:

- t : „jetzt“
- $t-\Delta t$: vor einer Aufenthaltszeit
- $t+1$: Prognosezeitraum.

1. Berechnung der aktuellen Nitrifikationsrate

$$R_{\Delta t} = B_{zu,t-\Delta t} - B_{ab,t} - B_{ink,\Delta t} + S_{\Delta t} \quad (21)$$

mit der Zulaufkraft

$$B_{zu,t-\Delta t} = Q_{zu,t-\Delta t} \cdot TKN_{zu,t-\Delta t} + Q_{RSzu,t-\Delta t} \cdot NH_4 - N_{NK,t-\Delta t} + Q_{RC,t-\Delta t} \cdot NH_4 - N_{BB,t-\Delta t} \quad (22)$$

der Ablaufkraft

$$B_{ab,t-\Delta t} = Q_{zu,t-\Delta t} \cdot NH_4 - N_{NK,t-\Delta t} \quad (23)$$

der innerhalb Δt inkorporierten Stickstoffkraft

$$B_{ink,\Delta t} = (B_{CSBzu,t-\Delta t} - B_{CSBab,t-\Delta t}) \cdot y_H \cdot i_N \quad (24)$$

dem Speicher (siehe Kapitel 4.4.3.1)

$$S_{\Delta t} = (NH_4 - N_{NK,t} - NH_4 - N_{NK,t-\Delta t}) \cdot V \quad (25)$$

2. Berechnung des k-Wertes bezogen auf TS_{BB}

$$k_{M,\Delta t} = \frac{R_{\Delta t}}{0,5 \cdot (TS_{BB,t-\Delta t} + TS_{BB,t})} \cdot \frac{K_M + c_{ab,t}}{c_{ab,t}} \quad (26)$$

mit $K_M = 0,5$

$$c_{ab,t} = \min(c_{ab,t}, 0,5)$$

Damit ist die Charakterisierung des Anlagenzustandes (aktuelle Nitrifikationsrate) für den Zeitschritt $t-\Delta t$ bis t abgeschlossen und es wird für den Zeitraum t bis $t+1$ prognostiziert.

3. TS_{BB} -Prognose

Die Dynamik der Schlammverlagerung zwischen Belebungsbecken und Nachklärbecken wird über eine Massenbilanz angenähert. Voraussetzung ist die Kenntnis der Rücklaufschlammkonzentration.

$$TS_{BB,t+1} = TS_{BB,t} + \frac{Q_{RS,t} \cdot TS_{RS,t} - (Q_{zu,t} + Q_{RS,t}) \cdot TS_{BB,t}}{V} \cdot \Delta t \quad (27)$$

4. Prognose der inkorporierten Stickstofffracht

Da unabhängig von der Belastung von einem vollständigen CSB-Einbau ausgegangen werden kann, gilt $CSB_{ab} \approx S_j$.

$$B_{ink,\Delta t} = B_{CSBzu,t} \cdot (1 - a_{Si}) \cdot y_H \cdot i_N \quad (28)$$

5. Prognose der zulässigen Ammoniumfracht

- a) ohne Berücksichtigung der vorhandenen Beckenkonzentration und damit ohne Ausnutzung des Speicherterms

$$B_{zu,\Delta t} = Q_{zu,t} \cdot c_{ab,SOLL} + B_{ink,\Delta t} + V \cdot TS_{BB,t+1} \cdot K_M \cdot \frac{c_{ab,SOLL}}{c_{ab,SOLL} + K_M} \quad (29)$$

- b) mit Berücksichtigung der vorhandenen Beckenkonzentration, Konzentration im Beckenvolumen kann bis auf Sollwert aufgefüllt werden

$$B_{zu,\Delta t} = Q_{zu,t} \cdot c_{ab,SOLL} + B_{ink,\Delta t} + V \cdot TS_{BB,t+1} \cdot K_M \cdot \frac{c_{ab,SOLL}}{c_{ab,SOLL} + K_M} + V \cdot (c_{ab,SOLL} - c_{ab,t}) \cdot \Delta t \quad (30)$$

6. Prognose des zulässigen Zuflusses

$$Q_{zu,zul,t} = \frac{B_{zu,\Delta t}}{TKN_{zu,t}} \quad (31)$$

4.5.3.2 Anwendung auf Messdaten der KA Chemnitz Heinersdorf

Datengrundlage

Es sind online-Messungen für Ammonium und CSB (SAK) im Zu- und Ablauf der Belebung vorhanden. Ebenfalls verfügbar ist der TS in der Belebung sowie die Volumenströme für Zulauf, Rezirkulation, Rücklaufschlamm und Überschussschlammabzug. Fehlende Daten sowie notwendige Randbedingungen wurden analog Kapitel 4.4.3.2 behandelt.

Anwendbarkeit

Die Anwendbarkeit des Ansatzes wird anhand der Prognosefähigkeit bzw. -güte nachgewiesen. Durch Umstellen der Gleichung (22) wurde dazu der prognostizierte Ammonium-Ablaufwert ermittelt und mit dem entsprechenden Messwert verglichen. In

Bild 4.6 ist exemplarisch ein Vergleich der prognostizierten Werte der Varianten 4 und 5 mit Messwerten dargestellt. Variante 5 (Monod-Kinetik) identifiziert zwar sicher auftretende Peaks, überschätzt den Ablauf insgesamt jedoch stark. Allerdings resultiert aus dieser Unterschätzung der Rate eine erhöhte Sicherheit. Bei Variante 4 wird durch die Annahme mehrerer Reaktoren die Aufenthaltszeit bzw. die Hydraulik der Becken besser berücksichtigt. Mit dieser Variante kommt es somit zu einer besseren Anpassung der Ganglinie an die der Messwerte.

Ein grundsätzliches Problem ist das Auftreten von sehr kleinen Ablaufwerten, wie sie im dargestellten Zeitraum vorlagen. Hier ist die Anlagenkapazität letztlich nicht bestimmbar. Bei Messwerten unterhalb des Messbereichs (0,5 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$) wurde pauschal ein Ablaufwert von 0,0125 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ angenommen. Die Prognosegüte ist in diesem Bereich entsprechend schlecht.

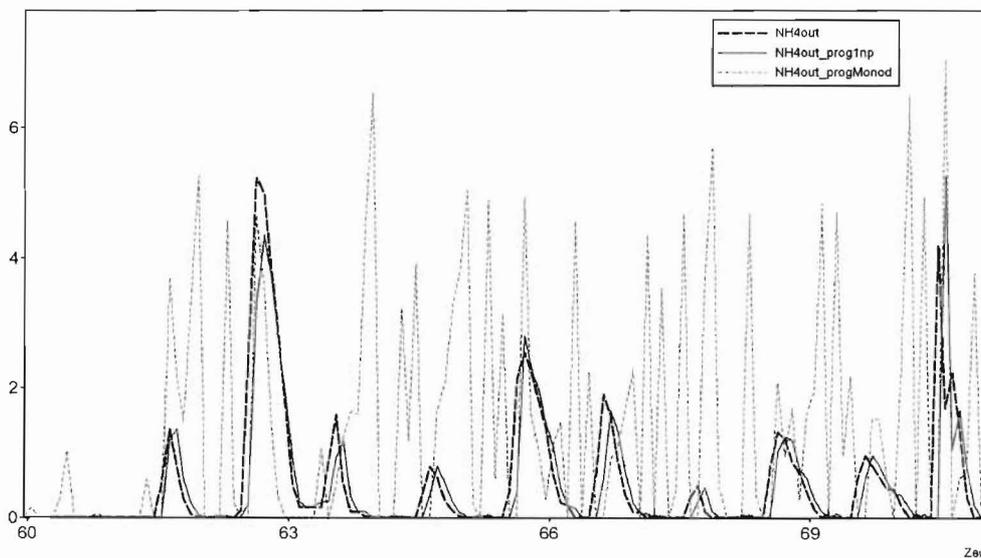


Bild 4.6 Prognose der Ablaufkonzentrationen

Um die Prognosegüte zu beurteilen, wurden die Frachtganglinien kreuzkorreliert sowie die Frachtsummen ermittelt (Tab. 4.3). Die Kreuzkorrelation als Maß für die Wiedergabe der Dynamik zeigt sehr gute Werte bei den Varianten 3 und 4, d.h. bei Varianten mit Beachtung der Beckenhydraulik, jedoch schlechte Ergebnisse bei Varianten mit einem Reaktor.

Der Vergleich der Frachtsummen als Maß für die Absolutwerte zeigt sehr gute Ergebnisse im Zeitraum 1 (01.01.04-24.03.04), in welchem erhöhte Ammoniumablaufwerte auftraten. Im Zeitraum 2 (24.03.04-31.12.04) mit einer sehr guten Ablaufqualität sind gute Prognosen nur bei den Varianten mit Reaktion 1. Ordnung und mehreren Reaktoren vorhanden. Es liegt also eine Fehlerquelle in Bereichen niedriger Ablaufwerte vor, welche jedoch keine verminderte Sicherheit bedeutet. Damit ist der Ansatz mit seinen Varianten in der Lage, die Ablaufwerte mit hinreichender Genauigkeit zu prognostizieren. Eine sichere Abschätzung der Nitrifikationskapazität ist jedoch erst bei bereits erhöhten Ablaufwerten möglich. Damit ist der Prognosehorizont deutlich kürzer als bei der Abschätzung der Nitrifikationskapazität über die aktive Biomasse.

Tab. 4.3 Korrelationskoeffizienten und Frachtsummen

Variante	r^2 (Kreuzkorrelation)	Frachtsumme [t] Zeitraum 1	Frachtsumme [t] Zeitraum 2
Messwerte		41	9
Reaktion 0.Ordnung, 1 Reaktor	0,28	53	97
Reaktion 1.Ordnung, 1 Reaktor	0,16	69	123
Reaktion 1.Ordnung, n Reaktoren	0,76	39	9
Reaktion 1.Ordnung, n Reaktoren, modif.	0,85	38	8
Monod-Reaktion, 1 Reaktor	0,12	64	120

Zur Berechnung des im jeweiligen Zeitschritt zulässigen Zuflusses nach Gleichung (31) wurde eine zulässige Ammoniumablaufkonzentration von 1,5 mg/L angesetzt.

In Bild 4.7 sind exemplarisch die Ganglinien der Varianten 4 und 5 den Messwerten gegenübergestellt. Die beiden Varianten stellen Extremwerte hinsichtlich dem minimal und maximal zulässigen Zulauf dar. Insgesamt fällt auf, dass die prognostizierten Zuflüsse dem realen Zuflussverlauf folgen, d.h. erst bei erhöhten Zuflüssen wird auch der zulässige Zufluss erhöht. Hier zeigt sich wieder, dass bei niedrigen Belastungen die Nitrifikationskapazi-

tät unterschätzt wird. Auch die absolute Höhe beider Prognosen ist signifikant unterschiedlich. Die Reaktorkaskade mit der modifizierten Reaktion 1. Ordnung spiegelt zwar gut das Durchlaufverhalten wider, überschätzt jedoch die Kinetik bei erhöhten Zulaufkonzentrationen. Der Ansatz mit volldurchmischten Reaktor und Monod-Funktion unterschätzt demgegenüber die Nitrifikationskapazität. Beide Ansätze neigen methodenbedingt zum Schwingen. Eine Über- bzw. Unterschätzung der Nitrifikationsrate wird im nächsten Zeitschritt durch eine gegenüber der Realität veränderte Ablauffracht überkompensiert.

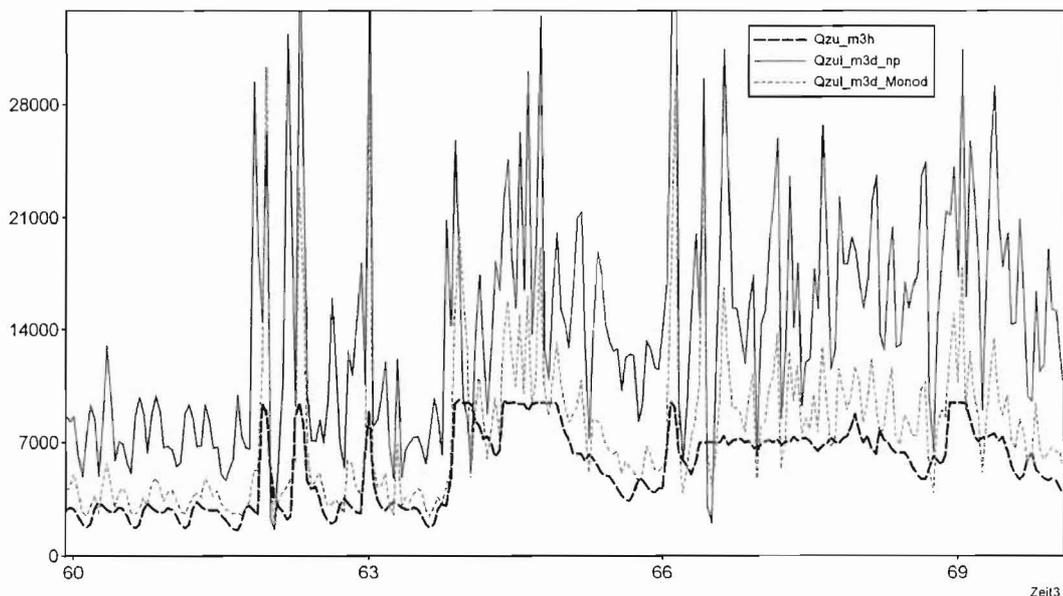


Bild 4.7 Prognose der zulässigen Zulaufmenge

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass bei schwach belasteten Anlagen im durchlaufbetrieb die Abschätzung der Nitrifikationskapazität über die aktive Biomasse stabiler ist. Die rekursive Ermittlung liefert nur bei eindeutig messbaren Konzentrationsgradienten über den Ort (hoch belastete Durchlaufanlagen) oder die Zeit (intermittierende Anlagen) hinreichend genaue Lösungen.

4.4 Denitrifikation

In Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff ist die Mehrheit der heterotrophen Organismen des Belebtschlammes in der Lage, Nitrat- oder Nitritstickstoff anstelle des Sauerstoffs als Elektronenakzeptor zu nutzen. Im Gegensatz zur Nitrifikation sind die Heterotrophen nicht auf das Denitrifizieren angewiesen. Die denitrifizierte Nitratfracht hat damit keinen unmittelbaren Einfluss auf die im System enthaltenen Denitrifikanten (Svardal, 2001).

Das erforderliche stöchiometrische C/N-Verhältnis und die Denitrifikationsrate sind entscheidend von der Abbaubarkeit der organischen Kohlenstoffquelle abhängig. Da die

Abwasserzusammensetzung im Tagesgang und insbesondere bei Mischwassereignissen schwankt ist sowohl das stöchiometrisch erforderliche CSB/N-Verhältnis als auch die erreichbare Denitrifikationsrate zeitlich variabel.

Bezüglich der Nitrat-Konzentration kann die Denitrifikation als Reaktion 0. Ordnung angesehen werden.

Tab. 4.4 Denitrifikationsrate und erforderliches C/N-Verhältnis bei der Denitrifikation (nach Henze und Bundgard, 1982)

	Denitrifikationsrate bei 20°C [kg N/kg oTS·h)	Erforderliches CSB/N-Verhältnis
Endogene Atmung	≈ 0,4	7,1 – 8,5 (endogene organische Stoffe im Schlamm, inkl. Schlammproduktion)
Rohabwasser	≈ 3	5,0 – 6,4
Methanol	≈ 10	3,5 – 4,5

Die endogene Atmung verläuft um ca. eine Zehnerpotenz langsamer als die assimilatorische Atmung und ist damit für die Bewertung der Denitrifikationskapazität nicht relevant. Sofern keine externen C-Quellen zugesetzt werden, sind somit für die Abschätzung der Denitrifikationskapazität folgende Größen maßgebend:

- Biomassekonzentration in der Deni-Zone
- Kontaktzeit in der Deni-Zone
- Aktuelle Denitrifikationsrate = f(T, CSB)

Auf diesen Überlegungen aufbauend wurden verschiedene Regelungskonzepte entwickelt, welche entweder auf reinen Massenbilanzen oder weitergehenden kinetischen Ansätzen beruhen (Strunkheide, 1994). Analog zu Abschnitt 4.3.3 lässt sich die Massenbilanz für Nitratstickstoff herleiten. Für das Teilsystem Denitrifikationsbecken gilt:

$$V \cdot \frac{\partial \text{NO}_3 - N_D}{\partial t} = Q_{zu} \cdot \text{NO}_3 - N_{zu} + Q_{RC} \cdot \text{NO}_3 - N_{BB} + Q_{RS} \cdot \text{NO}_3 - N_{NK} - (Q_{zu} + Q_{RC} + Q_{RS}) \cdot \text{NO}_3 - N_D - r_{DN} \cdot V_{DN} \quad (32)$$

Liegen keine Messwerte für Nitrat im Ablauf der DN-Zone vor kann die Massenbilanz alternativ um die gesamte Belegung gezogen werden.

$$V \cdot \frac{\partial \text{NO}_3 - N_{\text{BB}}}{\partial t} = Q_{\text{zu}} \cdot \text{NO}_3 - N_{\text{zu}} + Q_{\text{RC}} \cdot \text{NO}_3 - N_{\text{BB}} + Q_{\text{RS}} \cdot \text{NO}_3 - N_{\text{NK}} \quad (33)$$

$$- (Q_{\text{zu}} + Q_{\text{RC}} + Q_{\text{RS}}) \cdot \text{NO}_3 - N_{\text{BB}} - r_{\text{DN}} \cdot V_{\text{DN}} + r_{\text{N}} \cdot V_{\text{N}}$$

Die Aufgabe besteht wiederum darin, die Denitrifikationsrate möglichst genau abzuschätzen. Die Auswertung der vorliegenden Messwerte von Chemnitz-Heinersdorf und Bottrop zeigte, dass die Denitrifikationsleistung i.d.R. durch das eingestellte Rückführverhältnis begrenzt ist. Eine Auswertung zur Ermittlung stöchiometrischer und kinetischer Abhängigkeiten ist damit nicht möglich.

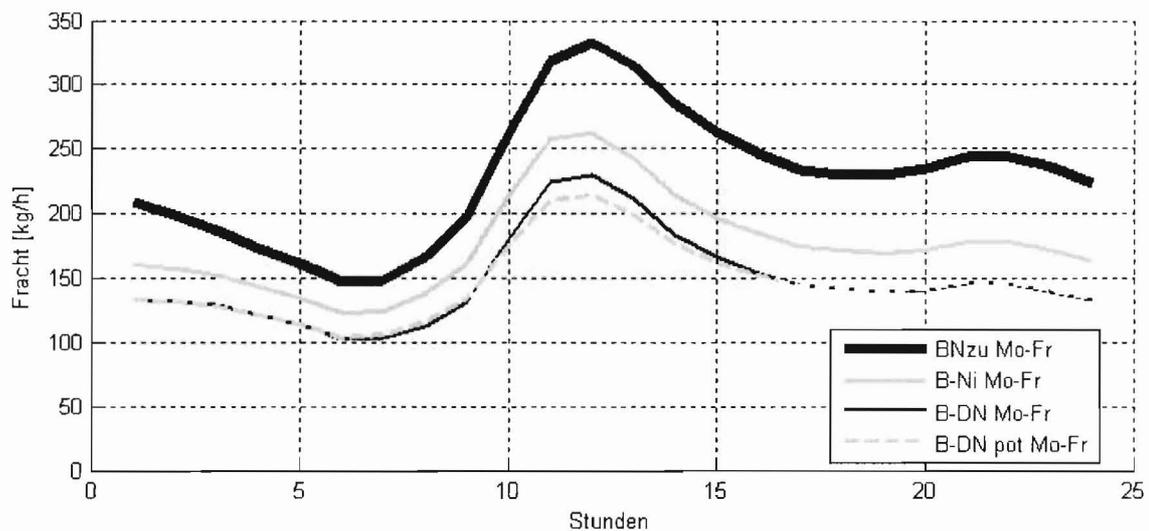


Bild 4.8: Vergleich der gemessenen und potentiell durch das Rücklaufverhältnis denitrifizierten Fracht auf der KA Chemnitz-Heinersdorf (Mittelwert aller Trockenwettertage Montag-Freitag)

Nach ATV-Arbeitsblatt A 131 lässt sich die Atmungsgeschwindigkeit der Heterotrophen nach Gleichung (34) abschätzen.

$$OV_{\text{d,C}} = 0.5 \cdot B_{\text{d,CSB}} \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot t_{\text{TS}} \cdot 1,072^{(T-15)}}{1 + 0,17 \cdot t_{\text{TS}} \cdot 1,072^{(T-15)}} \right) \quad [\text{kg O}_2 / \text{d}] \quad (34)$$

$$B_{\text{NO}_3, \text{DN}} = \frac{0,75 \cdot OV_{\text{d,CSB}}}{2,9} \cdot \frac{V_{\text{D}}}{V_{\text{BB}}} \quad [\text{kg N} / \text{d}] \quad (35)$$

Dieser Ansatz ist direkt an die CSB-Zulaufkraft gekoppelt und berücksichtigt keine kinetische Limitierung. Bei gegebener Abwasserzusammensetzung erhöht sich die denitrifizierbare Fracht proportional mit dem Zulauf. Die resultierende Nitratablaufkonzentration wäre damit unabhängig von der Beschickung immer gleich. Der Ansatz ist damit ausschließlich zur Abschätzung der stöchiometrisch bedingten DN-Kapazität geeignet.

Üblicherweise ist die Denitrifikation im Hinblick auf eine Mehrbelastung bei Mischwasser

unkritisch. Sollte im Einzelfall die Denitrifikation den limitierenden Prozess darstellen, sind detailliertere Untersuchungen für einen aussagekräftigen Regelungsentwurf erforderlich.

4.5 Nachklärung

4.5.1 Auswirkungen des dynamischen Zuflusses auf Nachklärbecken

Die Erhöhung des Kläranlagenzuflusses aufgrund eines Regenereignisses hat einen erheblichen Einfluss auf den Kläranlagenzustand und die Reinigungsleistung. Neben den Auswirkungen der auftretenden Frachtspitzen auf die biologische Reinigungsstufe spielt die hydraulische Überlastung der Nachklärung eine große Rolle.

Die mitunter abrupte Erhöhung des Zuflusses führt zu einer Verdrängung des Schlammes bzw. der aktiven Biomasse aus der Belebung in die Nachklärung sowie zu erhöhten Turbulenzen im Absetzbecken. Die Schlammverlagerung hat eine Erhöhung des Schlammspiegels und damit eine erhöhte Abtriebsgefahr zur Folge.

Um die biologische Reinigung zu gewährleisten, wird häufig der Rücklaufschlammstrom erhöht. Dies führt ebenfalls zu Turbulenzen im Nachklärbecken und zu einer verringerten Schlammeindickung.

Bezüglich der Nachklärung als mechanische Reinigungsstufe einer Kläranlage sind folgende Prozesse relevant:

- Schlammverlagerung ins Nachklärbecken
- Verminderte Absetzkapazität mit Gefahr des Schlammabtriebs.

Nach Bruns (1999) existiert grundsätzlich ein großes Potenzial ungenutzter hydraulischer Kapazität bei nach Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 (ATV-DVWK, 2000) bemessenen Becken. Allerdings war es im Rahmen der genannten Untersuchungen nicht möglich, dieses Potenzial generalisierend zu quantifizieren.

Die Untersuchungen von Armbruster (2004), Deininger *et al.* (1994), Grüning und Orth (2001), Seggelke (2002) u. a. deuten ebenfalls auf eine mögliche hydraulische Belastung bis zu einem Abfluss von ca. $4 \cdot Q_s + Q_f$, sofern günstige Rahmenbedingungen vorliegen.

4.5.2 Vorüberlegungen zur Kapazitätsermittlung

Relevante Parameter

Die bei einer Kapazitätsermittlung zu betrachtenden Parameter lassen sich wie folgt einteilen:

1. Beeinflussende Größen, welche den hydraulischen Stoß bzw. den Stoffflux mit seinen Begleiterscheinungen beschreiben.
2. Resultierende Größen, welche die Ablaufqualität bzgl. partikulärer Stoffe beschreiben: TS, P_{ges} , Trübung.
3. Statische Größen, welche die Beckenkonfiguration beschreiben: Beckengeometrie, Einbauten, Einlauf- und Ablaufgestaltung.

Statistische Verfahren

Mittels höherer multivariater Verfahren lassen sich Zusammenhänge zwischen unabhängigen und abhängigen Parametern nachweisen und quantifizieren. Damit können Prozesse – auch unter Beachtung eines Zeitversatzes – als black-box-Modell beschrieben werden.

Im Rahmen der Abwasserreinigung wurden statistische Verfahren vor allem für die biologische Reinigungsstufe zur Datenverdichtung und Prognose erfolgreich angewandt (Tab. 4.5).

Tab. 4.5 Beispiele für die Anwendung statistischer Verfahren

Quelle	Verfahren	Anwendung
Häck <i>et al.</i> (1996).	Neuronale Netze	Datenverdichtung
Ráduly <i>et al.</i> (2005)	Neuronale Netze	Modellierung
SMAC (2004)	Hauptkomponentenanalyse	Datenverdichtung

Empirische Erkenntnisse

Generelle Aussagen zum Reinigungspotenzial von Nachklärbecken sind schwierig. Dies ist durch die Vielzahl prozessbedingter und externer Einflussfaktoren begründet, wie z.B. Schlammigenschaften oder Windeinfluss, welche nicht oder nur durch eine aufwändige dynamische Nachklärbeckenmodellierung (bspw. SMAC, 2004, Krebs *et al.*, 2000) gefasst werden können.

Ausgewählte Prozessparameter, welche den momentanen Anlagenzustand charakterisieren, werden zu der erreichten Beckenperformance in Beziehung gesetzt. So können Anla-

genzustände identifiziert werden, welche sicher oder wahrscheinlich zu Überlastungen der Nachklärung führen. Dies hat vor allem den Vorteil, dass systembedingte Besonderheiten des individuellen Beckens automatisch erfasst werden, ohne dass spezifische Kenntnisse darüber vorliegen müssen. Prinzipiell entspricht diese Herangehensweise der Anwendung deskriptiver statistischer Verfahren mit reduzierten Datensätzen.

Eine wichtige Nutzung dieser Erkenntnisse erfolgt u. a. bei der Bestimmung von Bemessungsrichtlinien (siehe dazu Baumer, 1996).

Erkenntnisse aus der Literatur

Für die unmittelbare Regelung von Nachklärbecken spielen numerische 2D- und 3D- Modelle (bspw. Krebs *et al.*, 2001) oder eindimensionale Multilayermodelle (bspw. Reichl *et al.*, 2004) nur eine untergeordnete Rolle.

Übertragbare Ansätze zur Kapazitätsbestimmung bzw. Empfehlungen zu Regelungsstrategien wurden vor allem aus empirischen Betrachtungen und Versuchen gewonnen:

- Billmeier E. (1978): Schlammraumbeschickung $q_{SR} < 170 \dots 200 \text{ l}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$
- Krauth und Müller (1996): Regelung nach Schlamm Spiegel
- Bruns (1999): Regelbedingungen für runde, horizontal durchströmte Becken:
 - Oberflächenbeschickung $q_A < 1,6 \text{ m}/\text{h}$ (ATV-DVWK-A 131)
 - Volumenbeschickung $q_V < 0,6 \text{ h}^{-1}$
 - Schlammvolumenbeschickung $q_{SV} < 600 \text{ l}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - volumenspezifische Schlammlast $q_{V,S} < 250 \text{ l}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$
 - Rücklaufverhältnis $RV > 0,4$

Veränderte Prozessführung

Eine veränderte Prozessführung der Kläranlage unter Regenwasserbedingungen, wie sie z.B. von Stark *et al.* (2001), Niemann und Orth (2001), Seggelke *et al.* (2004) oder SMAC (2004) beschrieben wird, wurde im Weiteren nicht beachtet. Zu diesen weitergehenden Maßnahmen gehört bspw. eine veränderte Fällmittelzugabe oder eine Anpassung des Rücklaufschlammstroms.

4.5.3 Ermittlung der Nachklärbeckenkapazität

Als Datengrundlage dienen Zeitreihen und Massedaten (Zeitreihe als Wertepaar pro Zeitschritt) relevanter Parameter sowie charakteristische Kennzahlen von Einzelereignissen. Die Ereignisse sind handgefiltert, um auch komplexere Kennwerte, wie z.B. Anstiege, identifizieren zu können.

Bei der Bestimmung der Nachklärbeckenreserven wird auf rein empirische Zusammenhänge zurückgegriffen. Diese Zusammenhänge werden mittels visueller Auswertungen und statistischer Verfahren (siehe z.B. Backhaus *et al.*, 1987) identifiziert:

- Visuelle Auswertungen der Ganglinien zur Ermittlung von (Fuzzy-)Regeln
- Uni- und bivariate Statistik von Massedaten, i.d.R. Varianzanalysen und Korrelationen
- Multivariate Statistik für Einzelereignisse, i.d.R. multiple Regression

Beim Einsatz multivariater Verfahren ist das vorrangige Ziel ein funktionaler Zusammenhang zwischen Messgrößen und einer Belastung der Nachklärung während eines Ereignisses. Folgende Grundsätze und Einschränkungen sind dabei zu beachten:

- auch Einbeziehung von theoretischen Zusammenhängen bei der Parameterauswahl
- Eingangsgrößen müssen in hoher zeitlicher Auflösung (z.B. 15min) vorliegen
- Δ Trübung wurde betrachtet, um die jahreszeitlich bedingte Trockenwetterkonzentration zu berücksichtigen
- q_{SV} bzw. Δq_{SV} wurde betrachtet, um den Schlamm einzubeziehen
- Es wurden nur Ereignisse mit erhöhter Trübung im Ablauf beachtet.

Bei diesem Verfahren sind mehrere, im Prinzip gleichwertige Lösungen möglich. Je nach Parametersatz ergibt sich ein anderer, aber ähnlicher Zusammenhang. Im Folgenden wird jedoch immer nur eine Funktion angegeben. Aus der mit Hilfe dieser Funktion berechneten maximalen Belastungsgröße ($q_{A,max}$, $q_{SV,max}$, Δq_{SV}) lässt sich der maximal zulässige Zufluss ermitteln.

4.5.4 Anwendung auf Daten der KA Chemnitz

Die Kennzahlen der Nachklärbecken sind in Kapitel 2.4.2 aufgeführt. Im Betrachtungszeitraum 2004 waren teilweise nur 3 Becken in Betrieb. Der daraus resultierende Effekt einer höheren hydraulischen Belastung wurde durch Ausgleichsrechnungen beachtet. Effekte durch Schwimmschlammabtrieb insb. unter Windeinfluss sind dem Betreiber bekannt und Ursache für erhöhte Trübungen im Ablauf. Diese konnten jedoch nicht näher untersucht werden

Zur Charakterisierung der Nachklärung und zur Ableitung von Regelstrategien wurden folgende gemessene oder abgeleitete Parameter genutzt:

- beeinflussende Parameter (in Anlehnung an A 131 und Bruns, 1999): Schlamm Spiegel (Mittel, Maximum aller vier Becken), RV, Q_{RS} , q_A , q_V , q_{SV} , $q_{V,S}$, ISV, VSV sowie Ableitungen dieser Parameter nach der Zeit.
- sonstige beeinflussende Parameter (Sekundärgrößen): Q_{RC} , $Q_{ÜS}$, $Q_{RS+ÜS}$, Monat
- beeinflusste Parameter (Regelziel): Trübung

Auswertung von Massedaten

Der Vergleich zwischen der Trübung im Kläranlagenablauf und den sie beeinflussenden Parametern lässt keine eindeutig nutzbaren Zusammenhänge erkennen, obwohl die Korrelationskoeffizienten einzelner Parameterpaarungen statistisch signifikant sind (Tab. 4.6). Die Gradienten der Parameteränderungen, ausgedrückt durch die Ableitung dp/dt des jeweiligen Parameters p , haben im Vergleich zu den Absolutwerten einen geringeren Korrelationskoeffizienten (Tab. 4.7).

Tab. 4.6 Korrelationskoeffizienten Chemnitz Absolutwerte

	Trübung_FNU	SS_mittel	SS_max	RV_-	RC	RS	RS+ÜS	qA_m/h	qV_1/h	qSV_l/m^2h	$qV,S_l/m^3h$	ISV	VSV
Trübung_FNU	1,00	0,25	0,03	-0,42	0,29	0,40	0,41	0,46	0,43	0,57	0,56	0,43	0,48
SS_mittel	0,25	1,00	0,86	-0,16	-0,19	0,68	0,67	0,68	0,69	0,64	0,64	-0,06	-0,08
SS_max	0,03	0,86	1,00	0,02	-0,28	0,43	0,43	0,43	0,43	0,33	0,33	-0,27	-0,32
RV_-	-0,42	-0,16	0,02	1,00	-0,16	-0,25	-0,25	-0,49	-0,38	-0,51	-0,41	-0,29	-0,26
RC	0,29	-0,19	-0,28	-0,16	1,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,15	0,15	0,30	0,43
RS	0,40	0,68	0,43	-0,25	0,00	1,00	1,00	0,94	0,98	0,89	0,91	0,02	0,06
RS+ÜS	0,41	0,67	0,43	-0,25	0,00	1,00	1,00	0,94	0,98	0,89	0,92	0,03	0,06
qA_m/h	0,46	0,68	0,43	-0,49	0,01	0,94	0,94	1,00	0,99	0,94	0,92	0,05	0,06
qV_1/h	0,43	0,69	0,43	-0,38	0,00	0,98	0,98	0,99	1,00	0,92	0,93	0,02	0,04
qSV_l/m^2h	0,57	0,64	0,33	-0,51	0,15	0,89	0,89	0,94	0,92	1,00	0,99	0,33	0,37
$qV,S_l/m^3h$	0,56	0,64	0,33	-0,41	0,15	0,91	0,92	0,92	0,93	0,99	1,00	0,33	0,39
ISV	0,43	-0,06	-0,27	-0,29	0,30	0,02	0,03	0,05	0,02	0,33	0,33	1,00	0,90
VSV	0,48	-0,08	-0,32	-0,26	0,43	0,06	0,06	0,06	0,04	0,37	0,39	0,90	1,00

Tab. 4.7 Korrelationskoeffizienten Chemnitz Ableitungen

	Trübung_FNU	Wetter	dSS	dqA	dRS+ÜS	Monat
Trübung_FNU	1,00	0,27	0,00	-0,04	-0,04	-0,47
Wetter	0,27	1,00	0,02	0,03	0,03	-0,15
dSS	0,00	0,02	1,00	0,51	0,44	0,00
dqA	-0,04	0,03	0,51	1,00	0,86	0,00
dRS+ÜS	-0,04	0,03	0,44	0,86	1,00	0,00
Monat	-0,47	-0,15	0,00	0,00	0,00	1,00

Aufgrund der Vielzahl an ausgewählten Parametern wurde eine Faktorenanalyse durchgeführt, um wesentliche Einflussfaktoren bzw. Gruppierungen von Parametern zu identifizieren. Die Faktorenanalyse gehört zu den datenreduzierenden Verfahren und stellt multivari-

ate Zusammenhänge dar, indem sie Parameter anhand ihrer Korrelationen in wenige, nicht überlappende Gruppen (Faktoren) klassifiziert (Backhaus *et al.*, 1987). Die Ergebnisse sind in Tab. 4.8 dargestellt und decken sich mit den Erwartungen. Nach dem Kayser-Kriterium (Eigenwert > 1) wurden vier Faktoren extrahiert (Tab. 4.8 , Faktorenladung > 0,7), welche wie folgt interpretiert werden können: hydraulische Belastung (Faktor 1), Schlamm-eigenschaften (Faktor 2), Änderung der hydraulischen Belastung (Faktor 3), Schlamm-spiegel (Faktor 4). Aufgrund der hohen Faktorenladungen, d.h. hoher Korrelationen, kann im Weiteren die Auswertung auf Vertreter dieser Parametergruppen konzentriert werden. Bspw. sollte die jahreszeitliche Schwankung der Trübung im Ablauf (Bild 4.9) durch die Nutzung der Parameter ISV bzw. VSV kompensiert werden können.

Tab. 4.8 Faktorenladungen, Varimax-Drehung standardisiert

	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
SS_mittel	0,637571	0,043565	0,055547	0,704785
SS_max	0,371372	0,251212	0,026805	0,796208
RV_-	-0,422772	0,397098	0,090896	0,088759
RC	0,082114	-0,408801	0,108670	-0,510725
RS	0,961959	0,053019	0,134419	0,097636
RS+ÜS	0,962214	0,049897	0,133842	0,095091
qA_m/h	0,973113	-0,015552	0,100973	0,103425
qV_1/h	0,978787	0,034712	0,119256	0,096372
qSV_l/m ² h	0,928530	-0,311272	0,093203	0,090280
qV,S_l/m ³ h	0,928692	-0,294187	0,109491	0,080196
Wetter	0,596606	-0,188139	-0,074247	0,135974
ISV	0,045755	-0,918075	0,009740	-0,045076
VSV	0,092564	-0,914037	0,006547	-0,141108
dSS	0,008201	-0,109652	0,712260	0,396515
dqA	0,147164	0,027352	0,923857	-0,108641
dRS+ÜS	0,126039	0,059437	0,908136	-0,133172
Monat	-0,081783	0,799765	0,009673	0,132148
Erkl.Var	6,621622	2,949645	2,296231	1,697185
Ant.Ges.	0,389507	0,173509	0,135072	0,099834

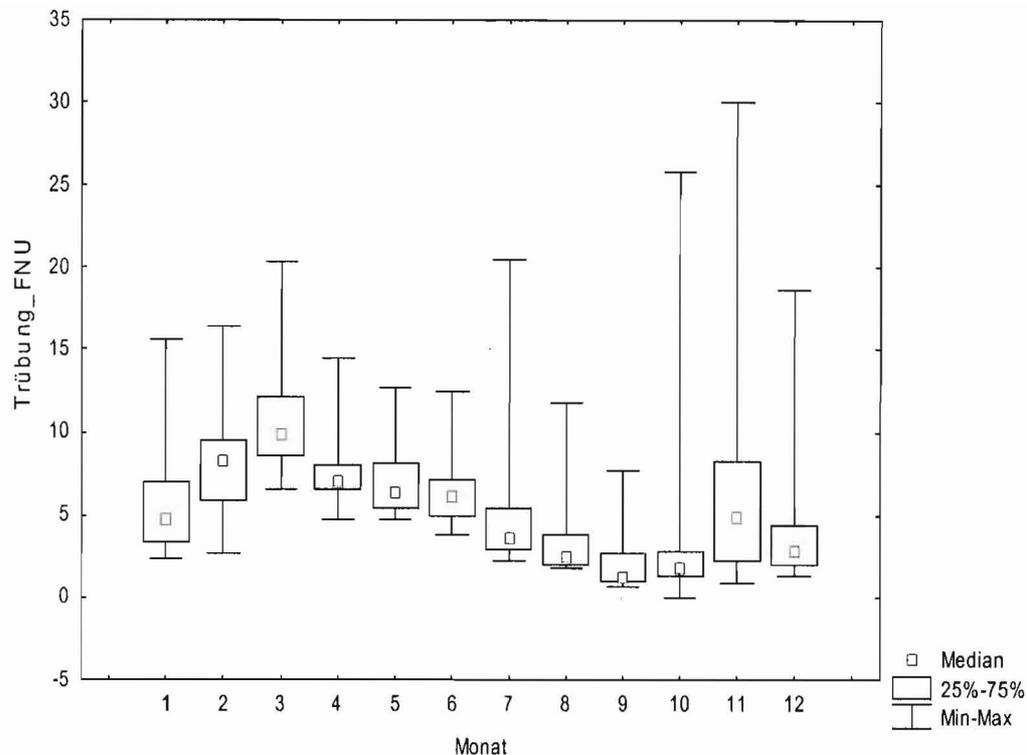


Bild 4.9 Trübung vs. Monat, Chemnitz

Des Weiteren wurden verschiedenen Parameterpaarungen mittels Scatterplots visuell untersucht. Grundsätzlich lassen sich aus diesen Diagrammen keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen den Parameter herauslesen. Allerdings sind Grenzl意思en erkennbar, welche kritische Zustände kennzeichnen.

Aus Bild 4.10 und Bild 4.11 geht hervor, dass eine Neigung zu erhöhter Trübung im Ablauf bei höherer hydraulischer Last (wenn $q_A > 1$ m/h, dann Trübung > 5 FNU) und bei einem erhöhten Schlamm Spiegel (wenn $SS > 2$ m, dann Trübung > 5 FNU) besteht. Auch bei sehr niedrigen Schlammspiegeln kann eine schlechtere Ablaufqualität beobachtet werden, welches auf einen nicht ausgeprägten Flockenfilter zurückzuführen ist. Der ideale Schlamm Spiegel liegt damit zwischen 0,9 m und 1,5 m.

Die Untersuchung der Ableitungen und gleitenden Mittel der Ableitung führten zu keinen Ergebnissen (Bild 4.12). Es kann allerdings aus dem Anstieg der unteren Grenzl意思en geschlossen werden, dass grundsätzlich ein Verringern der Belastung (q_A , q_{SV} und Q_{RS}) schädlicher als ein Erhöhen ist. In Regelstrategien sind daher Hysteresen zu berücksichtigen.

Die genannten Schlussfolgerungen sind nicht uneindeutig. Erhöhte Trübungen treten unter diesen Bedingungen auf, das Auftreten der Bedingungen erzwingt jedoch nicht eine erhöhte Trübung. Ein reiner Massedatenvergleich ist nicht ausreichend, um das Verhalten der Nachklärung zu beschreiben. Er liefert nur unterstützende Erkenntnisse.

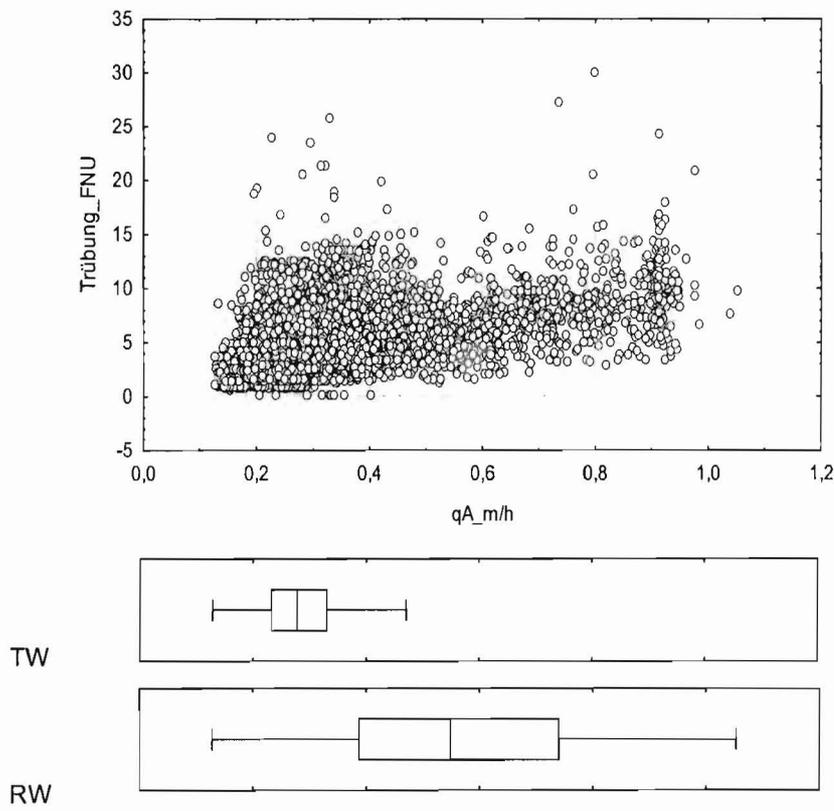


Bild 4.10 Trübung vs. q_A , KA Chemnitz

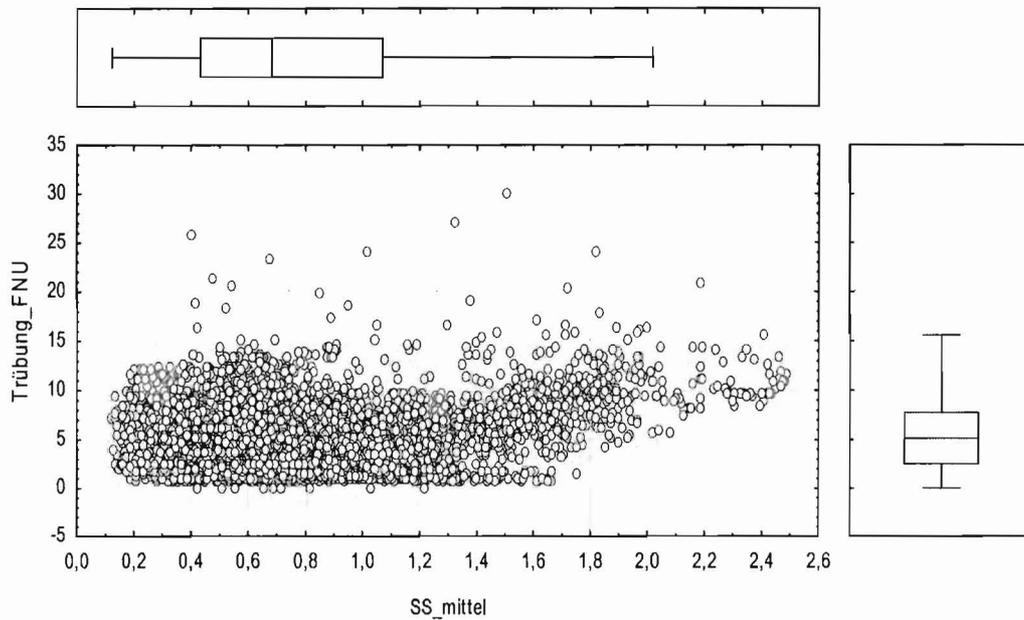


Bild 4.11 Trübung vs. SS, KA Chemnitz

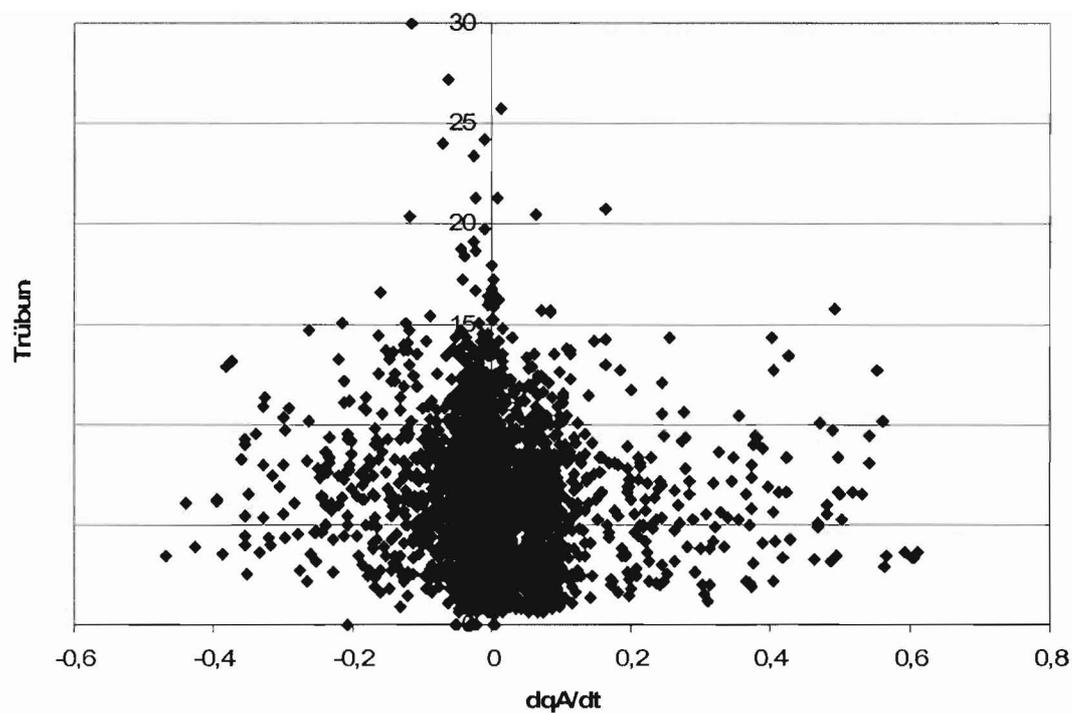


Bild 4.12 Trübung vs. dq_A/dt , KA Chemnitz

Auswertung von Einzelereignissen

Die Analyse von charakteristischen Werten für Einzelereignisse (Mittel- bzw. Maximalwerte) führt ebenfalls nur zu bedingten Aussagen (Bild 4.13, Bild 4.14). Der Vergleich der mittleren Ablaufqualität während eines Regenereignisses mit dem mittleren q_{SV} und dem mittleren Schlamm Spiegel zeigt zwar eine Abhängigkeit zwischen den Größen, für Regelzwecke lassen sich jedoch wiederum nur Grenzlinien extrahieren

- wenn $q_{SV} > 250 \text{ l/(m}^2\cdot\text{h)}$, dann Trübung $> 5 \text{ FNU}$
- wenn $SS > 1,8 \text{ m}$, dann Trübung $> 5 \text{ FNU}$

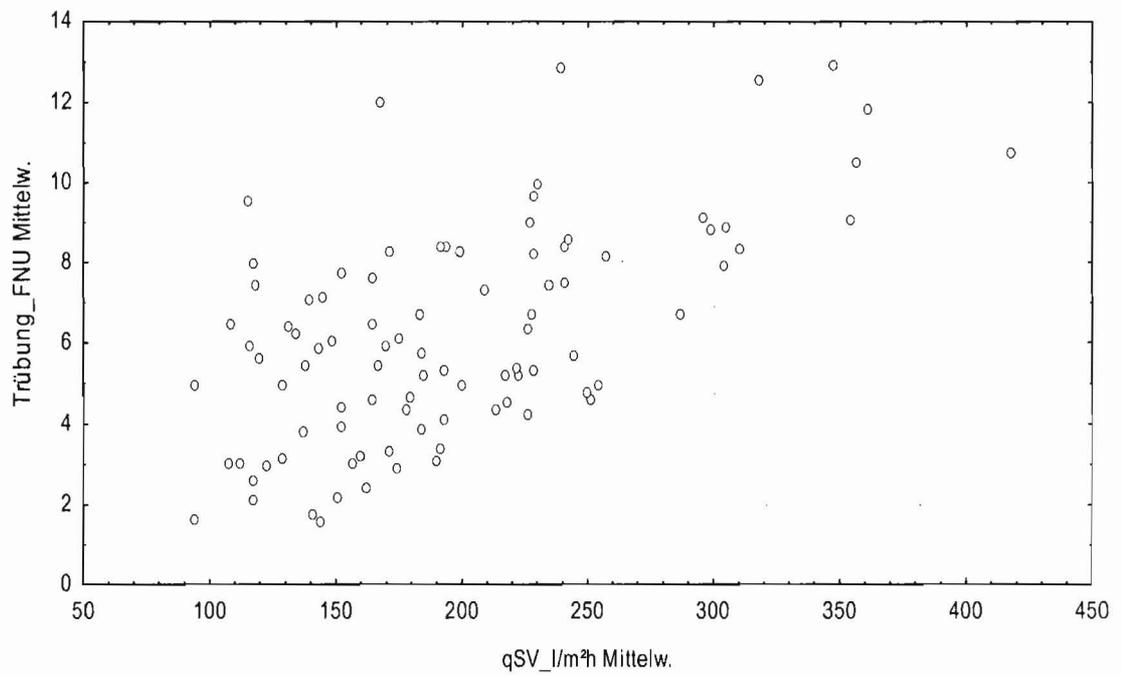


Bild 4.13 q_{sv} vs. Trübung für Einzelereignisse, KA Chemnitz

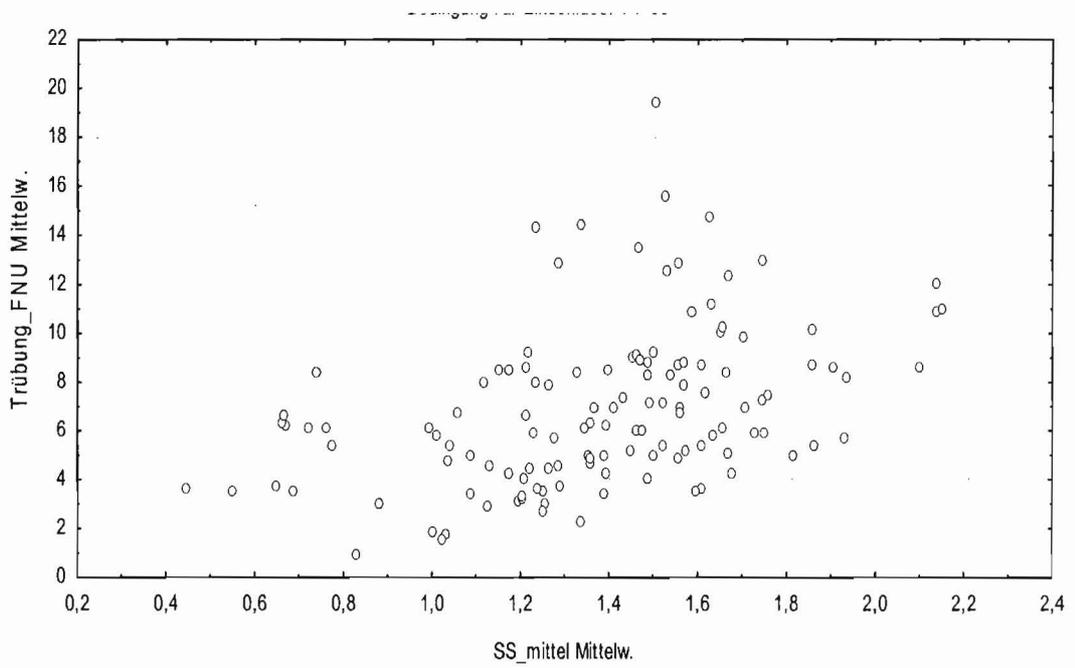


Bild 4.14 SS vs. Trübung für Einzelereignisse, KA Chemnitz

Bild 4.15 zeigt, dass es auch bei niedrigen Belastungen unter Trockenwetterbedingungen zu einer verschlechterten Ablaufqualität kommen kann (Markierungen):

- RW, $q_A > 0,7 \text{ m/h}$, $q_{SV} > 250 \text{ l/(m}^2\cdot\text{h)}$, $SS > 1,5 \text{ m}$
- TW, $q_A < 0,5 \text{ m/h}$, $q_{SV} < 150 \text{ l/(m}^2\cdot\text{h)}$, $SS < 0,9 \text{ m}$

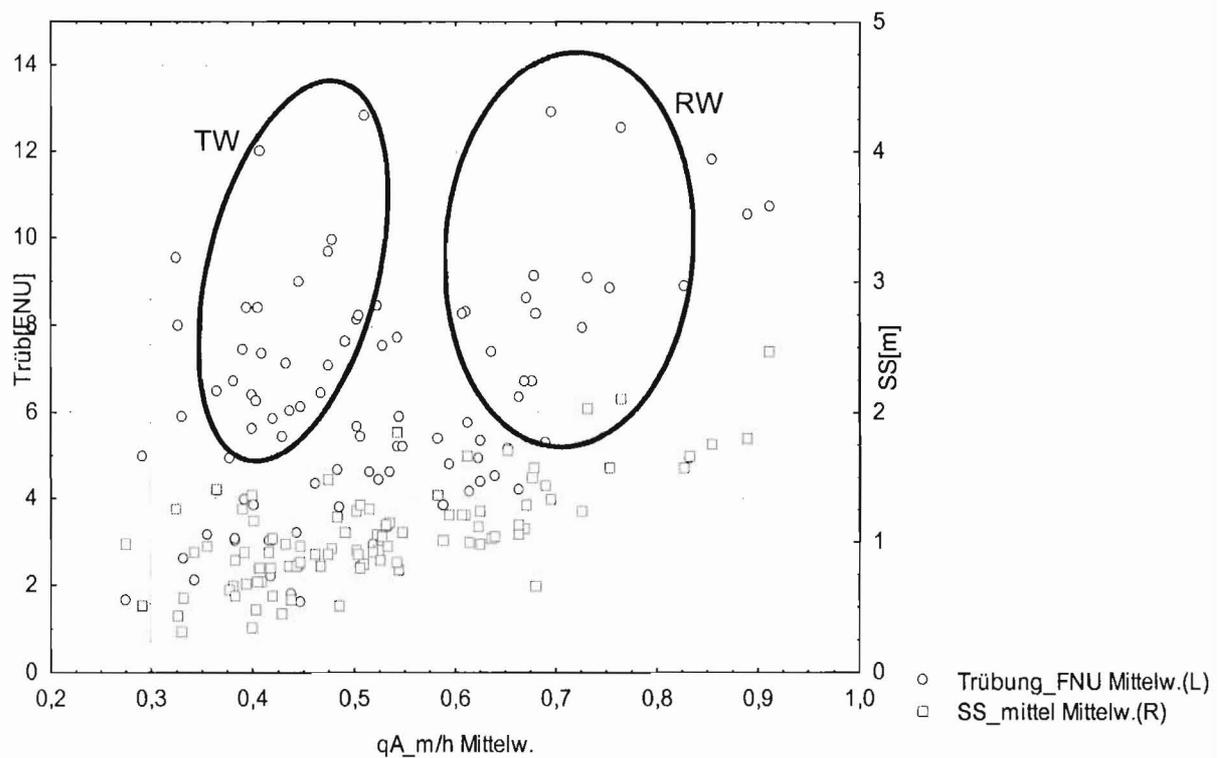


Bild 4.15 q_A vs. Trübung und SS für Einzelereignisse

Aus den o. g. Auswertungen lassen sich folgende Regeln für eine Steuerung extrahieren:

- Ziel für Schlammspiegel: $0,9 \text{ m} < SS < 1,5 \text{ m}$
- Wenn $SS > 1,7 \text{ m}$ und steigend, dann keine Mehrzugabe oder drosseln
- Wenn $SS < 1 \text{ m}$ und fallend, dann Q_{RS} vermindern
- Wenn $q_{SV} > 400 \text{ l/m}^2\text{/h}$, dann nur geringe Mehrzugabe
- Wenn drosseln, dann $\Delta q_{SV} < -50 \text{ l/(m}^2\cdot\text{h)}$ innerhalb 15 min
- $\Delta Q_{zu} < +2000 \text{ m}^3\text{/h}$ innerhalb einer halben Stunde
- $\Delta Q_{zu} < +1600 \text{ m}^3\text{/h}$ innerhalb einer halben Stunde anstreben

- (Häufige) Wechsel von positiven und negativen Zuflussänderungen > abs(1500 m³/h) innerhalb von 2-4 Stunden verlängern das Trübungsereignis
- Abruptes Abmindern des Abflusses ist schädlicher als Erhöhen; ca. Faktor 2

Als Ergebnis der statistischen Auswertung wurde eine lineare Regressionsfunktion für $q_{SV,max}$ mit $r^2=0,73$ gefunden:

$$q_{SV,max} = \frac{\Delta FNU_{SOLL} - 0,21 * t - 4,39 * SS - 2,09 * SS_{TW} + 2,57 * TS_{BB} + 3,56}{0,0171} \quad (36)$$

mit	Δ Trübung	[FNU]	vorgegeben
	Dauer t	[h]	aus Messwerten ermittelt
	SS	[m]	aus Messwerten ermittelt
	SS _{TW}	[m]	bekannt
	TS _{BB}	[g/l]	aus Messwerten ermittelt
	q _{SV}	[l/m²*h]	Ergebnis

4.5.5 Anwendung auf Daten der KA Bamberg

Da bei der Kläranlage Bamberg die Daten nur in einem 2h-Raster vorlagen, waren die Ergebnisse schlechter als bei den anderen beiden Anlagen. Die Dynamik der Prozesse im Nachklärbecken konnte mit diesem groben Zeitraster nur ungenügend nachvollzogen werden.

Als Regeln aus der Betrachtung der Ganglinien konnte extrahiert werden:

- wenn $TS_{BB} < 2,4$ g/L (infolge eines Ausstoßes aus dem Belebungsbecken) dann Trübung > 40 FNU
- eine Erhöhung des VSV im Verteilerbecken bringt eine Erhöhung der Trübung mit Faktor < 0,5
- Im Winter: eine Erhöhung des Zulaufs bringt eine Erhöhung der Trübung mit Faktor > 1

Die Regressionsfunktion für Δq_{SV} mit $r^2=0,44$ lautet

$$\Delta q_{SV} = \frac{\Delta FNU_{SOLL} - 0,96 * FNU_{TW} - 13,1 * \Delta TS_{BB} - 1,7 * TS_{BB,TW} + 12,97}{0,0084} \quad (37)$$

mit	ΔFNU	[FNU]	vorgegeben
	FNU_{TW}	[FNU]	bekannt
	ΔTS_{BB}	[g/l]	aus Messwerten ermittelt
	$\Delta TS_{BB,TW}$	[g/l]	bekannt
	Δq_{SV}	[l/m ² *h]	Ergebnis

4.5.6 Anwendung auf Daten der KA Bottrop

Die Regressionsfunktion für $q_{A,max}$ mit $r^2=0,88$ lautet:

$$q_{A,max} = - \frac{\Delta TS_{BB,SOLL} - 3,2 * aTS_{ab} + 55 * aq_A - 22 * \Delta q_A - 15}{11} \quad (38)$$

mit	ΔTS_{BB}	[g/L]	vorgegeben
	aTS_{ab}	[g/L*h]	Anstieg, aus Messwerten ermittelt
	aq_A	[m/h ²]	Anstieg, aus Messwerten ermittelt
	Δq_A	[m/h]	Anstieg, aus Messwerten ermittelt
	$q_{A,max}$	[m/h]	Ergebnis

Die Untersuchung der Ganglinien zeigte, dass das abrupte Verringern des Zuflusses oft zu einem erhöhten Anteil an AFS im Ablauf führte

4.6 Empfehlung zur Umsetzung der Regelstrategie

Das dynamische Verhalten der Nachklärung wird mit empirischen Regeln beschrieben. Diese sind fallspezifisch aufzustellen und nicht auf andere Anlagen übertragbar. Eine modellbasierte Regelung ist mit vertretbarem Aufwand nicht realisierbar.

Die Nitrifikationskapazität kann relativ genau mit vereinfachten modellbasierten Ansätzen abgeschätzt werden kann. Auf Basis des Regelvorschlags für die Nachklärung ist ergänzend eine Korrektur des TS in der Belebung möglich. Zusätzlich zur modellbasierten Zuflussprognose ist jedoch eine konservative Hintergrundregelung erforderlich, welche Überschreitungen der Anlagenkapazität aufgrund möglicher Modellabweichungen verhindert.

Hierzu wird eine relativ robuste Fuzzy-Regelung auf Basis der Ammoniumablaufkonzentration eingesetzt. Innerhalb dieser Projektphase wird vorerst nur die ablaufbasierte Fuzzy-Regelung getestet.

5. Simulative Erprobung eines vereinfachten Steuerungskonzepts am Beispiel des Stadtentwässerungssystems Chemnitz

5.1 Modelltechnische Abbildung des Systems

5.1.1 Kanalnetz Chemnitz

Das Kanalnetz wird mit dem hydrodynamischen Schmutzfrachtmodell Hystem-Extran-Güte vom itwh modelltechnisch abgebildet. Wesentliche Grundlage bei der Modellerstellung war das im Jahr 1997 erstellte hydrodynamische Modell (überreicht durch die Stadtwerke Chemnitz) aus der GEP-Bearbeitung. Der damalige Sollzustand, in dem bereits der Anschluss weiterer Teilgebiete und die geplanten RÜBs enthalten waren, wurde übernommen und in folgenden Bereichen an die im Jahr 2004 bzw. 2005 vorherrschenden Randbedingungen angepasst.

- Anpassung der Regenüberlaufbecken (Elimination von denen, die bis heute nicht realisiert sind; Anpassung vorhandener Speichervolumina)
- Anpassung der Wehre an den RÜBs (Wiederherstellung des IST-Zustandes), die im Hauptsammlersystem noch nicht realisiert wurden (Ersatz der modelltechnisch verwendeten Pumpen, mit denen die Drosseleinstellungen umgesetzt wurden).
- Übernahme eines neuen Hystem-Extran Modells (EZG „Zwickauer Straße“ Stand 2005) in das Gesamtmodell.
- Entfernung der ca. 2000 konstanten Zuflüsse in das Modell (Σ 23.000 l/s), die den maximalen Abfluss aus eingeleiteten Gewässern (HQ100), Industrien und nicht flächenmäßig abgebildeten Teileinzugsgebieten darstellen. Statt dessen wurden:
 - wesentliche Gewässer mit MQ hinzugefügt, : Holzbach/Blauborn (MQ 34l/s), Bernsdorfer Bach (MQ 20 l/s), Reichenhainer Bach (MQ 6 l/s), Bornaer Bach (MQ 12 l/s), Scheibenbach (MQ 6l/s); (Σ 78 l/s).
 - industrielle Einleiter > 1 l/s hinzugefügt
- Anpassung des maximalen Drosselabflusses zur Kläranlage auf den aktuellen Wert von 2.625 l/s (bisher 3.490 l/s).
- Anpassung des Spitzenfaktors (1/24 statt 1/16), um den mittleren Tagesabfluss abzubilden.
- Anpassung der Einwohnerwerte auf die im Jahr 2005 vorhandenen (246.000 statt 402.000).
- Spezifischer Einwohner- und Fremdwasseranfall gemäß der Auswertung der Messdaten (s. Tab. 2.14; bisher: $150 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$, $Q_f = 0$)

Das Gebiet Chemnitz wurde anhand vorliegender Modellinformationen in Teileinzugsgebiete aufgeteilt. Im angefügten Plan (Anhang) sind die Gebiete und die jeweiligen Kenndaten (angeschlossene Einwohner, Flächen) dargestellt.

Modellgüte

Das hydrodynamische Modell wurde anhand 5 ausgewählter Regenereignisse aus dem Jahr 2004 (vgl. Kap. 5.3) mit den Messdaten verglichen. Obwohl nur ein Regenschreiber zur Verfügung steht, sind die Ergebnisse des Modells sehr zufrieden stellend (vgl. Bild 5.1 und Bild 5.2). Auch die Abbildung der Stoffkonzentrationen ist trotz Nichtberücksichtigung von Abtrag und Akkumulation bzw. von Abbauvorgängen überwiegend zufrieden stellend (Bild 5.3).

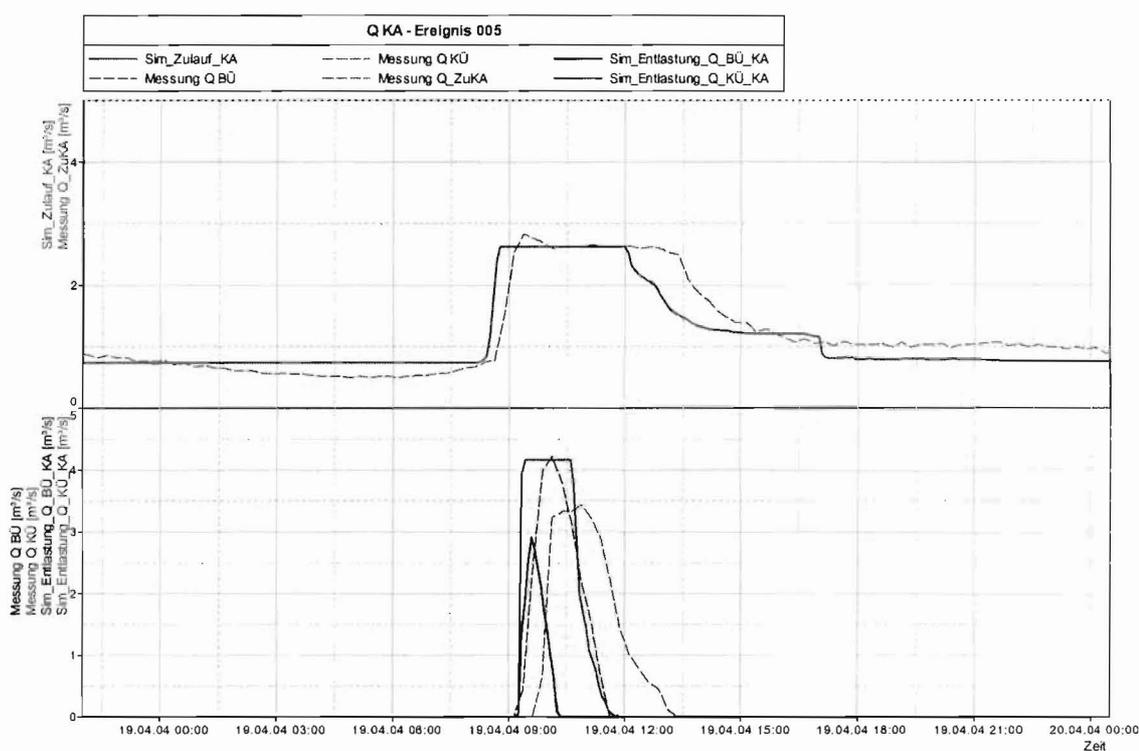


Bild 5.1 Vergleich der gemessenen und simulierten Abflüsse aus dem Kanalnetz zur Kläranlage und aus dem RÜB an der Kläranlage (Regen 005)

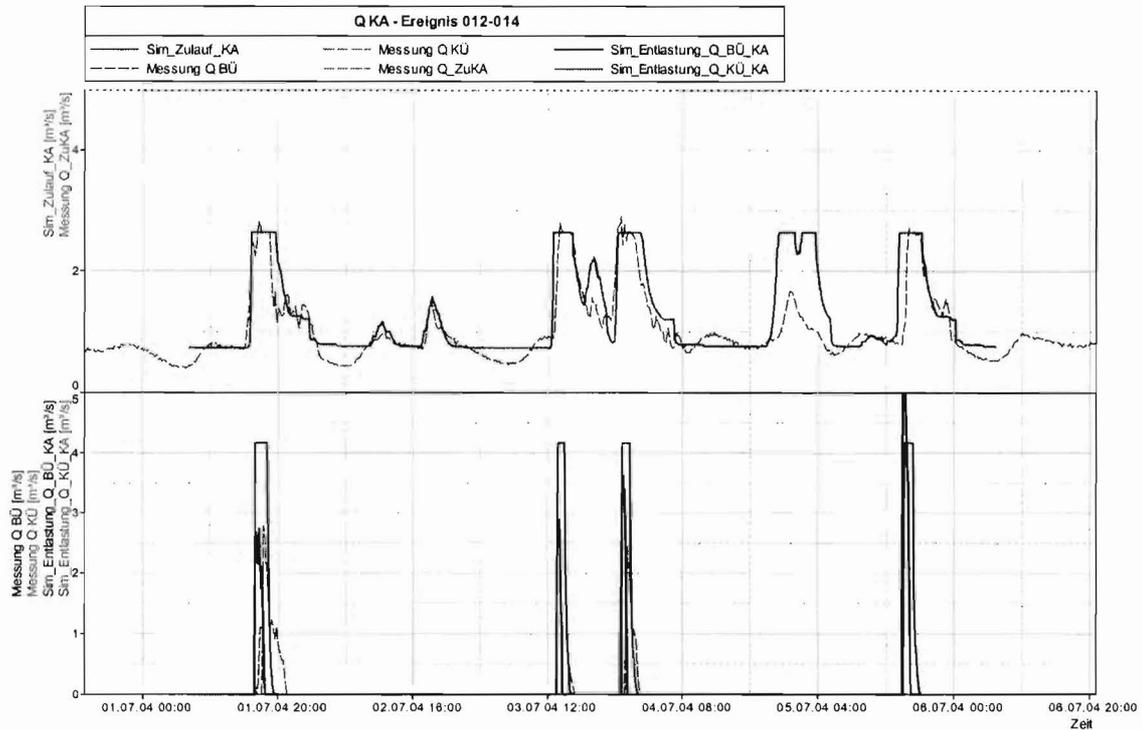


Bild 5.2 Vergleich der gemessenen und simulierten Abflüsse aus dem Kanalnetz zur Kläranlage und aus dem RÜB an der Kläranlage (Regen 012-014)

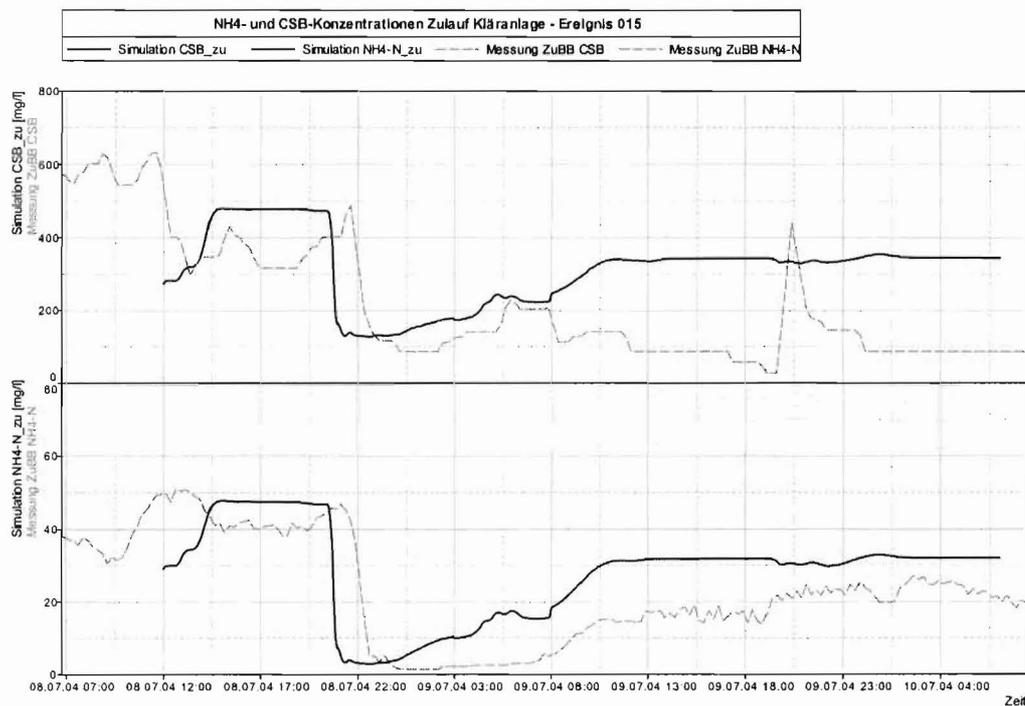


Bild 5.3 Vergleich der gemessenen und simulierten Stoffkonzentrationen NH₄-N und CSB im Zulauf der Kläranlage (Regen 015)

5.1.2 Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf

5.2.1.1 Modellkomponenten

Basierend auf dem von der Fa. Optum zur Verfügung gestellten Modell (Simba, ASM1), das derzeit online auf der KA Chemnitz in Betrieb ist und in diesem Modus über ein automatisches Kalibrierungsmodul verfügt, wurde ein Modell erstellt. Für den im Rahmen des Forschungsprojektes geplanten Einsatz wurden einige Modifikationen an Modellblöcken sowie an der Fraktionierung und Kalibrierung durchgeführt.

Vorklärung

Die Beschreibung der Vorklärung ist im vorhandenen online-Modell nicht erforderlich, da alle relevanten Größen im Zulauf zur Belebung gemessen werden. Bei der integrierten Modellierung wird jedoch die Abwasserbeschaffenheit im KA-Zulauf übergeben. Eine Modellierung der mechanischen Reinigungsstufe ist damit zwingend erforderlich.

Für die Beschreibung der Absatz- und Umsatzprozesse in der Vorklärung existieren nach wie vor keine abgesicherten Modellansätze. Empirische Ansätze wurden u.a. von Otterpohl (1995) und Wolter (1998) vorgestellt und lassen sich mit Einschränkungen auf die jeweils konkreten Randbedingungen übertragen.

Hier wurde der Ansatz von Otterpohl (1995) verwendet. Für den Transport wird ein ideal durchmischter Rührkesselreaktor angenommen. Die CSB-Elimination wird in Abhängigkeit vom partikulären Anteil am Gesamt-CSB und der hydraulischen Aufenthaltszeit beschrieben.

$$\frac{dX_{j,ab}}{dt} = (X_{j,zu} \cdot (1 - \eta) - X_{j,ab}) \frac{V_{VK}}{Q_{zu}} \quad (39)$$

$$\eta = (2,88 \cdot f_{part} - 0,118) \cdot \left(1,45 + 6,15 \cdot \ln \left(\frac{V_{VK}}{Q_{zu}} \right) \right) \quad (40)$$

Gelöste Fraktionen und Stickstoffparameter werden ohne Eliminationswirkung transportiert. Auf eine Modellkalibrierung wurde im Rahmen der Fallstudie vorerst verzichtet. Diese sollte im zweiten Arbeitspaket durchgeführt werden. Dabei ist insbesondere die mögliche Stoßbelastung durch Verlagerung des Vorklärbeckeninhaltes bei Mischwasserereignissen zu erfassen und dazu auf eine verbesserte Abbildung des Durchströmungsverhaltens zu achten.

Biologische Stufe

Die Modellierung der Umsatzprozesse im Belebungsbecken basiert auf dem ASM1 (Henze *et al.*, 1987). Dieses berücksichtigt die Prozesse Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und Denitrifikation, jedoch keine Phosphorelimination. Die vorhandene kombinierte biologische und chemische Phosphorelimination kann dementsprechend nicht abgebildet werden. Da erhöhte Phosphatwerte durch Erhöhung der Fällmitteldosierung abgefangen werden können, ist eine detaillierte Modellierung der Phosphatelimination zumindest im Mischwasserfall nicht erforderlich. Um die erhöhte ÜS-Produktion durch die Fällmitteldosierung abzubilden, wird eine spezifische TS-Produktion von 4 g TS/ g Al³⁺ angesetzt und der Fraktion X_i zugeschlagen.

Der interne Rezirkulationsstrom zur Nitratrückführung und der Rücklaufschlammstrom wurden analog zur zuflussproportionalen Betriebsweise eingestellt. Der Überschussschlammabzug wurde nach dem TS-Gehalt in der Belebung geregelt.

Nachklärung

Üblicherweise wird zur Verkürzung der Rechenzeiten in Simulationsstudien die Nachklärung mit einem vollaufmischtem Rührkesselmodell zur vereinfachten Abbildung der Schlamm-speicherung simuliert, ohne die Absetzeffekte im Becken zu beschreiben. Zur Modellierung des Verhaltens in der Nachklärung bei Mischwasserzuflüssen sind diese einfachen 0-d-Modelle ungeeignet, da eine korrekte Abbildung der Schlammverlagerung und des Abtriebes nicht möglich ist. Für die Kläranlage Chemnitz wurde daher ein 1d-Modell von Takács *et al.* (1991) implementiert, das erfahrungsgemäß für den Lastfall Mischwasser gute Resultate bringt.

5.2.1.2 Modellkalibrierung und Modellgüte

Die Fraktionierung des Kläranlagenzulaufes sowie die Anpassung der kinetischen Parameter erfolgte im Rahmen einer Modellkalibrierung. Um die Langzeitstabilität über mehrere Schlammalter und bei unterschiedlichen Temperaturen zu sichern, wurde ein Simulationszeitraum von ca. 120 Tagen verwendet. Für die Kalibrierung wurden die ersten 50 Tage verwendet. Die Modellanpassung erfolgte dabei in der folgenden Priorität:

- Überschussschlammproduktion und TS
- Nitrifikation
- Denitrifikation

Als Zulaufinformationen standen der Zufluss sowie die Online-Messwerte CSB (SAK-Sonde) und NH₄-N im Ablauf der Vorklärung zur Verfügung. Zur Bestimmung der TKN-Konzentration im Ablauf der Vorklärung wurden regelmäßige Stichproben auf TKN und NH₄-

N untersucht. Die vorliegenden $\text{NH}_4\text{-N}$ online Messwerte im Ablauf Vorklärung wurden um das ermittelte mittlere Verhältnis $\text{TKN}:\text{NH}_4\text{-N}$ von 1,4 erhöht. Abgesicherte Messwerte zum Verhältnis $\text{CSB filtriert}:\text{CSB homogenisiert}$ liegen nicht vor. Das mittlere Verhältnis $\text{TS}_{\text{BB}}:\text{CSB}_{\text{BB}}$ wurde durch stichprobenartige Schöpfproben und Laborbestimmung mit $\approx 1,1$ bestimmt.

Für die Kalibrierung der Überschussschlammproduktion wurde der gemessene ÜS-Abzug verwendet und durch Anpassung der CSB-Fractionen die TS-Konzentration abgeschätzt.

Daneben wurden einige kinetische Parameter kalibriert. Der vollständige Parametersatz ist im Anhang zusammengestellt.

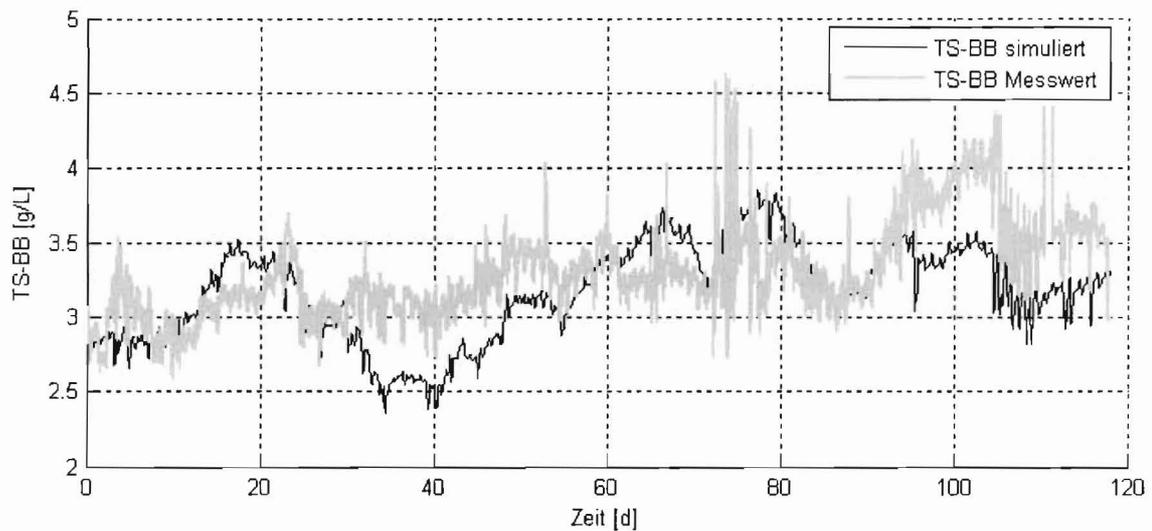


Bild 5.4 Simulationsergebnis TS-Konzentration im Belebungsbecken

Die simulierte TS-Konzentration (Bild 5.4) gibt den Verlauf des Messwertes (Mittelwert der Konzentration aller Straßen) im Trend und in der Größenordnung richtig wieder. Der gemessene Verlauf weist jedoch kurzfristig eine deutlich höhere Dynamik auf. In einigen Abschnitten wird die Beckenkonzentration im Modell unterschätzt. Allerdings werden auch durch die einzelnen TS-Sonden z.T. signifikant unterschiedliche Werte gemessen, welche nicht plausibel sind. Der mittlere relative Modellfehler beträgt 8,5%.

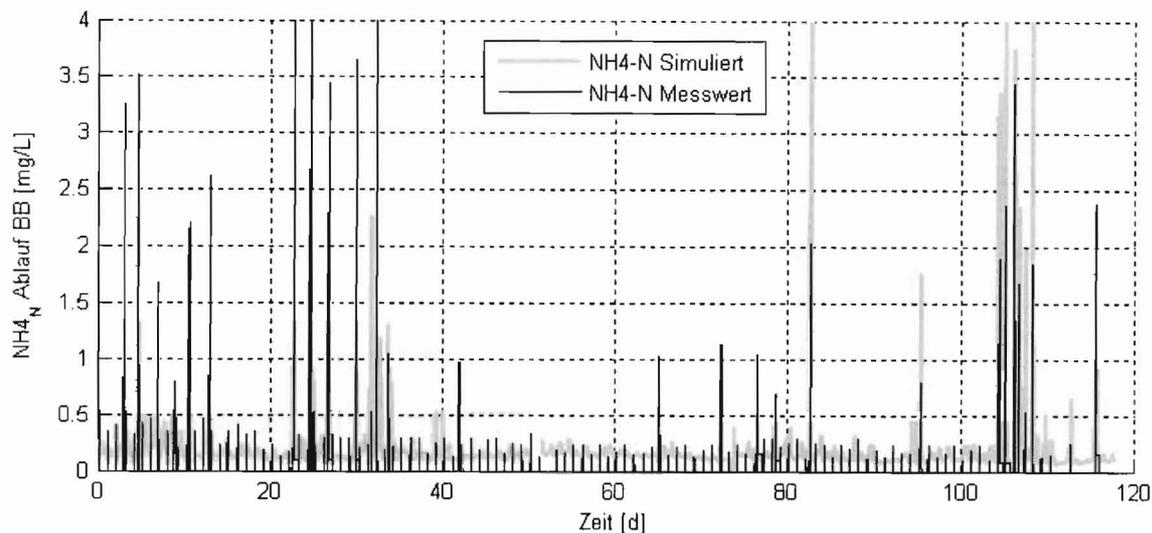


Bild 5.5 Simulationsergebnis Ammonium-Konzentration im Ablauf Belebung

Die Bewertung der Modellgüte ist für den Parameter Ammonium aufgrund der sehr geringen Ablaufwerte im Kalibrierungszeitraum nur bedingt möglich. Diese liegen bei Trockenwetterbedingungen unterhalb des Messbereichs des Ammonium-Analyzers (0,5 mg/L – 12 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$). Die simulierten Ablaufwerte liegen im Minimum bei 0,1 mg/L. Konzentrationspitzen werden in ihrem zeitlichen Auftreten und in der Größenordnung richtig wiedergegeben. Die Nitrifikationsleistung wird im Modell z.T. geringfügig unterschätzt wodurch die Ermittlung der Nitrifikationskapazität „auf der sicheren Seite“ liegt.

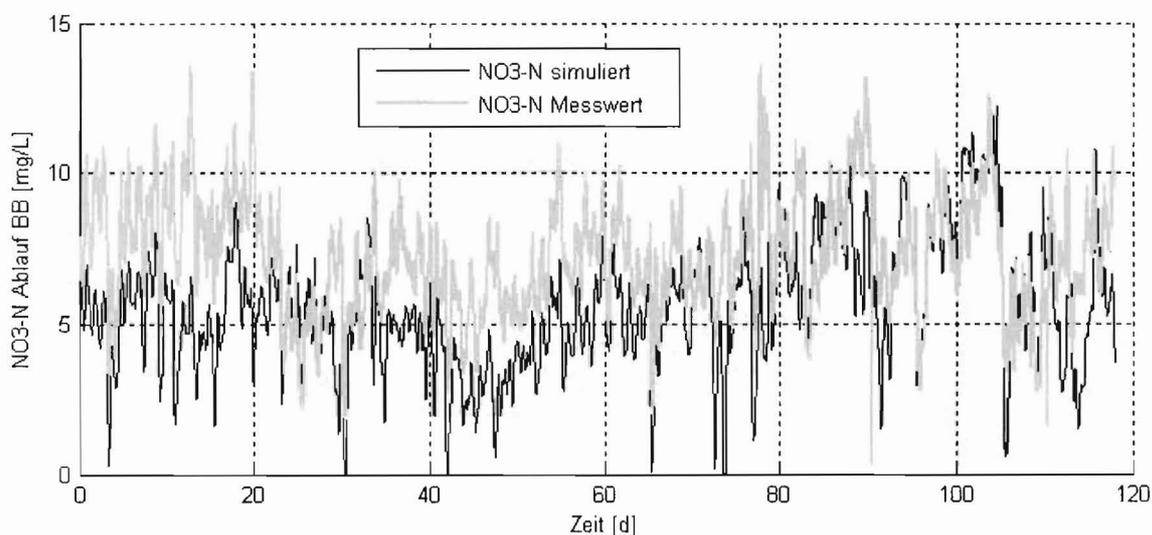


Bild 5.6 Simulationsergebnis Nitrat-Konzentration im Ablauf Belebung

Demgegenüber wird die Denitrifikation leicht überschätzt. Der mittlere relative Modellfehler beträgt ca. 30%. Der sehr dynamische Verlauf wird vom Modell jedoch gut wiedergegeben. Eine genauere Modellierung erfordert insbesondere eine detailliertere Fraktionierung des

CSB sowie eine genauere Abbildung der hydraulischen Situation (Zuflussverteilung und Rücklaufschlammverteilung auf die einzelnen Straßen, Sauerstoffprofil in jeder Straße).

Nachklärung

Ein wesentliches Ziel der Modellbildung war die Abbildung des dynamischen Verhaltens der Nachklärung. Insbesondere wurde eine möglichst genaue Prognose des Schlammspiegels und der Ablaufqualität (CSB) angestrebt.

Der Vergleich der gemessenen und simulierten CSB-Ablaufkonzentration zeigt, dass die Dynamik der Ablaufwerte gut wiedergegeben wird. Der simulierte CSB-Ablaufwert liegt allerdings noch 7 -10 mg/L über den gemessenen Werten. Zurzeit werden hierzu weitere Kalibrierungsläufe mit veränderter CSB-Fraktionierung untersucht.

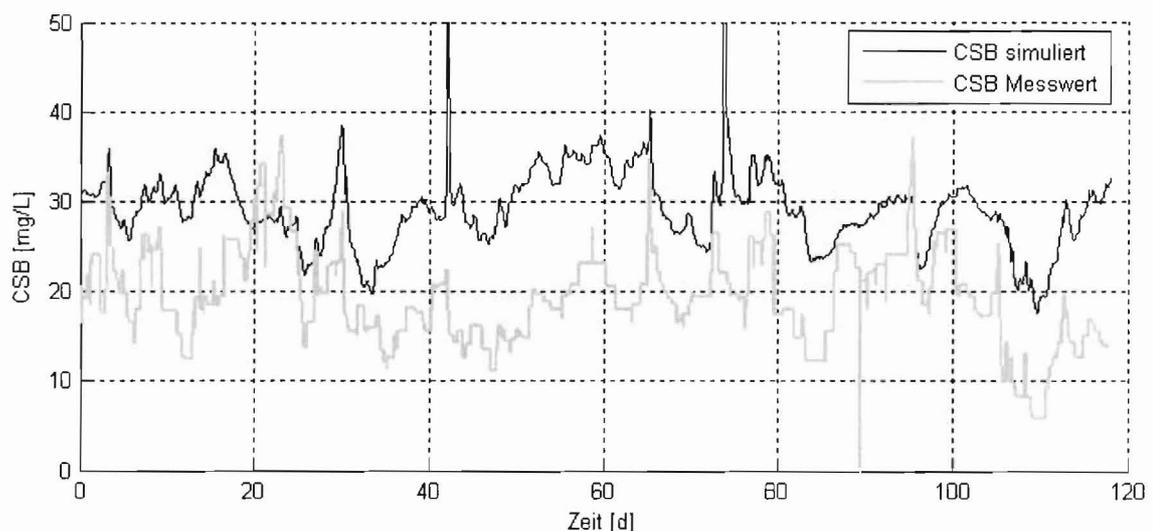


Bild 5.7 Simulationsergebnis CSB im Ablauf der Nachklärung

Eine befriedigende Simulation des Schlammspiegels war mit dem gewählten Modellansatz jedoch nicht möglich. Das Modell ermöglicht im vorliegenden Fall nicht die gleichzeitige Anpassung der mittleren Schlammspiegelhöhe und der Dynamik. Um das absolute Niveau des gemessenen Schlammspiegels im Modell zu erreichen, ist die Vorgabe sehr guter Absetzeigenschaften erforderlich. Dies führt jedoch zu einer deutlichen Verringerung der Modelldynamik.

Ein Ausschnitt des Simulationszeitraums ist in Bild 5.8 dargestellt. Mit der beschriebenen Lösung wird der Schlammspiegel bei hoher hydraulischer Belastung gut getroffen, bei Trockenwetter wird er hingegen in der Regel überschätzt. Für den Entwurf und die Erprobung von Regelalgorithmen im Mischwasserfall ist das Modellverhalten akzeptabel.

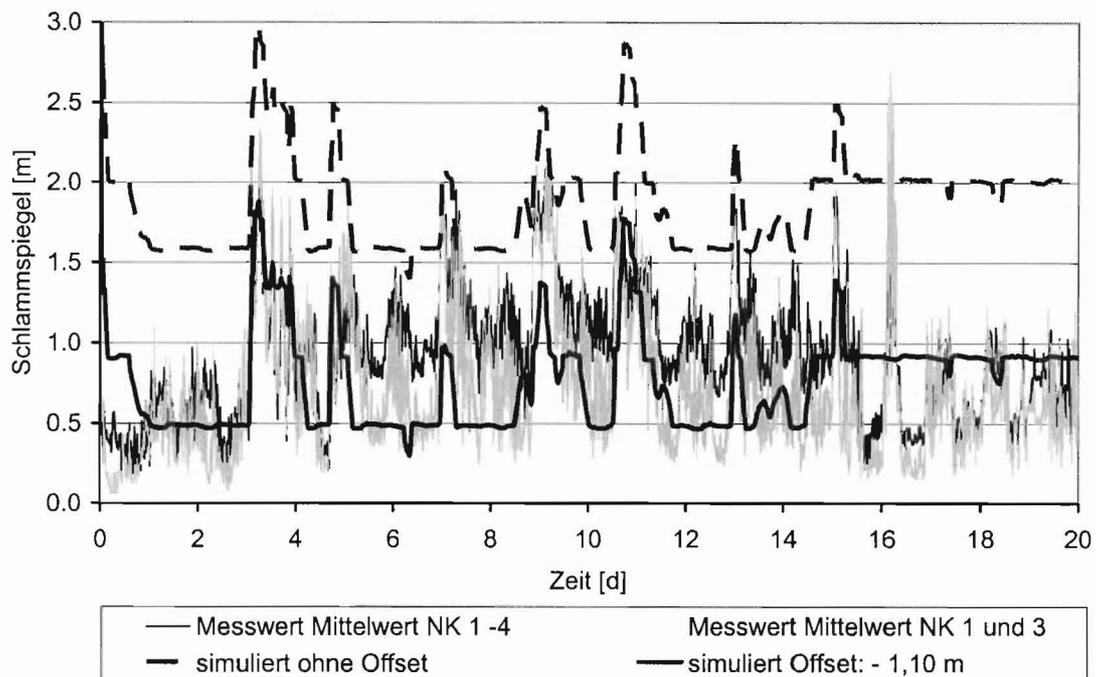


Bild 5.8 Simulationsergebnis Schlamm Spiegel in der Nachklärung

5.1.3 Kopplung der Modelle

Die Modelle in den Programmen HYSTEM-EXTRAN-GÜTE und SIMBA werden parallel gekoppelt, d.h. die Simulation beider Systeme erfolgt zeitgleich auf einem Computer und die simulierten Werte werden automatisch, ohne eine manuelle Aufbereitung, von einem Programm zum anderen übermittelt.

Die Schnittstelle bzw. Verbindung zwischen den o.g. Programmen wird durch die itwh-Steuerungssoftware CONTROL hergestellt. Die Daten fließen dort zusammen und werden entsprechend verarbeitet, z.B. mit Regeln belegt bzw. weitergereicht.

In Bild 5.9 ist das Zusammenspiel zwischen den Programmen dargestellt.

- Einschwingen des Kläranlagen-Modells bei Trockenwetter (ca. 100 Tage) und Speicherung des Zustands.
- Durchführung der Trockenwettersimulation mit dem Kanalnetzmodell bis Volumenfehler ausreichend gering ist.
- Durchführung der Oberflächenabflusssimulation mit HYSTEM für den jeweiligen Regenzeitraum.

Modellgüte

Die Güte des gekoppelten Gesamtmodells zeigen Bild 5.11 und Bild 5.12. Hier sind die gemessenen Kläranlagenablaufkonzentrationen den simulierten gegenübergestellt, die sich für das Regenereignis 005, 19.4.2004 mit den kalibrierten Modellen Hystem-Extran-Güte (Kalibrierung Trockenwetter auf mittleren Zufluss 2004) und SIMBA (Kalibrierzeitraum 50 Tage; Juni-Juli 2004) nur anhand der gemessenen Regeninformation ergeben.

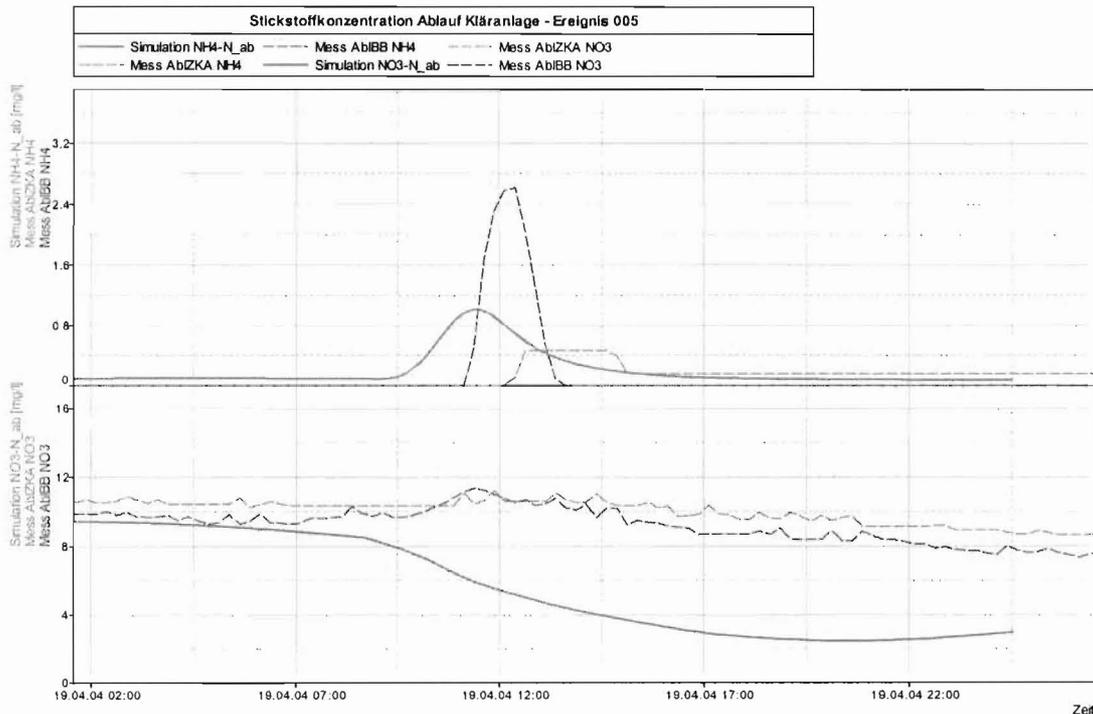


Bild 5.11 Vergleich der gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf mit den Simulationsergebnissen des gekoppelten Gesamtmodells

Abweichungen sind unvermeidbar, jedoch ist die erreichte Größenordnung zufriedenstellend. Bei den partikulären Stoffgrößen ist zu beachten, dass die Trübung und der simulierte Gehalt abfiltrierbarer Stoffe von der Größenordnung nicht vergleichbar sind. Der gemessene CSB_{homogenisiert} ist außergewöhnlich niedrig (vgl. Kap.5.2.1.2). Die derzeit noch hohe Differenz zwischen dem gemessenen und simulierten Gesamt-CSB sollte durch weitere Optimierung der CSB-Fraktionierung im Kläranlagen-Modell reduziert werden können (vgl. Abschnitt 5.1.2)

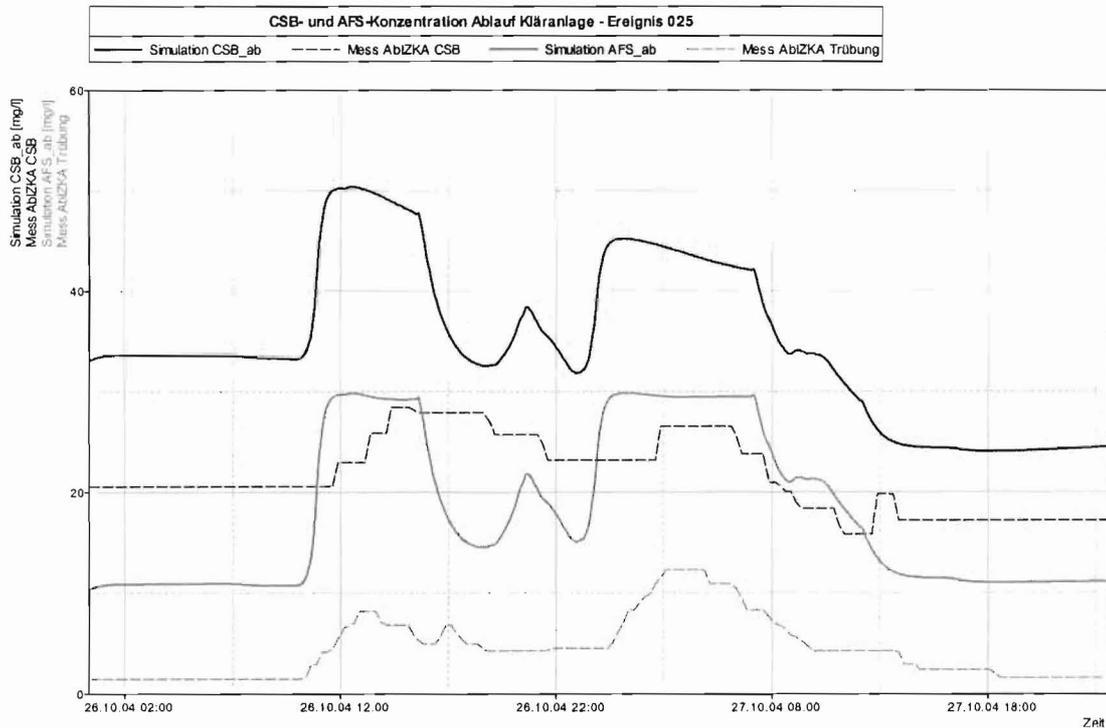


Bild 5.12 Vergleich der gemessenen Konzentrationen partikulärer Stoffe im Kläranlagenablauf mit den Simulationsergebnissen des Gesamtmodells

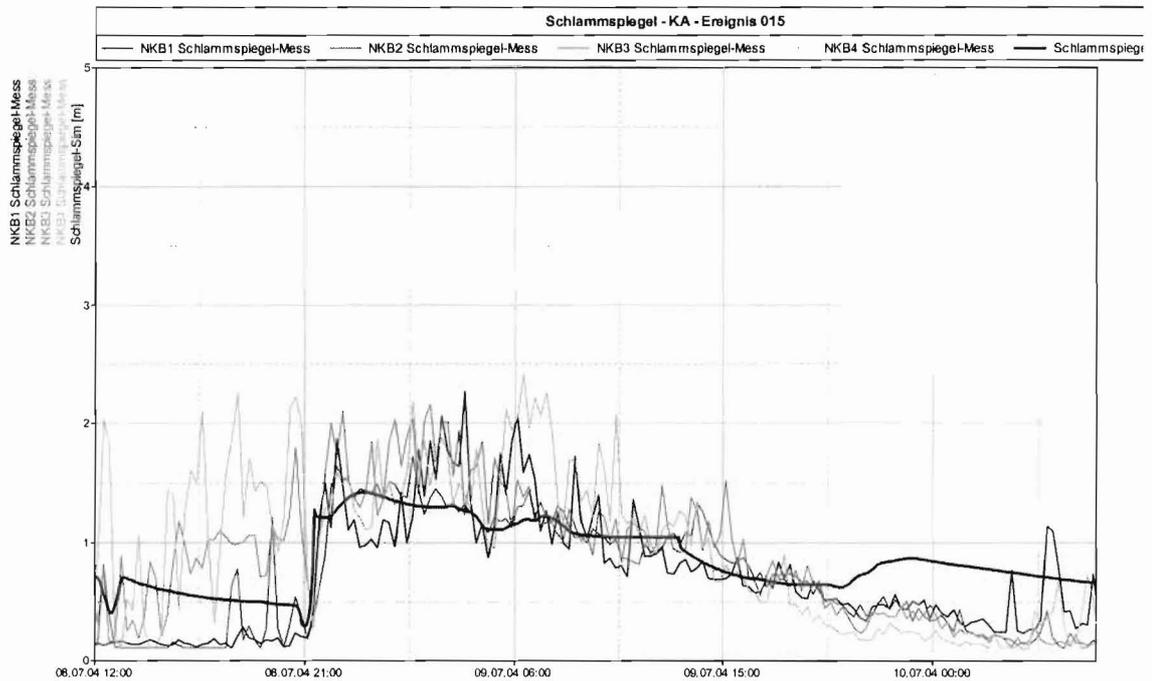


Bild 5.13 Vergleich der gemessenen Schlammpegel in den vier Nachklärbecken mit den Simulationsergebnissen des gekoppelten Gesamtmodells

5.2 Entwurf des Steuerungskonzepts für Chemnitz

5.2.1 Allgemeines

Wesentliche Stellgröße bei der integrierten Steuerung von Kanalnetz und Kläranlage ist der Zufluss zur Kläranlage. Es erscheint sinnvoll, u.a in Anlehnung an das ATV-DVWK Arbeitsblatt A198, einen zulässigen Regelbereich zu ermitteln, der nicht über- bzw. unterschritten werden darf.

Bei der simulativen Erprobung ermitteln die zu entwickelnden fuzzybasierten Regelalgorithmen die optimale Einstellung des Zuflusses unter Einbeziehung der Störgrößen aus der Kläranlagensimulation. In die Regelungskonzepte für Mischwasserereignisse könnten zum Beispiel folgende Randbedingungen einbezogen werden:

1. Sichere Einhaltung der Überwachungswerte der Kläranlage
2. Sicherstellung der Betriebsstabilität.
3. Reduktion der Gesamtemission aus Kanalnetz und Kläranlage
4. Reduzierung der Betriebskosten (Fällmittel, Energiekosten) z.B. durch Drosselung des Mischwasserzuflusses zur Kläranlage im Verlauf eines Starkregenereignisses. In manchen Einzugsgebieten sind die Konzentrationen im Zufluss durch die starke Verdünnung vereinzelt geringer als im Kläranlagenablauf. Eine Behandlung dieses Mischwassers auf der Kläranlage ist nicht sinnvoll.

Für die ausgewählten Lastfälle traf dies in Chemnitz nicht zu.

Die Umsetzung der zuvor verbal formulierten Zusammenhänge erfolgt mit Hilfe eines auf Fuzzy-Logic basierten Regelinterpreters in der Software CONTROL vom itwh (Bild 5.14). Die Eingangsgrößen werden fuzzifiziert, d.h. der Messwert wird über die verbale Formulierung (z.B. „Niedrig“) in Zugehörigkeitsgrade eingeteilt. Mit diesen Zahlenwerten wird das Regelwerk ausgewertet und nach der Defuzzifizierung ein zahlenmäßiger Sollwert als Ausgangsgröße geliefert.

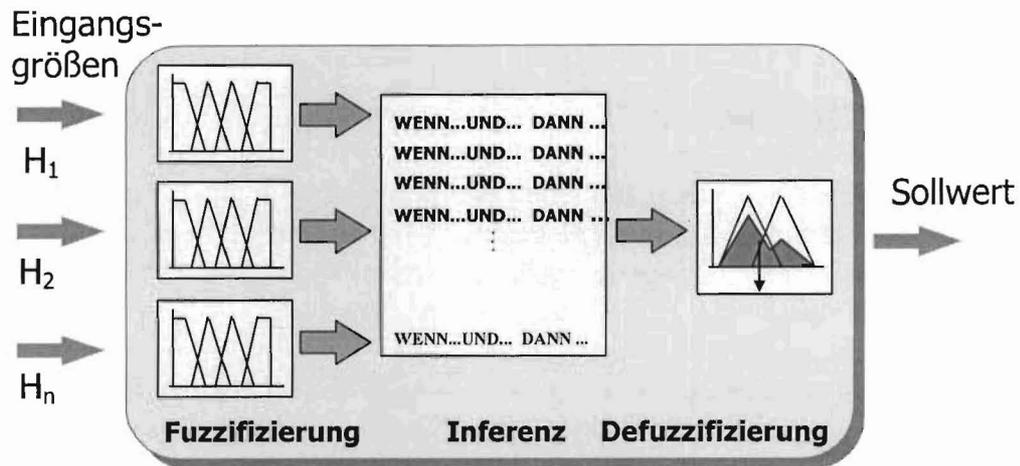


Bild 5.14 Fuzzy-Logic basierter Regelinterpreter in itwh-control

5.2.2 Stell- und Störgrößen

Für das Einzugsgebiet Chemnitz wurde das in Bild 5.15 skizzierte Steuerungssystem entworfen, das im Fall von Regenereignissen den Zufluss zur Kläranlage dynamisch an die vorhandenen Randbedingungen anpasst.

Die **Stellgröße** ist dabei die Pumpe im Zulauf zur Kläranlage, deren zulässiger Regelbereich zwischen 2,25 und 3 m³/s (zum Vergleich: IST 2.625 m³/s) gewählt wurde.

Als **Störgrößen** werden die simulierten Werte:

- Schlamm Spiegel im Nachklärbecken
- TS-Gehalt in Belebungsbecken und Rücklaufschlamm
- NH₄-N_e, CSB_e und N_{gel,e} im Ablauf der Kläranlage
- sowie der Gradient des Zuflusses (ΔQ_{zu} pro Zeitschritt)

in die Regelung einbezogen.

Bei einer späteren Übertragung in die Großtechnik würden anstelle der simulierten Werte Messwerte zum Einsatz kommen.

Bild 5.16 zeigt exemplarisch die Zugehörigkeitsfunktionen am Beispiel des Messelements CSB im Ablauf der Kläranlage. (Beispiel: der Messwert von 54,5 mg/L gehört 25% zu „niedrig“ und 75% zu „mittel“.)

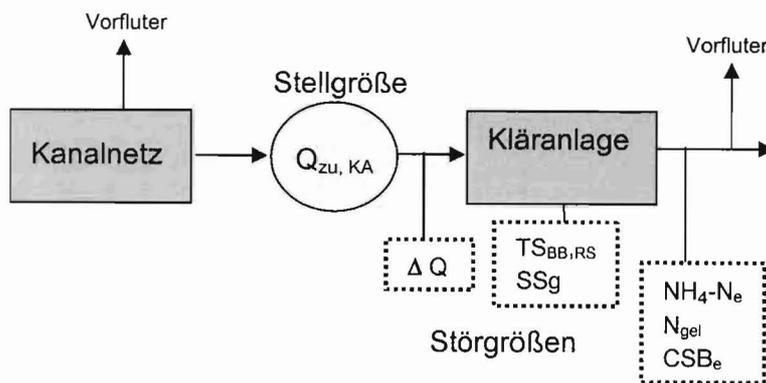


Bild 5.15 Skizze des integrierten Steuerungssystems

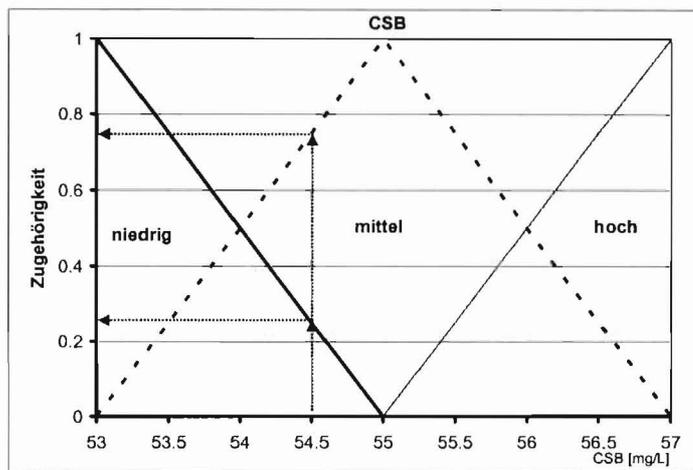


Bild 5.16 Zugehörigkeitsfunktionen für das Messelement CSB_e

Tab. 5.2 zeigt die in dem erstellten Regelungskonzept integrierten Parameter und deren Definition der Bereiche.

Tab. 5.2 Bereichsdefinition der Mess- bzw. Störgrößen

	niedrig	mittel	Hoch	Erläuterung
CSB_e [mg/L]	53	55	57	gesetzl. Grenzwert: 60
Schlamm Spiegel [m]	0,3	0,9-1,5	1,8	Auswertung s. Kap. 4
NH_4-N_e [mg/L]	2	3	4	gesetzl. Grenzwert: 5
N_{gel} (NH_4-N+NO_3-N) [mg/L]	10	11	12	gesetzl. Grenzwert: 13
TSBB [g/L]	2,5	3,5	4	Max: Verhinderung Überschreitung zul. qsv
TS RS [g/L]	3	6	8	Sinnvolle Bereiche
Erläuterung: Werte gelten für die Zugehörigkeit = 1 des jeweiligen Bereichs („niedrig“ etc)				

Der Sollwert des Zuflusses zur Kläranlage wird analog zu den in Bild 5.17 dargestellten Bereichen des Regelelements eingestellt.

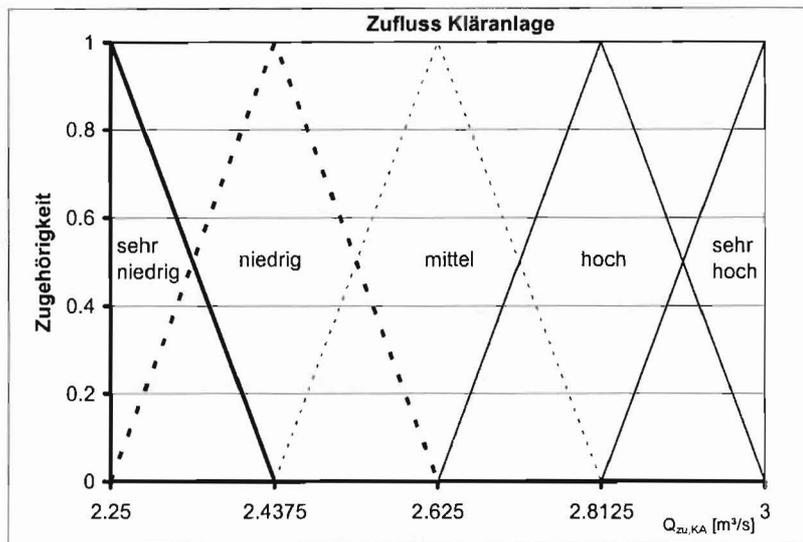


Bild 5.17 Zugehörigkeitsfunktionen für das Regelelement $Q_{Zu,KAmax}$

Tab. 5.3 zeigt die erstellte Regelmatrix zur Anpassung des Zuflusses zur Kläranlage.

Der Zustand „Zufluss sehr Niedrig“ wird eingenommen, wenn eine Überschreitung der Ablaufgrenzwerte droht. Somit kann unter Umständen eine akute Gewässerschädigung vermieden werden. Liegt einer der Überwachungswerte bereits im hohen Bereich, nimmt der Zufluss den Zustand „Niedrig“ an.

Sind hingegen alle Kontrollparameter bzw. Störgrößen in unbedenklichen Wertebereichen, kann der Zufluss einen „sehr hohen“ Wert annehmen. Die Regel 41 besagt z.B., dass der Zufluss zur KA „sehr hoch“ ($3,0 m^3/s$) ist, wenn der Schlamm Spiegel „mittel“ und die anderen drei Messwerte „niedrig“ bzw. kleiner als „niedrig“ sind.

Die Regeln 98 und 99 übernehmen in der Steuerungsvariante „v8“ die Begrenzung des maximalen Zuflussgradienten auf max. $0,45 m^3/(s \cdot 15min)$.

Die TS-Gehalte im Rücklaufschlamm und im Belebungsbecken haben bei den ausgewählten Regenereignissen in Chemnitz keinen Einfluss, d.h. die Regeln werden nicht erfüllt.

Tab. 5.3

Regelmatrix zur Anpassung des Zuflusses zur Kläranlage

Regel Nr.	Eingangsgrößen						Ausgangsgröße
	SSg	NH ₄ -N _e	CSB _e	N _{gel}	TS _{BB}	TS _{RS}	Q _{zu}
01		> Hoch					Sehr Niedrig (2,25 m ³ /s)
02			> Hoch				
03				> Hoch			
11		hoch	mittel	mittel			Niedrig (2,4375 m ³ /s)
12		mittel	hoch	mittel			
13		mittel	mittel	Hoch			
14	> hoch						
21		mittel	mittel	< Hoch			Mittel (2.625 m ³ /s)
22		Mittel	< hoch	Mittel			
23		< hoch	Mittel	Mittel			
24					> Hoch		
25						> Hoch	
26	< niedrig						
27					< niedrig		
28						< niedrig	
31	≤ hoch	≤ niedrig	≤ Niedrig	Mittel			Hoch (2,8125 m ³ /s)
32	≤ hoch	mittel	≤ Niedrig	≤ niedrig			
33	≤ hoch	≤ niedrig	mittel	≤ niedrig			
34	hoch	≤ niedrig	≤ niedrig	≤ niedrig			
35	niedrig	≤ niedrig	≤ niedrig	≤ niedrig			
41	mittel	≤ Niedrig	≤ Niedrig	≤ Niedrig			Sehr Hoch (3,0 m ³ /s)
98	In Abhängigkeit des aktuellen Messwertes für Q _{Zulauf}						Δ Q max. 0,9 m ³ /15min
99							
Erläuterung: wenn pro Regel mehrere Eingangsgrößen, dann immer UND -Bedingung							

Die nachstehenden Bedingungen wären eine theoretisch denkbare Ergänzung. In den untersuchten 5 Regenereignissen traten diese jedoch nicht auf, so dass auf eine Implementierung in Control verzichtet wurde.

- $NH_4-N_o < NH_4-N_{e, gefordert}$ und zeitgleich
- $CSB_o < CSB_{hom,e, gefordert}$

Sinnvoll im Regelungskonzept könnten weiterhin die in Kap. 4.3 aufgeführten Parameter und Ansätze zur Sicherstellung der Nitrifikation sein. Da in den untersuchten Regenereignissen die KA Chemnitz jedoch NH₄-N Ablaufwerte kleiner 3 mg/L aufwies, wurde kein

aufwändiger Regler für die simulative Fallstudie entwickelt. Für die großtechnische Umsetzung wäre dies obligatorisch.

5.2.3 Vergleich verschiedener Steuerungskonzepte

Um die Sensitivität der definierten Regeln bzw. des Regelwerkes zu verdeutlichen, sind in Bild 5.18 exemplarisch einige Steuerungsversionen den Zuflüssen mit festen maximalen Zuflüssen (2.625 und 3 m³/s) gegenübergestellt. Die Versionen 4 und 8 sind Vorläufer im Entwicklungsprozess. Die zuvor beschriebene (Tab. 5.3), gesteuerte Variante „Version 10“ führt nach Anpassung bzw. Erweiterung unterschiedlicher Regeln, der Bereiche der Störellemente und der maximalen Gradienten zu den Ergebnissen, die die in Kap. 4 entwickelten Ansätze am besten umsetzen.

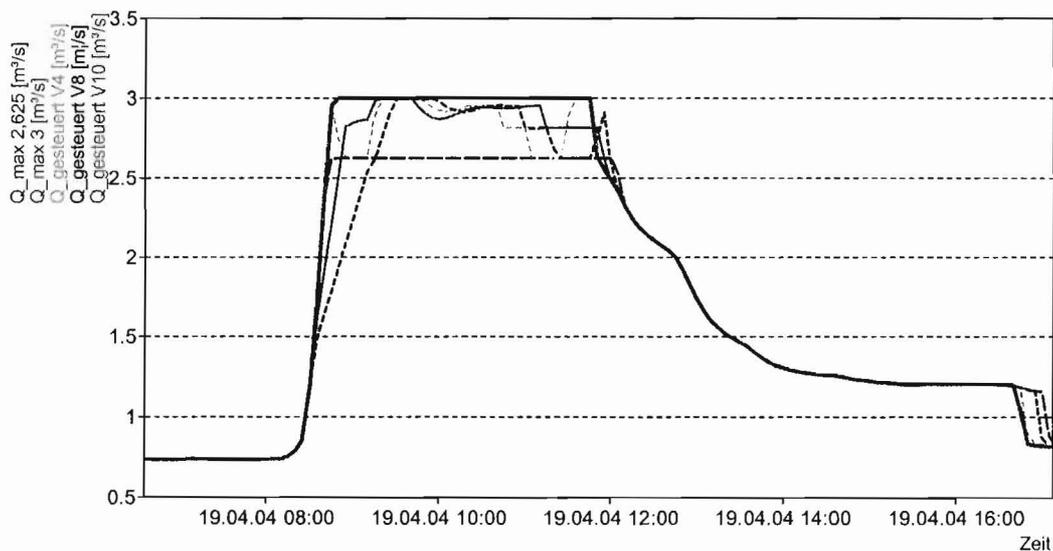


Bild 5.18 Gegenüberstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Regelwerke

5.3 Simulative Fallstudie

5.3.1 Auswahl der Regenereignisse

Mit den parallel simulierenden Modellen und dem Regelkonzept für den Zufluss werden fünf verschiedene Regenereignisse gerechnet und ausgewertet. Ziel war die Verwendung und Auswahl repräsentativer Regenereignisse, die zu einer Entlastung vor der Kläranlage führten und unterschiedliche Charakteristik haben. Wesentliche Informationen zu den gewählten Ereignissen zeigt Tab. 5.4. Die angegebene Häufigkeit wurde für die Ereignisspitzen des Regenschreibers nach Reynold ermittelt.

Tab. 5.4 Ausgewählte, reale Regenereignisse

Nr.	Zeitraum Anfang	Ende	Gesamtdauer	Beschreibung	N [mm]	Häufigkeit [a ⁻¹]
005	19.4.2004 5:50	19.4.2004 7:50	2h	Sehr kurz, mittlere Intensität	7,1	15,1
010	31.5.2004 14:00	01.6.2004 12:00	22h	Mittel lang, mittlere Intensität	27,5	17,0
012- 014	01.7.2004 11:15	05.7.2004 15:30	3 Einzeler- eignisse <1d	Kurz-mittel, mittlere - starke Intensität	8,5; 11,3; 11,6	18,4; 8,2; 15,7
015	8.7.2004 18:05	9.7.2004 3:40	9h 35min	Kurz, sehr stark	36,5	0,7
025	26.10.2004 5:15	27.10.2004 4 6:30	1d 1h	Lang, sehr schwach	13,7	32,7

5.3.2 Lastfälle – Variation des Zuflusses zur Kläranlage

Die Simulationen mit dem Gesamtmodell werden an den ausgewählten Regenereignissen mit drei verschiedenen Zuflusseinstellungen simuliert. Neben der gesteuerten werden Varianten mit max. 2.625 l/s (IST-Zustand) und 3.000 l/s als maximaler Zufluss berechnet und die Ergebnisse verglichen.

Bild 5.19 bis Bild 5.21 zeigen exemplarisch drei Regenereignisse und Zulaufastfälle sowie den dabei resultierenden Klärüberlauf am RÜB Kläranlage.

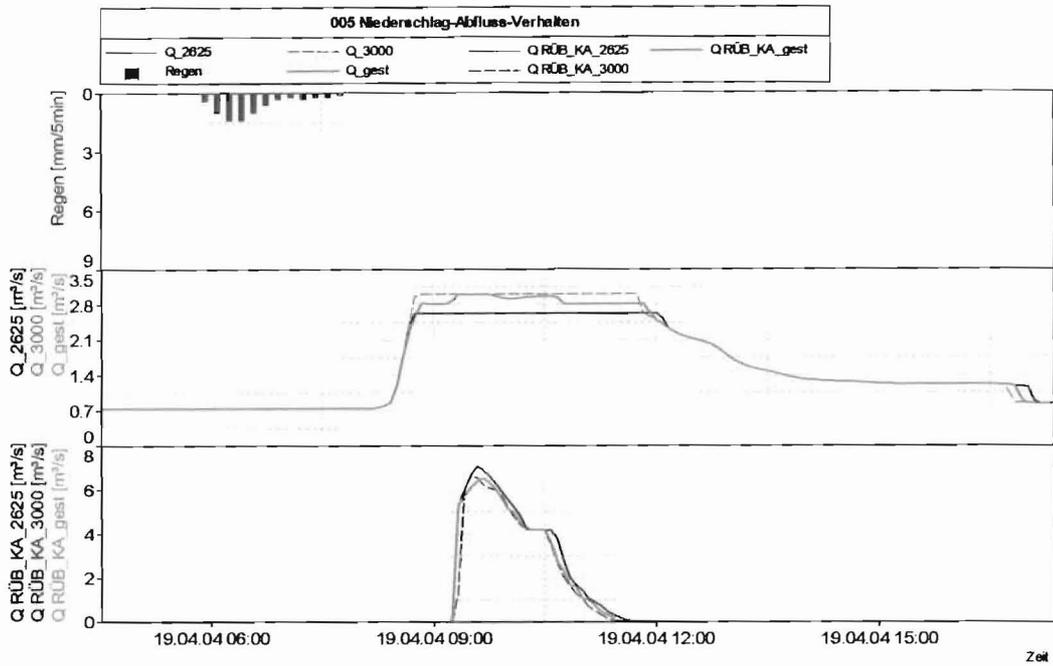


Bild 5.19 Abfluss zur KA und Entlastung aus dem RÜB, Regenereignis 005

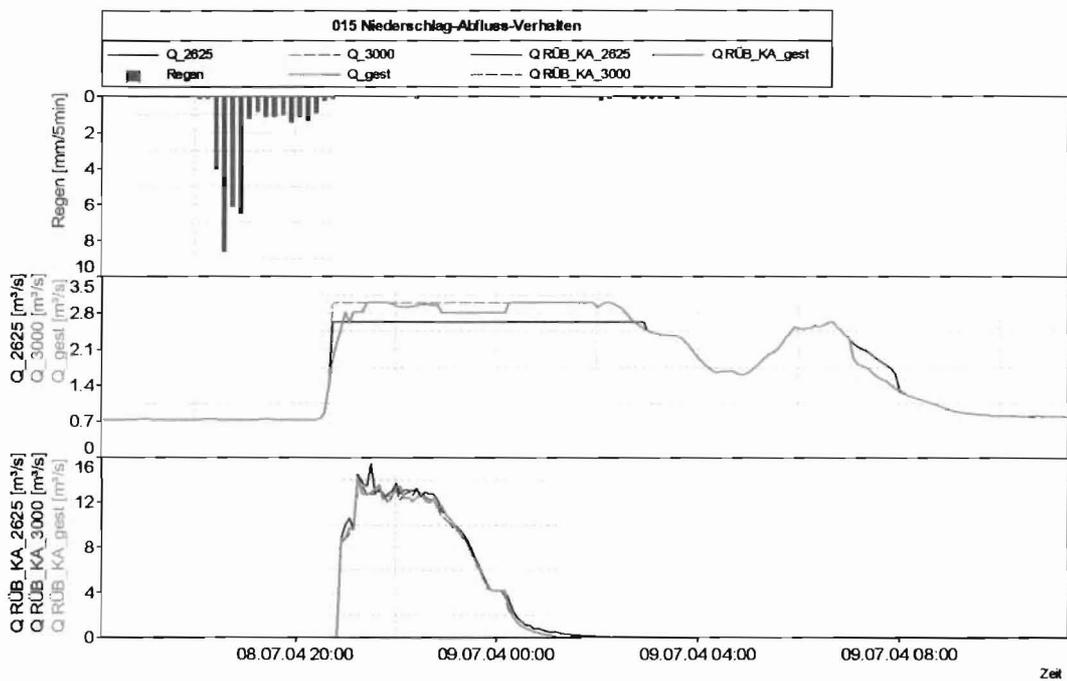


Bild 5.20 Abfluss zur KA und Entlastung aus dem RÜB, Regenereignis 015

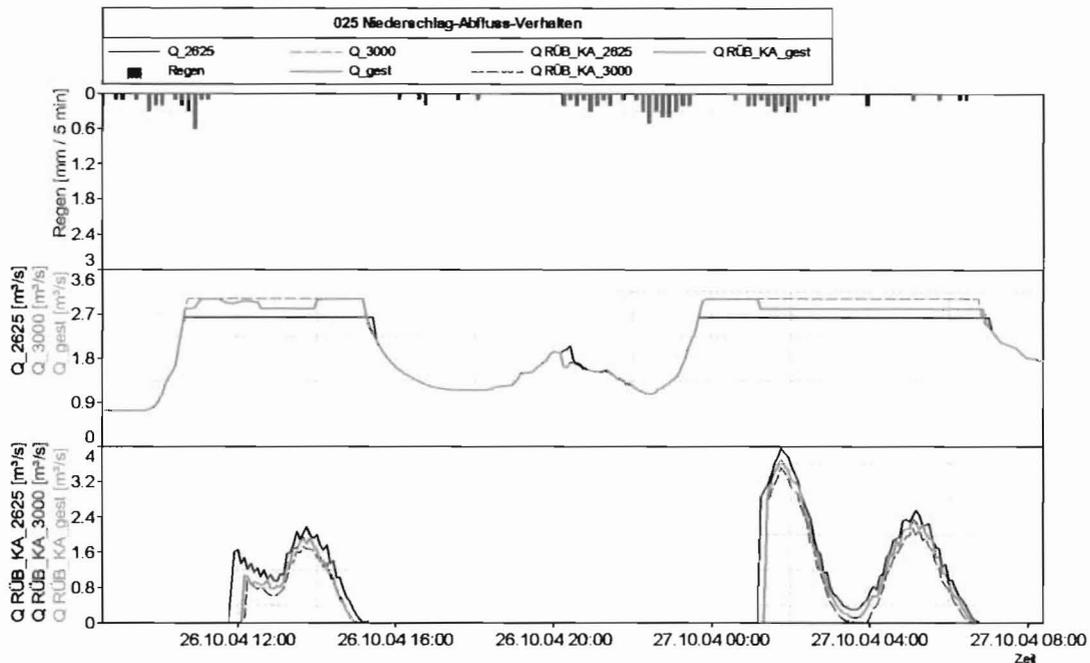


Bild 5.21 Abfluss zur KA und Entlastung aus dem RÜB, Regenereignis 025

5.4 Ergebnisse der integrierten Steuerung

5.4.1 Allgemeines

Nachfolgend werden die Simulationsergebnisse mit Steuerung des Kläranlagenzuflusses denen ohne eine Steuerung gegenübergestellt. Im Einzelnen werden die Emissionen und die Ablaufgrenzwerte verglichen:

- CSB-Frachten aus Kanalnetz und Kläranlage
- $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten aus Kanalnetz und Kläranlage
- Konzentration Ablauf KA: CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, N_{gel}

Grundsätzlich bleibt vorweg festzustellen, dass auch bei den Lastfällen mit dem hohen Zufluss keine Überschreitung der behördlich festgelegten Grenzwerte auftrat.

5.4.2 CSB-Frachten ins Gewässer

Bild 5.22 und Bild 5.23 zeigen am Beispiel von zwei Regenereignissen (Starkregen: 015, mittlerer Regen: 025) mit einem Zufluss zur Kläranlage von 2625 l/s die Quellen der CSB-Frachten in die Gewässer sowie die Zulaufkraft zur Kläranlage.

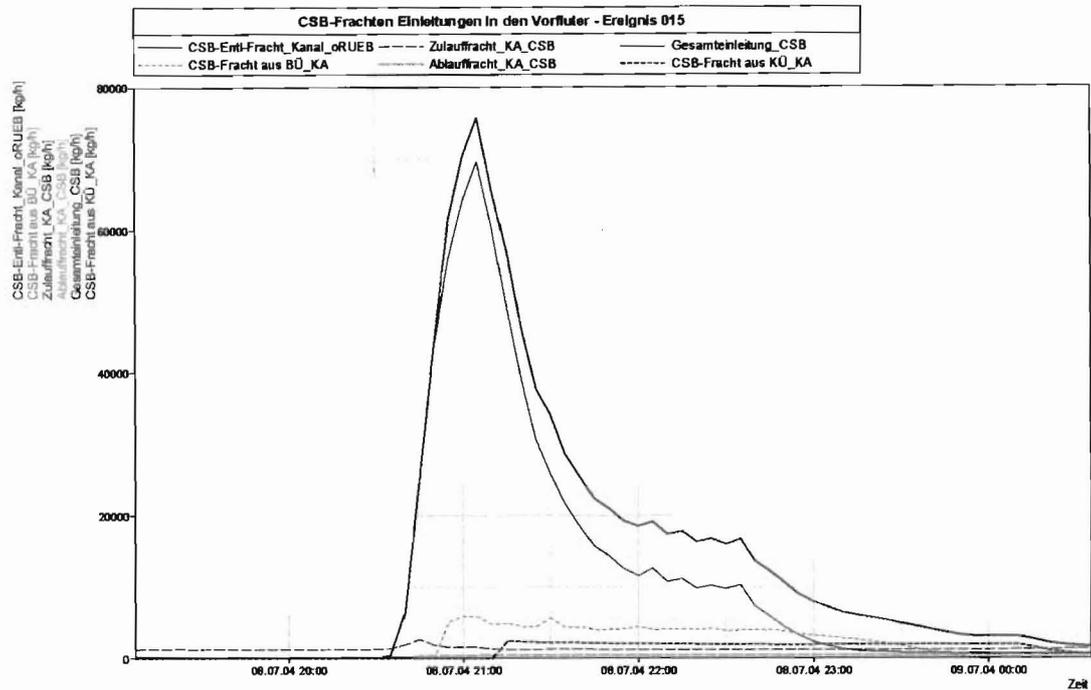


Bild 5.22 CSB-Frachten: Regenereignis 015, max. 2,625 m³/s Zufluss

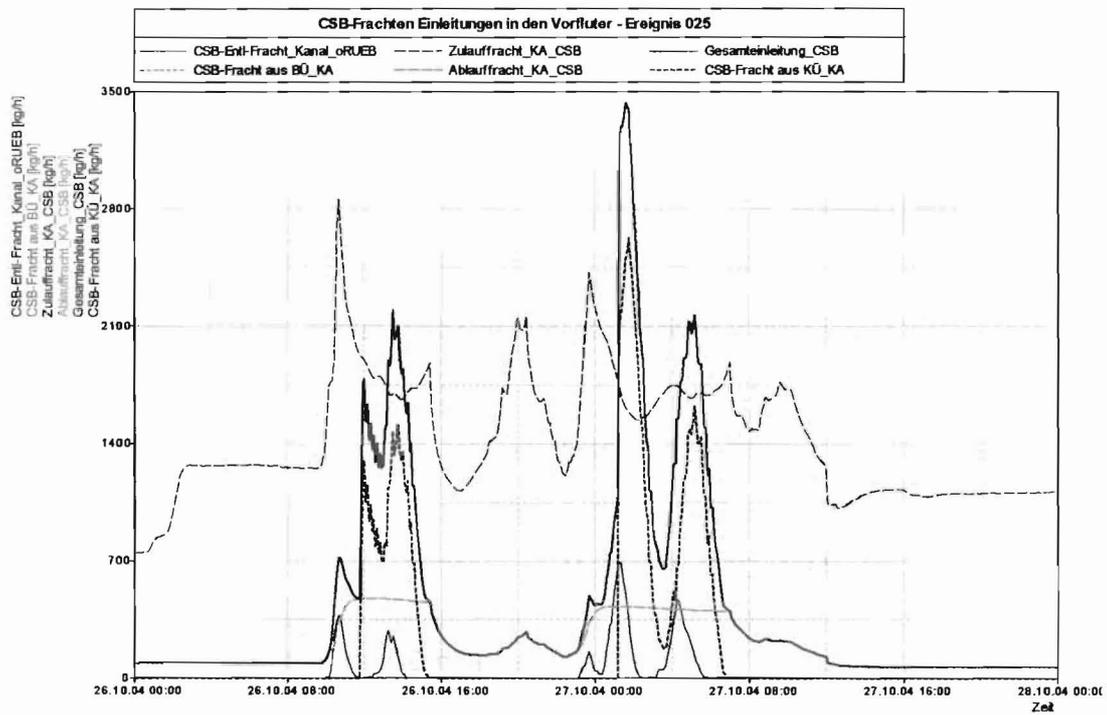


Bild 5.23 CSB-Frachten: Regenereignis 025, max. 2,625 m³/s Zufluss

Generell wird deutlich, dass die Frachtspitzen aus dem Kanalnetz deutlich ausgeprägter sind als die aus der Kläranlage. Solche Frachtstöße könnten bei Regenereignissen zu star-

ken Gewässerbelastungen führen (Sauerstoffmangel bzw. toxische Ammoniakkonzentrationen).

Interessant ist der Vergleich der Regen untereinander, da hier bereits das wesentliche Steuerungspotenzial deutlich wird. Bei dem Starkregen ($0,7a^{-1}$) resultiert der wesentliche Frachtanteil aus Entlastungen im Kanalnetz, weit oberhalb des RÜBs vor der Kläranlage. Bei dem schwachen Regenereignis hingegen wird ein Großteil der Fracht bis zur Kläranlage bzw. bis zum RÜB vor der Kläranlage geleitet d.h. hier ist die wesentliche Quelle der CSB-Fracht ins Gewässer aus dem RÜB. Es besteht durch die Erhöhung des Zuflusses zur Kläranlage, ohne weitere Änderungen im Kanalnetz, die unmittelbare Möglichkeit der Verringerung der RÜB-Entlastungsfracht.

In Bild 5.24 sind die CSB-Gesamtfrachten (Ablauf Kläranlage und Entlastung Kanalnetz) aller Lastfälle gegenübergestellt.

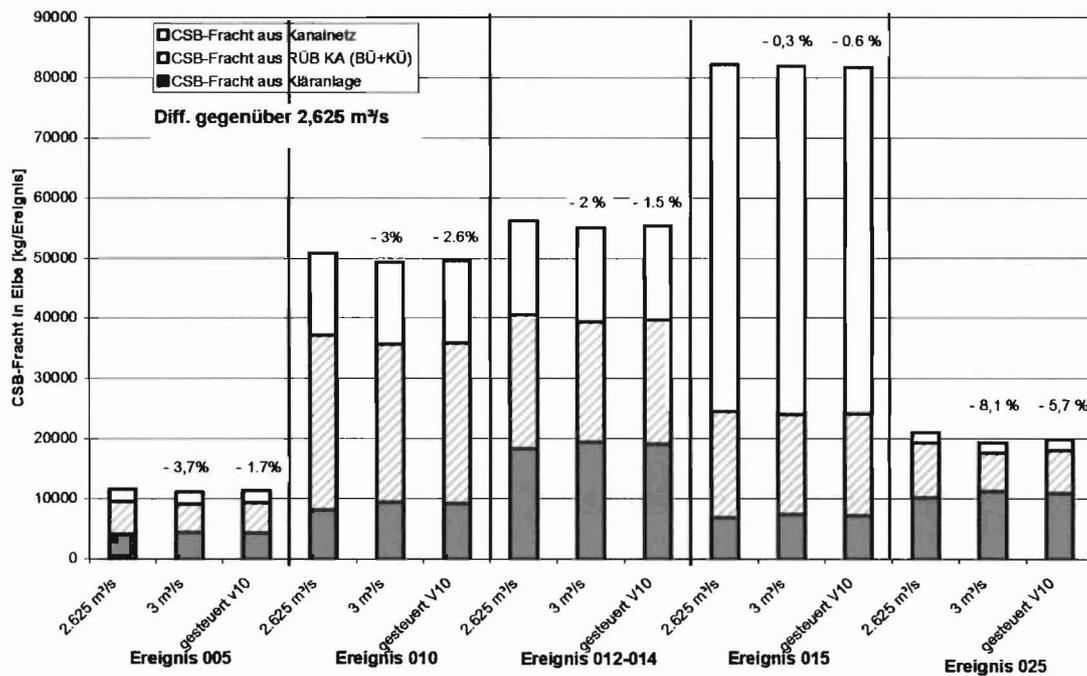


Bild 5.24 CSB-Frachten in die Gewässer, Gegenüberstellung aller Lastfälle

Die prozentuale Verringerung der Gesamtentlastung durch eine erhöhte bzw. angepasste Zuflussbeschickung ist bei dem Regenereignis 025 mit 8% bzw. 6% hoch, während bei dem kurzen Stark-Regenereignis 015 das Optimierungspotenzial durch die volle Systemauslastung erwartungsgemäß nur sehr gering ist.

Der gesteuerte Lastfall führt gegenüber „3 m³/s“ zu einer geringfügig niedrigeren Frachtreduktion, kann damit aber eine sichere Einhaltung der Grenzwerte der Kläranlage auch unter ungünstigen Randbedingungen gewährleisten.

Bild 5.25 zeigt exemplarisch am Regenerereignis 025 die Ganglinien der CSB-Entlastungsfrachten, die sich aus den unterschiedlichen Zuflussvarianten ergeben.

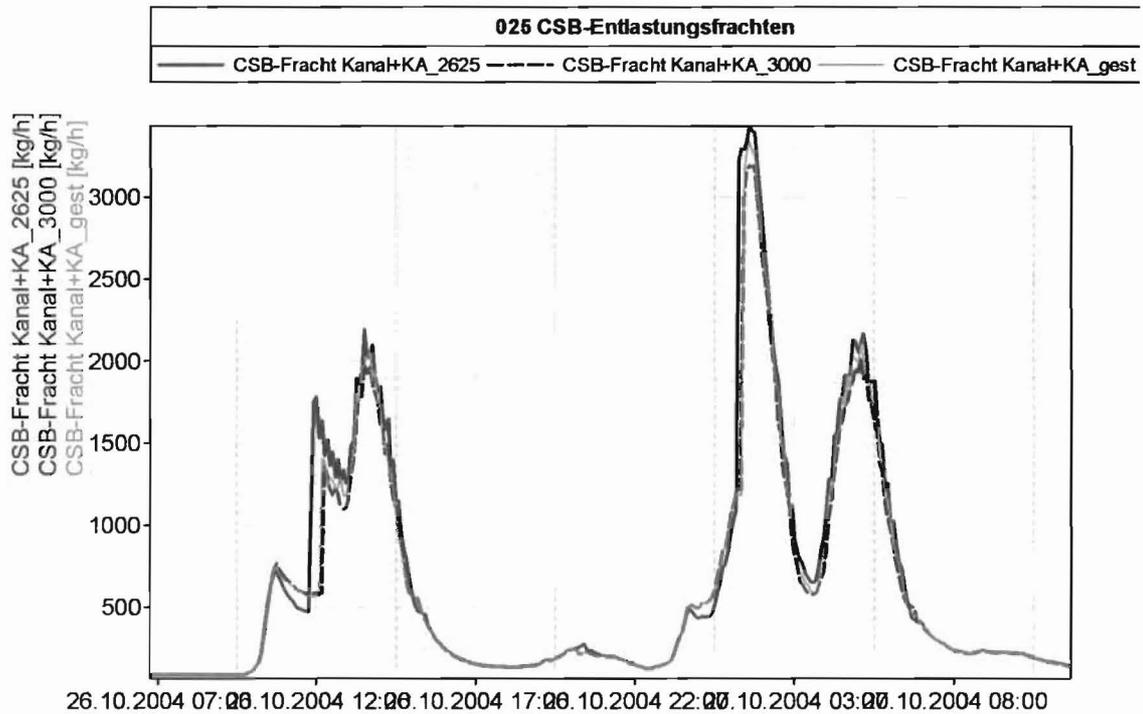


Bild 5.25 Gegenüberstellung der Lastfälle (Ereignis 025), Ganglinien der CSB-Frachten

5.4.3 NH₄-N-Frachten ins Gewässer

Analog zu den CSB-Frachten ins Gewässer wurden ebenfalls die NH₄-N-Frachten untersucht. Bezüglich des für Gewässer unter Umständen toxisch wirkenden Ammoniums/Ammoniaks sind die Möglichkeiten zur Frachtreduktion deutlich besser. Bei der gesteuerten Zuflussvariante können die Frachten bei dem schwachen Regenerereignis 025 sogar um 23% im gesamten Ereignisverlauf reduziert werden. Auch bei diesem Parameter wird deutlich, dass die gesteuerte Variante nur geringfügig ungünstiger ist als die Variante mit maximalem Zufluss mit 3m³/s.

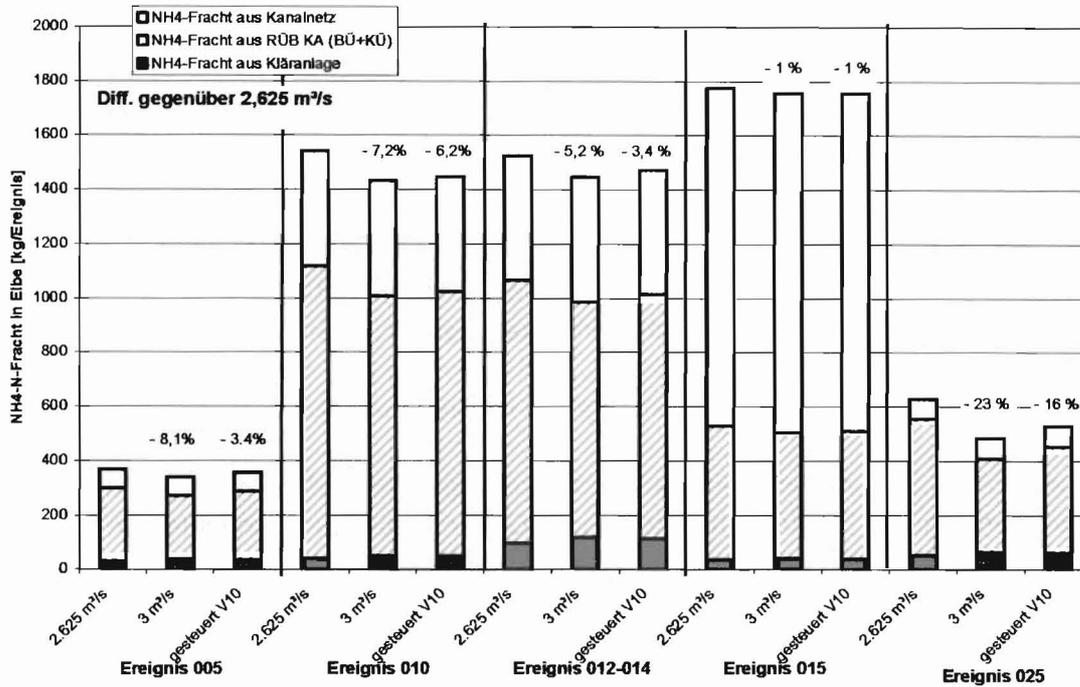


Bild 5.26 NH₄-N-Frachten in die Gewässer, Gegenüberstellung der Lastfälle

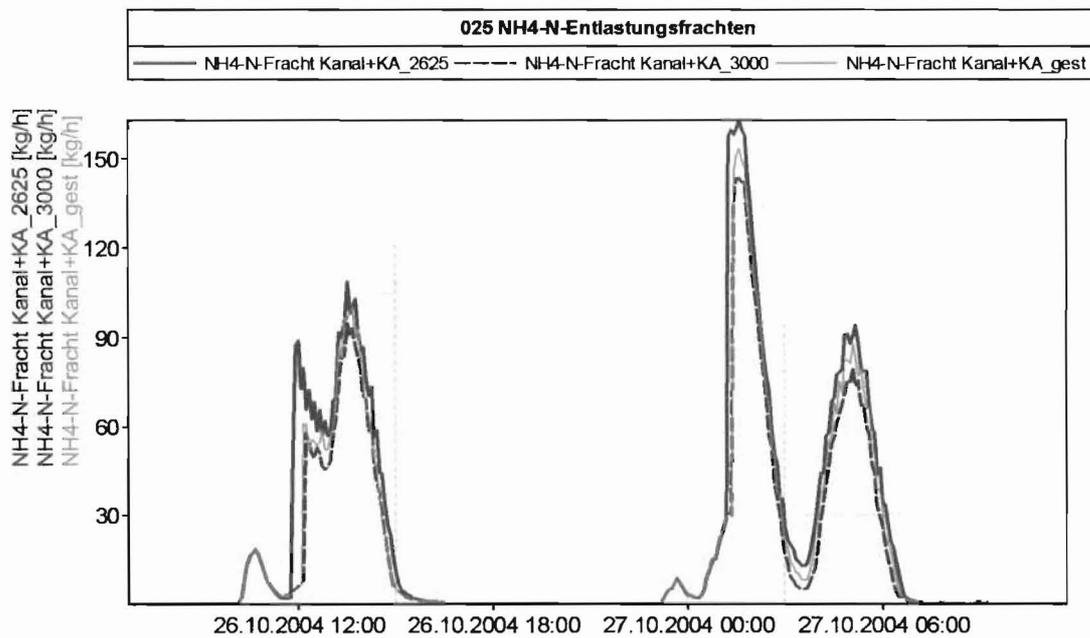


Bild 5.27 Gegenüberstellung der Lastfälle (Ereignis 025), Ganglinien der NH₄-N-Frachten

5.4.4 Ablaufgrenzwerte

Die Ablaufgrenzwerte hinsichtlich des Parameters CSB (60mg/L) werden bei den drei untersuchten Lastfällen in allen fünf Regenereignissen deutlich unterschritten. Dies ist auf die in Chemnitz sehr gut dimensionierten Nachklärbecken zurückzuführen.

Nur mit der gesteuerten Variante ergibt sich im Hinblick auf eine großtechnische Umsetzung jedoch die Möglichkeit, dass die vereinzelt im Jahresverlauf in Messdaten festgestellten, vermutlich infolge ungünstiger Schlammabsetzeigenschaften auftretenden Feststoffpeaks im Ablauf trotz Höherbeschickung sicher vermieden werden können, da der Schlamm Spiegel als wesentliche Indikatorgröße im Steuerungskonzept integriert ist.

Das durch die Steuerung induzierte, langsame Ansteigen des Zuflusses zur Kläranlage ist ebenfalls, ohne große Einbußen hinsichtlich der Gesamtentlastung, eine effektive Möglichkeit, den ersten Belastungspeak und somit die Ablaufkonzentrationen zu reduzieren.

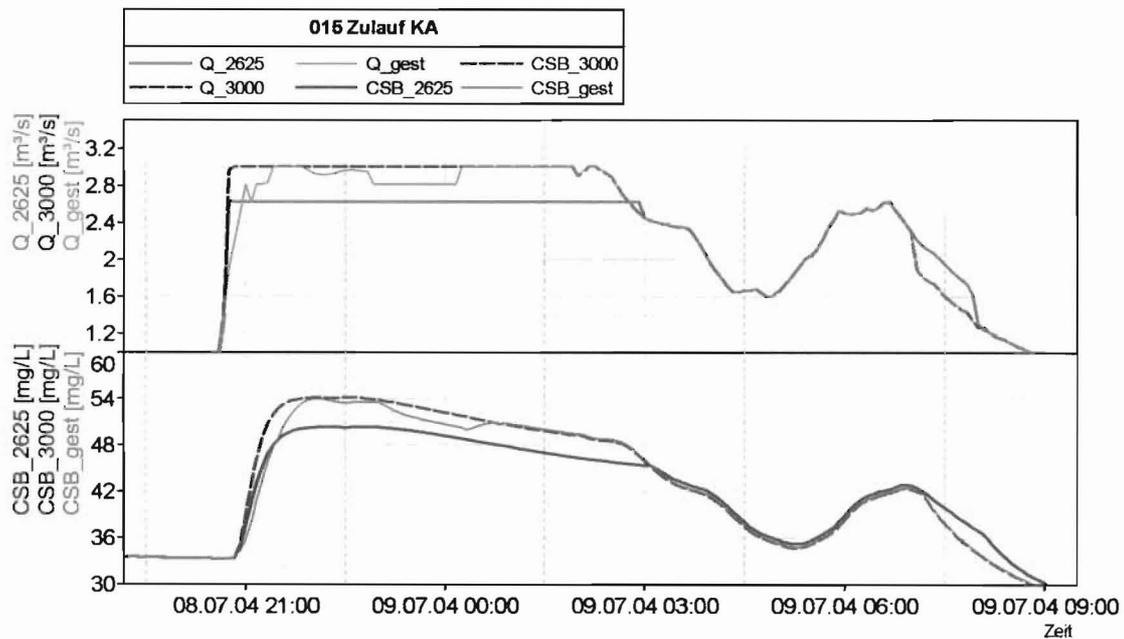


Bild 5.28 CSB-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage infolge der drei Lastfälle (Ereignis 015)

Bei den Stickstoffablaufkonzentrationen sind die Unterschiede zwischen den Lastfällen sehr gering. Die Einhaltung der Grenzwerte ist bei allen Lastfällen ungefährdet (Simulationsergebnisse: $\text{NH}_4\text{-N}_e < 2 \text{ mg/L}$, $\text{N}_{\text{gel,e}} < 11 \text{ mg/L}$).

6. Zusammenfassung und Zielereichung

Die wesentliche Zielstellung des Projektes ist der Entwurf verallgemeinerbarer Konzepte zur gemeinsamen Steuerung von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gewässerbelastung. Im Rahmen dieser 1. Projektphase sollten insbesondere geeignete Mess- und Regelgrößen identifiziert werden, mit denen der Kläranlagenzufluss an die hydraulische Kapazität und die verfügbare Reinigungsleistung angepasst werden kann. In einer simulativen Fallstudie sollte der potentielle Nutzen einer derartigen Verbundsteuerung aufgezeigt und erste, einfache Regelungskonzepte integriert werden.

Die **Ergebnisse der durchgeführten Kläranlagenbefragung** zeigten, dass Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 i.d.R. über umfangreiche online-Messtechnik verfügen, welche mit Einschränkungen Aussagen zu den wesentlichen Teilprozessen Nitrifikation, Denitrifikation und Absetzverhalten in der Nachklärung ermöglichen. Allerdings ermöglichen viele Anlagen trotz des hohen Ausstattungsgrades keine Bilanzierung über wesentliche Parameter. Insbesondere im Zulaufbereich werden Stoffkonzentrationen nicht oder unvollständig erfasst. Ursache dafür ist vor allem der erhöhte Aufwand bei der Probenvorbehandlung und bei der Wartung der Messgeräte. Dies verhindert eine Aussage über die aktuelle Belastung und Leistungsfähigkeit der Anlage. Die zeitliche Auflösung der Messwerte liegt i.d.R. zwischen 15 min. und 2 Stunden. Dies ist für eine dynamische Zuflussregelung ausreichend.

Die **Auswertung historischer Daten** birgt ein sehr hohes Potenzial für das Gewinnen empirischer Erkenntnisse, die Definition von Indikatorgrößen und die Anwendung und Kalibrierung deterministischer Modellvorstellungen für eine spezifische Anlage.

Die drei näher untersuchten Anlagen unterscheiden sich z.T. erheblich in der Technologie, der Abwasserbeschaffenheit und dem Auslastungsgrad. Die Kläranlage Bottrop wird aufgrund der besonderen Zuflussbedingungen nicht höher als $2 \cdot Q_{T,aM}$ belastet. Die Anlagen Bamberg und Chemnitz-Heinersdorf werden dagegen mit Zuflüssen bis zur siebenfachen Schmutzwasserbeaufschlagung ($Q_{S,aM} + Q_F$) belastet (entspricht ca. 4,5 bzw. 3,5 $Q_{T,aM}$). Die Reaktion auf Einzelereignisse in Hinblick auf die Reinigungsleistung und die Absetzprozesse in der Nachklärung ist für die jeweiligen Parameter unterschiedlich und maßgeblich vom Belastungszustand vor dem jeweiligen Ereignis abhängig.

Die Betriebsdaten zeigen, dass eine höhere Zuflussbeschickung von Kläranlagen grundsätzlich möglich und sinnvoll ist, wobei die aktuell verfügbare Kapazität z.T. erheblich variiert und entsprechend „beobachtet“ werden muss. Bei den höher belasteten Anlagen Bamberg und Bottrop ist in bestimmten Situationen, überwiegend in den Wintermonaten, eine Höherbelastung nicht möglich

Durch den kombinierten Ansatz einer Auswertung von Zeitreihen und Einzelereignissen sind unter Einbezug von Kenntnissen des Betriebspersonals sowie bekannter Zusammen-

hänge spezifisches Wissen über die jeweilige Anlage und ihres Verhaltes bei Mischwasser generierbar. Eine gewisse Subjektivität ist dabei nicht zu vermeiden, wird aber durch systematisches Herangehen minimiert. Der Aufwand der Auswertung ist, insbesondere bei Nutzung geeigneter Software, relativ gering.

Zur **Identifikation geeigneter Mess- und Regelgrößen** wurden in Abhängigkeit der bei Mischwasserbelastungen relevanten Reinigungsprozesse sowohl empirische als auch halbdeterministische Ansätze verwendet.

Aufgrund der hohen Komplexität geeigneter deterministischer Modelle wurde die hydraulische Kapazität der Nachklärung ausschließlich durch empirisch ermittelte Steuerfunktionen (Regression oder Fuzzyregeln) beschrieben. Obwohl diese aufgrund der Unterschiede der Anlagencharakteristik und der Datenlage nicht übertragbar sind, ist die Methode zur Ermittlung dieser Regeln übertragbar und auch bei mehreren Anlagen erfolgreich angewendet worden. Entscheidende Einflussgrößen sind:

- Schlamm Spiegel
- Zufluss Q und Gradient des Zuflusses dQ/dt
- Schlammvolumenbeschickung

Die Nutzung relativ einfacher statistischer Zusammenhänge hat den Vorteil, dass anlagenbedingte Besonderheiten (z.B. Neigung zu Schwimmschlamm), welche mittels deterministischer Modelle nicht identifiziert werden können, automatisch beachtet werden.

Die Nitrifikationskapazität wurde auf Basis von Massenbilanzen und vereinfachten kinetischen Ansätzen beschrieben. Die Reaktionskinetik wurde mit zwei unterschiedlichen Ansätzen ermittelt. Der vereinfachte deterministische Ansatz auf Basis der aktuell vorhandenen nitrifizierenden Biomasse erwies sich für eine schwach belastete Anlagen als relativ genau und langzeitstabil. Die rekursive Bestimmung der Nitrifikationskapazität ist bei Durchlaufanlagen nur anwendbar, wenn der eingehende Konzentrationsgradient eindeutig durch die Nitrifikation limitiert ist. Dies ist erst bei bereits erhöhten Ablaufwerten der Fall. Bei intermittierend betriebenen Anlagen (SBR), in denen der Konzentrationsgradient über die Zeit ermittelt werden kann, ist die rekursive Zustandsermittlung Erfolg versprechend. Erforderliche Messgrößen zur Bestimmung der Nitrifikationskapazität sind:

- $\text{NH}_4\text{-N}$ (Ablauf Vorklämung, Ablauf Belebung und/oder Ablauf Nachklärung)
- TS (Belebungsbecken, Rücklaufschlamm (günstig))
- Temperatur
- Volumenstrom (Zulauf KA, Rezirkulation, Rücklaufschlamm, Überschussschlamm)
- Sauerstoff (im Belebungsbecken) zur Ermittlung des belüfteten Volumens und Identifikation möglicher Limitierungen

Eine Zuflussregelung in Abhängigkeit von der Denitrifikation wurde vorerst nicht entworfen, da bei keiner der untersuchten Anlagen Probleme auftraten. Der gemessene Nitratgehalt im Belebungsbecken bzw. im Ablauf sollte dennoch aus Sicherheitsgründen als Störgröße mit in das Steuerungskonzept aufgenommen werden.

Die biologische Phosphorelimination kann jederzeit über die chemische P-Fällung aufgefangen werden. Wichtig ist hier die lokale Steuerung über die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Ablaufkonzentrationen, da die erhöhten Ablaufwerte häufig erst stark zeitversetzt zur Zulauffracht, nämlich nach Wiedereinsetzen der P-Rücklösung, auftreten.

Es lässt sich abschätzen, dass im Rahmen der ersten Phase die in den Daten enthaltenen Erkenntnisse noch nicht zur Gänze extrahiert wurden. Ein Bedarf an Untersuchung besteht insbesondere bei der Entwicklung und Erprobung geeigneter Ereignisfilter. Hier ist die Nutzung und Anpassung herkömmlicher Verfahren wie z.B. aus der Signalverarbeitung zu prüfen.

Die Umsetzbarkeit und der potentielle Nutzen einer **Steuerung des Zuflusses zur Kläranlage** wurden am Beispiel der simulativen integrierten Fallstudie Chemnitz untersucht. Dazu wurde ein gekoppeltes Modell von Kanalnetz und Kläranlage erstellt. Das Kanalnetz wurde in Hystem-Extran-Güte (itwh) und die Kläranlage in Simba (ifak) abgebildet. Die Modellkopplung und Verbundsteuerung wird durch das Programm itwh-Control realisiert.

Das Kanalnetzmodell wurde aus einem bei den Stadtwerken Chemnitz vorliegenden Grobnetzmodell aus dem Jahr 1997 auf den IST-Zustand angepasst. Es waren zahlreiche Modifikationen hinsichtlich angeschlossener Einwohner und Flächen sowie der Entlastungsanlagen erforderlich.

Das Kläranlagenmodell basiert grundsätzlich auf dem bereits vorhandenen online-Modell (Entwickler: Fa. OPTUM GmbH). Dieses wurde zur Erhöhung der Rechengeschwindigkeit auf die wesentlichen Technologiestufen und Prozesse reduziert sowie in einigen Modellblöcken modifiziert und um Regelungen ergänzt. Für die Kopplung an das Kanalnetzmodell wurde ergänzend die Vorklämung einbezogen und die Zulauffraktionierung verändert. Das Modell wurde anhand historischer Daten kalibriert und erwies sich auch über lange Simulationszeiträume als stabil.

Für beide Einzelmodelle konnte eine ausreichend genaue Modellgüte erreicht werden. Optimierungspotenzial besteht insbesondere in der Nutzung räumlich höher aufgelöster Niederschlagsdaten. Hierzu wurden im Rahmen des Projektes ergänzend zwei mobile Regenschreiber installiert.

Die Modellgüte des gekoppelten Modells wurde anhand einzelner Regenereignisse überprüft. Die Überlagerung der Modellfehler beider Teilsysteme führt naturgemäß zu einer mäßigen Modellgüte. Es werden jedoch die relevanten Teilprozesse CSB-Abbau, Nitrifikation, Denitrifikation, Nachklärung sowohl in der Größenordnung als auch in der Dynamik richtig wiedergegeben. Abweichungen im CSB-Ablaufwert und der Denitrifikation sollten durch eine genauere Fraktionierung des CSB reduziert werden können. Zu untersuchen ist hierbei auch eine Veränderung der CSB-Zusammensetzung im Mischwasserfall.

Mit dem gekoppelten Modell wurden die Emissionen in das Gewässer von Kanalnetz und Kläranlage für fünf Regenereignisse unterschiedlicher Intensität und Dauer ermittelt. Dabei

wird bei lang anhaltenden, schwachen Ereignissen ein Großteil der CSB- und $\text{NH}_4\text{-N}$ - Fracht erst vor der Kläranlage entlastet. Bei kurzen intensiven Ereignissen wird bereits der größte Teil der Fracht in den oberen Kanalnetzabschnitten entlastet. Steuerungspotenzial ergibt sich damit vor allem für mittlere und schwache Ereignisse.

Dies zeigt auch die berechnete Minderung der emittierten Frachten bei pauschaler Erhöhung des zulässigen Zuflusses von $2,6 \text{ m}^3/\text{s}$ auf $3,0 \text{ m}^3/\text{s}$. In allen betrachteten Lastfällen wurde eine Reduzierung der emittierten Gesamtfracht ermittelt, ohne dass es zu einer Überschreitung der zulässigen Ablaufgrenzwerte kam. Allerdings ist bei Starkregenereignissen das Optimierungspotenzial sehr gering, da ein Großteil des Mischwassers systembedingt schon vor Erreichen der Kläranlage abgeschlagen werden muss. Bei schwachen, lang anhaltenden Niederschlagsereignissen konnten dagegen die eingeleitete CSB-Fracht um bis zu 6% und die Ammonium-Fracht um bis zu 23% reduziert werden. Insbesondere durch die Reduzierung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Spitzen ins Gewässer können u.U. schädliche Ammoniakkonzentrationen vermieden werden und ein deutlicher Beitrag zur Umweltentlastung geleistet werden. Da die schwachen Regenereignisse wesentlich häufiger als extreme Starkregen auftreten, ist auch eine signifikante Reduzierung der Jahresfracht ins Gewässer möglich.

Um Sicherzustellen, dass eine Überschreitung der zulässigen Ablaufgrenzwerte auftritt bzw. ein Reinigungsprozess überlastet wird, erfolgte die Implementierung eines Fuzzy-Regelungskonzeptes. Hierin wird der Zufluss zur Kläranlage primär in Abhängigkeit vom Belastungszustand der Nachklärung geregelt (Maximalwert $3 \text{ m}^3/\text{s}$). Als Störgrößen sind der Schlamm Spiegel, die Konzentrationen CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und N_{ges} im Ablauf der Nachklärung und der TS-Gehalt in der Belebung sowie im Rücklaufschlamm implementiert worden. Weiterhin erfolgte die Vorgabe eines maximalen Gradienten des Kläranlagenzuflusses.

Die Ergebnisse der Simulation zeigen, dass die Frachtreduktion erwartungsgemäß geringer ist als mit ungesteuertem maximalen Zufluss mit $3 \text{ m}^3/\text{s}$. Obwohl eine Stabilisierung und Sicherstellung der Reinigungsprozesse gewährleistet ist, sind gegenüber dem IST-Zustand deutliche Reduktionen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten um bis zu 16 % möglich.

Im Hinblick auf die Zielerreichung lässt sich zusammenfassend feststellen, dass die Identifikation des Belastungszustandes einer Kläranlage anhand verfügbarer online-Messungen möglich ist. Das Potenzial zur Minimierung der Gewässerbelastung ist insbesondere bei den statistisch häufig auftretenden schwachen Niederschlagsereignissen groß, welche häufig zu maßgebenden stofflichen Fließgewässerbelastungen führen. Die ausgewählte Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf bietet aufgrund Ihrer sehr guten messtechnischen Ausstattung, der technologischen Situation (RÜB direkt vor dem KA-Zulauf) und dem engagierten Betreiber hervorragende Bedingungen zur Fortsetzung des Projekts und der großtechnischen Erprobung einer Steuerung des Zuflusses zur Kläranlage. Diese ist dringend erforderlich, um die erreichten Ergebnisse zu untermauern und diesen innovativen und zukunftsweisenden Ansatz zur optimierten Ausschöpfung der vorhandenen Systemkapazitäten zur Reduzierung der Umweltentlastung in die Praxis tauglichkeit zu überführen.

7. Literaturverzeichnis

- Armbruster, M. (2004). Untersuchung der möglichen Leistungssteigerung von Nachklärbecken mit Hilfe numerischer Simulationen. Dissertation. 1. Aufl., hydrograv GmbH: Dresden.
- ATV (1992). Arbeitsblatt A 128, Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenwässerentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen, Hennef, Januar 1992.
- ATV (1997). Auswirkungen der Mischwasserbehandlung auf den Betrieb von Kläranlagen. Arbeitsgruppe 2.12.1. *Korrespondenz Abwasser*, **44** (8), 1419-1428.
- ATV-DVWK (1996). ATV-DVWK-Arbeitsbericht – Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in Belebungsanlagen - Ursachen und Bekämpfung. KA - Abwasser, Abfall, Vol. 45, Nr. 10, S. 1959-1968
- ATV-DVWK (2000). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 – Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. ISBN 3-933707-41-2.
- ATV-DVWK (2003). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 - Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), St. Augustin.
- Backhaus, Erichson, Plinke, Weiber (1987). *Multivariate Analysemethoden*. 4. Aufl. Springer: Berlin, Heidelberg. ISBN 3-540-17226-2.
- Baumer, P. (1996). Leistungssteigerung von Nachklärbecken mit Hilfe von Einbauten. Dissertation. VAW Mitteilungen 144, 60ff.
- Billmeier E. (1978). Verbesserte Bemessungsvorschläge für horizontal durchströmte Nachklärbecken von Belebungsanlagen. *Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, Bd. 21
- Böhnke, B., (1989). Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung, *Korrepondez Abwasser* Heft 9 S. 1046-1061
- Bruns, J. (1999). Dynamische Kopplung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluß. Dissertation. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 151. ISBN 3-486-26449-4.
- Deiningner, A., Rehbein, V., Wilderer, P.A. (1994). Untersuchungen zum Einfluß von Mischwasserzufluß auf die Leistungsfähigkeit von Nachklärbecken. *Korrepondenz Abwasser* 41(2), 240-246.

- Dold, P. L., Marais, G. V. R., (1986). Evaluation of the general activated sludge model proposed bei the IAWQRC Task Group, *Water Science & Technology*, 18, 63-69.
- Ermel, G., (1992). Planung, Ausschreibung und Betrieb von Meß- und Regeltechnik auf Kläranlagen - einen interdisziplinäre Herausforderung für Ingenieure, *Schriftenreihe Wasser-Abwasser-Abfall des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft*, 17-43.
- EU (2000). Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft*, L 327.
- Frehmann, T., Niemann, A., Ustohal, P., Geiger, W. F. (2002). Effects of real time control of sewer systems on treatment plant performance and recieving water quality. *Water Science & Technology*, 45(3), pp 229-237.
- Grüning, H., Orth, H. (2001). Control strategies for the optimization of wastewater management systems based on precipitation forecasts. *Proc. NOVATECH 2001*, Lyon, August 21-26, 2005.
- Gujer W., Krejci V., Schwarzenbach R. und Zobrist J. (1982). Von der Kanalisation ins Grundwasser – Charakterisierung eines Regenereignisses im Glattal. *Gas-Wasser-Abwasser*, 62 (7), 298-311.
- Häck, M., Rahrbach B., Köhne, M. (1996). Schätzung wichtiger Prozessgrößen der Abwasserreinigung mit Hilfe neuronaler Netze. *Korrespondenz Abwasser* 43(3), 368ff.
- Hansen, J., (1997): Der Einsatz von Fuzzy-Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen, *Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern*, 10.
- Harremoës P., Capodaglio A.G., Hellström B.G., Henze M., Jensen K.N., Lynggaard-Jensen A., Ottepohl R. und Søbøberg. (1993). Wastewater treatment plants under transient loading – performance, modelling and control. *Water Science and Technology*, 27 (12), 71-115.
- Henze, M., Bundgard, E., (1982). Bemessung von kombinierten Nitrifikations- und Denitrifikationsanlagen, *gwf Wasser-Abwasser*, 123, (5), 240-250.
- Henze M. *et al.* (1987). Activated sludge model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment, London 1987.
- Hermanns, U.; Schlegel, S.; Stein, A. (1999). Erfahrungen mit sohnahen Einläufen in Nachklärbecken. *gwf - Wasser - Abwasser*, Vol. 140, Nr. 15, S. 31-35

- Krauth, Kh., Müller, J.R. (1996). Optimale Regenbecken- und Kläranlagenbewirtschaftung zum verbesserten Schutz der Vorfluter. *Karlsruher Schriftenreihe* 78. 141-156. ISBN 3-486-26373-0.
- Krauth K. und Schwentner G. (1994). Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen bei Regenwetterzufluss. *Schriftenreihe „WAR“*, Universität Darmstadt, Heft 75, 41-63.
- Krebs, P., Armbruster, M., Rodi, W. (2000). Numerische Nachklärbecken-Modelle. *Korrespondenz Abwasser* **47**(7), 985ff.
- Krebs, P., Franz, T., Hunze, M., Jardin, N. (2001). Einsatz von Messungen und numerischen Simulationen zur Gestaltung von Nachklärbecken. In: *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Band 33. ISBN 3-930400-45-6.
- Krebs P., Holzer P., Huisman J. und Rauch W. (1999a). First flush of dissolved compounds. *Water Science and Technology*, **39** (9), 55-62.
- Krebs P., Merkel K. und Kühn V. (1999b). Dynamic changes in wastewater composition during rain runoff. 8th Int. Conf. on Urban Storm Drainage, Proc. Vol. 2, pp. 920-927, Sydney, Australien.
- Krebs, P, Kühn, V., Günther, N. (2005). Analyse der Betriebsprobleme auf der KA Bottrop. Abschlussbericht, TU Dresden.
- Lijklema L., Tyson J. M., Le Souef A. (1993). Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: a summary of the Interurba 92, *Water Science and Technology*, **27** (12), 1-29.
- Meyer, U., (2000). Untersuchungen von Fuzzy-Control zur Optimierung der Stickstoffelimination in Abwasserreinigungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation, *Schriftenreihe WAR*, 127.
- Mudrack, K., Kunst, S., (1985). *Biologie der Abwasserreinigung*.
- Niemann, K., Orth, H. (2001). Control measures for wastewater treatment plants during storm flow. *Wat.Sci.Tech.* 43(11), 309-314.
- Otterpohl R. (1995). Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebs kommunaler Kläranlagen. Dissertation, *Schriftenreihe Gewässerschutz - Wasser – Abwasser (GWA) des ISA – Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen*, Bd. 151.
- Otterpohl R. und Dohmann M. (1996). Auswirkungen der Mischwasserbelastung von Kläranlagen. *DFG Forschungsbericht, VCH, Weinheim*, 149-161.

- Ráduly, B., Gernaey, K.V., Capodaglio, A.G., Mikkelsen, P.S., Henze M. (2005). Rapid WWTP performance evaluation over a wide range of operating conditions using artificial neural networks. Proc. 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, August 21-26, 2005.
- Resch, H. (1999). Flockenfilterbildung in vertikal durchströmten Nachklärbecken. *Gwf - Wasser - Abwasser*, Vol. 140, Nr. 15, S. 25-30
- Reichl, G., Arnold, E., Dietze, S., Hopfgarten, S., Puta, H. (2004). Optimisation-based Coordinated Operation of Wastewater Systems with Treatment Plant and Sewer. Proc. 49. Internationales Kolloquium TU Ilmenau, 27.-30.Sept. 2004.
- Schlegel, S. (1997). Tiefe Belebungsbecken - Vor- und Nachteile bei Bau und Betrieb. *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser*, Vol. 158, Nr. 29
- Schwentner G. und Krauth K. (1992). Einfluss von Stoßbelastungen bei Mischwasserzufluss auf die Ablaufqualität von Belebungsanlagen. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Bd. 64, 255 - 276.
- Seggelke, K. (2002). Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage zur Reduzierung der Gewässerbelastung. Dissertation. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, Heft 124. ISBN 3-921421-54-3.
- Seggelke, K., Rosenwinkel, K.-H., Vanrolleghem, P., Krebs, P. (2004). Integrated operation of sewer system and WWTP by simulation-based control of the WWTP inflow. Proc. Urban Drainage Modelling 2004, Dresden.
- Stark, O., Niemann, K., Orth, H. (2001). Leistungssteigerung von Nachklärbecken bei Mischwasserzufluss durch Flockungsmittel. *KA 2001 48 (9) 1221ff.*
- SMAC (2004). Deliverable 18 – Summary of Implementations. EVK1-CT-2000-00056.
- Sollfrank, U. und Gujer, W., (1985) Kontinuierliche Messung der Respiration im Belebungsverfahren, *gwf*, 126, 8/1985.
- Strunkheide, J., (1994). Ein Mess-, Steuer- und Regel-Konzept für die Stickstoff-Elimination in Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation, Bochum.
- Svardal K. (1994). Mess-, Regel- und Steuerungsstrategien. *Korrespondenz Abwasser*, 41 (9), 1586-1596.
- Svardal, K., (2001). Mess-, Steuer- und Regeltechnik auf mittleren und kleinen Kläranlagen, *Dresdner Berichte*, Band 17, 33-56.

Takács I., Party G.G. und Nolasco D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25 (10), 1263-1271.

Teichgräber, B., Stein, A., Hermanns, U., Patt, H. (1996). Flotationserscheinungen in vertikal durchströmten Nachklärbecken nach tiefen Belebungsbecken. *Korrespondenz Abwasser*, Vol. 43, Nr. 11, S. 1946-1953

8. Anhang

8.1 Fragebogen

8.2 ??

Tabelle abgefragte KAs, noch was von Katja

8.3

Simulationsparameter

Tab. 8.1: Fraktionierung

Parameter		Standardwert	Kalibrierwert
aSS	Content SS of total COD [g COD/g COD]	0.20	0.15
aSI	Content SI of total COD [g COD/g COD]	0.07	0.07
aXI	Content XI of total COD [g COD/g COD]	0.10	0.10
aXB	Content XBH of total COD [g COD/g COD]	0.15	0.12
iSS	Content of nitrogen for SS [g N/g COD]	0.01	0.01
iSI	Content of nitrogen for SI [g N/g COD]	0.02	0.02
iXI	Content of nitrogen for XI [g N/g COD]	0.03	0.03
iXS	Content of nitrogen for XS [g N/g COD]	0.03	0.03
Salk	Alkalinity [mol/m ³]	8	10

Tab. 8.2: Modellparameter

Parameter		Standardwert	Kalibrierwert
YH	Yield for heterotrophic biomass [g COD/g COD]	0.67	0.67
YA	Yield for autotrophic biomass [g COD/g COD]	0.24	0.24
iXB	Mass of nitrogen per mass of COD in biomass [g N/g COD]	0.086	0.086
iXP	Mass of nitrogen per mass of COD in products from biomass [g N/g COD]	0.06	0.06
fP	Fraction of biomass leading to particulate products [-]	0.08	0.08
muH20	Maximum specific growth rate for heterotrophic biomass [1/d]	4	4
KS	Half- saturation coefficient for heterotrophic biomass [g COD/m ³]	5	5
KOH	Oxygen half- saturation coefficient for heterotrophic biomass [g O ₂ /m ³]	0.2	0.2
KNO	Nitrate half- saturation coefficient for denitrifying heterotrophic biomass [g NO ₃ -N/m ³]	0.5	0.5
bH20	Decay coefficient for heterotrophic biomass [1/d]	0.4	0.4
bA20	Decay coefficient for autotrophic biomass [1/d]	0.15	0.1
nuG	Correction factor for muH under anoxic conditions [-]	0.8	0.8
nuH	Correction factor for hydrolysis under anoxic conditions [-]	0.6	0.6

Fortsetzung Tab. 8.2: Modellparameter

Parameter		Standardwert	Kalibrierwert
kH20	Maximum specific hydrolysis rate [1/d]	3	3
KX20	Half- saturation coefficient for hydrolysis of slowly biodegradable substrate [-]	0.03	0.03
muA20	Maximum specific growth rate for autotrophic biomass [1/d]	0.9	0.9
KNH	Ammonia half- saturation coefficient for autotrophic biomass [g NH4-N/m ³]	0.5	0.5
KOA	Oxygen half- saturation coefficient for autotrophic biomass [g O2/m ³]	0.4	0.4
kA20	Ammonification rate [m ³ COD/(g*d)]	0.08	0.08
KalkH	Alkalinity half- saturation coefficient for heterotrophic biomass [mol/m ³]	0.1	0.1
KalkA	Alkalinity half- saturation coefficient for autotrophic biomass [mol/m ³]	0.25	0.25
KOan	Half-saturation coefficient for hydrolysis of O2+NO-N under anaerobic conditions [g COD/m ³]	0.2	0.2
nuHA	Correction factor for hydrolysis under anaerobic conditions [-]	0.75	0.75
KNH NO	Half-saturation coefficient for incorporating of NH/NO by heterotrophs [g N /m ³]	0.1	0.1
SOSa tt20	DO Saturation Concentration for 20 grd C [g/m ³]	8.63736	8.63736

8.

Anhang



Fragebogen

Kläranlage:

Ansprechpartner: _____ **Telefonnummer:** _____

Anschlussgröße: _____ **Einwohnerwerte**

(bitte zutreffendes unterstreichen)

Verfahrenstechnik: vorgeschaltete, simultane, intermittierende, alternierende Denitrifikation

Kanalnetz: Mischsystem Trennsystem

Regenmesser im Einzugsgebiet vorhanden? ja/nein; Anzahl _____

EDV-Aufzeichnung? ja/nein; Aufzeichnungsintervall: Tag/2-h,/15-min/sonstige: _____

Vorhandene Online-Messtechnik: (wenn vorhanden bitte ankreuzen)

Seit wann sind Messungen aufgezeichnet? _____ **Datenformat?** Access/Excel/Text/Sonstige: _____

Messort	Zulauf VK		Ablauf VK		Belebung		NK		Ablauf KA	
	Vorh?	¹⁾	Vorh?	¹⁾	Vorh?	¹⁾	Vorh?	¹⁾	Vorh?	¹⁾
Durchfluss Q					Q _{RS} Q _{recycle}		Q _{Ab} Q _{ÜS}			
Temperatur										
Leitfähigkeit										
pH-Wert										
O ₂										
NH ₄ -N										
NO ₃ -N										
PO ₄ -P										
SAK (UV-Sonde)										
TOC										
CSB bzw. BSB ₅										
TS-Gehalt					TS _{BB} TS _{RS}					
Trübung										
Schlamm Spiegel										
Schlammvolumen										
Sonstiges										

¹⁾ wenn vorhanden: EDV-Aufzeichnungsintervall (z.B. 15-min, 2-h, 24-h), wenn für alle identisch reicht einmalige Angabe hier: _____