

# **Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen**

vom Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen  
der Technische Universität Kaiserslautern zur Verleihung des akademischen  
Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

von

**Dipl.-Ing. Jürgen Wiese**

**Kaiserslautern 2004**

**(D386)**

Dekan:	Prof. Dr.-Ing. U. Wittek
Vorsitzender der Prüfungskommission:	Prof. Dr.-Ing. G. Koehler
1. Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. T. G. Schmitt
2. Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. K.-H. Rosenwinkel
Tag der mündlichen Prüfung:	05.02.2004



## Inhaltsverzeichnis

<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>V</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>VII</b>
<b>Verzeichnis der Anhänge</b> .....	<b>XI</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>XIII</b>
<b>Danksagung</b> .....	<b>XX</b>
<b>Kurzfassung</b> .....	<b>XXI</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>XXII</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>1</b>
1.1 Problemstellung .....	1
1.2 Ziele der Arbeit .....	2
1.3 Vorgehensweise .....	3
<b>2 Integrierte Betrachtung von Kanalnetz und Kläranlage</b> .....	<b>5</b>
2.1 Definition des Begriffs „Integrierter Betrieb“ .....	5
2.2 Auswirkungen von Mischwassereinleitungen .....	7
2.3 Stand der Mischwasserbehandlung in Deutschland .....	8
2.4 Bewertung der Mischwasserbehandlung in Deutschland .....	10
2.5 Übersicht über integrierte Ansätze .....	11
2.6 Veränderte Randbedingungen .....	14
2.6.1 Bemessungsreserven von Abwasseranlagen .....	14
2.6.2 Rechtliche Randbedingungen und technische Regelwerke .....	14
2.6.3 Automatisierungs-, Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik .....	15
2.6.4 Volks- und betriebswirtschaftliche Randbedingungen .....	17
2.6.5 Sonstiges .....	18
2.7 Zwischenfazit – Überblick „Integrierte Betrachtung/Betriebsführung“ .....	19
<b>3 Das SBR-Verfahren</b> .....	<b>20</b>
3.1 Das Prinzip .....	20
3.2 Wesentliche Unterschiede zu Durchlaufkläranlagen .....	21
3.3 Entwicklung und Verbreitung des SBR-Verfahrens .....	22
3.4 Formen der SBR-Technologie .....	23
3.5 Vorteile der SBR-Technologie .....	25
3.6 Nachteile der SBR-Technologie .....	27
3.7 Bemessung von SBR-Anlagen .....	28
3.8 Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik bei SBR-Kläranlagen .....	29
3.8.1 Allgemeine Bemerkungen .....	29
3.8.2 Optimierung von SBR-Anlagen mit Hilfe von MSR-Technik .....	31
3.9 Zwischenfazit – Stand des Wissens „SBR Allgemein“ .....	33

<b>4</b>	<b>Beschreibung des Projektgebietes und der Projektanlage .....</b>	<b>34</b>
4.1	Allgemeine Beschreibung des Projektgebietes .....	34
4.2	Beschreibung der Kanalisation und der Sonderbauwerke.....	34
4.2.1	Ortsteil „Grube Messel“.....	34
4.2.2	Ortsteil „Messel“ .....	36
4.2.3	Sonstiges.....	36
4.3	Beschreibung der Kläranlage Messel.....	38
4.3.1	Bemessungsgrundlagen .....	38
4.3.2	Beschreibung der einzelnen Baugruppen .....	40
4.3.3	Wichtige Stellglieder .....	44
4.3.4	Wichtige Messgeräte .....	44
4.3.5	Hydraulische Leistungsfähigkeit der einzelnen Baugruppen .....	44
4.3.6	Umrechnungshilfe.....	45
4.4	Zwischenfazit – Beschreibung der Randbedingungen .....	46
<b>5</b>	<b>Betriebsdaten der Kläranlage Messel .....</b>	<b>47</b>
5.1	Zuflusscharakteristik.....	47
5.2	Reinigungsleistung .....	51
5.3	Energieverbrauch, Schlammalter und Überschussschlammanfall.....	58
5.4	Reserven und Optimierungspotenzial .....	59
5.4.1	Reserven für Einwohnerzuwächse und Gewerbeansiedlungen .....	59
5.4.2	Bemessungstemperatur.....	59
5.4.3	Bemessungsreserven infolge nicht adäquat berücksichtigter SBR-Vorteile .....	60
5.4.4	Beispielhafte Darstellung des Optimierungspotenzials der KA Messel .....	60
5.4.4.1	Potenzial zur Zyklusdauerverkürzung und Energieoptimierung .....	60
5.4.4.2	Optimierungspotenzial in der Sedimentations- und Dekantierphase....	64
5.4.5	Verbesserungspotenzial in der Betriebsführung .....	71
5.4.5.1	VSV- und TS-Ermittlung.....	71
5.4.5.2	Effizientere Ausnutzung von Speicher- und Behandlungsvolumen.....	72
5.4.5.3	Erhöhung der Betriebssicherheit und betrieblichen Transparenz.....	73
5.5	Zwischenfazit – Reinigungsleistung der Kläranlage Messel.....	74
<b>6</b>	<b>Simulations- und Anlagenmodelle .....</b>	<b>75</b>
6.1	Kanalnetzmodell .....	75
6.1.1	Beschreibung der verwendeten Software .....	75
6.1.1.1	KOSMO.....	75
6.1.1.2	MATLAB/SIMULINK 6.1 .....	76
6.1.1.3	WINKOSMO.....	76



6.1.2	Erstellung des Kanalnetzmodells .....	76
6.1.2.1	Erstellung eines Berechnungsnetzes .....	78
6.1.2.2	Implementierung des Feinnetzes in KOSMO/MATLAB/SIMULINK .....	78
6.1.2.3	Kalibrierung (Stufe 1) des Kanalnetzmodells .....	80
6.1.2.4	Kalibrierung (Stufe 2) des Kanalnetzmodells .....	81
6.1.3	Zwischenfazit – Kanalnetzmodell .....	89
6.2	Kläranlagenmodell .....	89
6.2.1	Beschreibung der verwendeten Software .....	89
6.2.2	Erstellung des Kläranlagenmodells .....	89
6.2.3	Kalibrierung des Kläranlagenmodells .....	94
6.2.3.1	Statische Kalibrierung .....	95
6.2.3.2	Dynamische Kalibrierung .....	97
6.2.4	Zwischenfazit – Kläranlagenmodell .....	102
<b>7</b>	<b>Abschätzung des Verbesserungspotenzials im Bereich des Kanalnetzes mit Hilfe der Kanalnetz-Simulation .....</b>	<b>103</b>
7.1	IST-Zustand .....	103
7.2	Potenzial zur Emissionsminderung .....	104
7.2.1	Variante 1 – Veränderung des Drosselabflusses am TBW „Sportplatz“ .....	104
7.2.1.1	Frachtbezogene Betrachtung über einen längeren Zeitraum .....	105
7.2.1.2	Ereignisbezogene Betrachtung .....	107
7.2.2	Variante 2 – Veränderung der Drosselabflüsse am TBW und SKO .....	112
7.2.3	Variante 3 – Veränderung des Speichervolumens .....	114
7.3	Kostenminderungspotenzial .....	117
7.3.1	Vollständiger Neubaubedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung .....	117
7.3.2	Ergänzungs-/Sanierungsbedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung .....	119
7.3.3	Neubau-/Ergänzungs-/Sanierungsbedarf im Kanalnetz und auf der KA .....	120
7.4	Zwischenfazit – Emissions- und Kostenminderungspotenzial .....	121
<b>8</b>	<b>MSR-Konzepte zur Optimierung von SBR-Anlagen .....</b>	<b>122</b>
8.1	Allgemeine Vorbemerkungen .....	122
8.2	Konventionelle Regelungs- und Steuerungsstrategien .....	124
8.2.1	Früherkennung Trockenwetter/Regenwetter .....	124
8.2.1.1	Umschaltsignale auf der Basis von Niederschlagsdaten .....	125
8.2.1.2	Umschaltsignale auf der Basis von Kanalnetzinformationen .....	127
8.2.1.3	Modifizierung des zuflussbasierten Umschaltkriteriums .....	128
8.2.2	Flexibles Master-Slave-Prinzip .....	129
8.2.3	Überwachung, Steuerung und Regelung der Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase mit Hilfe von Schlamm Spiegel- und TS-Sonden .....	131

8.2.4	Regelung des Überschussschlammabzugs durch den Einsatz von TS- und/oder VSV-Messgeräten.....	136
8.2.5	MSR-Strategien zur Bewirtschaftung des Mengenausgleichs.....	138
8.2.5.1	Planmäßiges Überfüllen des Mengenausgleichs .....	138
8.2.5.2	Teil- bzw. Vollumgehung des Filters.....	138
8.2.5.3	Beispiel für den Nutzen der Bewirtschaftungskonzepte .....	139
8.2.6	Außerplanmäßige Beschickung der SB-Reaktoren.....	141
8.2.7	Optimierung der Nitrifikation .....	144
8.2.8	Weitere Möglichkeiten der Optimierung.....	146
8.2.9	Simultane aerobe Stabilisierung .....	147
8.3	Beispiel für die Effizienz einer erhöhten Mischwasserbehandlung .....	149
8.4	Prädiktive Steuerungs- und Regelungsstrategien .....	156
8.4.1	Vorbemerkungen.....	156
8.4.2	Prädiktive SBR-Zyklussteuerung auf der Basis multipler CBR-Modelle .....	157
8.4.2.1	Allgemeines .....	157
8.4.2.2	Einsatzmöglichkeiten für CBR im Bereich der SBR-Steuerung.....	160
8.4.2.3	CBR-Modell zur Prognose des Schlammhöhenverlaufs.....	162
8.5	Checkliste „Integrierte MSR-Strategien für SBR-Kläranlagen“ .....	165
8.6	Zwischenfazit – Integrierte MSR-Strategien für SBR-Anlagen .....	167
<b>9</b>	<b>Zusammenfassung, Fazit und Ausblick.....</b>	<b>168</b>
9.1	Zusammenfassung der Ergebnisse .....	168
9.2	Fazit und Ausblick.....	170
9.3	Epilog .....	173
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>178</b>
	<b>Anhang.....</b>	<b>i</b>
	<b>Glossar „SBR-Begriffe“ .....</b>	<b>xxviii</b>
	<b>Lebenslauf Jürgen Wiese.....</b>	<b>xxix</b>
	<b>Namensregister.....</b>	<b>xxx</b>
	<b>Extended Abstract .....</b>	<b>xxxi</b>

## Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1:	Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation und Anteil des Mischsystems.....	8
Tab. 2.2:	Preisentwicklung wichtiger Prozessmessgeräte (1999 – 2002).....	15
Tab. 2.3:	Entwicklung der Chemikalienkosten für Prozessphotometer (1999 – 2002).....	16
Tab. 4.1:	Wichtige Bemessungsgrößen der Kläranlage Messel.....	39
Tab. 4.2:	Überwachungswerte (2 h-MP) der KA Messel im Vergleich zu den Anforderungen der Abwasserverordnung .....	39
Tab. 4.3:	Wichtige Stellglieder und Stellgrößenbereiche der Kläranlage Messel.....	44
Tab. 4.4:	Grenzen der hydraulischen Leistungsfähigkeit der wichtigsten Bauteile .....	45
Tab. 5.1:	Belastungskennwerte und wichtige Betriebsdaten der Kläranlage Messel .....	47
Tab. 5.2:	Ablaufkonzentrationen (alle 2 h-MP) (01.06.2000 – 28.02.2003) .....	51
Tab. 5.3:	Ablaufkonzentrationen im Winter (21.12. - 20.03.) (2 h-MP) .....	54
Tab. 5.4:	Statistik der Abwassertemperaturen im Zulauf (02/2001–01/2003) .....	55
Tab. 5.5:	Ablaufkonzentrationen bei verkürztem 6 h-Regenwetterzyklus (01.12.2000 - 28.02.2003) (Eigenüberwachung) (jeweils 44 Werte) (2 h-MP).....	56
Tab. 5.6:	Spezifische Energieverbrauchskenngößen der KA Messel (2001).....	58
Tab. 5.7:	Schlamm Spiegel im SBR 2 (21.08.2001 – 05.09.2001).....	68
Tab. 6.1:	Kläranlagenzuflussbilanz der betrachteten 5 Kalibrierereignisse.....	82
Tab. 6.2:	Konzentrationen im Entlastungsabfluss des RÜB „Sportplatz“ .....	86
Tab. 6.3:	Regenvorgeschichte der 3 beprobten Entlastungsereignisse am RÜB „Sportplatz“ .....	87
Tab. 6.4:	Gewählte mittlere Konzentrationen im Oberflächenabfluss .....	88
Tab. 6.5:	Simulierte CSB-Entlastungskonzentrationen des RÜB „Sportplatz“ bei Regenereignissen, denen keine Trockenperiode voranging .....	88
Tab. 6.6:	Stickstoffbilanz auf Tagesbasis – statische Kalibrierung .....	96
Tab. 6.7:	CSB-Bilanz (vereinfacht) auf Tagesbasis – statische Kalibrierung .....	97
Tab. 6.8:	Stickstoffwerte im Ablauf der KA – dynamische Kalibrierung (Tages-MW) .....	97
Tab. 7.1:	Begründung für die gewählte Bandbreite der Drosselabflüsse am netzabschließenden Trennbauwerk „Sportplatz“ .....	105
Tab. 7.2:	Entlastungsereignisse, die in der Langzeitsimulation entfallen würden, wenn der Drosselabfluss am Trennbauwerk „Sportplatz“ von 230 m <sup>3</sup> /h auf 345 m <sup>3</sup> /h bzw. 460 m <sup>3</sup> /h erhöht wird (Variante 1) .....	111
Tab. 7.3:	Funktion zur Ermittlung des Drosselabflusses am SKO „Grube Messel“ zur Erreichung eines minimalen CSB-Emissionsniveaus .....	114
Tab. 7.4:	Verhältnis zwischen dem Drosselabfluss am netzabschließenden Trennbauwerk und dem erforderlichen spezifischen Speichervolumen zur Erreichung eines konstanten CSB-Emissionsniveaus infolge Mischwasserentlastung in Höhe von 9.000 kg/a .....	117
Tab. 7.5:	Verhältnis zwischen dem Drosselabfluss am netzabschließenden Trennbauwerk und den Jahreskosten der Mischwasserbehandlung (inkl. erhöhter Betriebskosten der Kläranlage) zur Erreichung eines konstanten CSB-Emissionsniveaus infolge Mischwasserentlastung in Höhe von 9.000 kg/a....	118

Tab. 7.6:	Beispiel für das Einsparpotenzial bei Verzicht auf Bau eines Regenüberlaufbeckens mit 550 m <sup>3</sup> .....	120
Tab. 7.7:	Beispiel für das Einsparpotenzial bei Verzicht auf Bau eines Stauraumkanals mit 550 m <sup>3</sup> .....	120
Tab. 8.1:	Vergleich der Zeitersparnis verschiedener niederschlagsbasierter Umschaltkriterien mit dem zuflussbasierten Umschaltkriterium.....	126
Tab. 8.2:	Dynamische Kostenrechnung für einen Niederschlagsgeber .....	127
Tab. 8.3:	Beispielhafter Vergleich zwischen den Aktivierungszeiten nach dem bisherigen Umschaltkriterium und angepassten wasserstands-basierten Kriterien. ....	128
Tab. 8.4:	Vergleich verschiedener zuflussbasierter Umschaltkriterien .....	129
Tab. 8.5:	Vergleich der verschiedenen Umschaltkriterien .....	131
Tab. 8.6:	Schlammhöhe am Ende einiger Dekantierzyklen (Dez. 2000/Jan. 2001) .....	133
Tab. 8.7:	Dynamische Kostenrechnung für den Einsatz einer Schlammspiegelsonde ..	135
Tab. 8.8:	Dynamische Kostenrechnung für den Einsatz einer TS-Sonde .....	135
Tab. 8.9:	Dynamische Kostenrechnung für den Einsatz einer VSV-Messung .....	138
Tab. 8.10:	Dynamische Kostenrechnung für den Einsatz eines NH <sub>4</sub> -Prozessphoto-meters (inkl. Probenaufbereitung).....	146
Tab. 8.11:	Vergleich der simulierten Maximalwerte in der 2 h-MP für CSB, NH <sub>4</sub> -N und N <sub>ges,anorg</sub> im Kläranlagenablauf während entlastungsrelevanter Niederschlagsereignisse (inkl. Beckenentleerungsphase) .....	150
Tab. 8.12:	Vergleich der simulierten mittleren CSB-, NH <sub>4</sub> -N- und N <sub>ges,anorg</sub> -Konzentrationen im Kläranlagenablauf während der Dauer entlastungsrelevanter Regenereignisse (inkl. Regenbeckenentleerungsphase).....	152
Tab. 8.13:	Vergleich der simulierten CSB-Frachten aus Kanalnetz und Kläranlage bei den entlastungsrelevanten Regenereignissen (inkl. Regenbeckenentleerungsphase) .....	153
Tab. 8.14:	Vergleich zwischen den Kosten und Nutzen einer erhöhten Mischwasserbehandlung.....	155

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1:	Prinzipskizze der zur Zielerreichung gewählten Vorgehensweise .....	4
Abb. 2.1:	Prinzipskizze zur Erläuterung des Begriffs „Integrierter Betrieb“ .....	6
Abb. 2.2:	Räumliches und zeitliches Wirkungsspektrum von Mischwassereinleitungen ....	7
Abb. 2.3:	Spezifische Investitionskurven für Regenüberlaufbecken .....	9
Abb. 3.1:	Typischer Prozessphasenablauf in einem SBR-Zyklus .....	20
Abb. 3.2:	Grundprinzip einer Durchlaufkläranlage .....	22
Abb. 3.3:	Grundprinzip verschiedener SBR-Verfahren .....	24
Abb. 3.4:	Grundprinzip einer Regelung bzw. Steuerung.....	29
Abb. 4.1:	Prinzipskizze von Kanalnetz und Kläranlage der Gemeinde Messel .....	35
Abb. 4.2:	Luftbild der SBR-Kläranlage Messel .....	38
Abb. 4.3:	Prinzipskizze, Fließschema und wichtige Messgeräte der KA Messel.....	40
Abb. 5.1:	Beispielhafte Tagesganglinien im Zulauf der KA Messel im August 2001 .....	48
Abb. 5.2:	Tagesgang der KA Messel vom 16.08.2001 bis 17.08.2001 .....	49
Abb. 5.3:	Zulaufkonzentrationen bei Mischwasserzufluss (01.06.2000 - 28.02.2003) .....	49
Abb. 5.4:	Zulaufkonzentrationen (Messprogramm der TU KL) bei Mischwasserzufluss ..	50
Abb. 5.5:	Fremdwasserzuflussganglinie im Jahre 2001 .....	51
Abb. 5.6:	Unterschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen (Teil 1) .....	52
Abb. 5.7:	Unterschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen (Teil 2) .....	53
Abb. 5.8:	Messsignale der am Dekanter des SBR 1 angebrachten TS-Sonde .....	54
Abb. 5.9:	$S_{NH_4}$ , $S_{NO_3}$ und $S_{anorgN}$ (Winterbetrieb) im Ablauf der KA Messel (2 h-MP) .....	55
Abb. 5.10:	Ablaufkonzentrationen (Messprogramm TU KL, 29.11.2001 - 04.12.2001).....	56
Abb. 5.11:	Anstieg der Abwassertemperatur im Zulauf bei Mischwasserzufluss .....	57
Abb. 5.12:	Absinken der Abwassertemperatur im Zulauf bei Mischwasserzufluss.....	57
Abb. 5.13:	Kurve der Unterschreitungshäufigkeit der Abwassertemperaturen im Zulauf der Kläranlage im Kalenderjahr 2001(Betriebstagebuch) .....	59
Abb. 5.14:	Beispielhafter Verlauf wichtiger Prozessgrößen im SBR 1 (16.08.2001).....	60
Abb. 5.15:	Ausschnitt aus zwei Zyklen des SBR 1 (15.08.2001) .....	61
Abb. 5.16:	Tagesgang des SBR 2 während eines Schwachlasttages (13.08.2001) .....	62
Abb. 5.17:	Veränderung der $NO_3$ -N-Konzentration in den letzten 90 min der biologisch aktiven Phase des 6 h-Regenwetterzyklus.....	64
Abb. 5.18:	Kurve der Unterschreitungshäufigkeiten des $TS_R$ im SBR 1 bzw. SBR 2 .....	65
Abb. 5.19:	Kurve der Unterschreitungshäufigkeiten des VSV im SBR 1 bzw. SBR 2 .....	65
Abb. 5.20:	Kurve der Unterschreitungshäufigkeiten des ISV im SBR 1 bzw. SBR 2 .....	66
Abb. 5.21:	Vergleich von Schlamm Spiegel- und Sichttiefenmessungen (28.12.2001) .....	67
Abb. 5.22:	Vergleich von Schlamm Spiegel- und Sichttiefenmessungen (09.08.2001) .....	67
Abb. 5.23:	Sinkgeschwindigkeit des Schlammspiegels in der ersten Stunde nach Beginn des Sedimentationsschrittes in Abhängigkeit vom Anfangs- Vergleichsschlammvolumen bei Beginn des Sedimentationsprozesses.....	70
Abb. 5.24:	Beispiel für das Optimierungspotenzial der Sedimentations- und Dekantier- phase.....	71

Abb. 5.25: Darstellung der TS- und ISV-Verläufe im SBR 2.....	72
Abb. 5.26: Beispiel für die Wasserspiegelverläufe in den Reaktoren bzw. im Vorlagebehälter während einer Mischwasserzuflussphase .....	73
Abb. 6.1: Funktionsweise der Schnittstelle WINKOSMO.....	76
Abb. 6.2: Ablaufschema der Erstellung des Kanalnetzmodells.....	77
Abb. 6.3: Prinzipskizze des Kanalnetzmodells während der Kalibrierungsphase.....	78
Abb. 6.4: Beispiel für eine sehr gute Anpassung (Kalibrierungsregen).....	82
Abb. 6.5: Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 1 .....	83
Abb. 6.6: Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 2 .....	83
Abb. 6.7: Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 3 .....	84
Abb. 6.8: Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 4 .....	84
Abb. 6.9: Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 5 .....	85
Abb. 6.10: Ganglinien der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und CSB-Entlastungskonzentrationen im Klärüberlauf des RÜB „Sportplatz“ (26.11.2001) .....	86
Abb. 6.11: Prinzipschema der Modellerstellung der Kläranlage Messel .....	90
Abb. 6.12: Kläranlagenmodell .....	91
Abb. 6.13: Modellbaustein „Vorlagebehälter“ .....	92
Abb. 6.14: Modellbaustein „SBR“ .....	93
Abb. 6.15: Kalibrierungsmesskampagne – Probenahmeorte, Messgrößen (Teil 1).....	94
Abb. 6.16: Kalibrierungsmesskampagne – Probenahmeorte, Messgrößen (Teil 2).....	95
Abb. 6.17: Simulierte $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinie der Konzentrationen vs. Messwerte der Nitratmesssonde im SBR 1 (Intensivmesskampagne, Tag 1 bis 6).....	99
Abb. 6.18: Simulierte $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinie der Konzentrationen vs. Messwerte der Nitratmesssonde im SBR 1 (Intensivmesskampagne, Tag 7 bis 11).....	99
Abb. 6.19: Vergleich von simulierten und gemessenen $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentra- tionsganglinien innerhalb eines Zyklus des SBR 1 am 15.08.2001 (Tag 7)....	100
Abb. 6.20: Vergleich von simulierten und gemessenen $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentra- tionsganglinien innerhalb eines Zyklus des SBR 1 am 16.08.2001 (Tag 8)....	101
Abb. 7.1: Jahresbilanz der Einträge aus Regenentlastungen (Langzeitsimulation) und Kläranlagenablauf (Betriebsdaten) für die Gemeinde Messel, IST-Zustand...	104
Abb. 7.2: Variante 1 - Entlastungsvolumen (LZS, Mörsbach) in Abh. des $Q_{\text{Dr,TBW}}$ .....	106
Abb. 7.3: Variante 1 - CSB-Entlastungsfracht (LZS, Mörsbach) in Abh. des $Q_{\text{Dr,TBW}}$ .....	106
Abb. 7.4: Variante 1 - TKN-Entlastungsfracht (LZS, Mörsbach) in Abh. des $Q_{\text{Dr,TBW}}$ .....	107
Abb. 7.5: Variante 1 – Veränderung der Entladungsdauer bzw. –ereignisse (Einzelereignisse, Mörsbach) in Abhängigkeit des $Q_{\text{Dr,TBW}}$ .....	108
Abb. 7.6: Variante 1 – Veränderung des Entlastungsvolumens (Einzelereignisse, Mörsbach) in Abhängigkeit des $Q_{\text{Dr,TBW}}$ .....	108
Abb. 7.7: Variante 1 – Veränderung der CSB-Entlastungskonzentration (Einzelereignisse, Mörsbach) in Abhängigkeit des $Q_{\text{Dr,TBW}}$ .....	109
Abb. 7.8: Variante 1 – Veränderung der CSB-Entlastungsfrachten (Einzelereignisse, Mörsbach) in Abhängigkeit des $Q_{\text{Dr,TBW}}$ .....	110
Abb. 7.9: Variante 1 – Mittlere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entlastungskonzentration (LZS, Mörsbach) in Abhängigkeit des $Q_{\text{Dr,TBW}}$ .....	112

Abb. 7.10: Variante 2 – Auswirkungen veränderter Drosselabflüsse auf die CSB-Entlastungsfracht im Gesamtgebiet (Langzeitsimulation).....	113
Abb. 7.11: Variante 2 – Auswirkungen veränderter Drosselabflüsse auf das Entlastungsvolumen im Gesamtgebiet (Langzeitsimulation) .....	113
Abb. 7.12: Variante 3 – Ergebnisse der Langzeitsimulation (Prognosebelastung) für die CSB-Emissionen aus dem gesamten Kanalnetz .....	115
Abb. 7.13: Variante 3 – Ergebnisse der Langzeitsimulation (Prognosebelastung) für das Entlastungsvolumen aus dem gesamten Kanalnetz .....	115
Abb. 7.14: Variante 3 – Ergebnisse der Langzeitsimulation (Prognosebelastung) für die mischwasserbedingten CSB-Emissionen aus dem Gesamtgebiet .....	116
Abb. 7.15: Variante 3 – Ergebnisse der Langzeitsimulation (Prognosebelastung) für entlastungsbedingte Schwermetall- und AOX-Emissionen.....	116
Abb. 7.16: Kostenminderungspotenzial im Bereich der Mischwasserbehandlung .....	118
Abb. 7.17: Kostenminderungspotenzial im Bereich der Mischwasserbehandlung (inkl. den Kosten der erhöhten Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage)	119
Abb. 8.1: Vergleich zwischen dem starren und dem wechselnden Master-Slave-Prinzip	130
Abb. 8.2: Wie Abb. 5.24, jedoch Dekantierbeginn nach etwa 20 min. ....	133
Abb. 8.3: Schlammhöhenverlauf bei einem VSV von 519 ml/l.....	134
Abb. 8.4: Messsignale der am Dekanter des SBR 1 angebrachten TS-Sonde .....	137
Abb. 8.5: Vergleich zwischen händisch und online ermittelten VSV-Werten.....	137
Abb. 8.6: Vergleich verschiedener Sedimentations- und Dekantierstrategien .....	140
Abb. 8.7: Entlastungs- bzw. Abflussganglinien der für den Mörsbach relevanten punktförmigen Einleitungen .....	141
Abb. 8.8: Kurve der Unterschreitungshäufigkeit der effektiven Dekantierdauer (TW) ...	143
Abb. 8.9: Kurve der Unterschreitungshäufigkeit der effektiven Dekantierdauer (RW) ...	143
Abb. 8.10: Mittlere CSB-Entlastungskonzentrationen und Entlastungsvolumina für die simulierten Einzelereignisse.....	154
Abb. 8.11: Einfaches CBR-Modell.....	158
Abb. 8.12: CBR-Zyklus.....	159
Abb. 8.13: Möglicher Aufbau eines CBR-basierten prädiktiven SBR-Controllers.....	161
Abb. 8.14: Schlammhöhenverlauf (SBR 2) während der Sedimentations- und Dekantierphase von vier aufeinander folgender Trockenwetterzyklen.....	162
Abb. 8.15: Beispiel einer Ähnlichkeitsberechnung bei der Problembeschreibung.....	163
Abb. 8.16: Beispiel einer guten Prognose des Schlammhöhenverlaufs.....	164
Abb. 8.17: Beispiel einer schlechten Prognose des Schlammhöhenverlaufs.....	165
Abb. 8.18: Gesamtbewertung der Checklisten aus den Anhängen 9.1 bis 9.4 .....	167
Abb. 9.1: Ganglinien wichtiger Prozessgrößen im SBR 1 (21.10.2003) in einem 6 h-Regenwetterzyklus .....	174
Abb. 9.2: Ganglinien wichtiger Prozessgrößen im SBR 1 (31.10.2003) in einem 8 h-Regenwetterzyklus .....	175
Abb. 9.3: Ganglinien wichtiger Prozessgrößen im SBR 2 (08.09.2003) in einem 8 h-Regenwetterzyklus .....	175

Abb. 9.4: Ganglinien wichtiger Prozessgrößen im SBR 1 (08.09.2003) in einem  
6 h-Regenwetterzyklus ..... 176



## Verzeichnis der Anhänge

Anh. 2.1:	Entwicklung des Projektkostenbarwertes bei Anschaffung von Messtechnik über einen Zeitraum von 40 Jahren in Abhängigkeit der Messtechnik-Deflationsrate und der wirtschaftlichen Nutzungsdauer der Messtechnik.....	i
Anh. 3.1:	Vergleich der Charakteristika einer alten Tropfkörperanlage mit einer modernen SBR-Kläranlage (5.500 EW) .....	i
Anh. 3.2:	Vorgehensweise bei der Bemessung einer SBR-Kläranlage nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A].....	ii
Anh. 4.1:	Lage von Messel im Raum Frankfurt/Main und Darmstadt.....	iii
Anh. 4.2:	Luftbild der Gemeinde Messel .....	iv
Anh. 4.3:	Ortsteil „Grube Messel“ - Ausschnitt aus der Topografischen Karte.....	v
Anh. 4.4:	Ortsteil „Messel“ - Ausschnitt aus der Topografischen Karte .....	v
Anh. 4.5:	Mörsbach unterhalb der Einleitstelle des RÜB „Sportplatz“ .....	vi
Anh. 4.6:	Namenloser Bach im Ortsteil „Grube Messel“ in Höhe der Einleitstelle des SKO „Grube Messel“ .....	vii
Anh. 4.7:	Ausgewählte Niederschlagsdaten für Messel im Zeitraum 1990 bis 1999.....	vii
Anh. 4.8:	Luftbild der Kläranlage Messel.....	viii
Anh. 4.9:	Umrechnung des Zuflusses .....	ix
Anh. 5.1:	Glühverlust des Überschussschlammes in Abhängigkeit des Jahresverlaufs .....	ix
Anh. 5.2:	Bilder eines Absetzversuches zur Ermittlung des VSV am 31.10.2003 .....	x
Anh. 6.1:	Kinetische und stöchiometrische Parameter des verwendeten Modells – statische Kalibrierung.....	xi
Anh. 6.2:	Kinetische und stöchiometrische Parameter des verwendeten Modells – statische Kalibrierung (Fortsetzung).....	xii
Anh. 7.1:	Gewählte mittlere Verschmutzung im Trocken– und Oberflächenabfluss (Variante 1) .....	xii
Anh. 7.2:	CSB-Entlastungskonz. (Mörsbach) bei veränderten Drosselabflüssen (Var. 1) .....	xiii
Anh. 7.3:	flächenspezifische CSB-Entlastungsfracht bei veränderten Drosselabflüssen .	xiii
Anh. 7.4:	AFS-Entlastungsfracht bei veränderten Drosselabflüssen .....	xiv
Anh. 7.5:	Gewählte mittlere Verschmutzung im Trocken– und Oberflächenabfluss (Variante 3) .....	xiv
Anh. 7.6:	Gewählte mittlere Verschmutzung im Trocken– und Oberflächenabfluss (Fortsetzung) (Variante 3) .....	xiv
Anh. 8.1:	Vergleichsmessungen zwischen einem Ammonium-Prozess-Photometer und NH <sub>4</sub> -N-Schnelltests .....	xv
Anh. 8.2:	Vergleichsmessungen zwischen einem Ammonium-Prozess-Photometer und NH <sub>4</sub> -N-Schnelltests .....	xv
Anh. 8.3:	Vergleichsmessungen zwischen einer in situ-Nitrat-Prozess-Sonde und NO <sub>3</sub> -N-Schnelltests.....	xvi
Anh. 8.4:	Vergleichsmessungen zwischen einem Phosphat-Prozess-Photometer und PO <sub>4</sub> -P-Schnelltests .....	xvi
Anh. 8.5:	Fraktionierung bei Mischwasserzufluss.....	xvii

Anh. 8.6:	Erforderliche Ausstattung der SBR-Kläranlage Messel für eine vollständige Umsetzung der vorgestellten prädiktiven CBR-basierten Zyklussteuerung ....	xviii
Anh. 8.7:	Grundkonzept einer CBR-basierten SBR-Zyklussteuerung mit multiplen Fallbasen und einer Auswahl möglicher Modellgrößen .....	xix
Anh. 8.8:	Checkliste für die Würdigkeit eines integrierten SBR-Betriebs (Gewässer) .....	xx
Anh. 8.9:	Checkliste für die Würdigkeit eines integrierten SBR-Betriebs (Hydraulik).....	xxi
Anh. 8.10:	Checkliste für die Würdigkeit eines integrierten SBR-Betriebs (Biologie).....	xxii
Anh. 8.11:	Checkliste für die Würdigkeit eines integrierten SBR-Betriebs (Prozessleit- und MSR-Technik) .....	xxiii
Anh. 8.12:	Gesamtbewertung der Checklisten aus den Anh. 8.8 bis 8.11 (Diagramm) ...	xxiv
Anh. 8.13:	Gesamtbewertung der Checklisten aus den Anh. 8.8 bis 8.11 (Textteil) .....	xxiv
Anh. 8.14:	Überprüfung der Steuerungswürdigkeit des Kanalnetzes (Textpassage).....	xxv
Anh. 8.15:	Checkliste für die Steuerungswürdigkeit eines Kanalnetzes .....	xxvii

## Abkürzungsverzeichnis

### Wortabkürzungen (Allgemein)

<b>Kurzzeichen</b>	<b>Bezeichnung</b>
A	Arbeitsblatt
Abb.	Abbildung
AbwAG	Abwasserabgaben-Gesetz
AbwV	Abwasserverordnung
AfA	Abschreibung für Abnutzung
Anh.	Anhang
ASM	Activated Sludge Model
ATV	Abwassertechnische Vereinigung (jetzt: ATV-DVWK)
ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
BIP	Bruttoinlandsprodukt
Bio-P	Biologische Phosphorelimination
BSB <sub>5</sub>	Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
BWK	Bund für Wasser- und Kulturbau
CASS	Cyclic Activated Sludge System (SBR-Sonderform)
CAST	Cyclic Activated Sludge Technology (SBR-Sonderform)
CB	Case-Base (engl.) (deutsch: Fallbasis)
CBR	Case-Based Reasoning (engl.) (deutsch: Fallbasiertes Schließen)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DB-NS	Durchlaufbecken im Nebenschluss
DDE	Dynamic Data Exchange = Dynamischer Datenaustausch
DVWK	Deutscher Verein für Wasser- und Kulturbau (jetzt: ATV-DVWK)
dyn.	Dynamisch
EAG	Entsorgungs-AG, Darmstadt
EAWAG	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
EMSR	Elektro-, Mess-, Steuerung- und Regelungstechnik
EU-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union
EZG	Einzugsgebiet
FBS	Fallbasiertes Schließen
FU	Frequenzumformer
GA	Genetische Algorithmen
GK	Größenklasse
Geb.	Gebiet
gem.	gemessen
H	Hinweisblatt
IDEA	Intermittently Decanted Extended Aeration-Verfahren
IWA	International Water Association (früher: IAWQ)
KA	Kläranlage
KN	Kanalnetz

**noch Wortabkürzungen (Allgemein)**

<b>Kurzzeichen</b>	<b>Bezeichnung</b>
KVR	Kostenvergleichsrechnung
LZS	Langzeitsimulation
M	Merkblatt
MA	Mengenausgleich
MID	Magnetisch-induktive Durchflussmessung
MP	Mischprobe
MSP	<u>M</u> aster- <u>S</u> lave- <u>P</u> rinzip = Ein Reaktor gibt als sog. Master die Zyklusart (Trocken-/ Regenwetter) für den/die anderen Reaktor(en) vor; diese sog. Slave-Reaktoren folgen dem Master entsprechend ihrem Zyklusversatz
MSR	Mess-, Steuerung- und Regelungstechnik
MW	Mittelwert
M&E	Maschinen- und Elektrotechnische Ausstattung
Max	Maximum bzw. Maximaler Wert
Min	Minimum bzw. Minimaler Wert
NH <sub>4</sub>	Ammonium
NH <sub>4</sub> -N	Ammonium-Stickstoff (Umrechnungsformel: NH <sub>4</sub> -N/NH <sub>4</sub> = 1/1,288)
NO <sub>3</sub>	Nitrat
NO <sub>3</sub> -N	Nitrat-Stickstoff (Umrechnungsformel: NO <sub>3</sub> -N/NO <sub>3</sub> = 1/4,426)
NO <sub>2</sub>	Nitrit
NO <sub>2</sub> -N	Nitrit-Stickstoff (Umrechnungsformel: NO <sub>2</sub> -N/NO <sub>2</sub> = 1/3,284)
N <sub>anorg</sub>	anorganischer Stickstoff
N <sub>org</sub>	organischer Stickstoff
N <sub>ges</sub>	Gesamt-Stickstoff
O <sub>2</sub>	Sauerstoff
OLE	Object Linking and Embedding
OPC	OLE for Process Control
P <sub>ges</sub>	Gesamt-Phosphor
PO <sub>4</sub> -P	Ortho-Phosphat
PID	Regler mit <u>P</u> roportional-, <u>I</u> ntegral- und <u>D</u> ifferentialverhalten
PLS	Prozessleitsystem
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
RW	Regenwetter
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm
SE	Schadeinheiten
SKO	Stauraumkanal mit obenliegender Entlastung
SP	Stichprobe
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
SQL	Standard Query Language
Stabw.	Standardabweichung



**noch Wortabkürzungen (Allgemein)**

<b>Kurzzeichen</b>	<b>Bezeichnung</b>
sim.	simuliert
Tab.	Tabelle
TBW	Trennbauwerk
TKN	Kjehldahl-Stickstoff
TW	Trockenwetter
UK	Umschaltkriterium, bei dem die Reaktoren mit Beginn des nächsten Zyklus vom Trocken- in den verkürzten Regenwetterzyklus umschalten
TU KL	Technische Universität Kaiserslautern (KL) (ehemals Universität KL)
ÜS	Überschussschlamm
ÜW	Überwachungswert
VDMA	Vereinigung Deutscher Maschinen- und Anlagenbauer
VLB	Vorlagebehälter

**Abflusskennwerte**

<b>Kurzzeichen</b>	<b>Einheit</b>	<b>Bezeichnung</b>
Q	[m <sup>3</sup> /h]	Zu- bzw. Abfluss (oder in [l/s], [m <sup>3</sup> /h], [m <sup>3</sup> /d] bzw. [m <sup>3</sup> /a])
HQ <sub>1</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Hochwasser (Jährlichkeit: 1/a)
MNQ	[l/s]	mittlerer Niedrigwasserabfluss (oder in [m <sup>3</sup> /h])
Q <sub>a</sub>	[m <sup>3</sup> /a]	jährlicher Abfluss <sup>1</sup>
Q <sub>Dr</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Drosselabfluss (oder in [l/s]) <sup>1</sup>
Q <sub>Dr,TBW</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Q <sub>Dr</sub> am Trennbauwerk des RÜB (DB-NS) „Sportplatz“ = Q <sub>M</sub> <sup>1</sup>
Q <sub>Dr,SKO</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Q <sub>Dr</sub> am SKO „Grube Messel“
Q <sub>F</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Fremdwasserabfluss (oder in [l/s] bzw. [m <sup>3</sup> /d]) <sup>1</sup>
Q <sub>M</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Mischwasserzufluss zur Kläranlage (oder in [l/s]) <sup>1</sup>
f <sub>S,QM</sub>	[-]	Faktor zur Berechnung von Q <sub>M</sub> <sup>1</sup>
Q <sub>S</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Schmutzwasserabfluss (SA) (oder in [l/s]) <sup>1</sup>
Q <sub>S,d</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	täglicher Schmutzwasserabfluss (oder in [l/s]) <sup>1</sup>
Q <sub>S,dM</sub>	[m <sup>3</sup> /d]	mittlerer täglicher Schmutzwasserabfluss <sup>1</sup>
Q <sub>S,x</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	SA als Bruchteil x von Q <sub>S,d</sub> ; hier Tagesspitze (oder in [l/s]) <sup>1</sup>
Q <sub>T</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Trockenwetterabfluss (oder in [l/s]) <sup>1</sup>
Q <sub>T,d</sub>	[m <sup>3</sup> /d]	täglicher Trockenwetterabfluss <sup>1</sup>
Q <sub>T,d,aM</sub>	[m <sup>3</sup> /d]	mittlerer täglicher Trockenwetterabfluss <sup>1</sup>
Q <sub>T,d,85 %</sub>	[m <sup>3</sup> /d]	täglicher Trockenwetterabfluss (85 %-Wert) <sup>1</sup>
Q <sub>T,x</sub>	[m <sup>3</sup> /h]	Trockenwetterabfluss (Tagesspitze) = Q <sub>S,x</sub> + Q <sub>F</sub>
∫Q <sub>KA,sim</sub>	[m <sup>3</sup> ]	das der KA in der Simulation zugeflossene Volumen während der Simulationsdauer = V <sub>sim</sub>
∫Q <sub>KA,gem</sub>	[m <sup>3</sup> ]	das der KA in der Realität zugeflossene Volumen während der Simulationsdauer = V <sub>gem</sub>
Δ(V <sub>sim</sub> /V <sub>gem</sub> )	[%]	Betrag der prozentualen Volumendifferenz zwischen Simulation und Realität

<sup>1</sup> Nach ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198 [2003]

**Niederschlagskennwerte****Kurzzeichen Einheit Bezeichnung**

$h_N$  [mm] Niederschlagshöhe (eines Ereignisses bzw. einer Periode)

**SBR-spezifische Kennwerte****Kurzzeichen Einheit Bezeichnung**

$f_A$	[-]	$\Delta V/V_R$ <sup>2</sup>
$TS_R$	[kg/m <sup>3</sup> ]	Trockensubstanz im Reaktor (oder in: [g/l]) <sup>2</sup>
$TS_{R,min}$	[kg/m <sup>3</sup> ]	$TS_R$ bei einem Wsp. von 3,30 m
$TS_{R,max}$	[kg/m <sup>3</sup> ]	$TS_R$ bei einem Wsp. von 5,30 m
$t_R$	[h]	Dauer der Reaktionsphase = $t_N + t_D$ oder = $t_Z - t_{Sed} - t_{AB} - t_{BioP} - t_{F,stat} - t_{Still}$ (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_Z$	[h]	Zyklusdauer (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_{Sed}$	[h]	Dauer der Sedimentationsphase (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_{AB}$	[h]	Dauer der Abzugsphase (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_{BioP}$	[h]	Dauer der anaeroben Bio-P-Phase (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_F$	[h]	Dauer der Füllphase (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_{F,stat}$	[h]	Dauer der statischen Füllphase (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_N$	[h]	Dauer der Nitrifikationsphase (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_D$	[h]	Dauer der Denitrifikationsphase (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_{Still}$	[h]	Dauer der Stillstandsphase (oder in: [min]) <sup>2</sup>
$t_{ÜS}$	[h]	Dauer der Phase des Überschussschlammabzugs (oder in: [min])
$t_{TS}$	[d]	Schlammalter [d] <sup>2</sup>
$t_{TS,Bem}$	[d]	Schlammalter, das der Bemessung zugrunde gelegt wurde
$t_{TS,aerob}$	[d]	aerobes Schlammalter
$V_R$	[m <sup>3</sup> ]	Volumen des Aufstaubeckens bei Vollfüllung
$V_{min}$	[m <sup>3</sup> ]	Volumen des Aufstaubeckens bei Mindestfüllung
$V_{max}$	[m <sup>3</sup> ]	Volumen des Aufstaubeckens bei Vollfüllung = $V_R$
$\Delta V$	[m <sup>3</sup> ]	abgezogenes Abwasservolumen in einem Zyklus <sup>2</sup>
$VSV_{min}$	[ml/l]	Vergleichsschlammvolumen bei einem Wsp. von 3,30 m
$VSV_{max}$	[ml/l]	Vergleichsschlammvolumen bei einem Wsp. von 5,30 m
$\theta_X$	[d]	mittlere Verweilzeit des belebten Schlamms im Reaktor <sup>2</sup>

**Wirtschaftliche Kennwerte****Kurzzeichen Einheit Bezeichnung**

AS	[h]	Arbeitsstundensatz für die Inbetriebhaltung der Messtechnik
BZ	[a]	Betrachtungszeitraum der Wirtschaftlichkeitsrechnung
Disk.-Faktor	[-]	Diskontierungsfaktor (auch Abzinsungsfaktor genannt)
ND	[a]	Nutzungsdauer eines Bauteils bzw. einer Maschine
PK	[€]	Personalkosten

<sup>2</sup> nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A]

**Konzentrations- und frachtbezogene Kennwerte**<sup>3</sup>

<b>Kurzzeichen</b>	<b>Einheit</b>	<b>Bezeichnung</b>
$B_{XXX}$	[kg/ZE]	Fracht des Parameters XXX pro Zeiteinheit (ZE) (siehe auch die weitgehend analogen Anmerkungen bei den folgenden Konzentrationsbezeichnungen)
$C_{XXX}$	[mg/l]	Konzentration des Parameters XXX in der homogenisierten Probe
$C_{XXX,2h}$	[mg/l]	mittlere Konzentration des Parameters XXX in einem 2 h-Intervall
$C_{XXX,AF}$	[mg/l]	Konzentration im Ablauf eines Filters (hier: nach Flächenfilter der KA Messel) in der homogenisierten Probe
$C_{XXX,AKA}$	[mg/l]	Konzentration im Ablauf der KA in der homogenisierten Probe
$C_{XXX,SBR}$	[mg/l]	Konzentration im SBR-Reaktor in der homogenisierten Probe
$C_{XXX,MA}$	[mg/l]	Konzentration im Mengenausgleich in der homogenisierten Probe
$C_{XXX,Z}$	[mg/l]	Konzentration im Zulauf der KA in der homogenisierten Probe
$C_{BSB}$	[mg/l]	Konzentration des BSB <sub>5</sub> in der homogenisierten Probe
$C_{CSB}$	[mg/l]	Konzentration des CSB in der homogenisierten Probe
$C_N$	[mg/l]	Konzentration des $N_{ges}$ in der homogenisierten Probe als N
$C_{TKN}$	[mg/l]	Konzentration des TKN in der homogenisierten Probe
$C_{orgN}$	[mg/l]	Konzentration des $N_{org}$ in der homogenisierten Probe als N
$C_P$	[mg/l]	Konzentration des $P_{ges}$ in der homogenisierten Probe
$C_{yyy}$	[ $\mu$ g/l]	Konzentration an Schwermetallen und Schadstoffen (Cu = Kupfer, Cd = Cadmium, Cr = Chrom, Pb = Blei, Ni = Nickel, Hg = Quecksilber und AOX = Summeparameter für adsorbierbare organische Halogenverbindungen)
ISV	[ml/g]	Schlammindex
VSV	[ml/l]	Vergleichsschlammvolumen
$S_{XXX}$	[mg/l]	Konzentration des Parameters XXX in der filtrierten Probe (bezüglich der sonstigen Indizes siehe die Bemerkungen bei $C_{XXX}$ )
$S_{KS}$	[mmol/l]	Säurekapazität
$S_{CSB}$	[mg/l]	gelöster CSB
$S_{CSB,inert}$	[mg/l]	gelöst-inerter CSB
$S_{anorgN}$	[mg/l]	Konz. des anorganischen Stickstoffs als N (= $S_{NO_3} + S_{NO_2} + S_{NH}$ )
$S_{NH_4}$	[mg/l]	Konzentration des $NH_4$ -N in der filtrierten Probe
$S_{NO_2}$	[mg/l]	Konzentration des $NO_2$ -N in der filtrierten Probe
$S_{NO_3}$	[mg/l]	Konzentration des $NO_3$ -N in der filtrierten Probe
$S_{PO_4}$	[mg/l]	Konzentration des $PO_4$ -P in der filtrierten Probe
$X_{TS}$	[mg/l]	Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe (oder in [ $g/m^3$ ])

**Anmerkung:** Die IWA-konformen Bezeichnungen der Modellparameter des ASM 3 können dem Anhang 6.1 bzw. 6.2 oder IWA [2000] entnommen werden.

<sup>3</sup> Im Wesentlichen analog zu ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198 [2003]



**Einwohnerspezifische Kennwerte**

<b>Kurzzeichen</b>	<b>Einheit</b>	<b>Bezeichnung</b>
EGW	[E]	Einwohnergleichwerte (industriell + gewerblich)
EW	[E]	Einwohnerwerte = EZ + EGW
EW <sub>IST</sub>	[E]	EW bei der derzeitigen Belastung
EW <sub>Bem</sub>	[E]	EW beim Erreichen des Bemessungswertes
EW <sub>CSB,120</sub>	[E]	EW bezogen auf einen spezifischen CSB-Anfall von 120 g/(E·d)
EW <sub>BSB,60</sub>	[E]	EW bezogen auf einen spezifischen BSB <sub>5</sub> -Anfall von 60 g/(E·d)
EW <sub>N,11</sub>	[E]	EW bezogen auf einen spezifischen N <sub>ges</sub> -Anfall von 11 g/(E·d)
EW <sub>P,2</sub>	[E]	EW bezogen auf einen spezifischen P <sub>ges</sub> -Anfall von 2 g/(E·d)
EZ	[E]	Einwohnerzahl

**Energiespezifische Kennwerte**

<b>Kenngröße</b>	<b>Bezeichnung</b>
kWh/m <sup>3</sup>	Energieverbrauch in kWh pro behandelten m <sup>3</sup> Abwassers
kWh/Δkg CSB	Energieverbrauch in kWh pro eliminierten kg CSB
kWh/kg CSB <sub>Zulauf</sub>	Energieverbrauch in kWh pro kg CSB im Zulauf zur Kläranlage
kWh/(EW·a)	Energieverbrauch in kWh pro EW und Jahr
kWh <sub>SBR</sub> /kWh <sub>ges</sub>	Anteil des Energieverbrauchs der SBR am Gesamtenergieverbrauch der Kläranlage
kWh <sub>Pumpen</sub> /kWh <sub>ges</sub>	Anteil des Energieverbrauchs des Einlaufpumpwerks und des Zwischenpumpwerks am Gesamtenergieverbrauch der Kläranlage

**Sonstiges**

<b>Kurzzeichen</b>	<b>Einheit</b>	<b>Bezeichnung</b>
DN	[mm]	Durchmesser (Nennweite)
€ bzw. T€		EURO bzw. Tausend EURO
m ü. NN	[m]	Meter über Normal-Null
m u. Wsp.	[m]	Meter unter Wasserspiegel
SH	[m]	Schlammhöhe = Wasserspiegel – Schlamm Spiegel
Ssp.	[m]	Schlamm Spiegel (in m u. Wsp.)
Wsp.	[m]	Wasserspiegel (normalerweise in m über Beckensohle)
p.a.		pro Jahr
vs.		versus
Δ		Differenzbetrag zweier Werte

## Danksagung

Herrn Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt danke ich für die Möglichkeit, dieses Thema zu bearbeiten und für die Betreuung, die er meiner Arbeit zukommen ließ. Herrn Prof. Dr.-Ing. K.H. Rosenwinkel gilt mein besonderer Dank für die Übernahme des Korreferats. Herrn Prof. Dr.-Ing. G. Koehler danke ich für die Übernahme des Prüfungsvorsitz. Bedanken möchte ich mich weiterhin bei Herrn Prof. Dr.-Ing. K.H. Jacobitz und Herrn Dipl.-Ing. J. Simon für die konstruktiven Anmerkungen bei der Durchsicht des Manuskriptes.

Mein Dank gilt weiterhin Herrn Dr.-Ing. J. Hansen, Frau Dr.-Ing. A. Welker und Frau Dr.-Ing. H. Steinmetz, von deren Wissen und Erfahrung ich fachlich stark profitiert habe. Ferner gilt mein Dank allen meinen (ehemaligen) Kolleginnen und Kollegen für die jahrelange gute und konstruktive Zusammenarbeit und das außergewöhnlich gute Betriebsklima am Fachgebiet. Die Durchführung dieser Arbeit erforderte zahlreiche analytische Untersuchungen. Mein besonderer Dank gilt daher auch unserem Laborteam – insbesondere Frau MA Alexandra Risch –, ohne das die Bewältigung der Proben nicht möglich gewesen wäre.

Anteil am Zustandekommen dieser Arbeit hatten auch meine Diplomanden Frau Dipl.-Ing. E. de Haas, Herr Dipl.-Ing. H. Knerr und Herr Dipl.-Ing. O. Kujawski sowie zahlreiche weitere studentische Hilfskräfte und Studierende. Ihnen allen gilt mein herzlicher Dank.

Weiterhin gilt mein Dank folgenden Firmen und Institutionen, mit denen ich im Rahmen des DBU-Forschungsprojektes (AZ: 17258) „Entwicklung und Erprobung von integrierten Mess-, Steuerungs- und Regelungsstrategien zur Minimierung der Gesamtemissionen aus Kanalnetz und Kläranlage unter besonderer Berücksichtigung der SBR-Technologie“ zusammengearbeitet habe:

- Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, die durch ihre finanzielle Unterstützung diese Arbeit erst möglich gemacht hat.
- Der farmatic biotech energy AG, Nortorf – insbesondere den Herren Dipl.-Ing. M. Sauf und Dipl.-Ing. M. Bone – für die Organisation und finanzielle Unterstützung bei der Durchführung des Forschungsprojektes.
- Herrn Dipl.-Ing. C. Beyenbach von der Fa. ASA GmbH, Minden, für die gewährte Unterstützung im Bereich der Prozessleit-, Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik.
- Der LANGE GROUP, Düsseldorf – insbesondere den Herren Dr.-Ing. M. Häck und Dipl.-Ing. U. Voith – für die großzügige Bereitstellung von Messtechnik.
- Der Entsorgungs-AG (eag), Darmstadt – insbesondere den Herren Dipl.-Ing. S. Herzog, S. Kaffenberger, B. Lutz, M. Scazzari und Z. Tschaika – für die gewährte Unterstützung bei der Durchführung des Forschungsprojektes.
- Der Gemeinde Messel für die Bereitschaft, die Untersuchungen auf der Kläranlage Messel durchführen zu können.

Schließlich gilt mein Dank meinen Eltern, die durch ihre finanzielle und ideelle Unterstützung mein Studium und meine Promotion erst möglich gemacht haben. Ferner möchte ich mich bei allen Freunden und Bekannten entschuldigen, die ich während meiner Promotion vernachlässigt habe.

## Kurzfassung

In Deutschland und einigen anderen Ländern ist das Mischsystem weit verbreitet. Aus diversen Gründen (z.B. aus Kostenaspekten) ist es aber bei Regenwetter nicht immer möglich, den gesamten Mischwasserabfluss auch zur Kläranlage weiter zu leiten. Ein gewisser Anteil des Mischwasserabflusses muss daher entweder im Kanalnetz zwischengespeichert oder aber über Entlastungsbauwerke direkt in die Einleitgewässer abgeschlagen werden, woraus erhebliche Gewässerbelastungen resultieren können. Hinzu kommt, dass die Teilsysteme „Kanalnetz“ und „Kläranlage“ meist noch unabhängig voneinander betrieben werden, sodass es zu Entlastungsereignissen kommen kann, obwohl zur gleichen Zeit an anderer Stelle im Gesamtsystem noch freie Speicher- und/oder Behandlungskapazitäten zur Verfügung stehen. Deshalb gewinnen seit einigen Jahren sog. integrierte Ansätze an Bedeutung, die versuchen, Kanalnetz und Kläranlage mit Hilfe von MSR-Technik in Abhängigkeit der jeweils aktuellen Leistungsfähigkeit dieser Teilsysteme zu betreiben, um dadurch die Emissionen und ggf. die Kosten – zu verringern.

Man kann daher in der neueren Literatur zahlreiche Veröffentlichungen zu diesem Themenkomplex finden, die sich jedoch bisher praktisch nur mit Durchlaufkläranlagen beschäftigt haben. SBR-Kläranlagen wurden diesbezüglich bisher vernachlässigt, obwohl diese Technologie prinzipiell durch eine ganze Reihe von Vorteilen gekennzeichnet ist. Zahlreiche großtechnische SBR-Kläranlagen belegen zudem, dass sich dieses Verfahren auch sehr gut zur Mischwasserbehandlung eignet. Wegen dieser Randbedingungen erschien es sinnvoll, auch integrierte MSR-Strategien für SBR-Anlagen zu entwickeln.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden daher auf der 2000 in Betrieb genommenen SBR-Kläranlage Messel (5.500 EW) zahlreiche Untersuchungen durchgeführt, um den Nutzen und die Machbarkeit derartiger Konzepte zu untersuchen. Diese nach den üblichen Regelwerken für Nitrifikation, Denitrifikation, biologische Phosphorelimination und aerobe Schlammstabilisierung bemessene Kläranlage ist typisch für eine Reihe weiterer ähnlicher Anlagen.

Um das Potenzial eines integrierten Ansatzes zu ermitteln, wurden detaillierte Kanalnetz- und Kläranlagenmodelle erstellt und kalibriert, mit denen zahlreiche Untersuchungen durchgeführt wurden. Ferner wurden die umfangreichen Betriebsdaten ausgewertet. Dabei konnte festgestellt werden, dass die Anlage über beachtliche Reserven verfügt, die z.B. für Zwecke einer erhöhten Mischwasserbehandlung genutzt werden könnten.

Mit Hilfe der Modelle und ergänzender großtechnischer Untersuchungen wurden anschließend verschiedene integrierte MSR-Strategien am Computer entwickelt und bezüglich ihres Nutzens bewertet. Die Ergebnisse der integrierten Simulation zeigen beispielsweise, dass es mit Hilfe dieser Strategien möglich erscheint, die Zuflussmenge zur Kläranlage um bis zu 50 % über den Planungswert zu erhöhen, ohne die strengen Überwachungswerte zu überschreiten. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass es durch eine Erhöhung der Zuflussmenge möglich ist, die Gesamtemissionen aus Kanalnetz und Kläranlage – v.a. bezüglich CSB – und die Anzahl der Entlastungsereignisse deutlich zu verringern. Eine durchgeführte Kostenbetrachtung verdeutlicht, dass ein derartiger Ansatz – trotz der geringen Größe dieser Anlage – nicht nur ökologisch, sondern auch ökonomisch sinnvoll ist.

Damit erscheint es wünschenswert, dass zukünftig auch die großtechnische Umsetzung integrierter Ansätze für SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen in Angriff genommen wird, um die bisher gewonnenen Erkenntnisse in der Praxis zu verifizieren.

## **Abstract**

In some countries, urban drainage mainly consists of combined-sewers. For different reasons it is not possible to route the total combined sewage flow to the wastewater treatment plant (WWTP). Therefore, a fraction of combined sewage must be directly discharged into the receiving water via combined-sewer overflow (CSO) devices. The pollution caused by these CSOs can cause serious problems. Thus, integrated real-time control (RTC) concepts, which are trying to operate drainage system and WWTP depending on the current capacities of both systems, are becoming more and more important. While almost all publications in this field have been concentrating on continuous flow systems, this doctoral thesis will present an approach, which has been initiated to realise an integrated RTC strategy for a Sequencing Batch Reactor (SBR) plant in the German township Messel (5,500 p.e.). The results of the simulation are, that SBR plants have a high potential for optimisation. E.g., with help of RTC SBR plants can handle high hydraulic loads. The cost-benefit-analysis show, that an integrated operation is reasonable regarding environmental and economic aspects, even for small rural townships. In order to verify this hypothesis, full-scale operation will start in the near future.

Further information can be found in the extended abstract at the end of this work.

# 1 Einleitung

## 1.1 Problemstellung

Die bislang meist ausgeübte Praxis, Mischkanalisationen und Kläranlagen statisch zu bemessen und zu betreiben, hat gewisse Defizite, weil vorhandene Reserven der Abwasseranlagen vielfach ungenutzt bleiben. So kann es z.B. vorkommen, dass Mischwasser in ein Gewässer entlastet wird, obwohl noch freie Speicher- und/oder freie Behandlungskapazitäten im Kanalnetz und/oder auf der Kläranlage vorhanden sind. Integrierte Ansätze, die den Betrieb von Kanalnetz (Mischkanalisation) und Kläranlage in Abhängigkeit der aktuellen Leistungsfähigkeit dieser Teilsysteme mit Hilfe von Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik anstreben, gewinnen daher zunehmend an Bedeutung, weil sie – das belegen zahlreiche Untersuchungen – ökologische und ökonomische Vorteile bieten. In bestehenden Abwassersystemen können integrierte Ansätze dazu beitragen, die durch Mischwasserabfluss hervorgerufenen Gesamtemissionen aus Kanalnetz und Kläranlage weiter zu verringern. In Abwassersystemen, bei denen Sanierungsbedarf in der Mischwasserbehandlung und/oder auf der Kläranlage vorhanden ist, können mit ihrer Hilfe die Investitionen bedeutend vermindert werden. Beschränkten sich die einschlägigen Untersuchungen zunächst nur auf theoretische Überlegungen – meist Simulationsstudien – so konnten mittlerweile integrierte Ansätze vereinzelt auch großtechnisch in Angriff genommen werden. Es fällt jedoch auf, dass die in der Fachliteratur veröffentlichten Untersuchungen sich fast ausschließlich auf Durchlaufanlagen beziehen, zudem meist auch auf größere Kläranlagen mit Anschlusswerten von mehr als 20.000 EW. Hingegen wurde die Entwicklung integrierter Ansätze für Sequencing Batch Reactor-Kläranlagen (SBR), im deutschen Sprachraum auch als Aufstaukläranlagen bezeichnet, bisher vernachlässigt.

Mögliche Ursachen dafür könnten sein:

- Trotz zunehmender Verbreitung basieren in Deutschland erst 2 bis 3 % aller Kläranlagen auf diesem Verfahrensprinzip; in anderen Ländern ist dies kaum anders.
- Das Verfahren wird meist bei kleineren Anlagen angewandt; so haben 75 % aller SBR-Anlagen in Deutschland Anschlusswerte von weniger als 5.000 EW (IWA [2001A]). In anderen Ländern, z.B. den USA, ist dies ähnlich.
- Wegen der geringen Ausbaugröße ist die Ausstattung vieler SBR-Kläranlagen mit Prozessleit-, Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik auf ein Minimum beschränkt. Damit sind die Möglichkeiten für eine Optimierung begrenzt.
- Es herrschen in der Praxis noch immer gewisse Bedenken gegenüber diesem Verfahren; besonders die Eignung zur Mischwasserbehandlung wird öfters in Frage gestellt.
- Integrierte Ansätze erscheinen vorwiegend für Mischsysteme sinnvoll. In einigen Ländern, in denen das SBR-Verfahren weit verbreitet ist (z.B. USA, Japan), dominiert jedoch das Trennsystem. Ausnahmen können jedoch Trennkanalisationen mit einem hohem Anteil an Fehlanschlüssen, Fremdwasseranfall o.ä. darstellen, da auch hier integrierte Ansätze interessant sein können.
- Die verfahrenstechnischen Eigenschaften der SBR-Technologie – das betrifft vor allem den diskontinuierlichen Reaktorzufluss und -abfluss – erschweren eine Verwirklichung

integrierter Ansätze oder erfordern den Einsatz umfangreicher Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik sowie moderner Prozessleitsysteme.

Dennoch erscheint es angebracht zu prüfen, ob – trotz der genannten Vorbehalte – integrierte Ansätze nicht auch für Kläranlagen nach dem SBR-Verfahren anwendbar und sinnvoll sind. Aus verfahrenstechnischer Sicht sprechen nämlich die folgenden Argumente dafür: die Flexibilität des SBR-Verfahrens, die nahezu idealen Bedingungen für die Trennung des belebten Schlammes vom gereinigten Abwasser nach Ende des eigentlichen Reinigungsprozesses und die Fähigkeit, Belastungsschwankungen zu verkraften. Zahlreiche SBR-Kläranlagen besitzen zudem beträchtliche Reserven, nicht zuletzt, weil in Deutschland einige verfahrenstechnische Vorteile dieser Technologie nicht adäquat in den technischen Regelwerken berücksichtigt wurden bzw. werden, was zwangsläufig zu einer gewissen Überdimensionierung führt. Hinzu kommt, dass SBR-Anlagen gegenwärtig zunehmend Verbreitung finden, weil sie wirtschaftlich sind und häufig geringere Investitionen verursachen als Durchlaufanlagen. Diese Vorteile fallen vor allem im ländlichen Raum – z.Zt. dem Hauptanwendungsbereich der SBR-Technologie – ins Gewicht, wo ein erheblicher Nachholbedarf an Kläranlagen und an Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung besteht; auch deshalb, weil dort oft kleinere Gewässer als Vorfluter dienen, die empfindlicher auf Abwassereinleitungen reagieren. Nicht zuletzt gilt es zu berücksichtigen, dass die MSR-Technik immer leistungsstärker und zugleich kostengünstiger in Anschaffung und Betrieb wird. Hiervon dürften die SBR-Kläranlagen profitieren, deren prinzipiell hohe Flexibilität erst durch den Einsatz von MSR-Technik im vollem Umfang genutzt werden kann.

Die zuvor aufgeführten Punkte verdeutlichen, dass es an der Zeit ist, auch integrierte Ansätze für SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen zu entwickeln, zumal derartige MSR-Konzepte aufgrund ihrer ökonomischen und ökologischen Vorteile immer häufiger diskutiert werden. Vor diesem Hintergrund ist diese Arbeit entstanden.

## **1.2 Ziele der Arbeit**

Die vorliegende Arbeit verfolgt im Wesentlichen die folgenden Ziele:

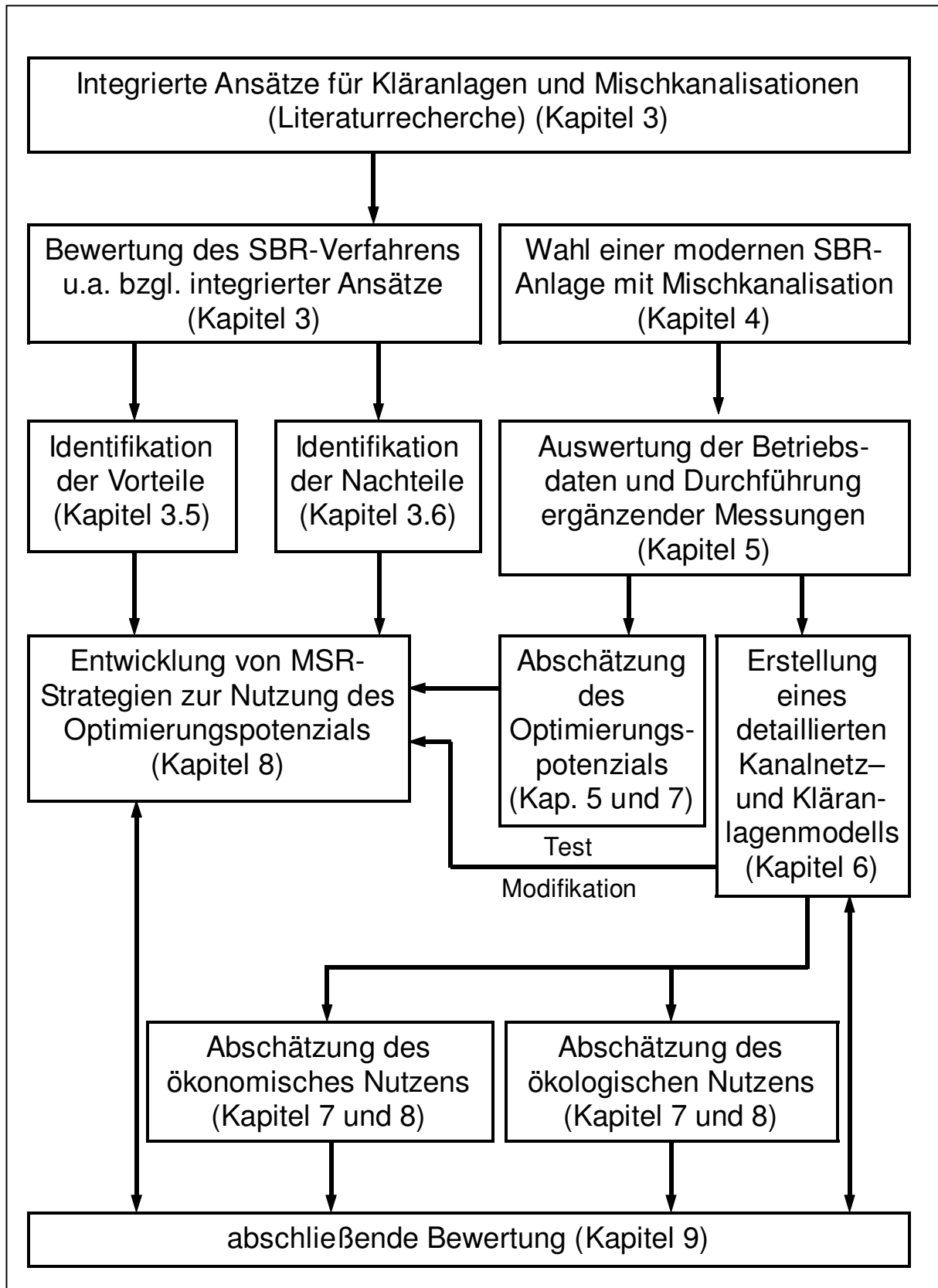
- Bewertung des SBR-Verfahrens in Hinblick auf die Mischwasserbehandlung und die integrierte Planung bzw. den integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen.
- Auseinandersetzung mit den Bedenken, die gegenüber dem Einsatz des SBR-Verfahrens bei Mischkanalisationen existieren.
- Identifizierung von möglichen Ansatzpunkten für eine Optimierung von SBR-Kläranlagen.
- Abschätzung des Optimierungspotenzials von SBR-Anlagen bei Trocken- und Regenwetter, insbesondere solchen, die nach deutschen Regelwerken bemessen wurden bzw. werden.
- Entwicklung von Ansätzen für einen integrierten Betrieb von Kanalnetz und SBR-Kläranlage mit Hilfe von Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik.
- Bewertung dieser Ansätze in Hinblick auf ökonomische, ökologische und technische Aspekte.

### 1.3 Vorgehensweise

Zur Zielerreichung wird die folgende Vorgehensweise gewählt (Abbildung 1.1):

1. In einem ersten Schritt wird der ökonomische und ökologische Nutzen integrierter Ansätze mit Hilfe einer Literaturrecherche untersucht (Kapitel 2). Neben dem Stand der Mischwasserbehandlung in Deutschland wird auch auf neuere Entwicklungen, die eine Verbreitung integrierter Ansätze zukünftig begünstigen dürften, genauer eingegangen.
2. Im zweiten Schritt wird das Sequencing Batch Reaktor-Verfahren in Hinblick auf seine Eignung für integrierte Ansätze bewertet (Kapitel 3). Hierbei werden u.a. die Vorteile (Kapitel 3.5) und Nachteile (Kapitel 3.6) der SBR-Technologie genauer betrachtet.
3. Um das Potenzial integrierter Ansätze für SBR-Kläranlagen genauer zu untersuchen, wird eine im Jahre 2000 erbaute SBR-Anlage mit Mischkanalisation, die Kläranlage Messel (5.500 EW), für weitergehende Untersuchungen gewählt. Diese SBR-Kläranlage ist sowohl von der verfahrenstechnischen Grundkonzeption „Vorlagebehälter +  $\geq 2$  Reaktoren + ggf. Mengenausgleich“) als auch der maschinen- und elektro-technischen Ausstattung mit einigen anderen Anlagen, die in den letzten Jahren in und außerhalb Deutschlands gebaut wurden, vergleichbar (Kapitel 4).
4. Anschließend werden die Betriebsdaten der KA Messel ausgewertet (Kapitel 5).
5. Auf der Grundlage der erhobenen Daten werden detaillierte Computermodelle des Kanalnetzes und der Kläranlage aufgestellt, um an diesen weitergehende Untersuchungen durchzuführen (Kapitel 6).
6. Mit Hilfe eines Kanalnetzmodells wird zunächst das potenzielle ökonomische und ökologische Minderungspotenzial einer erhöhten Mischwasserbehandlung abgeschätzt. Die Untersuchungen beziehen sich zunächst nur auf den Bereich des Kanalnetzes bzw. die Emissionen aus Mischwasserentlastungsbauwerken und die damit verbundenen Kosten. Dadurch soll ermittelt werden, ob die Entwicklung integrierter MSR-Konzepte für – die meist kleineren – SBR-Kläranlagen sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar ist (Kapitel 7).
7. Die bei den Schritten 2., 3. und 4. gewonnenen Erkenntnisse fließen in die Entwicklung von Mess-, Steuerungs- und Regelungsstrategien ein, wobei versucht wird, die Vorteile des SBR-Verfahrens gezielt zu stärken und Nachteile bzw. Defizite durch geeignete Maßnahmen zu mindern. Dabei handelt es sich überwiegend um integrierte Konzepte mit einem zwar erhöhten, aber starren  $Q_M$ . Die entwickelten Maßnahmen werden jeweils in die Modelle übernommen oder anhand realer Betriebsdaten auf ihre Tauglichkeit getestet und ihr ökonomischer und ökologischer Nutzen abgeschätzt. Dies geschieht unter anderem mit Hilfe der entwickelten Computermodelle und den Methoden der dynamischen Kostenvergleichsrechnung (Kapitel 8). Weiterhin wird die Grundstruktur sowie ein Teilmodell einer prädiktiven SBR-Zyklussteuerung auf Basis des Case-Based Reasoning (CBR) vorgestellt, das die Grundlage für einen echten dynamischen integrierten Betrieb sein könnte.
8. Den Abschluss bildet eine Bewertung der durchgeführten Maßnahmen (Kapitel 9).

Wie Abbildung 1.1 verdeutlicht, werden die einzelnen Schritte nicht immer strikt nacheinander abgearbeitet. Insbesondere die Entwicklung der MSR-Strategien erfordert eine iterative Vorgehensweise.



**Abb. 1.1:** Prinzipskizze der zur Zielerreichung gewählten Vorgehensweise



## 2 Integrierter Betrieb von Kanalnetz und Kläranlage

### 2.1 Definition des Begriffs „Integrierter Betrieb“

Der Begriff „Integrierter Betrieb von Kläranlage und Mischkanalisation“ (nachfolgend meist nur kurz: integrierter Betrieb) ist in dieser Arbeit von zentraler Bedeutung. Da dieser Begriff in der Literatur teilweise unterschiedlich inhaltlich belegt ist, soll er im Sinne dieser Arbeit wie folgt definiert und abgegrenzt werden (Abbildung 2.1).

Der Begriff „Integrierter Betrieb“ umfasst in dieser Arbeit ausschließlich die Teilsysteme „Mischkanalisation inkl. Maßnahmen der Mischwasserbehandlung“ und „Kläranlage“. Informationen von der Gewässerseite (z.B. Messwerte über die aktuelle Gewässergüte) fließen nicht als Entscheidungsgrößen in die vorgestellten Mess-, Steuerungs- und Regelungsstrategien ein. In dieser Arbeit werden zwei Formen des integrierten Betriebs unterschieden.

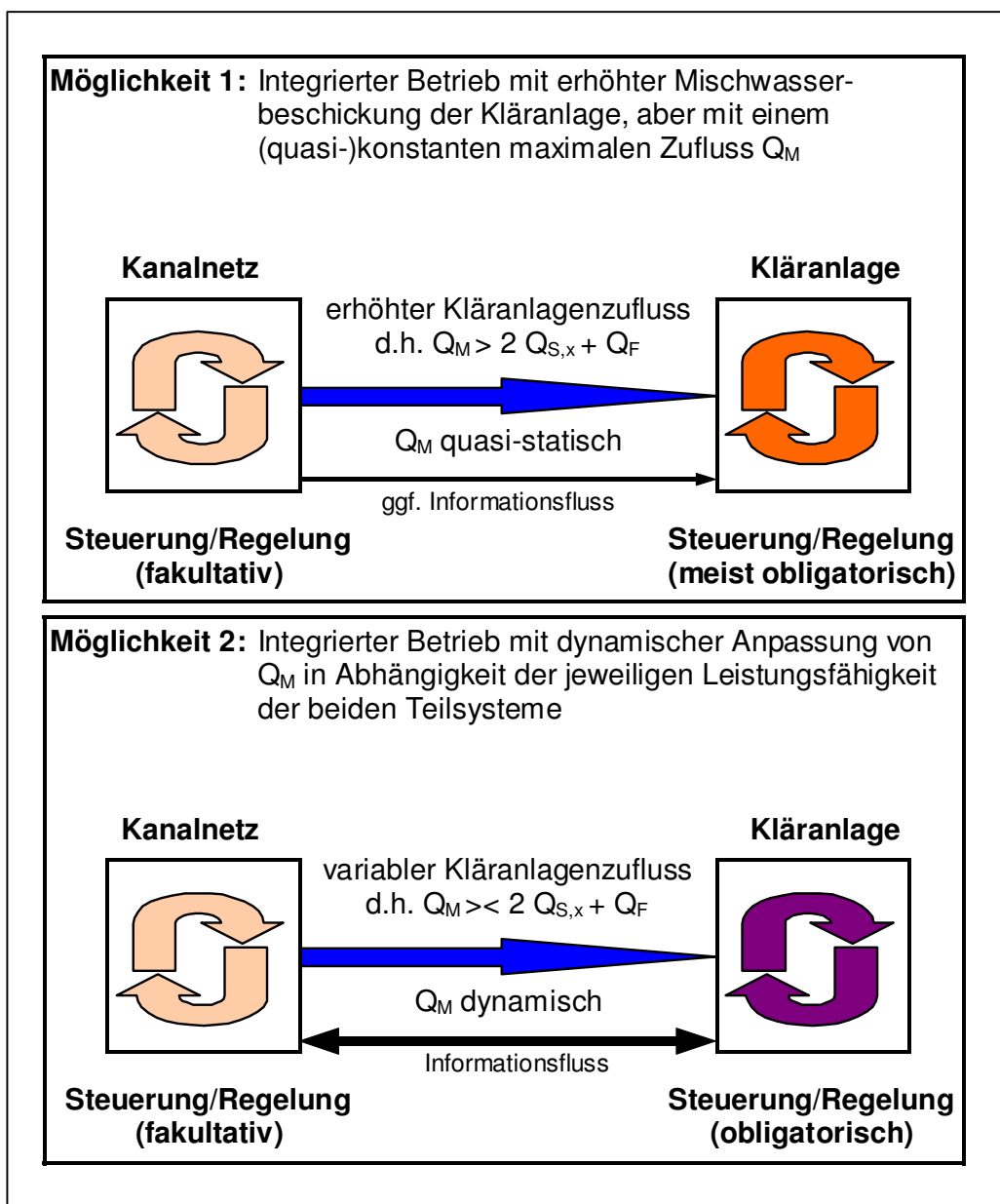
#### **Integrierte(r) Planung/Betrieb mit einem erhöhten Zufluss, aber einer starren Obergrenze für $Q_M$ (Möglichkeit 1)**

Bei der ersten Möglichkeit wird der maximale Zufluss zur Kläranlage bei Mischwasserzufluss über den zur Zeit üblichen Wert von ca.  $2 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  hinaus erhöht, z.B. auf einen Wert von  $3 \cdot Q_{S,x} + Q_F$ . Der maximale Zufluss wird jedoch nach wie vor als konstante Größe angenommen. Die Festlegung des erhöhten Wertes ist dabei das Resultat detaillierter Untersuchungen – z.B. mit Hilfe von Kanalnetz- und Kläranlagenmodellen – und einer ökologischen und ökonomischen Bewertung der dabei gewonnenen Erkenntnisse. Da die Überwachungswerte der Kläranlage auch bei einem erhöhten Mischwasserzufluss sicher eingehalten werden müssen, wird der maximale Mischwasserzufluss durch dynamische Simulation verschiedener Lastfälle festgelegt. Bei dieser Form des integrierten Betriebs wird bewusst in Kauf genommen, dass nicht zu jeder Zeit das volle ökonomische und ökologische Optimierungspotenzial ausgeschöpft wird, da aktuelle Reserven in einem oder gar beiden Teilsystemen – zumindest zeitweise – ungenutzt bleiben (müssen). Dafür bietet diese Variante des integrierten Betriebs den Vorteil, dass sich der finanzielle, organisatorische und technische Aufwand für die Realisierung derartiger Konzepte in Grenzen hält.

Stehen in einer Kommune noch umfangreiche Sanierungs-/Neubaumaßnahmen im Bereich der Abwasser- und/oder Mischwasserbehandlung an, so kann ein solcher Ansatz auch für eine optimierte und integrierte Planung eingesetzt werden. Mit solchen Ansätzen – dies belegen zahlreiche Literaturstellen – lassen sich bereits mit relativ einfachen Mitteln deutliche Verbesserungen in Hinblick auf eine Reduzierung der Gesamtemissionen aus Kanalnetz und Kläranlage bzw. eine Verminderung der Kosten der Mischwasserbehandlung erzielen. Auch wenn der Drosselabfluss als zentrales Bindeglied zwischen Kanalnetz und Kläranlage weiterhin starr ist, können bzw. müssen die einzelnen Teilsysteme dynamisch betrieben werden. So ist der Einsatz von umfangreicher Prozessleit- bzw. Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik im Teilsystem „Kläranlage“ nahezu obligatorisch, vor allem, wenn es sich um eine SBR-Kläranlage handelt. Die Realisierung einer Kanalnetzsteuerung – z.B. einer Verbundsteuerung einzelner Regenüberlaufbecken – ist von den jeweiligen Randbedingungen abhängig und damit fakultativ. Insbesondere in kleinen Gebieten dürfte sich die Realisierung einer aufwändigen Kanalnetzsteuerung meist finanziell nicht lohnen. Nichtsdestotrotz kann auch bei derartigen Konzepten ein Informationsfluss (z.B. Füllstand in einem RÜB) zwischen dem Kanalnetz und der Kläranlage sinnvoll sein.

### Integrierter Betrieb mit dynamischer Anpassung von $Q_M$ (Möglichkeit 2)

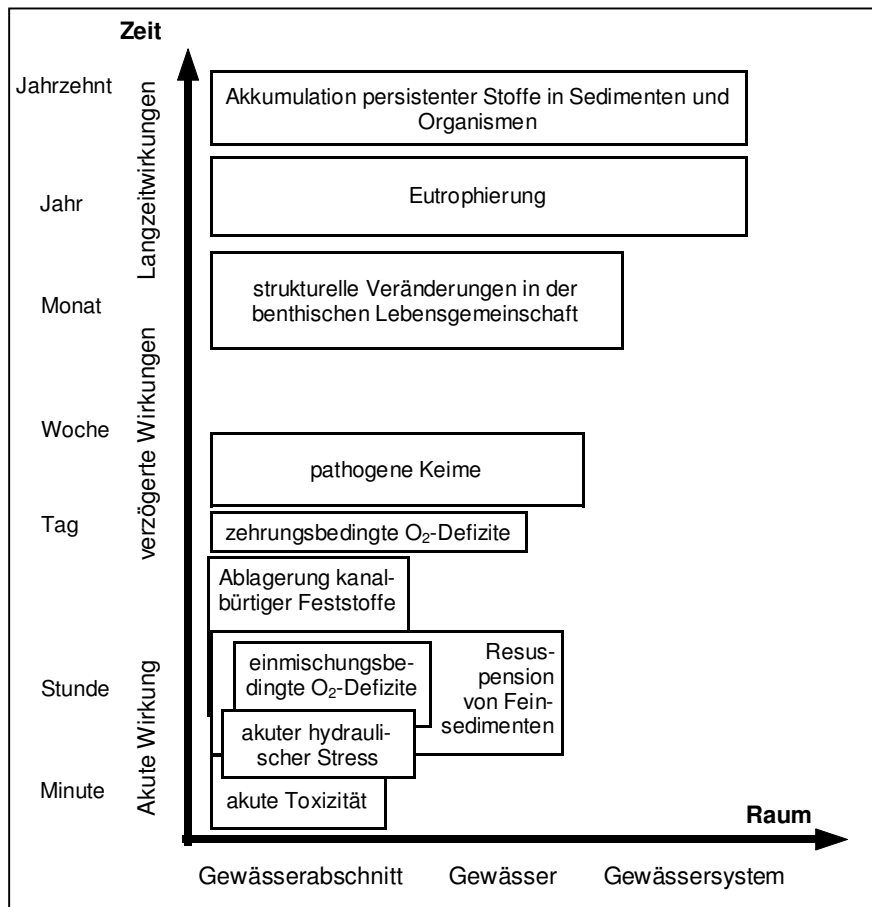
Um das volle Optimierungspotenzial – vor allem bezüglich einer Verringerung der Gewässerbelastung – auszuschöpfen, bedarf es jedoch eines integrierten Ansatzes, bei dem der Zufluss zur Kläranlage ständig oder in kurzen Zeitabständen – z.B. nach jedem (oder im Idealfall während eines) SBR-Zyklus – dynamisch der aktuellen Leistungsfähigkeit von Kanalnetz und Kläranlage angepasst wird. Derartige Konzepte erfordern aber einen deutlich höheren finanziellen und technischen Aufwand, da sie komplexe Mess-, Steuerungs- und Regelungsstrategien (z.B. prädiktive Regler oder online-Modelle) auf der Kläranlage und oft auch im Kanalnetz voraussetzen. Der bi-direktionale Informationsfluss zwischen Kanalnetz und Kläranlage ist bei derartigen Konzepten unabdingbar. Wegen des hohen finanziellen und technischen Aufwands bleibt die Entwicklung bzw. der Einsatz eines dynamischen integrierten Betriebs zur Zeit noch auf große Abwasseranlagen bzw. Forschungsprojekte beschränkt.



**Abb. 2.1:** Prinzipskizze zur Erläuterung des Begriffs „Integrierter Betrieb“

## 2.2 Auswirkungen von Mischwassereinleitungen

Aus Mischwassereinleitungen können sich vielfältige Gefährdungen für die Gewässerbiozönose und –struktur ergeben (Abbildung 2.2).



**Abb. 2.2:** Räumliches und zeitliches Wirkungsspektrum von Mischwassereinleitungen nach FISCHER [1998]

Nach BORCHARDT [1992] und FISCHER [1998] kann eine akute Gefährdung – d.h. über einen Zeitraum von nur wenigen Stunden – eines Gewässer durch Mischwassereinleitungen aus einer hydraulischen (z.B. hohe sohlennahe Schubspannungen) und/oder chemischen Belastung [z.B. Sauerstoffdefizit infolge Einmischung des Entlastungsabflusses, Schwebstoffe, toxische Stoffe (v.a. Ammoniak)] resultieren. Verzögerte Wirkungen – d.h. im Bereich von Stunden bis Tagen – können sich aus einer chemischen Belastung ergeben, wobei hierbei insbesondere Sauerstoffdefizite aufgrund sauerstoffzehrender Substanzen (CSB, Ammonium) zu nennen sind. Bakterien und Viren können eine hygienische Belastung des Gewässers bzw. eine akute bis verzögerte Wirkung hervorrufen. Mögliche Langzeitwirkungen – d.h. über Wochen, Monate, Jahre – können aus einer Eutrophierung des Gewässers sowie der Anreicherung von Schadstoffen (z.B. Schwermetalle) in Organismen und im Sediment resultieren (bzgl. Details siehe auch ATV [1997C] und ATV [1993]). Bei der Abschätzung einer möglichen akuten und/oder verzögerten Wirkung von Mischwassereinleitungen müssen daher eher Einzelereignisbetrachtungen durchgeführt werden, wohingegen bei der Ermittlung einer möglichen Langzeitwirkung Frachtbetrachtungen über längere Zeiträume wichtig sind.

### 2.3 Stand der Mischwasserbehandlung in Deutschland

Die Siedlungsentwässerung in Deutschland geschieht überwiegend durch Mischsysteme, d.h. Schmutz- und Regenwasser werden in einem gemeinsamen Kanal abgeleitet. Nach BROMBACH [2002B] sind 63 % der Bevölkerung an eine Mischkanalisation angeschlossen, wobei in den alten Bundesländern ein Nord-Süd-Gefälle zu beobachten ist. Das Mischsystem dominiert mit teilweise über 90 % den südlichen Teil der Bundesrepublik, wohingegen in Norddeutschland das Trennsystem vorherrscht. In den neuen Bundesländern überwiegt in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen das Mischsystem. Das Mischsystem ist jedoch keine spezifisch deutsche Form der Entwässerung. Vielmehr beruht dieses System auf britischen Bemessungs- und Planungsprinzipien, die in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts entwickelt wurden. Berühmte englische Ingenieure wie WILLIAM LINDLEY (1808-1900) und WILLIAM DUNBAR (1863-1922) sorgten dafür, dass das Mischsystem weltweite Verbreitung fand, sodass es in vielen Ländern anzutreffen ist (ATV [1998]). Tabelle 2.1 zeigt für einige Länder den Anschlussgrad an die Mischkanalisation.

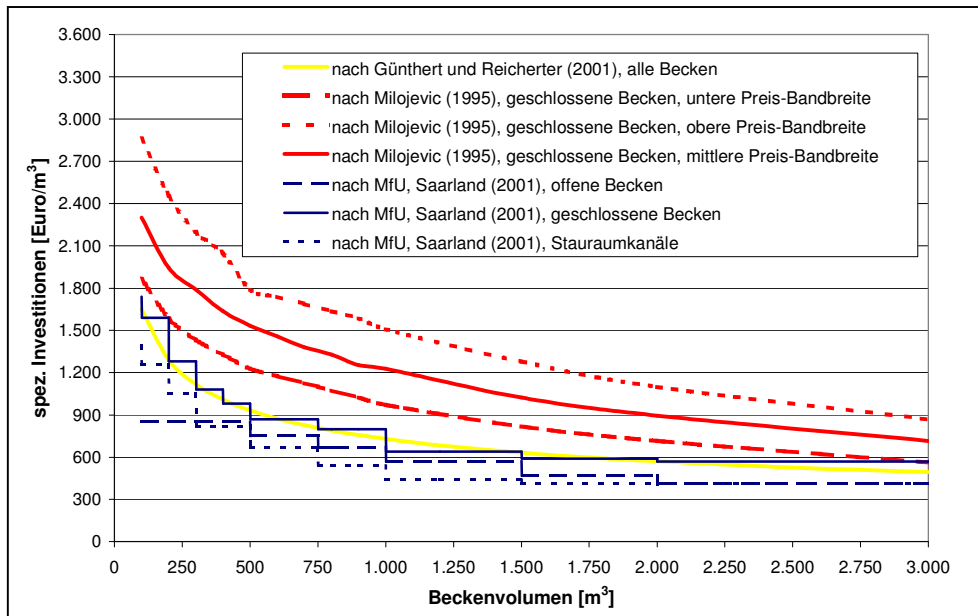
**Tab. 2.1:** Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation und Anteil des Mischsystems (nach BROMBACH [2002A] und FUJITA [2002]) [*kursiv = Angabe bezieht sich auf die Gesamtbevölkerung Japans*]

	Belgien	Deutschland	Dänemark	Frankreich	UK	Niederlande	Japan	USA
Anschlussgrad an Kanalisation [%]	60	93	94	80	98	92	<i>k.A.</i>	70
davon Mischsystem [%]	70	63	47	75	70	85	<i>20</i>	15

Da der Mischwasserabfluss den bis zu 100-fachen Wert des Trockenwetterabflusses annehmen kann, ist es nicht möglich, den gesamten Abfluss zur Kläranlage weiterzuleiten und dort einer Behandlung zu unterziehen. Deshalb wurden bzw. werden im Netz Regenüberläufe angeordnet, die einen Teil des Mischwassers direkt in die Gewässer entlasten. Schon früh erkannte man, dass Mischwasserentlastungen erhebliche Gewässerbelastungen zur Folge haben können. Bereits 1913 wurde in Essen-Frohnhausen das erste Regenüberlaufbecken Deutschlands erbaut, um einen Teil des Mischwassers zu speichern bzw. vor der Entlastung einen Teil der partikulären Stoffe durch Sedimentation zurückzuhalten. Wegen der Wirren und wirtschaftlichen Probleme während und in der Zeit zwischen den beiden Weltkriegen konnte sich diese Form der Mischwasserbehandlung nicht durchsetzen und geriet in Vergessenheit (BROMBACH [2002A]). Erst in den 1970er Jahren wurde wieder mit dem Bau von Regenüberlaufbecken begonnen, um die Emissionen aus diesem Eintragspfad zu verringern. Eine Vorreiterrolle spielte dabei Baden-Württemberg mit einer eigenen Richtlinie (IN.-MIN. BA.-WÜ. [1972]). Das ATV-Arbeitsblatt A 128 [1977] bzw. die Neufassung A 128 [1992] führten dann ab Ende der 1970er Jahre auch zu einer raschen bundesweiten Verbreitung von Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen. Die Becken begrenzen den Zufluss zur Kläranlage auf den in Deutschland üblichen Bemessungszufluss  $Q_M$ , der bisher meist dem zweifachen Schmutzwasserzufluss  $Q_{S,x}$  zuzüglich dem

Fremdwasserzufluss  $Q_F$  entspricht. Der gespeicherte Beckeninhalte wird nach Ende des Niederschlagsereignisses entleert und zur Kläranlage weitergeleitet.

Nach BROMBACH [2002B] wurden in Deutschland zur Mischwasserbehandlung in den letzten 25 Jahren mehr als 20.000 Regenüberlaufbecken und Stauraumkanäle (13,1 Mio.  $m^3$ ) sowie ca. 9.400 Regenrückhalteräume (18,2 Mio.  $m^3$ ) gebaut. Im Jahre 1998 existierten in Deutschland somit ca. 30.000 Speicherräume zur Mischwasserbehandlung mit einem Gesamtvolumen von 33 Mio.  $m^3$  bzw.  $0,4 m^3$  pro Einwohner der Bundesrepublik. Daraus ergibt sich ein durchschnittliches Beckenvolumen von  $1.100 m^3$ , wobei die Bandbreite der realisierten Becken zwischen 50 und  $17.600 m^3$  liegt. Der finanzielle Aufwand für den Bau dieser Becken wird mit 400 € pro Einwohner beziffert, woraus ein Betrag von  $1.000 €/m^3$  bzw. ein Gesamtinvestitionsvolumen in Höhe von 33 Mrd. € resultiert. Trotz dieser Leistung schätzt BROMBACH, dass in den nächsten 20 Jahren noch weitere 20.000 Regenüberlaufbecken etc. gebaut werden müssen, d.h. dass bisher nur ca. 60 % der erforderlichen Becken realisiert wurden.



**Abb. 2.3:** Spezifische Investitionskurven für Regenüberlaufbecken (Eigene Darstellung beruhend auf diversen Autoren)

In Abbildung 2.3 sind Ergebnisse dargestellt, die auf Angaben von GÜNTHERT UND REICHERTER [2001], MILOJEVIC [1995] und MfU-Saarland [2001] beruhen. Insbesondere die Kurven nach MILOJEVIC [1995] zeigen die große Kostenbandbreite. Der Unterschied zwischen der oberen und unteren Begrenzung kann selbst bei Becken gleichen Volumens beim Faktor 2 liegen. Ferner wird deutlich, dass die spezifischen Investitionskosten für kleinere und mittlere Becken hoch sind und damit der Bau von Becken im ländlichen Raum nicht günstig ist. Die Kostenkurven von GÜNTHERT UND REICHERTER [2001] belegen zudem, dass selbst in Phasen eines massiven Baupreisverfalls, wie er in den letzten Jahren vorherrschte, Speicherbecken volumens teuer bleibt, was nicht zuletzt mit dem recht hohen Fixkostenanteil zusammenhängen dürfte (z.B. Baustelleneinrichtung, Planung, EMSR-Ausstattung). Weitere Untersuchungen zu den Kosten von Mischwasserbehandlungsmaßnahmen können BÖHM ET AL. [2002] entnommen werden. Die Kostenkurven belegen außerdem, dass allein in Deutschland in den nächsten Jahren noch ein weiterer zweistelliger

Mrd. €-Betrag in die Mischwasserbehandlung investiert werden muss, um das angestrebte Ziel zu erreichen. Wegen Inflation etc. wird dieser Betrag vielleicht sogar in der Größenordnung der bisherigen Investitionen liegen. Zum Vergleich: Die gesamten Ausgaben des Staates und aller privatisierten öffentlichen Unternehmen für den Gewässerschutz betragen in den letzten Jahren nur etwa 14 Mrd. € pro Jahr (UBA [2002] bzw. STATISTISCHES BUNDESAMT [2002]).

## **2.4 Bewertung der Mischwasserbehandlung in Deutschland**

Nach SCHMITT [2002] haben die bestehenden Regelungen zur Mischwasserbehandlung und die daraus abgeleiteten Maßnahmen zu einer deutlichen Verbesserung der von Mischwassereinleitungen betroffenen Gewässer geführt. Dies betrifft nicht nur die Verringerung der Belastung mit Zehr- und Feststoffen, sondern auch die Vermeidung ästhetischer Beeinträchtigungen der Gewässer durch Grob- und Schwimmstoffe bzw. Fischsterben als Folge von Mischwassereinleitungen. Defizite in der Bemessung nach ATV-Arbeitsblatt A 128 [1992] sieht SCHMITT in der einseitigen Ausrichtung auf das Speichervolumen, der mangelnden Flexibilität bezüglich anderer Behandlungsmaßnahmen und der starken Orientierung am Parameter CSB, der der Bemessung nach ATV-Arbeitsblatt A 128 [1992] zugrunde liegt. Weiterhin werden Defizite in der Nichtberücksichtigung der hydraulischen Gewässerbelastung gesehen sowie in dem Umstand, dass sich durch Bemessungslastfälle allein nicht die tatsächliche Gewässerbelastung abschätzen lässt.

Ein weiteres Manko der bisherigen Bemessung ist die Festlegung eines starren Drosselabflusses als Bindeglied zwischen Kanalisation und Kläranlage, die zwar auf Erfahrungswerten und Überlegungen bezüglich der Entleerungsdauer von Becken beruht, nicht aber das Resultat weitgehender verfahrenstechnischer Untersuchungen oder wirtschaftlicher Optimierungsansätze ist. Weiterhin gilt es zu bedenken, dass der Lastfall zur Bemessung einer Kläranlage durch die Kombination einer hohen Lastannahme (z.B. 85 %-Fracht) bei gleichzeitig ungünstigen Betriebsbedingungen gekennzeichnet ist (z.B. niedrige Bemessungstemperatur), weshalb neuere Anlagen oft hohe Leistungsreserven bei Normalbelastung aufweisen. Die bislang ausgeübte Praxis, Kanalisation und Kläranlage statisch zu bemessen und zu betreiben, kann deshalb dazu führen, dass Mischwasser in ein Gewässer entlastet wird, obwohl noch freie Speicherkapazitäten im Netz vorhanden sind<sup>4</sup>. Des Weiteren fehlt in den meisten Abwassersystemen der Informationsfluss zwischen Kläranlage und Kanalisation, weshalb der Mischwasserzufluss zur Kläranlage häufig stärker als notwendig gedrosselt wird, obwohl dort ggf. noch freie Behandlungskapazitäten vorhanden sind. Eine – im Idealfall belastungsabhängige – Erhöhung der Mischwasserzuflussmenge zur Kläranlage ist somit ein vielversprechender Ansatz, zumal eine Sensitivitätsanalyse im ATV-DVWK-Merkblatt M 177 [2001] veranschaulicht, dass der Bemessungsabfluss zur Kläranlage von ausschlaggebender Bedeutung für die Größe des erforderlichen Speicherbeckenvolumens nach ATV-Arbeitsblatt A 128 [1992] ist.

Sowohl aus Sicht des Gewässerschutzes als auch aus Kostengesichtspunkten vertreten daher einige Experten die Ansicht, dass Abwassersysteme zukünftig integriert geplant und betrieben werden sollten. Im nächsten Abschnitt werden daher einige integrierte Ansätze und die dabei gewonnenen Erkenntnisse vorgestellt.

<sup>4</sup> Andere Ursachen können z.B. eine Ungleichverteilung von Speichervolumen im Gesamtsystem, nicht aufeinander abgestimmte Drosselorgane oder räumliche Unterschiede im Niederschlagsverhalten sein.

## 2.5 Übersicht über integrierte Ansätze

Ansätze zur integrierten Planung und zum gemeinsamen Betrieb von Kanalisation und Kläranlage sind seit einigen Jahren Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Hierbei stehen neben einer Gesamtemissionsminderung vor allem Ansätze zur Betriebs- und Kostenoptimierung im Vordergrund. Bei den Untersuchungen zur Verringerung der Emissionen finden sich in der Literatur sowohl ereignis- als auch langzeitbezogene Betrachtungen. Weiterhin findet man sowohl Ansätze mit einem zwar erhöhten, aber weitgehend starrem  $Q_M$ , als auch solche mit einer dynamischen Anpassung der Zuflussmenge (vgl. Kapitel 2.1). Es muss aber angemerkt werden, dass bisher noch die überwiegende Anzahl der Untersuchungen auf reinen Simulationsstudien, teilweise sogar auf fiktiven Systemen, beruht.

Einige wenige Veröffentlichungen zur Thematik werden nachfolgend kurz vorgestellt.

ERBE [2002] berichtet über ein Projekt, welches das Ziel verfolgt, für ein Einzugsgebiet im Bereich des Wupperverbandes ein integriertes Simulationsmodell für Kanalnetz, Durchlaufkläranlage und Gewässer zu erstellen, um anschließend die Gewässerbelastung mittels gezielter Maßnahmen verringern zu können. Die verwendete Software kam bereits in ähnlichen Projekten zum Einsatz (z.B. ALEX ET AL. [1999]).

SEGELKE UND ROSENWINKEL [2000, 2002] realisierten eine online-Simulation für die Pilot-Anlage „Hannover-Gümmerwald“ (Durchlaufprinzip), mit deren Hilfe der Betrieb bei Mischwasserzufluss optimiert bzw. die Höhe des Zuflusses entsprechend den Randbedingungen variiert werden kann. Die Ergebnisse zeigen, dass es mit einem derartigen Ansatz möglich ist, den Zufluss gegenüber dem Planungswert der Anlage zu verdoppeln, ohne die Überwachungswerte zu überschreiten. Im Rahmen einer weiteren Fallstudie ermittelten die Autoren für die KA Hildesheim (Durchlaufprinzip) im Falle einer Zuflussverdoppelung eine Reduzierung der aus dem Gesamtsystem emittierten TKN-Fracht um 22 %.

BAZURRO ET AL. [1999] bedienten sich bei der integrierten Betrachtung von Kanalnetz, Durchlaufkläranlage und Gewässer des Innenstadtbereichs von Genua ebenfalls der Simulation. Die Untersuchung wurde im Rahmen eines europäischen Projektes (Technology Validation Project (TVP) „Integrated Wastewater“, CLIFFORDE ET AL. [1999]) durchgeführt, wobei u.a. ein sog. „Integrated Catchment Simulator“ entwickelt wurde. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass es mittels einer Optimierungssoftware möglich ist, die emittierten Frachten aus den Genueser Regenüberläufen deutlich zu verringern.

HERNEBRING ET AL. [1999] berichten über ein weiteres Teilprojekt des TVP „Integrated Wastewater“, bei dem für die schwedischen Städte Helsingborg, Halmstad und Sundsvall eine integrierte Betrachtung für Kanalnetz und Kläranlage mittels dynamischer Simulation durchgeführt wurde. Ferner wurden Echtzeit-Steuerungs- und Regelungsstrategien entwickelt. Ziele dieser Untersuchungen waren eine Emissionsminderung und die Abschätzung von Kosteneinsparpotenzialen beim Bau und Betrieb von Kanalnetz und Kläranlage.

RAUCH UND HARREMOES [1999] verwendeten bei ihren theoretischen Betrachtungen zur Echtzeitsteuerung von Kanalnetzen bzw. zur integrierten Betrachtung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer einen genetischen Algorithmus in Verbindung mit nicht-linearen Modellen. Der Algorithmus wurde hierbei zur Optimierung, d.h. zur Minimierung der Emissionen eingesetzt. Nach Meinung der Autoren ist der Algorithmus in Verbindung mit entsprechenden Modellen ein geeignetes Werkzeug für eine Steuerung.

THÖLE [1999] fand bei einer Gesamtemissionsbetrachtung am Beispiel der Stadt Dresden, die ebenfalls mit Hilfe der dynamischen Simulation durchgeführt wurde, heraus, dass durch eine Erhöhung des Drosselabflusses die Gesamtemission an organischer Belastung so lange reduziert werden kann, wie die Nachklärung die erhöhte hydraulische Belastung verkraftet<sup>5</sup>. Bei den Ammonium-Emissionen ermittelte er, dass zwar auch hier durch Erhöhung der Zuflussmenge eine Verbesserung erzielt werden kann, aber ab einem Zufluss von mehr als  $2,85 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  keine weitere Reduzierung der Gesamtemissionen mehr möglich ist.

BRUNS [1999] entwickelte einen Algorithmus auf der Basis von Ammonium- und Schlammspiegelmessungen zur dynamischen Kopplung von Kanalnetz und Kläranlage. Bei den Versuchen auf der Kläranlage Ludwigsburg-Eglosheim (vorgeschaltete Denitrifikation) fand der Autor heraus, dass die hydraulische Spitzenbelastung um bis zu 100 % über den Planungswert erhöht werden konnte, ohne dass es zu einer Überlastung kam.

Auch BEVER UND DURCHSCHLAG [1997] fanden mittels Simulationsrechnungen heraus, dass sich durch eine erhöhte Kläranlagenbeschickung die frachtbezogenen Gesamtemissionen verringern lassen. Für TKN und CSB ermittelten sie ein Minimum bei etwa dem drei- (TKN) bzw. vierfachen (CSB) Trockenwetterzufluss.

HANSEN UND LEINWEBER [1999, 2000] haben bei ihren Untersuchungen zur integrierten Planung des Entwässerungssystems und der Kläranlage (11.500 EW) der Gemeinde Eschringen das SBR-Modell des Programmpakets SIMBA mit dem Schmutzfrachtmodell KOSMO gekoppelt und für verschiedene Kläranlagenzuflüsse die Gesamtemissionen repräsentativer Einzelereignisse ermittelt. Die Autoren stellten dabei fest, dass auch bei SBR-Anlagen integrierte Ansätze aussichtsreich erscheinen, da sich durch eine erhöhte Mischwasserbeschickung die Gesamtemission im Modell für CSB um bis zu 25 % bzw. für  $\text{NH}_4\text{-N}$  um bis zu 10 % reduzieren ließen. Die Betrachtung wurden an einem ungesteuerten bzw. unregelmäßigem System durchgeführt, weshalb damit zu rechnen ist, dass durch Einsatz von MSR-Technik noch bessere Ergebnisse erzielt werden könnten. Alternativ dazu wurden auch Simulationen für eine Durchlaufanlage mit aerober Schlammstabilisierung durchgeführt. Hierbei stellte sich heraus, dass die Nachklärung der limitierende Faktor bei der Zuflussenerhöhung war, da bei einer Beschickung mit  $4 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  Feststoffabtrieb simuliert wurde.

Alle aufgeführten Untersuchungen belegen das beachtliche Emissionsminderungspotenzial, das integrierte Ansätze bieten können. Darüber hinaus haben aber auch verschiedene Autoren versucht, das monetäre Potenzial derartiger Ansätze abzuschätzen.

So ermittelten SCHNEIDER UND SCHOLZ [1998] bei ihren Gesamtemissionsbetrachtungen für den Abwasserzweckverband Oberer Neckar (Durchlaufkläranlage, 66.000 EW) neben einem deutlichen Emissionsminderungspotenzial auch ein mittel- (1 bis 1,5 Mio. €) bzw. langfristiges (1,3 bis 1,8 Mio. €) Kosteneinsparpotenzial.

WALTHER UND ROHLFING [1999] führten Untersuchungen im Vorfeld des Neubaus bzw. der Sanierung der Kläranlage und des Kanalnetzes von Leipzig durch, die sich mit der Minimierung der Investitionen bei Einhaltung vorgegebener Emissionsgrenzwerte beschäftigten: Im Falle der üblichen zweifachen Trockenwetterzuflusses wurde ein Investitionsvolumen von 37 Mio. € errechnet. Durch Erhöhung des Zuflusses auf die 2,4-fache Trockenwettermenge (in diesem Fall das wirtschaftliche Optimum) konnten die Kosten auf 15 Mio. € gesenkt werden. Das Beispiel zeigt das erhebliche Einsparpotenzial, das durch

<sup>5</sup> Die Untersuchungen wurden bis zu einer Belastung von  $3,7 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  durchgeführt.



integrierte Ansätze erzielt werden kann, wenn Erweiterungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen im Bereich des Kanalnetzes und/oder der Kläranlage anstehen.

GROTHEHUSMANN UND KAUFMANN [1991] ermittelten bei ihren theoretischen Untersuchungen, die für die Kläranlage und das Einzugsgebiet von Tholey-Sotzweiler (Saarland) durchgeführt wurden, ebenfalls ein beträchtliches Einsparpotenzial. Bei  $2 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  ermittelten die Autoren für Kläranlage und Regenwasserbehandlungsmaßnahmen ein Investitionsbedarf von ca. 10 Mio. €. Für einen Bemessungswert von  $3 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  betrug die Investition hingegen nur 3,2 Mio. €. Allerdings muss bemerkt werden, dass das im Falle von  $2 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  angesetzte spezifische Speichervolumen – wegen damaliger saarlandspezifischer Vorgaben – mit  $81 \text{ m}^3$  pro Hektar befestigter Fläche ungewöhnlich hoch war. Bei  $3 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  konnte hingegen das Volumen bei konstantem Emissionsniveau auf  $25 \text{ m}^3/\text{ha}$  reduziert werden.

Auch außerhalb Europas werden integrierte Ansätze als vielversprechend angesehen. So vertreten O'CONNOR UND FIELD [2002] von der U.S. Environmental Protection Agency die Ansicht, dass die Erhöhung des Zuflusses zu einer Kläranlage – trotz eventuell daraus resultierender baulicher oder maschinentechnischer Erweiterungen – eine wirtschaftliche sinnvolle Alternative im Vergleich zu baulichen Maßnahmen im Kanalnetz sein kann und daher in Erwägung gezogen werden sollte. Ferner wird u.a. vorgeschlagen, die Kläranlage in eine Verbundsteuerung des Kanalnetzes mit einzubeziehen.

MARK ET AL. [2002] verweisen auf ein Projekt zur integrierten Modellierung der Mischkanalisation (MOUSE TRAP), der Kläranlage und der Gewässer (MIKE 21) von Pattaya Beach, einem Tourismuszentrum in Thailand. Mittels dieses Modells soll das Potenzial bestimmter Maßnahmen (z.B. die Auswirkungen einer Kanalnetzverbundsteuerung) auf die Gewässerqualität untersucht werden. Die Kläranlage wurde in diesem Fall jedoch nicht richtig modelliert, sondern es wurden stattdessen historische Betriebswerte in das Gewässermodell eingespeist. TOMICIC ET AL. [2001] berichten über ein Projekt zur integrierten Modellierung der Mischkanalisation (MOUSE TRAP) und Gewässer (MIKE 21) der Insel Ischia im Mittelmeer, das ähnliche Ziele verfolgte wie das zuvor genannte Projekt.

Einen Überblick über weitere nationale und internationale Projekte zum Thema „Integrierte Betrachtung“ geben LEINWEBER [2002] und SEGELKE [2002]. Weiterhin sei auf SCHÜTZE ET AL. [2002] verwiesen, die einen Überblick über den derzeitigen Stand der Echtzeitsteuerung urbaner Entwässerungssysteme geben.

Die aufgeführten Beispiele lassen erkennen, dass integrierte Betrachtungen sich bisher fast ausschließlich mit Durchlaufkläranlagen, meist mit vorgeschalteter Denitrifikation, beschäftigten; nur in einem einzigen Fall war eine SBR-Anlage Gegenstand der Untersuchungen. BRUNS [1999] erscheint es daher erforderlich, die Forschungen im Bereich der dynamischen Kopplung von Kanalnetz und Kläranlage auch auf andere biologische Abwasserreinigungsverfahren auszudehnen. Weiteren Forschungsbedarf sieht der Autor bei der Entwicklung einfacher Ansätze zur wirtschaftlichen Dimensionierung von Kanalnetz und Kläranlage bei variablen Drosselabflüssen, bei der Optimierung der MSR-Technik für Zwecke der dynamischen Kopplung der beiden Teilsysteme und bei der Weiterentwicklung der Simulationsmodelle, um das Optimierungspotenzial besser abschätzen zu können.

Obwohl diese Beispiele belegen, dass integrierte Ansätze für die Bemessung, den Nachweis und den Betrieb von Kanalnetzen und Kläranlagen bereits über ein Jahrzehnt diskutiert werden, wurden bisher nur wenige Projekte auch großtechnisch in Angriff genommen. Dies ist

sicherlich auch darauf zurückzuführen, dass die bisherigen Randbedingungen eine Umsetzung in die Praxis erschwerten. In den letzten Jahren gab es jedoch einige Veränderungen, die in den nächsten Jahren eine Umsetzung integrierter Ansätze begünstigen dürften. Einige dieser Veränderungen werden im nachfolgenden Kapitel diskutiert.

## **2.6      *Veränderte Randbedingungen***

### **2.6.1    Bemessungsreserven von Abwasseranlagen**

Wegen der in Deutschland verwendeten statischen Bemessungsansätze, die auf bestimmten Parameterkombinationen (z.B. 85 %-Fracht, 10 °C-Abwassertemperatur) basieren, besitzen viele der in den letzten Jahren gebauten Kläranlagen im Normalbetrieb erhebliche Reserven. Dies gilt nicht nur für SBR-Anlagen, sondern auch für Durchlaufanlagen. Trotz der Neufassung des ATV-DVWK-Arbeitsblattes A 131 [2000C] werden auch die in den nächsten Jahren zu bauenden Anlagen noch über Bemessungsreserven verfügen, nicht zuletzt weil in vielen Fällen noch immer Sicherheiten (z.B. 6 °C-Abwassertemperatur) berücksichtigt werden, die deutlich über die Anforderungen der technischen Regelwerke hinaus gehen. Hinzu kommt, dass wegen der Langlebigkeit der Entsorgungsinfrastruktur bei der Bemessung oft Reserven für Einwohnerzuwächse etc. in einem nicht unerheblichen Umfang (z.B. > 10 %) angesetzt werden, die erst Jahre oder Jahrzehnte später – oft aber auch nie – benötigt werden.

Moderne Hard- und Software gestatten bereits heute die computergestützte Modellierung und Optimierung komplexer Systeme, wie sie urbane Entwässerungssysteme darstellen. Die Kläranlagen- und Kanalnetzsimulation wird daher zunehmend die statische Bemessung ergänzen und die Identifikation des Optimierungspotenzials erleichtern.

### **2.6.2    Rechtliche Randbedingungen und technische Regelwerke**

In den letzten Jahren wurden einige Gesetze, Richtlinien und Regelwerke erlassen, die ebenfalls einen positiven Einfluss auf die Umsetzung integrierter Planungs- und Betriebsführungsansätze haben dürften. Das ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198 [2003] sieht z.B. die Ablösung des bisherigen starren Drosselabflusses zu Gunsten eines flexibleren Bandbreitenansatzes vor, was der Verwirklichung integrierter Planungs- und Betriebsführungsprozesse entgegen kommt. Das ATV-DVWK-Merkblatt M 177 [2001] enthält allgemeine Empfehlungen zur zielorientierten Bearbeitung und sachgerechten Anwendung des ATV-Arbeitsblattes A 128 [1992] und gestattet eine flexiblere Handhabung dieses Arbeitsblattes, u.a. beim Nachweis bestehender Systeme. Es nimmt auch Bezug auf die Besonderheiten ländlich strukturierter Gebiete. Ferner sei auf das BWK-Merkblatt M 3 [2001] verwiesen, das die Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse gestatten soll und damit einen ersten Schritt in Richtung immissionsorientierten Ansätze geht. Darüber hinaus gibt es noch andere technische Regelwerke und länderspezifische Leitlinien etc., die eine Umsetzung integrierter Ansätze begünstigen können, wie z.B. LFUBW [2001]. Einen weiteren positiven Einfluss wird möglicherweise auch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRRL) [2000] bewirken. Z.B. wird in Artikel 9 dieser Richtlinie das Verursacher- und Kostendeckungsprinzip für eine Gewässernutzung festgeschrieben, in Artikel 10 werden kombinierte Ansätze für punktförmige und diffuse Quellen gefordert bzw. in Artikel 4 das Ziel definiert, alle Oberflächenwasserkörper der EU-Mitgliedsstaaten mittel- bis langfristig in

einen sog. „guten Zustand“ zu versetzen. Als weiterhin positiv in Hinblick auf die Umsetzung integrierte Ansätze in Planung und Betrieb ist die Abkehr vom Emissionsprinzip zugunsten gewässer- bzw. immissionsorientierter Ansätze und das Verschlechterungsverbot zu nennen. Wegen dieser Randbedingungen ist in den nächsten Jahren mit einer Zunahme integrierter Untersuchungen – insbesondere auch mit Einbeziehung des Gewässer (z.B. mit Hilfe des Gewässergütemodells RWQM 1, IWA [2001B]) und ggf. auch der Berücksichtigung der Stoffeinträge aus diffusen Quellen – zu rechnen, da einige Fragestellungen im Einzelfall auch den Einsatz komplexer Simulationsmodelle erfordern werden. Nähere Informationen zu rechtlichen und gewässerbezogenen Anforderungen an die Mischwasserbehandlung können BÜRCEL [2002] entnommen werden.

### 2.6.3 Automatisierungs-, Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik

Wesentliche Fortschritte gab es in den letzten Jahren auch im Bereich der Automatisierungs-, Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik:

- Es können mehr und mehr chemische, physikalische und biologische Parameter messtechnisch erfasst werden. Messgeräte für  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , SAK und TS bzw. Trübung befinden sich seit Jahren erfolgreich im Einsatz; in jüngerer Zeit sind weitere innovative Messgeräte hinzugekommen, z.B. zur automatischen Ermittlung des VSV bzw. ISV.
- Die Anschaffungskosten für Messtechnik sind seit Jahren rückläufig (Tabelle 2.2). Diese Entwicklung resultiert u.a. aus der Einführung kostengünstiger Sonden. Begünstigt wird dieser Trend zudem durch eine Standardisierung, Miniaturisierung und Modularisierung wichtiger Bauteile, die die Herstellkosten weiter verringern. Wegen erhöhter Verkaufszahlen können die Messgerätehersteller auch Einsparungen bei der Fertigung (Skaleneffekte) erzielen. Davon profitiert auch der Kunde, da die Hersteller einen Großteil dieser Kosteneinsparungen aus Wettbewerbsgründen an die Kunden weitergegeben müssen. Schließlich werden mittlerweile auch Geräte mit einfacheren Messprinzipien angeboten, die zwar bzgl. Messgenauigkeit, Messbereich etc. gewisse Einschränkungen aufweisen, die für viele Anwendungen aber ausreichend leistungsfähig sind. Diese Geräte sind um einige tausend € billiger als die in Tabelle 2.2 aufgeführte Messtechnik.
- Ähnlich ist die Entwicklung bei den Betriebskosten (Tabelle 2.3), denn der Aufwand für Sonden ist meist gering und online-Analysatoren kommen mit immer weniger Chemikalien aus. Neue Formen der Probennahme reduzieren ebenfalls den Aufwand.

**Tab. 2.2:** Preisentwicklung wichtiger Prozessmessgeräte vergleichbaren Typs von 1999 bis 2002 (ohne MWSt. und Rabatte, laut Katalogpreisen eines führenden Herstellers) (zum Vergleich: der Lebenshaltungspreisindex stieg in diesem Zeitraum um 2,1 % p.a. und der Wohnungsbaupreisindex um 0,1 % p.a.)

Prozessmessgerät	1999	2002	Veränderung
Nitrat (Sonde inkl. Messumformer)	14.300 €	13.700 €	– 1,4 % p.a.
Ammonium (Prozessphotometer)	12.700 €	10.900 €	– 4,9 % p.a.
Phosphat (Prozessphotometer)	14.300 €	10.900 €	– 8,4 % p.a.
TS-Messung (Sonde inkl. Messumformer)	2.800 €	2.900 €	+ 1,2 % p.a.

Ein Ende dieses Prozesses ist vorerst nicht absehbar, da bereits erste Multispektralsonden bzw. ionensensitive Sonden auf dem Markt erschienen sind und bisher keine nennenswerte Marktberreinigung durch Marktausscheiden von Messgeräteherstellern stattgefunden hat. Wegen dieser Entwicklung ist bereits in vielen Fällen der Einsatz von Qualitätsparametermesstechnik auch auf kleineren Anlagen wirtschaftlich sinnvoll. Begünstigt wird dieser Trend dadurch, dass Aufsichtsbehörden auch zunehmend für kleinere Anlagen die Anschaffung von Messgeräten für Überwachungszwecke fordern. Ferner können derartige Messgeräte nicht nur zur Überwachung der Ablaufkonzentrationen eingesetzt werden, sondern – in Kombination mit einer Durchflussmessung im Ablauf – auch zur Ermittlung der Ablauffrachten. Dies kann insbesondere in Hinblick auf die EU-Richtlinie zur Behandlung von kommunalem Abwasser (EU-ARL [1991, 1998]) sinnvoll sein, da diese als Alternative zur Einhaltung bestimmter Konzentrationswerte im Ablauf auch den Nachweis einer frachtbezogenen prozentualen Mindestverringerung bestimmter Abwasserinhaltsstoffe vorsieht.

**Tab. 2.3:** Entwicklung der Chemikalienkosten für Prozessphotometer von 1999 bis 2002 (ohne MWSt. und Rabatte) (sonstige Angaben siehe Tabelle 2.3)

Prozessmessgerät	1999	2002	Veränderung
NH <sub>4</sub> -N (10 min Intervall)	1.170 €/a	1.300 €/a	+ 3,7 % p.a.
PO <sub>4</sub> -P (10 min Intervall)	670 €/a	685 €/a	+ 0,7 % p.a.

Moderne Prozessleitsysteme gestatten einen schnellen und einfachen Zugriff auf praktisch alle Stell- und Messgrößen für Zwecke des Steuerns und Regels. Ferner können mittlerweile auch komplexe MSR-Konzepte softwaretechnisch und damit einfacher und günstiger als bisher umgesetzt werden. Neue standardisierte hard- und softwaretechnische Schnittstellen und Übertragungsformen (Ethernet, Internet/Intranet, BUS, Mobilfunk etc.) gestatten eine einfachere Anbindung der Messtechnik, Stellglieder etc. an das PLS; dies gilt auch für Bauwerke im Kanalnetz. Die in den letzten Jahren gebauten Sonderbauwerke im Kanal sind häufig schon mit Durchfluss- oder Höhenstandsmessungen, SPS und Selbstwähleinrichtungen o.ä. ausgestattet. Da die EMSR-technische Ausstattung der Sonderbauwerke in der Regel alle 15 bis 20 Jahre erneuert wird, stehen in den nächsten Jahren zudem zahlreiche Bauwerke zur Modernisierung an. Es ist davon auszugehen, dass viele Bauwerke dann entsprechend nachgerüstet werden. Verfügen diese Bauwerke zudem über steuer- und regelbare Pumpen, Schieber oder Drosseln, so können sie relativ problemlos und kostengünstig in Steuerungsstrategien eingebunden werden. Weitere Einflüsse auf die Automatisierungstechnik erläutern SEIBERT-ERLING [2001] bzw. TSCHEPETZKI UND JUMAR [2000].

Betrachtet man die im Abwasserbereich üblichen Kostenrechnungsarten, so fällt auf, dass die tatsächlichen Kosten für Messtechnik oft überschätzt werden und damit diese bei Investitionsentscheidungen oft benachteiligt wird, wie der folgende Exkurs zeigen soll.

#### **Exkurs „Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Messtechnik“**

*Die Grundlage vieler, auch in der Literatur publizierter Kostenrechnungen im Bereich „Messtechnik auf Abwasseranlagen“ ist die Vollkostenrechnung, ein nicht nur im Abwasserbereich noch immer weit verbreitetes Verfahren, bei dem alle Kostenarten, die in einem Betrieb anfallen, mit Hilfe eines Gemeinkostenschlüssels auf die Kostenobjekte (z.B. ein Messgerät) verrechnet werden. Problematisch ist hierbei u.a., dass der gewählte Gemeinkostenschlüssel immer willkürlich ist. Hinzu kommen*

andere Schwächen der Vollkostenrechnung, auf die z.B. MÄNNEL [2000] hinweist. Folglich ist die Aussagekraft der mit Hilfe von Vollkostenrechnungen ermittelten Kosten oft mangelhaft. Dies wird anhand der Personalkosten deutlich, denn vielfach werden für die Wartung der Messtechnik Personalkosten nach folgendem Muster angesetzt:

$$PK [\text{€}] = SK [\text{€/h}] \cdot AS [\text{h}] \quad (1)$$

Dabei steht PK für „Personalkosten der Messtechnik“, SK für „spezifische Kosten pro Mitarbeiterstunde“ und AS für „Arbeitsstundensatz für die Inbetriebhaltung der Messtechnik“. Dieser Ansatz beruht auf der Annahme, dass Personalkosten variabel sind. Von Ausnahmen abgesehen (z.B. Überstunden) ist dies jedoch nicht der Fall, denn die Personalkosten sind nicht nur in öffentlichen Entsorgungsbetrieben meist mittel- bis langfristig fix. Da das Personal von Abwasseranlagen nicht durch Akkordlöhne o.ä. für die Verrichtung ganz bestimmter Aufgaben entlohnt wird, sondern meist ein mehr oder weniger festes Gehalt bezieht, um eine Abwasseranlage, innerhalb eines definierten Zeitrahmens, z.B. 38,5 h Woche, in Betrieb zu halten, sind die Personalkosten als fixe Bereitstellungskosten zu betrachten. Ob mit dem Einsatz von Messtechnik auch tatsächlich Personalkosten verbunden sind, hängt nur davon ab, ob die Messgeräte innerhalb der üblichen Arbeitszeiten bzw. ohne die Einstellung zusätzlichen Personals oder Überstunden gewartet werden können. Die Praxis zeigt, dass - sofern sich der Einsatz von Messtechnik in Grenzen hält - dies oft möglich ist und damit keine zusätzlichen Personalkosten entstehen. Durch geeignete Ausfallstrategien kann zudem sichergestellt werden, dass defekte Messtechnik innerhalb der üblichen Arbeitszeit repariert werden kann. Die Konsequenz ist, dass die Personalkosten für den Einsatz der Messtechnik oft stark überschätzt und damit unter Umständen falsche Investitionsentscheidungen getroffen werden. Bei Investitionsentscheidungen sollte daher mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse der Einfluss der Personalkosten auf die Stabilität des Ergebnisses untersucht werden. Das Beispiel aus Anhang 2.1 zeigt, wie groß bereits der Einfluss einer geringen Messtechnik-Deflationsrate auf das Ergebnis einer dynamischen Kostenrechnung sein kann, wenn der Nutzen einer Investition in MSR-Technik mit dem einer Investition in Bauwerke (z.B. Integrierter Ansatz vs. Bau von Regenbecken) verglichen werden soll. In vielen Fällen wird man dann feststellen, dass sich der Einsatz von MSR-Technik deutlich früher rechnet als bisher angenommen. Sollte sich diese Erkenntnis durchsetzen, wird dies zu einem weiteren MSR-Investitionsschub besonders auf kleineren Anlagen führen, zumal Messgeräte die Transparenz und Betriebssicherheit einer Kläranlage wesentlich erhöhen können.

#### 2.6.4 Volks- und betriebswirtschaftliche Randbedingungen

Die **Staatsverschuldung** in Deutschland hat ein Ausmaß erreicht, das den öffentlichen Finanzierungsspielraum stark einschränkt. Da auf absehbare Zeit auch weiterhin mit negativen Finanzierungssalden der öffentliche Haushalte und daher mit einer weiteren Nettokreditaufnahme zu rechnen ist, wird sich der Finanzierungsspielraum weiter verringern. Ein Blick über die Grenze Deutschlands hinaus zeigt, dass auch andere Staaten mit ähnlichen Problemen zu kämpfen haben. Es wird somit immer deutlicher, dass nicht nur unsere natürlichen, sondern auch die ökonomischen Ressourcen begrenzt sind. Um zukünftig Fehlallokationen im Umweltschutzbereich (und damit die Gefahr von Investitionsstaus an anderer Stelle, z.B. bei der Sanierung der Kanalnetze) zu vermeiden, muss verstärkt über ökonomisch und ökologisch effizientere Lösungen unserer Umweltprobleme nachgedacht werden. Wegen der Langlebigkeit von Infrastrukturmaßnahmen ist dies auch eine Frage der Generationengerechtigkeit, da unsere Nachkommen noch einige Jahrzehnte die siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen refinanzieren müssen, die wir heute bzw. in den nächsten Jahren realisieren. Hinzu kommt, dass eine Mehrheit der Bundesbürger den Umweltschutz zwar nach wie vor als eine wichtige Aufgabe ansieht, dieser aber in Zeiten wirtschaftlicher und sozialer Probleme allmählich an den Rand der öffentlichen und politischen Diskussion bzw. des Handelns gedrängt wird<sup>6</sup>. Aus Sicht des Gewässerschutzes

<sup>6</sup> So ergab eine Meinungsumfrage im Jahre 2000, dass 77 % aller Befragten die Umweltverhältnisse in den alten Bundesländern als sehr gut bis recht gut einstufen; 1991 lag der Vergleichswert bei nur 55 % (UBA [2002]).

ist diese Veränderung nicht verwunderlich, da mittlerweile durch den Bau bzw. die Modernisierung zahlreicher Abwasseranlagen die meisten der für Laien wahrnehmbaren Gewässerbelastungen (z.B. ästhetische Beeinträchtigungen durch Grob- und Schwimmstoffe) beseitigt wurden. Andererseits empfinden schon jetzt viele Bürger in Deutschland die Abwassergebühren als zu hoch; auf kommunaler Ebene sind die Kosten der Abwasserentsorgung vereinzelt bereits Wahlkampfthema. Es wird daher immer schwieriger, Bürger/innen und Politiker/innen vom Nutzen weiterer Gewässerschutzmaßnahmen zu überzeugen. Um so wichtiger wird es daher zukünftig sein, den Bürgerinnen und Bürgern nicht nur den ökologischen Nutzen einer Umweltschutzmaßnahme zu vermitteln, sondern auch stärker als bisher auf deren Wirtschaftlichkeit zu achten.

Als Folge leerer öffentlicher Kassen einerseits und hohem Finanzbedarf für die Infrastruktur andererseits, können seit einigen Jahren auch im Abwassersektor **Privatisierungs- bzw. Marktliberalisierungstendenzen** beobachtet werden. Eine Folge des zunehmenden Wettbewerbs ist ein **steigender Kostendruck**, den alle Entsorger spüren. Nicht nur auf globaler, sondern auch auf lokaler bzw. regionaler Ebene können daher Konzentrationsprozesse beobachtet werden: kleinere Betriebe schließen sich zusammen bzw. größere übernehmen die Betriebsführung für kleinere Gemeinden, um Skalen- und Synergieeffekte zu nutzen. Dies wird die Umsetzung integrierter Ansätze in den nächsten Jahren begünstigen, da es größeren Konzernen einfacher fallen wird, das erforderliche Know-how für deren Umsetzung aufzubauen bzw. vorzuhalten. Hinzu kommt, dass die Wasserver- bzw. Abwasserentsorgung auf internationaler Ebene als Wachstumsmarkt angesehen wird, der im Falle spezieller Betreiberverträge, bei denen sich Betreiber und Kommunen die durch Produktivitätssteigerungen und innovative Konzepte erzielten Einsparungen teilen, auch lukrativ sein kann. Von dieser Entwicklung dürften integrierte Ansätze profitieren, da sie ein wesentliches **betriebs- und volkswirtschaftliches Einsparpotenzial** versprechen; auf die Möglichkeiten einer Reduzierung der erforderlichen Investitionen wurde bereits im Kapitel 2.4 anhand von Beispielen eingegangen. Lassen sich durch derartige Ansätze ganze Speicherbecken einsparen, entfallen auch noch **Betriebskosten**, die gemäß MILOJEVIC [1995] zwischen 7,5 bis 12,5 €/m<sup>3</sup>·a liegen können. Weitere Autoren beziffern die Betriebskosten für Regenbecken mit 3.500 bis 5.500 €/a (WEYAND UND WILLEMS [1999]; zitiert in BÖHM ET AL. [2002]) bzw. 10 bis 20 €/m<sup>3</sup>·a (PECHER [1999] ; zitiert in BÖHM ET AL. [2002])<sup>7</sup>.

### 2.6.5 Sonstiges

In vielen Ländern besaß der Aus- und Neubau von Kläranlagen in den letzten Jahren absolute Priorität. Nachdem nun in einigen Ländern die dringendsten Probleme im Kläranlagenbereich gelöst worden sind, rückt das Kanalnetz wieder verstärkt in den Blickpunkt der Siedlungswasserwirtschaft. In weiten Teilen Deutschlands bzw. Europas besteht noch immer ein hoher Ergänzungs- und Sanierungsbedarf im Kanalnetzbereich, aber auch bei der Mischwasserbehandlung. In Kapitel 2.1 wurde bereits darauf hingewiesen, dass in Deutschland erst ca. 60 % der erforderlichen Becken realisiert wurden; in vielen Teilen Europas dürfte diese Quote bei weitem noch nicht erreicht worden sein. Ferner ist damit zu rechnen, dass dieser Bedarf im Zuge neuer rechtlicher Vorgaben und der Einführung immissionsorientierter Ansätze eher noch größer werden wird. In Gemeinden, in denen in den nächsten

<sup>7</sup> In Sonderfällen ist es auch prinzipiell vorstellbar, durch integrierte Ansätze die Abwasserabgabe, z.B. für das Einleiten von Niederschlagswasser gemäß Abwasserabgabengesetz (AbwAG [1994]), zu reduzieren.

Jahren keine größeren siedlungswasserwirtschaftlichen Neubauvorhaben mehr anstehen, wird die Optimierung der bestehenden Systeme verstärkt an Bedeutung gewinnen.

Integrierte Modelle zur Optimierung der Planung und Betriebsführung von Abwassersystemen werden zunehmend komplexer. Schon heute wird vielfach das Gewässer in der Simulation mitberücksichtigt. Die zahlreichen rechtlichen, ökonomischen und ökologischen Anforderungen an den Gewässerschutz werden in den nächsten Jahren dazu führen, dass immer mehr Elemente in der integrierten Modellierung berücksichtigt werden müssen. So erscheint es angesichts der zunehmenden Umsetzung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung sinnvoll, auch Boden- und Grundwassermodelle in integrierte Modelle zu integrieren, da Flächenabkoppelungen und die Versickerung von Niederschlagswasser auf anderen Wegen zu einer Belastung ober- und unterirdischer Gewässer bzw. der Kanalisation (z.B. Erhöhung des Fremdwasseranfalls) führen kann. Untersuchungen (z.B. SCHMITT ET AL. [1999]) zeigen nämlich, dass durch derartige Maßnahmen die Emissionen aus Kanalnetz und Kläranlage zwar prinzipiell reduziert werden können; die Ergebnisse sind aber für einzelne Kriterien (z.B. Entlastungsfrachten, -konzentrationen, -häufigkeiten) sehr heterogen und stark abhängig von den jeweiligen Randbedingungen. In einem Abwassersystem, in dem Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung bereits weitgehend umgesetzt worden sind, können zusätzliche Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung zu einem weiteren Anstieg der Leistungsreserven führen. Dies wiederum würde die Entwicklung integrierter Betriebskonzepte für Kanalnetze und Kläranlagen interessant erscheinen lassen.

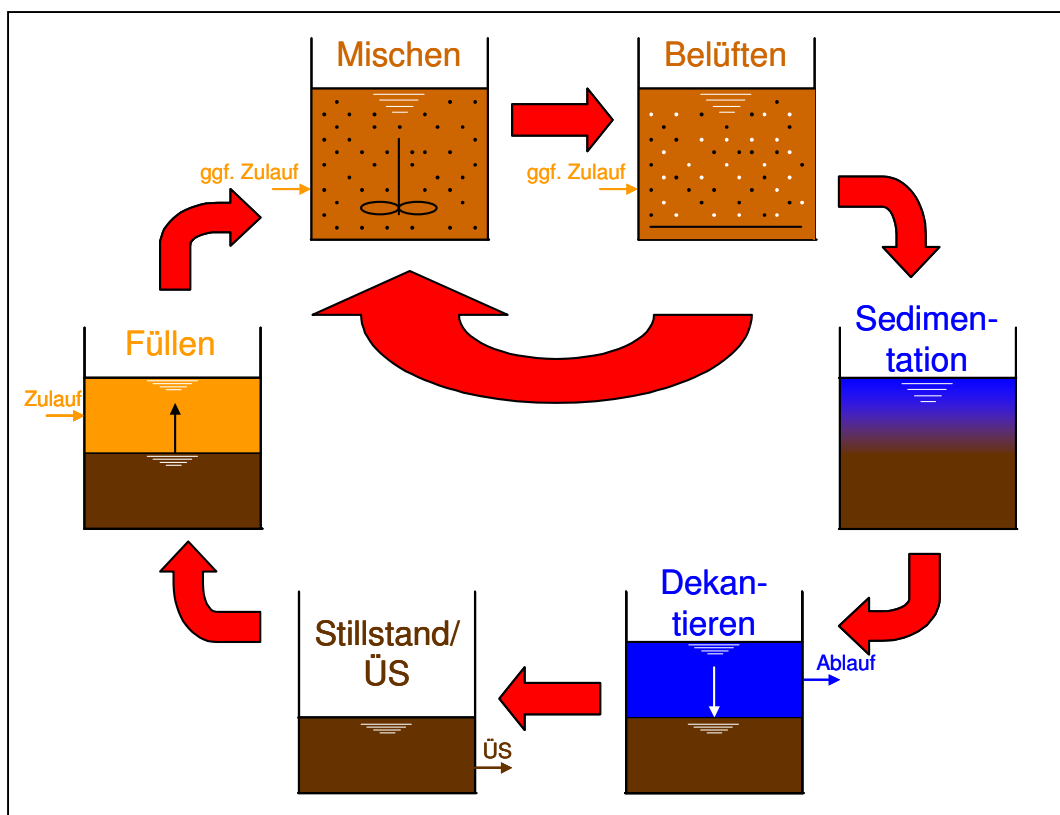
## **2.7 Zwischenfazit – Überblick „Integrierte Betrachtung/Betriebsführung“**

Zahlreiche wissenschaftliche Untersuchungen deuten darauf hin, dass sich durch integrierte Planung oder einen integrierten Betrieb von Kanalnetz und Kläranlage die Emissionen und/oder die Kosten deutlich reduzieren lassen. Die Randbedingungen haben sich in den letzten Jahren zu Gunsten integrierter Ansätze verbessert und werden sich weiter verbessern; insbesondere die schwierige volkswirtschaftliche Lage, der schnelle technische Fortschritt und neue technische Regelwerke dürften die Verbreitung derartiger Konzepte begünstigen. Daher ist davon auszugehen, dass integrierte Ansätze bei der Planung und Betriebsführung von Kanalnetzen und Kläranlagen nicht länger nur auf theoretische Überlegungen beschränkt bleiben müssen, sondern eine reelle Chance besteht, diese in den nächsten Jahren zahlreich in der Praxis umzusetzen. Angesichts dieser Entwicklung wird daher im nächsten Kapitel geprüft, inwieweit die Chance besteht, integrierte Ansätze auch sinnvoll auf SBR-Kläranlagen zu übertragen.

### 3 Das SBR-Verfahren

#### 3.1 Das Prinzip

Das Prinzip des **Sequencing Batch Reactor**-Verfahrens beruht darauf, dass alle Schritte des Abwasserreinigungsprozesses in einem Reaktor in einer bestimmten zeitlichen Reihenfolge nacheinander ablaufen. Dabei wird das Rohabwasser dem Reaktor in der Regel diskontinuierlich zugeführt und das gereinigte Abwasser diskontinuierlich abgezogen. Der Zyklus des Reinigungsprozesses kann aus einer Vielzahl verschiedener Teilschritte fast beliebig gestaltet werden, sowohl in der Abfolge als auch in der Dauer der einzelnen Schritte. Allerdings schränken die verfahrenstechnischen Randbedingungen und das angestrebte Reinigungsziel die Zahl sinnvoller Kombinationen stark ein. Einen typischen Zyklus zeigt Abbildung 3.1.



**Abb. 3.1:** Typischer Prozessphasenablauf in einem SBR-Zyklus

Ein SBR-Zyklus kann sich aus den folgenden Reinigungsschritten zusammensetzen:

- *Statisches Füllen:* Mit diesem Schritt beginnt in vielen Fällen der Zyklus. Der belebte Schlamm befindet sich im sedimentierten Zustand, Rührwerke und Belüftung sind ausgeschaltet. Während dieser Phase erfolgt eine Substratakkumulation und es wird ein Substratdruck aufgebaut. Ferner finden Phosphatrücklöseprozesse statt.
- *Füllen und Mischen bzw. nur Mischen:* Durch Einschalten des Rührwerks wird der sedimentierte belebte Schlamm aufgewirbelt und der Reaktorinhalt durchmischt. Im anoxischen und anaeroben Milieu finden Denitrifikations- und Phosphatrücklöseprozesse statt.



- *Beschicken und Belüften bzw. nur Belüften*: Durch die Einschaltung der Belüftung kommt es zu aeroben Abbauprozessen und zur Phosphateinlagerung in die Biomasse; besonders zu Beginn eines Zyklus können wegen der hohen Sauerstoffzehrung auch simultane Denitrifikationsprozesse auftreten. Vor allem bei runden Reaktoren mit nicht-flächendeckender Belüftung kann es sinnvoll sein, einen Schritt *Belüften und Mischen* einzuführen, da mit Hilfe der Rührwerke der Sauerstoffeintrag verbessert werden kann.
- *Sedimentation*: Nach Abschluss der Reaktionsphase werden Belüftung und Rührwerke ausgeschaltet, es beginnt die Trennung des belebten Schlammes von dem gereinigten Abwasser.
- *Klarwasserabzug bzw. Dekantieren*: Nach Ablauf einer gewissen Sedimentationsdauer kann mit dem Klarwasserabzug begonnen werden, d.h. der klare Überstand wird als gereinigtes Abwasser abgezogen. Dieser Teilschritt wird meist beim Erreichen eines definierten Wasserstands beendet.
- *Überschussschlammabzug*: Am Ende eines Zyklus bietet es sich an, den Überschussschlamm aus dem eingedickten Schlammbett abzuziehen. Allerdings ist es prinzipiell möglich, den Überschussschlamm auch zu jedem anderen Zeitpunkt abzuziehen.
- *Pause/Stillstand*: Bei Anlagen mit mehreren Reaktoren und solchen ohne Vorlagebehälter kann es aus Synchronisationsgründen oder zur Sicherstellung der erforderlichen hydraulischen Kapazität erforderlich sein, Pausenzeiten in den Zyklus einzuführen.

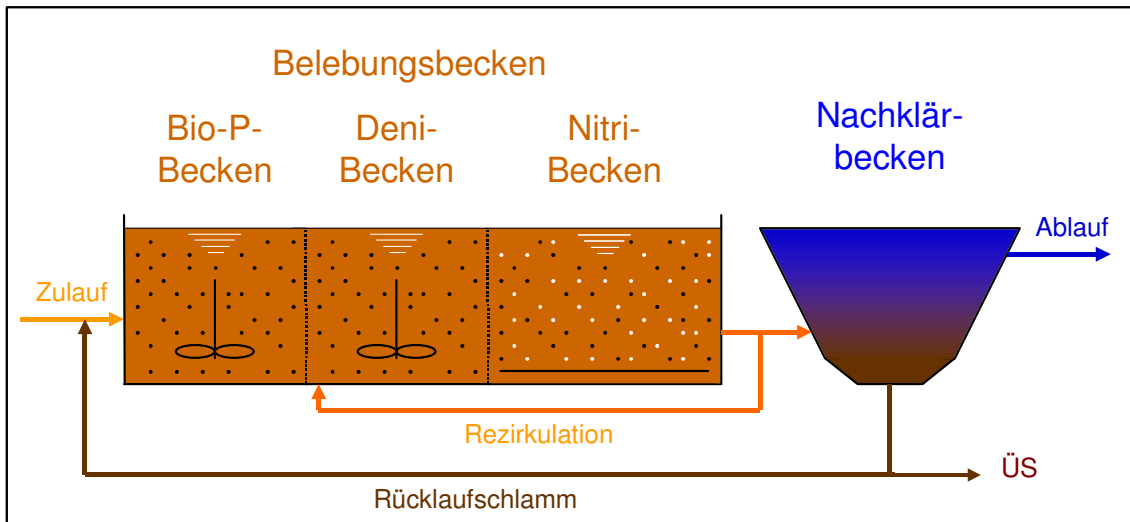
Die letzten vier Schritte werden oft als biologisch nicht aktive Phase angesehen, z.B. bei der Bemessung nach dem ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 [2000C] bzw. dem ATV-Merkblatt M 210 [1997A]. Tatsächlich finden jedoch auch in dieser Zeit biologische Prozesse statt, wie z.B. endogene Denitrifikationsprozesse.

Je nach dem erforderlichen Reinigungsziel und der Zyklusdauer kann es sinnvoll und ggf. zur Sicherstellung der erforderlichen hydraulischen Kapazität erforderlich sein, mehrmals innerhalb eines Zyklus den Reaktor zu beschicken bzw. mehrmals im Wechsel anaerobe, anoxische oder aerobe Milieubedingungen herzustellen. Aus diesen Randbedingungen resultieren einige wichtige Begriffe, die dem Glossar „SBR-Begriffe“ – am Ende dieser Arbeit – oder IWA [2001A] bzw. ATV-Merkblatt M 210 [1997A] entnommen werden können.

### **3.2 Wesentliche Unterschiede zu Durchlaufkläranlagen**

Vom Prinzip her unterscheidet sich das SBR-Verfahren stark von den weitaus häufiger anzutreffenden kontinuierlich durchflossenen Kläranlagen (Abbildung 3.2), bei denen der Reinigungsprozess in verschiedenen Reaktionsräumen (z.B. Vorklär-, Belebungs- und Nachklärbecken) stattfindet. Deswegen ist es bei Durchlaufanlagen erforderlich, das nitratreiche Abwasser zu rezirkulieren bzw. den belebten Schlamm aus der Nachklärung zurück in das Belebungsbecken zu bringen. Mit Ausnahme von Sonderformen entfällt daher beim SBR-Verfahren die Rezirkulation des Belebtschlammgemisches und des nitratreichen Abwassers. In einem SBR sind zu Beginn eines Zyklus sehr hohe Substratkonzentrationen festzustellen, am Ende des Zyklus dagegen sehr geringe Konzentrationen. Dementsprechend ist die biologische Aktivität anfangs sehr hoch, am Ende niedrig. Bei den kontinuierlich durchflossenen Durchlaufanlagen können hingegen keine derart deutlichen Veränderungen der Substratkonzentration beobachtet werden. Folglich ist auch die Schwankung der

biologischen Aktivität relativ gering und im Mittel niedriger als beim SBR-Verfahren (vgl. auch HOPKINS ET AL. [2000] bzw. MIKKELSEN UND NYHUIS [1996]).



**Abb. 3.2:** Grundprinzip einer Durchlaufkläranlage

### 3.3 Entwicklung und Verbreitung des SBR-Verfahrens

Die Ursprünge des Sequencing Batch Reactor-Verfahrens gehen im Wesentlichen auf die Arbeiten von ARDERN UND LOCKETT [1914] (zitiert in IWA [2001A]) zurück, die zunächst Reaktoren im Labormaßstab nach dem zyklischen Aufstauprinzip betrieben haben, wobei das Rohabwasser stoßartig zugegeben wurde. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse wurden rasch in die Großtechnik umgesetzt. In England sind zwischen 1914 und 1920 mindestens vier Kläranlagen nach diesem Prinzip erbaut worden, die zwischen 300 und 7.600 m<sup>3</sup>/d Abwasser behandelten. Diese Anlagen wurden aber nicht stoßartig betrieben, sondern über einer längere Dauer befüllt. Etwa zeitgleich sind in den USA ab 1915 ebenfalls einige zyklisch betriebenen Aufstaukläranlagen gebaut worden. Ab 1920 wurden aber nahezu alle Aufstau- zu Durchlaufanlagen umgebaut, da der Aufwand für den Aufstaubetrieb wegen der noch fehlenden Automatisierungstechnik größer war bzw. weil es mit den damals zur Verfügung stehenden mechanischen Bauteilen beim Aufstaubetrieb (z.B. den Belüftern) Probleme gab. Abgesehen von einigen Anlagen, die in den 1940er und 1950er Jahren errichtet und meist zur Industrieabwasserbehandlung eingesetzt wurden, geriet der Batchbetrieb von Abwasserreinigungsanlagen für längere Zeit in Vergessenheit. Ab Ende der 1950er Jahre entwickelte PASVEER [1959] (zitiert in IWA [2001A]) in den Niederlanden eine kontinuierlich beschickte, aber diskontinuierlich dekantierende Aufstauanlage, die eine Grundlage für zahlreiche Weiterentwicklungen war. Ein Beispiel ist das Intermittently Decanted Extended Aeration-Verfahren (IDEA), das in Australien vielfach realisiert wurde. Wesentlich vorangebracht wurde die SBR-Technologie ab den 1960er Jahren durch IRVINE und seine Mitarbeiter/innen, die auch erstmals den Begriff Sequencing Batch Reactor (SBR) für diskontinuierlich betriebene Aufstaukläranlagen verwendeten. DENNIS UND IRVINE [1979] (zitiert in IWA [2001A]) erforschten u.a. auch den Einfluss unterschiedlicher Beschickungs- und Zykluszeiten auf den Betrieb von SBR-Anlagen. Mittlerweile existieren weltweit einige Tausend SBR-Kläranlagen. Um 2000 waren allein in Nordamerika ca. 1.300 SBR-Kläranlagen in Betrieb (davon 20 % Industrieanlagen), die bis zu 40.000 m<sup>3</sup>/d Abwasser behandeln; der überwiegende Teil (ca. 80 % aller kommunalen Anlagen) davon sind

jedoch kleine Anlagen, die weniger als 4.000 m<sup>3</sup>/d behandeln (IWA [2001A]). Erst Mitte der 1980er Jahre wurde die Technik in Deutschland „wiederentdeckt“ (WILDERER UND IRVINE [1984]). Insbesondere seit Mitte der 1990er Jahre wurden in Deutschland verstärkt SBR-Anlagen gebaut, sodass hier bereits um 2000 mehr als 140 kommunale SBR-Kläranlagen und ca. 50 Industrieanlagen existierten. Die größte dieser Anlagen ist eine auf 140.000 EW ausgelegte CAST-Kläranlage (KA Neubrandenburg), jedoch dominieren auch in Deutschland mit 75 % kleinere Anlagen mit Anschlussgrößen von weniger als 5.000 EW (IWA [2001A]). In den letzten Jahren werden aber auch zunehmend größere Anlagen mit mehr als 20.000 EW gebaut. Dies zeigt einmal mehr, dass bei großtechnisch eingeführten und bewährten Abwasserreinigungsverfahren vor allem die Wirtschaftlichkeit entscheidet (bzw. entscheiden sollte), welche Größenordnung sich mit einem bestimmten Verfahren realisieren lässt.

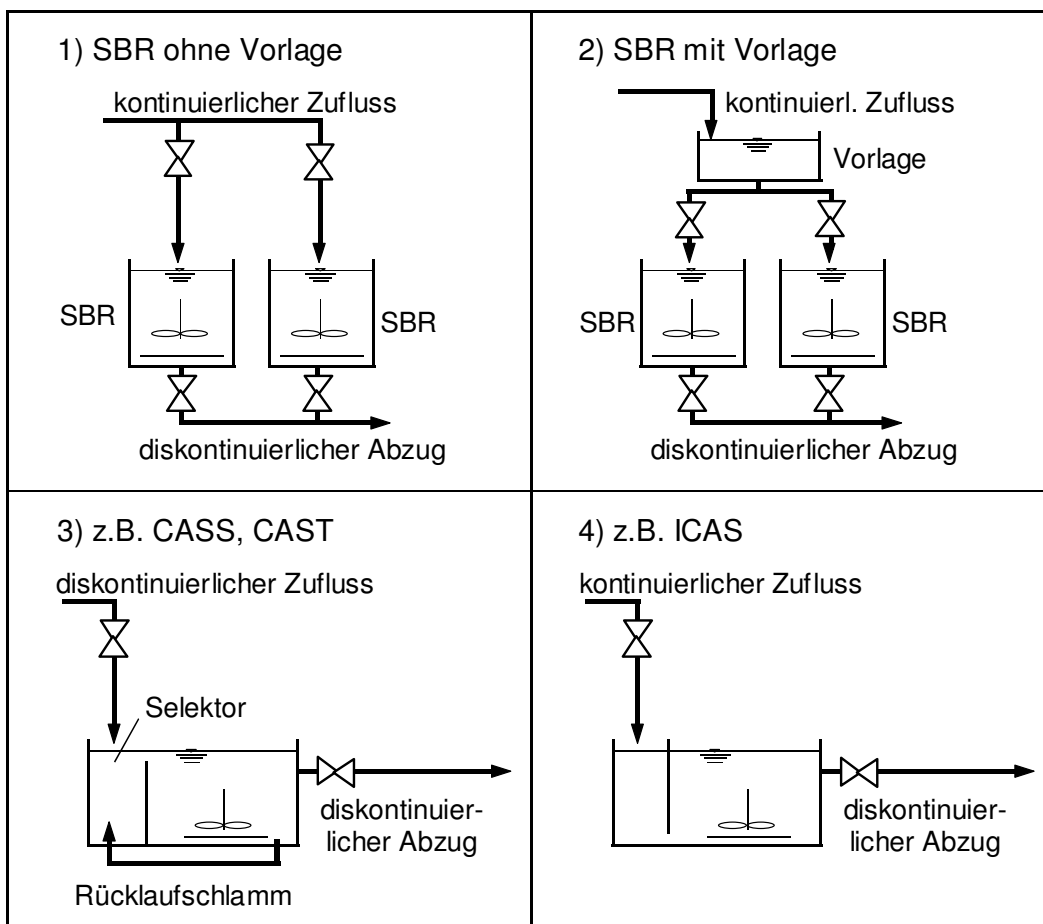
In Deutschland gilt das SBR-Verfahren mittlerweile als Stand der Technik, nicht zuletzt wegen der Einführung technischer Regelwerke, wie z.B. dem ATV-Merkblatt M 210 [1997A]. Trotz dieser Entwicklung kann man in der Praxis noch immer eine gewisse Skepsis gegenüber dem Einsatz des SBR-Verfahrens feststellen, die nicht zuletzt darauf zurückzuführen sein dürfte, dass bisher nur wenige Ingenieurbüros, Kläranlagenbetreiber und Aufsichtsbehörden Erfahrungen mit SBR-Anlagen vorweisen können; schließlich dürften erst etwa 2 bis 3 % aller Kläranlagen in Deutschland nach diesem Prinzip arbeiten. So herrscht oft noch die Einschätzung vor, dass sich SBR-Anlagen für die Behandlung von Mischwasser im Vergleich zur Durchlaufanlagen weniger gut eignen bzw. eine erhöhte Beschickung nicht möglich ist (z.B. ATV [1997B]). Nach SCHREFF [2001] werden ferner Problemursachen (ungeeignete Dekanter, unterdimensionierte Belüftung o.ä.) oft dem SBR-Verfahren angelastet, obwohl diese häufig eher auf Unerfahrenheit und Planungsfehler zurückzuführen sind. Auch Probleme, die aus der Abwasserzusammensetzung (z.B. erhöhter Fettanteil) bzw. den Schlammeigenschaften (Bläh- und Schwimmschlamm) resultieren können, werden einzeln dem SBR-Verfahren zugeordnet, obwohl derart ungünstige Bedingungen auch bei anderen Abwasserreinigungsverfahren zu Problemen führen würden. Zahlreiche Betriebserfahrungen belegen mittlerweile, dass SBR-Anlagen, die sorgfältig geplant und mit geeigneter Technik ausgestattet wurden, sehr gute Reinigungsleistungen erzielen und sich auch gut zur Mischwasserbehandlung eignen. Auch in der Fachliteratur findet man mittlerweile zahlreiche Veröffentlichungen, die sich mit der Leistungsfähigkeit von SBR-Anlagen (u.a. auch bei Mischwasser) beschäftigen. So führt z.B. GALLEN [1999] aus, dass sich SBR-Anlagen auch bei Mischsystemen bewährt haben und den Anforderungen gerecht werden. Er belegt anhand der Betriebsergebnisse der SBR-Kläranlage Abensberg, dass diese die Ablaufwerte trotz Überlastung einhalten konnte bzw. zum Teil weit unterschritt. STEINMETZ [2000] konnte bei der ebenfalls hochbelasteten Kläranlage Zehdenick auch bei erhöhtem Zufluss stabile und gute Reinigungsleistungen feststellen. DEMOULIN ET AL. [1997] beobachteten bei einer CASS-Anlage, einer SBR-Variante, selbst bei hohen hydraulischen Belastungen und niedrigen Abwassertemperaturen noch gute Ablaufwerte, auch bezüglich Ammonium. HOLM ET AL. [2000] verweist auf die gute Reinigungsleistung der SBR-Kläranlage Bruchmühlen.

### **3.4 Formen der SBR-Technologie**

Obwohl die SBR-Technologie erst wenige Jahrzehnte im großtechnischen Einsatz ist, wurden bereits zahlreiche Verfahrensvarianten entwickelt. Die Gründe hierfür sind u.a.:

- Das SBR-Verfahren kann prinzipiell für nahezu alle Abwässer eingesetzt werden. Es ist sowohl für die Behandlung von kommunalem Abwasser aus Trenn- und Mischsystemen als auch für die Behandlung zahlreicher Industrieabwässer geeignet, jedoch müssen ggf. gewisse Anpassungen vorgenommen werden. So ist es z.B. im Falle von Mischkanalisationen von Vorteil, den SB-Reaktoren einen Mengenausgleich vorzuschalten, um den kontinuierlichen Zufluss, der zwischen den einzelnen diskontinuierlichen Beschickungsphasen die Kläranlage erreicht, zwischenspeichern. Darüber hinaus bietet ein Vorseicher auch im Trockenwetterbetrieb Vorteile, da er gestattet, den Reaktor schubweise zu beschicken und somit einen Substratdruck zu erzeugen.
- In einigen Ländern sind sehr weitreichende Patente auf gewisse verfahrenstechnische Anlagenkonfigurationen, Beschickungsstrategien etc. möglich. Wie in anderen Industriezweigen auch, hat dies dazu geführt, dass Anbieter von SBR-Anlagen nicht nur aus Optimierungsgründen Modifikationen vorgenommen haben, sondern in Einzelfällen auch, um bestehende Patente zu umgehen.

Die verschiedenen SBR-Varianten lassen sich in vier Grundformen einordnen, die in Abbildung 3.3 dargestellt sind. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde bei jeder Prinzipskizze nur jeweils ein bis zwei Reaktoren dargestellt; grundsätzlich kann eine SBR-Anlage aber aus einer nahezu beliebigen Anzahl von Reaktoren bestehen.



**Abb. 3.3:** Grundprinzip verschiedener SBR-Verfahren (nach IWA [2001A])

Das ursprünglich von IRVINE UND DAVIS [1971] als SBR-Verfahren bezeichnete System (Abbildung 3.3, oben links) beruht auf dem Prinzip, dass ein Reaktor so lange beschickt wird, bis ein bestimmtes Kriterium erfüllt ist, z.B. das Erreichen des maximalen Wasserspiegels. Anschließend beginnt die Befüllung des nächsten Reaktors. Wegen des fehlenden Vorlagebehälters müssen in den Zyklus ausreichend Pausenzeiten eingebaut werden, um Zuflussschwankungen auszugleichen. Die oben rechts dargestellte Modifikation unterscheidet sich vom Grundprinzip dadurch, dass den SB-Reaktoren ein Vorlagebehälter vorgeschaltet ist, der das Verfahren sehr viel flexibler macht, da es u.a. eine stoßartige Beschickung der Reaktoren ermöglicht. In Deutschland ist dieses Prinzip weit verbreitet, nicht zuletzt wegen der Dominanz der Mischkanalisation, da hier der Vorlagebehälter ökonomische und betriebliche Vorteile bietet. Bei den beiden in der unteren Hälfte abgebildeten Verfahren handelt es sich um Sonderformen, die vor allem dann zum Einsatz kommen, wenn große Abwassermengen behandelt werden müssen. So arbeitet z.B. die größte SBR-Kläranlage Deutschlands, die KA Neubrandenburg (140.000 EW) nach dem CAST-Prinzip. Dieses Verfahren ist dadurch gekennzeichnet, dass es über ein separates Becken verfügt, das als Selektor fungiert. Aus dem eigentlichen SBR wird Schlamm in den Selektor zurückgeführt. Während der Sedimentations- und Dekantierphase wird der Zufluss unterbrochen. Beim letzten Verfahrenstyp (unten rechts) erfolgt nur der Abzug des gereinigten Abwassers diskontinuierlich, der Zufluss hingegen kontinuierlich. Um Kurzschlussströmungen während der Dekantierphase und damit eine Beeinträchtigung der Ablaufwerte zu verhindern, ist der Zulaufbereich durch eine Trennwand vom übrigen Reaktorbereich abgetrennt. Da an dieser Stelle nicht im Detail auf die Sonderformen eingegangen werden kann, sei diesbezüglich auf IWA [2001A] verwiesen.

### **3.5 Vorteile der SBR-Technologie**

Die Vorteile der SBR-Anlagen liegen vor allem darin, dass alle Phasen des Reinigungsprozesses (Abbau der organischen Substanz, Nitrifikation, Denitrifikation, biologische Phosphorelimination und die Sedimentation) in einem Becken in einer bestimmten zeitlichen Abfolge durchgeführt werden. Mit Hilfe moderner Prozessleittechnik ist es daher möglich, die Zyklusdauer, die Dauer der einzelnen Schritte und andere Größen (z.B. Austauschvolumen) den jeweiligen Gegebenheiten, wie unterschiedlichen Abwasserzuflüssen und –beschaffenheiten, anzupassen. Durch den Einsatz von Qualitätsmessungen in den Reaktoren ist es sogar möglich, die Dauer eines Teilschrittes so zu variieren, dass das Reinigungsziel erreicht wird. Diese hohe Flexibilität kann ein wesentlicher Vorteil gegenüber Durchlaufanlagen bei Abwassereinleitungen in ein leistungsschwaches Gewässer sein. Bei Anlagen mit mehreren Reaktoren können in belastungsschwachen Zeiten ein Reaktor oder ggf. auch mehrere Reaktoren außer Betrieb genommen werden. Erfahrungen mit der KA Nürburgring (z.B. SIEKMANN ET AL. [1999]) belegen, dass ein SBR auch eine längere Stillstandsperiode verkraften kann, sofern das Belebtschlammgemisch regelmäßig belüftet wird.

Kurzschlussströmungen, wie sie in Durchlaufanlagen wegen zu schwacher Rührwerke, ungünstig gestalteter Ein- und Auslaufbauwerke o.ä. in den einzelnen Reaktionsräumen auftreten können, sind bei SBR-Varianten mit einem diskontinuierlichen Zufluss nicht möglich. Ein weiterer Vorteil des SBR-Verfahrens ist, dass die Trennung des belebten Schlammes vom gereinigtem Abwasser unter nahezu idealen hydraulischen Bedingungen stattfinden kann, da während der Sedimentation und dem Klarwasserabzug kein Zufluss erfolgt und damit

keine störenden Turbulenzen auftreten. Auch bei Mischwasserzufluss können daher sehr niedrige Feststoffkonzentrationen im Ablauf erzielt werden. So stellten KAZMI UND FURUMAI [2000] auch bei sehr ungünstigen Schlammindizes von bis zu 350 ml/g keine Erhöhung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf fest. Ferner wurde in dieser Untersuchung während der Sedimentation noch eine deutliche Denitrifikationsleistung von bis zu 30 % der Stickstoffzulaufmenge beobachtet, die zwar bei Mischwasser rückläufig war, immerhin aber noch 15 % betrug.

Durch die SBR-spezifischen Randbedingungen können einige Phänomene nicht auftreten, die bei Mischwasserzufluss in Durchlaufanlagen beobachtet werden können:

So kann es z.B. in Durchlaufanlagen während Phasen hoher hydraulischer Belastung zu einer Schlammverlagerung aus dem Belebungsbecken in die Nachklärung kommen, im Falle einer Überlastung der Nachklärung unter Umständen sogar zu einem Schlammabtrieb in das Gewässer. Sollte es hingegen bei einem SBR einmal infolge ungünstiger Schlammabsetzeigenschaften zu einer Erhöhung der Feststoffkonzentrationen im Ablauf kommen, kann die Sedimentations- und Dekantierdauer verlängert werden; dies geht jedoch zu Lasten der biologisch aktiven Phase. Faktisch entspricht eine Verlängerung dieser beiden Teilschritte damit einer Vergrößerung des Nachklärbeckenvolumens zu Ungunsten des Belebungsbeckenvolumens. Die starren Beckenvolumina bei Durchlaufanlagen gestatten eine solche Anpassung nicht oder nur eingeschränkt. Bei Verwendung von Trübungs- oder TS-Sonden zur Kontrolle des Dekantierprozesses lässt sich dieser zudem bei Gefahr eines Schlammabtriebs zeitweise unterbrechen. Da keine Schlammverlagerung auftreten kann, steht außerdem die gesamte Biomasse während der reaktiven Phasen für Reinigungszwecke zur Verfügung.

Sehr viele SBR-Kläranlagen werden innerhalb kurzer Zeit stoßartig mit Abwasser beschickt, wodurch ein Substratdruck erzeugt wird. In diesen Fällen wechseln sich in einem Zyklus Phasen hoher und niedriger Substratverfügbarkeit ab. Gemäß IWA [2001A] ist dies einer der Gründe dafür, dass solche Anlagen weniger sensibel auf Stoßbelastungen reagieren, wie sie beispielsweise von Spülstoßereignissen bei Mischwasser oder durch die Entleerung eines Regenbeckens hervorgerufen werden können. Ferner sind viele SBR-Anlagen mit Vorlage-/Pufferbehältern ausgestattet, die stoffliche und hydraulische Belastungsspitzen – je nach Größe – mehr oder weniger gut abpuffern können. Dies kann besonders bei kleinen Kläranlagen von Vorteil sein, da hier die stofflichen und hydraulischen Belastungsschwankungen sowohl bei Trocken- als auch bei Regenwetter stärker ausgeprägt sein können als bei größeren Anlagen. Als weitere positive Folge des Substratdrucks kann die Unterdrückung eines exzessiven Wachstums bestimmter fadenbildender Bakterien angesehen werden (IWA [2001A]). Folglich sind die Schlammabsetzeigenschaften in einem SBR mit stoßartiger Beschickung in aller Regel gut, oft sogar besser als in vergleichbaren Durchlaufkläranlagen.

Im Normalbetrieb läuft nahezu der gesamte Reinigungsprozess in einer SBR-Anlage wegen des hohen Automatisierungsgrades fast selbsttätig ab, wodurch das Betriebspersonal entlastet wird; allerdings gilt dies mittlerweile auch für viele andere Reinigungsverfahren.

Wegen der Randbedingungen der SBR-Technik können die einzelnen Teilsysteme (z.B. Reaktoren, Vorlagebehälter) modulartig gefertigt und zusammengesetzt werden, weshalb sich SBR-Anlagen oft einfacher erbauen und erweitern lassen. Hinzu kommt, dass einige Firmen diese Chance nutzen und weitgehend standardisierte SBR-Anlagen verkaufen (z.B. Standarddurchmesser bei den Behältern, relativ einheitliche maschinen- und elektrotech-

nische Ausstattung), die jeweils nur leicht an die jeweiligen Gegebenheiten angepasst werden müssen. Hierdurch steigen zudem die Chancen, dass einmal entwickelte integrierte Ansätze sich relativ einfach auf andere ähnliche SBR-Kläranlagen übertragen lassen bzw. Synergieeffekte (z.B. bei der Entwicklung entsprechender MSR-Strategien) genutzt werden können. Aus dem Umstand, dass bei SBR-Anlagen eine Rezirkulation von nitratreichem Abwasser bzw. des belebten Schlamms nicht erforderlich ist, ergeben sich weitere Investitionsvorteile. Alles dies sind sicherlich Gründe dafür, dass in den letzten Jahren bei Ausschreibungen SBR-Anlagen – nach Erfahrung des Autors – oft deutlich günstiger angeboten werden als Durchlaufanlagen und deshalb nun vermehrt gebaut werden. Ein weiterer Vorteil der modulartigen Bauweise ist, dass sich daraus in vielen Fällen Reserven ergeben können, da diese Module meist innerhalb eines gewissen Anwendungsspektrums eingesetzt werden können.

Erfahrungen zeigen, dass SBR-Anlagen oft über ein hohes Optimierungspotenzial verfügen, da Reserven nicht voll ausgeschöpft werden. Dies belegen auch einige SBR-Anlagen, die laut Bemessung eigentlich überlastet sind, aber dennoch gute Reinigungsleistungen erzielen (z.B. HOLM ET AL. [2000], STEINMETZ [2001]). Diese oftmals hohen Reserven sind zum einen eine Folge der in Deutschland üblichen statischen Bemessungsansätze und daraus resultierender „Angstzuschläge“, zum anderen ergeben sie sich aber auch aus einer nicht-adequaten Berücksichtigung der verfahrensbedingten Vorteile, wie z.B. der ungestörten Sedimentation.

Aus dem SBR-Prinzip resultiert ferner, dass sich diese Reserven wegen der weitgehenden Entkopplung der Reaktoren und Ausgleichsbehälter leichter abschätzen und bilanzieren lassen als bei Durchlaufanlagen mit den zahlreichen unterschiedlichen Reaktionsräumen und Leitungen. Dies ist dann hilfreich, wenn der Kläranlagenzufluss über das Normalmaß hinaus erhöht bzw. die Genauigkeit von Durchflussmessungen abgeschätzt werden soll.

Alle diese Faktoren sprechen dafür, dass das SBR-Verfahren grundsätzlich auch bestens zur Mischwasserbehandlung geeignet sein sollte.

### **3.6 Nachteile der SBR-Technologie**

Bei allen Vorteilen gilt auch für das SBR-Verfahren, dass der Reinigungserfolg einer Kläranlage in erster Linie von der Abwasserbeschaffenheit abhängt. Zwangsläufig wirkt sich eine Veränderung der Zuflusscharakteristik auf den biologischen Reinigungsprozess aus. So kann es z.B. bei Mischwasserzufluss zu einer Verschlechterungen der Denitrifikation und der biologischen Phosphorelimination infolge niedrigerer Konzentrationen an leicht abbaubaren organischen Verbindungen kommen. Im Einzelfall kann es auch zu Problemen bei der Nitrifikation kommen, wenn die Pufferkapazität zu gering ist (siehe auch ATV [1997B], KREBS ET AL. [1999], LEINWEBER [2002], SEGELKE [2002]).

Daneben gilt es einige SBR-spezifische Nachteile zu beachten:

Der Handbetrieb einer SBR-Kläranlage, der im Einzelfall erforderlich sein kann, stellt an das Betriebspersonal höhere Ansprüche als bei vergleichbaren Durchlaufanlagen, besonders wenn mehrere Reaktoren vorhanden sind und hohe Anforderungen an die Reinigungsleistung gestellt werden. Ferner kann beobachtet werden, dass das Betriebspersonal von neuen SBR-Anlagen, welches meist zuvor keine Erfahrung mit dieser Technologie sammeln konnte und bis dahin oft auch nur auf relativ einfachen Abwasseranlagen (Tropfkörper-

anlagen, Abwasserteichen o.ä.) gearbeitet hat (siehe auch das Beispiel im Anhang 3.1), vereinzelt Schwierigkeiten hat, das neue Verfahren im Detail zu verstehen und sich an die veränderten Bedingungen anzupassen (SCHREFF [2001]). Dies gilt vor allem, wenn keine intensive Schulung auf die neue Technologie stattgefunden hat und sich in der Nähe keine weiteren SBR-Anlagen befinden, wodurch der Erfahrungsaustausch erschwert wird. Allerdings muss einschränkend angemerkt werden, dass ähnliche Probleme auch beim Wechsel von einfachen Anlagen auf moderne Durchlaufanlagen auftreten können.

Wichtige Komponenten von SBR-Anlagen (z.B. Dekanter) müssen hohen Ansprüchen an Funktionstüchtigkeit, Flexibilität und Zuverlässigkeit genügen. In vielen Fällen, in denen SBR-Anlagen die in sie gesetzten Hoffnungen nicht erfüllen konnten, ist die Ursache nicht nur auf allgemeine Planungsfehler, sondern auch auf eine mangelhafte maschinen- und elektrotechnische Ausstattung zurückzuführen (IWA [2001A]). Auf eine sorgfältige Auswahl der entsprechenden Ausrüstung ist daher besonderer Wert zu legen; dieser Grundsatz sollte allerdings auch bei Durchlaufanlagen gelten.

Aus der Entkoppelung des Reinigungsprozesses von der hydraulischen Zuflusssituation ergeben sich keineswegs nur Vorteile: Wegen des Kontinuitätsprinzips ist die Zuflusserhöhung bei Durchlaufanlagen, wenn die sonstigen Randbedingungen (z.B. ausreichende Pumpenleistung, leistungsfähige Nachklärung) erfüllt sind, vom Prinzip her relativ problemlos; eine Erhöhung der Zuflussmenge führt zwangsläufig auch zu einer zeitnahen Erhöhung der Ablaufmenge. Zwischenspeicher o.ä. sind daher nicht erforderlich. Ganz anders sieht dies bei SBR-Anlagen aus, denn eine Zuflusserhöhung führt nicht unmittelbar zu einer Erhöhung der Ablaufmenge. Es muss also ausreichend freies Volumen in dem Vorlagebehälter und den Reaktoren vorhanden sein, um hydraulische Spitzen bewältigen zu können.

Bei mehreren Reaktoren wird man wegen verschiedener Zwangspunkte (z.B. Anzahl der Belüftungsaggregate) zudem um eine Mindestsynchronisation der einzelnen Reaktoren nicht umhin kommen. Dieser Umstand muss bei der Optimierung beachtet werden.

Wegen der verfahrensspezifischen Randbedingungen der SBR-Technik ist in aller Regel der Aufwand für die Belüftungseinrichtung höher als bei Durchlaufanlagen, da sich aus der intermittierenden Verfahrensweise und der stoßartigen Beschickung eine höhere Anfangszehrung ergibt und die Belüftung nur während eines Teils des Zyklus erfolgt. Hinzu kommt, dass viele SBR-Anlagen ein Zwischenpumpwerk benötigen.

Wegen des Diskontinuitätsprinzips werden auch die Reaktoren nicht kontinuierlich entleert. In vielen Fällen wird deshalb von den Aufsichtsbehörden der Bau eines Ausgleichsbeckens verlangt, um den Kläranlagenablauf zu vergleichmäßigen und hydraulische Spitzen zu kappen. Bei SBR-Anlagen mit mehr als drei Reaktoren kann in der Regel auf einen Mengenausgleich verzichtet werden, da bei Zyklusdauern von 6-8 h und Sedimentations- und Dekantierphasen von ca. 2 h ohnehin eine Abflussvergleichmäßigung stattfindet. Dies gilt besonders, wenn mittels einer Durchflussmessung regulierend auf die Dekantierleistung eingewirkt wird.

### **3.7 Bemessung von SBR-Anlagen**

In Deutschland existieren mehrere Regelwerke zur Dimensionierung und adäquaten Ausrüstung von SBR-Kläranlagen wie z.B. das ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 [2000C], das ATV-Merkblatt M 210 [1997A] und das VDMA-Einheitsblatt 24427 [1997]. Bei Anlagen, die in

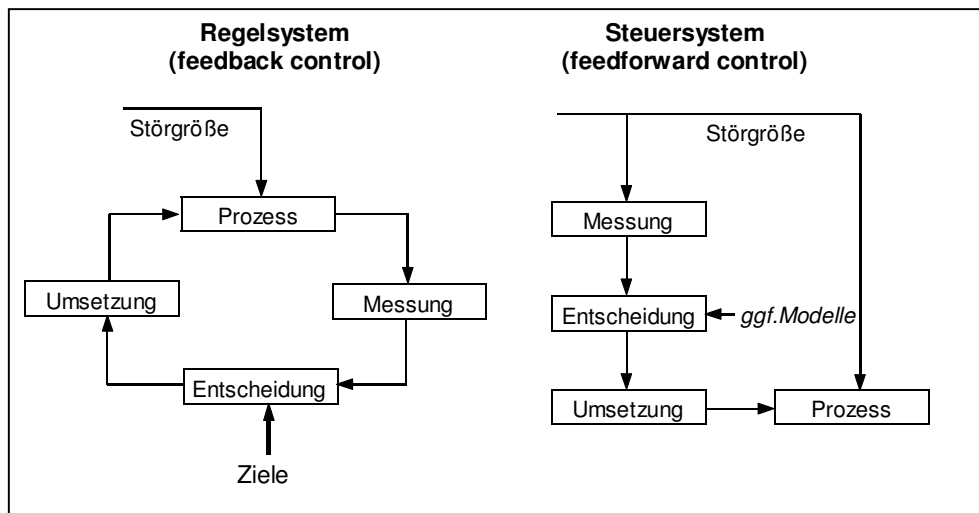


den 1990ern erbaut wurden, fand zudem meist das ATV-Arbeitsblatt A 131 [1991] Anwendung. Der Ablauf der Bemessung nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A] ist schematisch in Anhang 3.2 dargestellt. Darüber hinaus haben verschiedene Autoren ergänzende Kommentare (z.B. KAYSER [1995, 2001]), Erläuterungen (z.B. TEICHGRÄBER [1998]) oder optimierte Berechnungsmethoden (z.B. WICHERN ET AL. [2001B]) zum ATV-Merkblatt M 210 [1997A] verfasst, die bei der Bemessung berücksichtigt wurden bzw. werden. Weitere Vorschläge zur Bemessung von SBR-Anlagen machten u.a. OLES [1991] und MIKKELSON UND NYHUIS [1996]. Einige der Anlagen, die vor Einführung des ATV-Merkblattes M 210 [1997A] gebaut wurden, sind nach derartigen Ansätzen bemessen worden. Einen Überblick über verschiedene Bemessungsansätze geben z.B. KRAMPE [2001] und KEUDEL [2002]. KEUDEL diskutiert u.a. auch verschiedene Ansätze zur Bemessung der Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase. Im internationalen Bereich gibt es ebenfalls entsprechende Regelwerke und Handlungsempfehlungen, auf die jedoch an dieser Stelle nicht eingegangen werden soll. Es sei lediglich auf den „Scientific and Technical Report No. 10 – SBR Technology“ (IWA [2001A]) verwiesen, der einen sehr guten Überblick über das SBR-Verfahren im Allgemeinen, die damit bisher weltweit gewonnenen Erfahrungen und zahlreiche Informationen zur adäquaten maschinen- und elektrotechnischen Ausstattung und Bemessung von SBR-Kläranlagen gibt.

### 3.8 Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik bei SBR-Kläranlagen

#### 3.8.1 Allgemeine Bemerkungen

Auch im Bereich der SBR-Technologie kommen zahlreiche Mess-, Steuerungs- und Regelungskonzepte zum Einsatz. In Abbildung 3.4 sind die Grundprinzipien einer Regelung bzw. Steuerung schematisch dargestellt.



**Abb. 3.4:** Grundprinzip einer Regelung bzw. Steuerung (nach OLLSON UND NEWELL [1999] bzw. LONDONG UND SAUER [2001])

Die Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen SBR-Kläranlagen und Durchlaufanlagen werden auch im Bereich der MSR-Technik deutlich, da es verfahrensbedingte Unterschiede bei den Stör- und Stellgrößen geben kann <sup>8</sup>:

Stellgrößen sind dadurch gekennzeichnet, dass sie vom Anlagenbetreiber verändert werden können und mit Hilfe von Stellgliedern, also Schiebern, Pumpen, Ventilen etc. derart beeinflusst werden, dass ein vorgegebener Sollzustand erreicht bzw. wiederhergestellt wird (LONDONG UND SAUER [2001]). Stellgrößen sind im Wesentlichen Massen- und Energieströme, wobei man die wichtigsten den Bereichen Hydraulik und Belüftung zuordnen kann. Die verschiedenen hydraulischen Variablen kann man wiederum nach OLLSON UND NEWELL [1999] den Bereichen Zufluss-, Abfluss-, Schlamm-, Rückführ- und Zyklusregelungen zuordnen, wobei beim SBR-Verfahren eine Rückführregelung systembedingt entfällt und sich die Schlammregelung auf eine Beeinflussung des Überschussschlammabzugs beschränkt. Da die Reinigung bei der SBR-Technik im Gegensatz zu Durchlaufkläranlagen nicht entlang einer Wegstrecke, sondern entlang einer Zeitachse erfolgt, wird der Prozessablauf bei SBR-Anlagen in der Praxis meist über ein Zyklusprogramm mit strikten Vorgaben bezüglich der Dauer der einzelnen Phasen gesteuert. Daher sind bei SBR-Anlagen – im Gegensatz zu den meisten Durchlaufanlagen – zeitbasierte Ablaufsteuerungen von großer Bedeutung.

Die Zyklusdauer kann als hydraulische Variable eingestuft werden, da stark erhöhte Zulaufmengen (z.B. infolge Mischwasserzufluss) eine Verkürzung der Zyklusdauer erfordern können. Weiterhin ist es zu belastungsarmen Zeiten auch möglich, einzelne Reaktoren außer Betrieb zu nehmen. Einige Gemeinsamkeiten mit Durchlaufanlagen gibt es bei der Zuflussregelung. Hierzu gehören Stellgrößen, die eine Veränderung des Zuflusses (auch im Bereich des Kanalnetzes), die Nutzung von Ausgleichsbehältern im Zu- und/oder Ablauf, die Aufteilung des Zuflusses auf verschiedene Straßen bzw. Reaktoren sowie ggf. die gezielte Umgehung einzelner Baugruppen im Bypass ermöglichen. Neben den hydraulischen Stellgrößen gibt es eine Vielzahl weiterer Variablen, auf die mit Hilfe von Stellgliedern eingewirkt werden kann, vor allem im Bereich der Belüftung. Von praktischer Bedeutung kann bei SBR-Anlagen auch die Dosierung chemischer Substanzen, z.B. Fällungs- und Flockungsmitteln oder externer Kohlenstoffquellen, sein. Weitere Stellgrößen können sich bei SBR-Anlagen aus dem Dekantierprozess ergeben, sofern sich das Absenkziel und die Leistung des Dekanters manipulieren lassen.

---

<sup>8</sup> Nach OLSSON UND NEWELL [1999] unterscheidet man interne - die innerhalb einer Abwasseranlage auftreten - und externe Störgrößen, die von außen auf das System einwirken. Zur ersten Gruppe zählt man z.B. die Dynamik der Belüftungsaggregate. Die wichtigsten externen Störgrößen sind hingegen die Dynamik des Kläranlagenzuflusses in Hinblick auf Menge, Konzentration und Zusammensetzung. Es versteht sich von selbst, dass in komplexen Systemen, wie sie Abwasseranlagen darstellen, eine Vielzahl von Störgrößen existieren. Hinzu kommt, dass viele dieser Störgrößen nicht messtechnisch erfasst werden (können).

Betrachtet man die Entwicklung der MSR-Technik im Bereich von SBR-Kläranlagen genauer, stellt man fest, dass sich diese in den letzten Jahren und Jahrzehnten im Wesentlichen nur auf die Entwicklung von optimierten Füllstrategien und Sauerstoffreglern konzentrierte. Die Folge ist, dass sich nach SCHREFF UND WILDERER [1999] die einzelnen SBR-Varianten im Wesentlichen nur durch die gewählte Füllstrategie unterscheiden. Dies ist einer der Gründe, weshalb eine Optimierung des Batchbetriebs in vielen Fällen noch immer nach der Methode „trial and error“ (HELMREICH ET AL. [2000]) erfolgt, d.h. einzelnen Zyklusschritte werden per Hand am PLS angepasst und das Resultat mittels konventioneller Analytik betrachtet. SCHREFF UND WILDERER [1999] verweisen daher auf Forschungsbedarf im Bereich angepasster Steuerungsstrategien, z.B. bei Anlagen mit stark schwankenden Belastungsbedingungen. Auch TEICHGRÄBER [1998] fordert u.a., dass in Zukunft ein besonderes Augenmerk auf die Weiterentwicklung im Bereich der Zyklussteuerung und der dazugehörigen Messgeräte gelegt wird. KATSOGIANNIS ET AL. [1999] bemängeln ebenfalls, dass trotz der günstigen Randbedingungen, die das SBR-Verfahren z.B. im Bereich der Automatisierungstechnik bietet, bisher nur wenige brauchbare Vorschläge zur Entwicklung von Mess-, Steuerungs- und Regelungsstrategien zur Optimierung von SBR-Anlagen unterbreitet wurden.

Betrachtet man die Gründe, warum MSR-Technik auf Kläranlagen normalerweise zum Einsatz gelangt, kommt man einer Erklärung für diese Entwicklung näher. Durch den Einsatz von MSR-Technik soll nämlich auf die ablaufenden Prozesse sowie die auftretenden Störgrößen derart eingewirkt werden, dass der Reinigungsbetrieb stabiler, sowie ökonomisch und/oder ökologisch möglichst effizient abläuft. Hieraus resultiert, dass der umfangreiche Einsatz von MSR-Technik für SBR-Kläranlagen lange Zeit wenig interessant erschien:

- Da es sich bei den meisten SBR-Anlagen um kleinere Abwasseranlagen handelt, ist/war der Einsatz von Qualitätsparameter-Messtechnik daher meist entweder unwirtschaftlich und/oder wegen geringer Anforderungen an die Reinigungsleistung nicht erforderlich.
- Die Kosten für online-Messtechnik (besonders für  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$  und  $\text{PO}_4$ ) waren bislang sehr hoch; dies galt nicht nur für die Anschaffungs-, sondern auch für die Betriebskosten.
- SCHREFF [2003] verweist darauf, dass sich Struktur und Aufbau der SBR-Prozesssteuerung nur selten an den betrieblichen Belangen orientieren, vor allem was die Möglichkeiten der Programmmodifikation angeht.

Nach Einschätzung von SCHREFF [2003] ist daher der Einsatz von Trübungs- und Prozessmessgeräten erst bei größeren Anlagen nutzbringend bzw. bei kleineren Anlagen die Einbindung von Sauerstoffgehalt und Füllstand in entsprechende Regelungen ausreichend.

### **3.8.2 Optimierung von SBR-Anlagen mit Hilfe von MSR-Technik**

Nachfolgend werden einige Veröffentlichungen zur regelungstechnischen Optimierung von SBR-Anlagen vorgestellt:

Die Regelung des Sauerstoffgehaltes erfolgt bei SBR-Anlagen zumeist mittels einfacher konventioneller Regler, z.B. mit Hilfe eines Zweipunktreglers wie bei SCHLEYPEN ET AL. [1996] beschrieben. Auch andere einfache Regler wie PI- und PID-Regler kommen dabei zum Einsatz. Nach VOGEL ET AL. [1998] wird auf der Kläranlage Potsdam, die auf einem

SBR-artverwandten Verfahrensprinzip beruht, am Ende eines jeden Belüftungszyklus die Atmungsrate gemessen. Die Ergebnisse werden anschließend dazu verwendet, für die nächste Belüftungsphase Sauerstoff-Sollwerte zu ermitteln, die an die jeweiligen Belastungsverhältnisse angepasst sind. KATSOGIANNIS ET AL. [1999] berichten über einen von ihnen entwickelten linearen Algorithmus, der dazu dienen soll, die Nitrifikation durch eine optimierte Belüftung zu verbessern und letztendlich damit Energiekosten zu sparen. Der am Modell getestete Algorithmus soll mit wenigen Eingangsgrößen auskommen.

Über den Einsatz und die Einbindung von Redox-Messgeräten in die Steuerungs- und Regelungstechnik auf SBR-Anlagen berichten z.B. DEMOULIN ET AL. [1997] und YU ET AL. [1997]. DEMOULIN ET AL. verwendeten auf der österreichischen Kläranlage Großarl die Ergebnisse der Redox- und O<sub>2</sub>-Messungen dazu, die Nährstoffelimination zu optimieren. Die Anpassung geschah über eine Veränderung der Einschaltpunkte der konventionellen Belüftungsregelung. Eine Einbindung der online-Geräte in eine wissensbasierte Regelung bzw. eine Veränderung der Gesamtzyklusdauer erfolgte anscheinend nicht. Die Arbeiten von YU ET AL., die im Labormaßstab durchgeführt wurden, ergaben, dass mit Hilfe einer Echtzeitsteuerung auf der Basis von Redox- und pH-Messgeräten die Zykluszeit im Vergleich zur konventionellen Zeitsteuerung um 35 % (Gesamtzyklus) bzw. 42 % (Belüftungsphase) verkürzt und dennoch niedrigere Stickstoff- und Phosphorablaufwerte erreicht werden konnten. TOMLINS ET AL. [2001] berichten ebenfalls über den Einsatz einer Redox- und O<sub>2</sub>-basierten Regelung auf einer halbtechnischen SBR-Kläranlage.

Weitere Messgeräte, die auf SBR-Kläranlagen für MSR-Zwecke zum Einsatz kommen, sind u.a. Schlamm Spiegel- und Trübungs- bzw. TS-Messungen (z.B. IWA [2001A]). Doch auch hier werden die Messgeräte häufig nur zur Überwachung eingesetzt bzw. in Sicherheitskonzepte eingebunden, z.B. zur Vermeidung von Schlammabtrieb während des Dekantierprozesses.

Vereinzelt wurden auch bereits Steuerungs- und Regelungstechniken untersucht, die auf Formen künstlicher Intelligenz aufbauen:

So berichten COHEN ET AL. [1997] über den Einsatz eines neuronalen Netzes als Hilfsmittel bei der online-Simulation einer SBR-Anlage. In diesem Projekt ging es darum, die stoffliche Belastung der Kläranlage Morrinsville (Neuseeland) vorherzusagen, die maßgeblich durch einen Molkereibetrieb verursacht wurde. Als Eingangswerte für das neuronale Netz dienten online-Messungen im Ablauf der Molkerei. Die vom neuronalen Netz prognostizierten Belastungen im Kläranlagenzulauf lieferten die Eingangsgrößen für ein einfaches Kläranlagenmodell, das nur die ungefähren Prozesse abbildete und nicht für Zwecke der Echtzeit-Steuerung bzw. -Regelung eingesetzt wurde. Die Modellergebnisse wurden dazu verwendet, die Zyklusdauer den zu erwartenden Belastungen anzupassen.

HAMAMOTO ET AL. [1997] entwickelten sowohl für eine SBR-Anlage im Labormaßstab als auch für eine großtechnische Anlage eine wissensbasierte Regelung zur Verbesserung der Nährstoffelimination. Eingangswerte für diesen Fuzzy-Controller waren die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert, das Redox-Potenzial sowie der Wasserstand. Die Ausgangswerte des Fuzzy-Controllers dienten zur automatischen Anpassung der Rühr- und Belüftungsphasen. Die Zyklusdauer wurde dabei allerdings nicht verändert, sondern lediglich die Dauer der belüfteten und unbelüfteten Phasen. Mit Hilfe des Fuzzy-Controllers konnten bei den Nährstoffverbindungen deutlich bessere Wirkungsgrade erzielt werden als im Rahmen der konventionellen, zeitgesteuerten Betriebsweise. Auch TAT [2000] berichten über gute

Erfahrungen mit einer Fuzzy-Regelung auf einer SBR-Kläranlage (15.000 EW), die ebenfalls auf Sauerstoff-, pH- und Redoxmesswerten beruhen. PENG ET AL. [2001] entwickelten einen Fuzzy-Regler für einen SBR im Labormaßstab, der auf den gleichen Messgrößen aufbaut.

ALEX UND TSCHEPETZKI [2001] berichten über ein Steuerungs- und Regelungskonzept für die KA Nürburgring, die extremen Belastungsschwankungen ausgesetzt ist. Die Normalbelastung der Anlage ist relativ gering, während der Rennwochenenden steigt die Belastung jedoch drastisch an. Die lastabhängige Steuerung berücksichtigt u.a. die aktuelle Zuflusssituation und die aktuelle Leistungsfähigkeit der Anlage. Mittels dieses MSR-Konzeptes wurden u.a. die O<sub>2</sub>-Konzentration sowie die Dosierung einer externen C-Quelle und des Fällmittels geregelt bzw. die Zyklusdauer und -zusammensetzung ermittelt.

Die Ausführungen verdeutlichen, dass zwar bereits vereinzelt kontinuierliche Messgeräte auf SBR-Anlagen eingesetzt werden, diese aber meist nicht oder nur im begrenzten Maße für Steuerungs- und Regelungsstrategien verwendet werden. Ähnliches gilt für den Einsatz von modell-, wissens- bzw. datenbasierten Regelungs- und Steuerungsstrategien.

### **3.9 Zwischenfazit – Stand des Wissens „SBR Allgemein“**

Es wurde gezeigt, dass das SBR-Verfahren eine äußerst leistungsfähige und sehr flexible Form der Abwasserreinigung darstellt, die seit einigen Jahren dem Stand der Technik entspricht. Da diese Technologie zudem zahlreiche Vorteile bietet und mittlerweile technische Regelwerke für die Bemessung derartiger Anlagen verfügbar sind, werden seit einigen Jahren nicht nur in Deutschland SBR-Anlagen verstärkt gebaut. Mit zunehmender Verbreitung dieser Anlagen verschwinden auch allmählich einige Bedenken, die dem SBR-Verfahren vereinzelt noch immer entgegengebracht werden. Die Erfahrung zeigt nämlich, dass moderne SBR-Anlagen, die sorgfältig – auf Basis der derzeit gültigen Regelwerke – geplant und adäquat mit der erforderlichen Maschinen- und EMSR-Technik ausgestattet wurden, die an sie gestellten Reinigungsanforderungen erfüllen; dies gilt auch für die Behandlung von Mischwasser. Auf der anderen Seite zeigen die Ausführungen aber auch, dass die hohe Flexibilität, die das SBR-Verfahren prinzipiell bietet, wegen der noch immer vorherrschenden starren Zyklussteuerungen oft ungenutzt bleibt. Da die Ausführungen des Kapitels 3 zeigen, dass die technologischen Randbedingungen des SBR-Verfahrens einer Entwicklung integrierter Ansätze für SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen nicht entgegen stehen, soll in den nächsten Schritten das entsprechende Optimierungspotenzial anhand einer realen SBR-Kläranlage genauer untersucht werden.

## 4 Beschreibung des Projektgebietes und der Projektanlage

### 4.1 Allgemeine Beschreibung des Projektgebietes

Die Gemeinde Messel (Hessen) liegt ca. 20 km südöstlich von Frankfurt/Main bzw. 15 km nordöstlich von Darmstadt (Anhang 4.1). Die Gemeinde besteht aus den Ortsteilen Messel und Grube Messel; letzterer ist nach dem gleichnamigen UNESCO-Weltnaturerbe benannt, einer der bedeutendsten paläontologischen Fundstellen der Welt. Die Einwohnerzahl der Gemeinde wird mit ca. 3.750 E angegeben. Obwohl der Ort im dicht besiedelten Rhein-Main-Gebiet liegt, ist die Gegend um Messel ländlich geprägt (Anhang 4.2). Gewerbe ist kaum vorhanden. Die landwirtschaftliche Nutzung ist in den letzten Jahren stark zurückgegangen und nur noch von geringer Bedeutung; in Messel dominiert die Wohnnutzung. Wegen der günstigen und ruhigen Lage stieg die Einwohnerzahl in den letzten Jahren kontinuierlich an. Die sozioökonomischen Randbedingungen ähneln denen vieler ländlicher Gemeinden in Deutschland, insbesondere denen, die im Einzugsgebiet größerer Siedlungszentren liegen.

### 4.2 Beschreibung der Kanalisation und der Sonderbauwerke

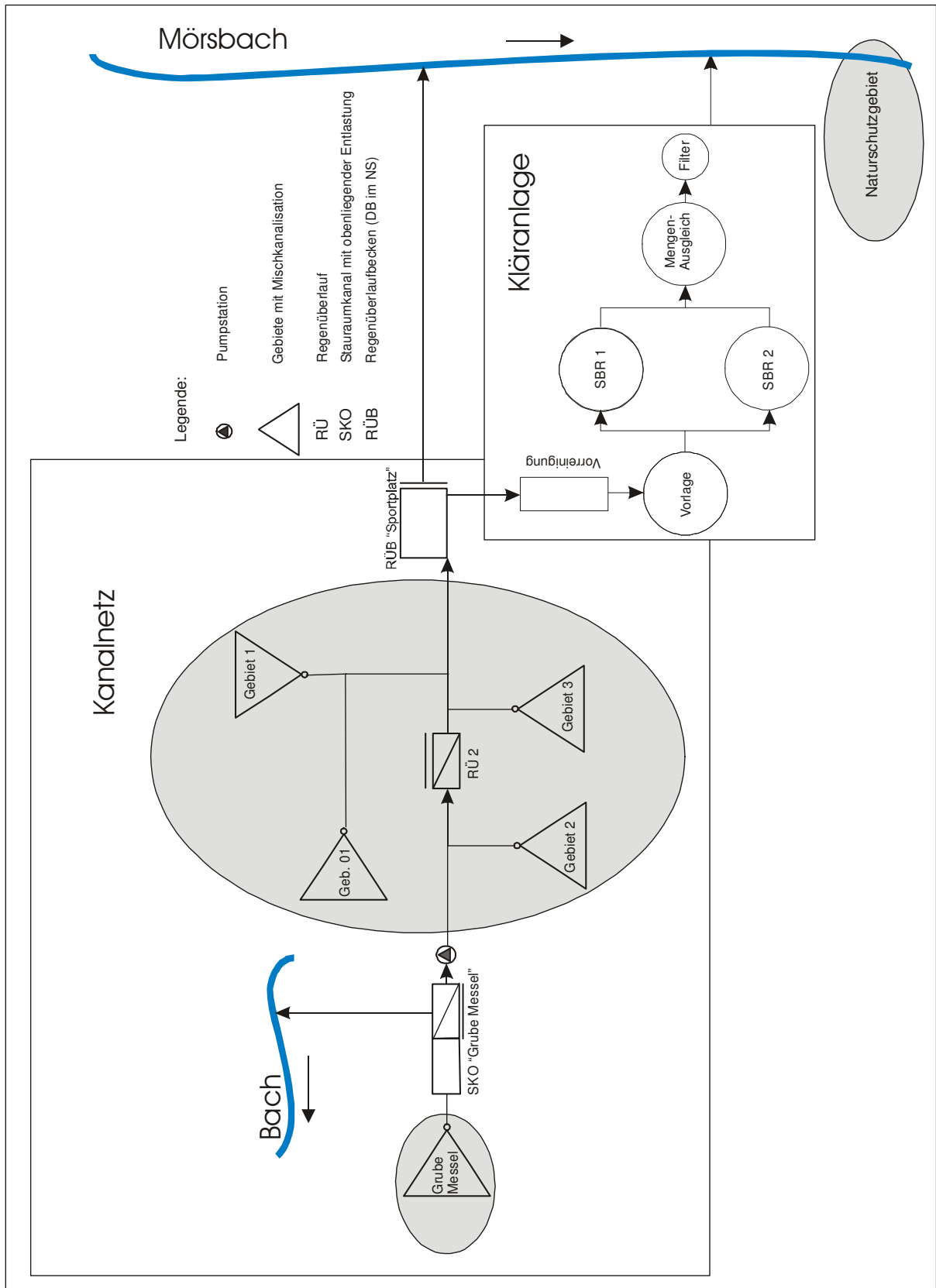
Wie in vielen deutschen Gemeinden dominiert auch in Messel das Mischsystem. Die Abwässer beider Ortsteile werden zur Kläranlage, die im Ortsteil Messel liegt, weitergeleitet. Zum besseren Verständnis ist das Einzugsgebiet als Prinzipskizze in Abbildung 4.1 dargestellt.

#### 4.2.1 Ortsteil „Grube Messel“

Das Einzugsgebiet des Ortsteils „Grube Messel“ (Anhang 4.3), der deutlich kleiner ist als der Ortsteil „Messel“, umfasst eine kanalisierte Fläche von ca. 48 ha. Davon werden ca. 16 ha im Trennsystem entwässert; bei diesen Flächen handelt es sich um das Werksgelände eines Baustoffwerkes und um Teile des Bahnhofgeländes. Das Mischsystem umfasst eine kanalisierte Fläche von 32 ha. Die Teilgebiete können den Geländeneigungsklassen 1 bis 3 zugeordnet werden. Die Kalibrierung des Kanalnetzes (Kapitel 6.1) hat gezeigt, dass die abflusswirksame befestigte Fläche etwa 11 ha beträgt. Im Ortsteil „Grube Messel“ leben ca. 400 Einwohner (EZ). Die geringe Einwohnerdichte von 13 E/ha resultiert aus den angeschlossenen Außengebieten und den Gewerbeflächen. Der gewerbliche Einfluss beträgt ca. 250 Einwohnergleichwerte (EGW). Ein Stauraumkanal mit oberliegender Entlastung (SKO „Grube Messel“) dient der Mischwasserbehandlung. Kurz oberhalb der Einleitstelle des SKO mündet auch der Regenauslass der Trennkanalisation. Der SKO verfügt über ein Volumen von  $346 \text{ m}^3$ , was einem spezifischen Speichervolumen ( $V_s$ ) von  $31 \text{ m}^3/\text{ha}$  entspricht<sup>9</sup>. Hinzu kommen  $130 \text{ m}^3$ , die als Speichervolumen im Kanalnetz aktiviert werden, bevor es zu einer Entlastung kommt. In Summe entspricht dies einem  $V_s$  von  $0,73 \text{ m}^3/\text{EW}$ . Da der Ortsteil „Grube Messel“ ( $158 \div 170 \text{ müNN}$ ) nicht so hoch liegt wie der Ortsteil „Messel“ ( $162 \div 182 \text{ müNN}$ ), muss das anfallende Abwasser über eine Strecke von 1.420 m und einen Höhenunterschied von 24 m gepumpt werden. Das Pumpwerk ist direkt am SKO angeordnet und fungiert als Drosselbauwerk. Zur Zeit werden maximal  $64 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $Q_{Dr,SKO}$ ) nach Messel gepumpt. Im Zuge einer vor kurzem durchgeführten Erneuerung der elektrotechnischen Ausstattung wurde der SKO mit einer Selbstwähleinrichtung,

<sup>9</sup> Als Bezugsgröße für das spezifische Speichervolumen dient hier und bei nachfolgenden ähnlichen Angaben die abflusswirksame befestigte Fläche.

Höhenstandsmessungen und einer SPS ausgestattet. Die maximale Fließzeit im Ortsteil beträgt ca. 20 min.



**Abb. 4.1:** Prinzipalskizze von Kanalnetz und Kläranlage der Gemeinde Messel

#### 4.2.2 Ortsteil „Messel“

Der Ortsteil „Messel“ wird optisch stark dominiert von der Wohnbebauung (Anhang 4.4). Während der ursprüngliche Dorfkern stark verdichtet ist, sind die in den letzten Jahren und Jahrzehnten entstandenen Wohngebiete aufgelockerter. Das Entwässerungsgebiet des Ortsteils „Messel“ umfasst eine kanalisierte Fläche von 84 ha. Davon werden 5,4 ha – u.a. Teile des Sportplatzareals - im Trennsystem entwässert. Auf das Mischsystem entfallen 78 ha. Gemäß den Ergebnissen der Kanalnetzkalibrierung dürfte die abflusswirksame befestigte Fläche etwa 30 ha betragen. Im Ortsteil „Messel“ leben ca. 3.350 Einwohner. Die Einwohnerdichte beträgt somit 42 E/ha. Der gewerbliche Einfluss wird mit 200 EGW abgeschätzt. Das Kanalnetz von Messel kann vereinfacht in die vier größeren Teilgebiete "Gebiet 01", "Gebiet 1", "Gebiet 2" und "Gebiet 3" untergliedert werden. Die Teilgebiete können den Geländeneigungsklassen 1 und 2 zugeordnet werden. Als Maßnahme zur Mischwasserbehandlung wurde vor einigen Jahren unmittelbar vor der Kläranlage das Zentralbecken "RÜB Sportplatz" errichtet. Das Rundbecken entspricht vom Verfahrensprinzip her einem Durchlaufbecken im Nebenschluss und wird über ein Trennbauwerk (TBW) beschickt. Das Nominalvolumen beträgt  $1.100 \text{ m}^3$ . Das Realvolumen ist jedoch etwas höher und beträgt knapp  $1.200 \text{ m}^3$ . Der Unterschied zwischen Nominal- und Realvolumen resultiert u.a. aus dem Verbindungskanal zwischen Becken und Trennbauwerk und dem Trennbauwerk selbst, da diese Bereiche ab einem gewissen Wasserstand im Becken ebenfalls eingestaut werden. Aus diesen Werten ergibt sich ein recht hohes spezifisches Speichervolumen ( $V_s$ ) von zur Zeit etwa  $40 \text{ m}^3/\text{ha}$ . Dieser hohe Wert ist darauf zurückzuführen, dass bei der Beckenplanung mit erheblichen Reserven für Einwohnerzuwachs und befestigte Fläche gerechnet wurde. Bevor es zur Beckenfüllung kommt, werden außerdem in den beiden Zuleitungskanälen mit Hilfe des Trennbauwerks weitere ca.  $160 \text{ m}^3$  Kanalvolumen aktiviert. Trotz eines geringen Hauptsammlergefälles von weniger als 2 % ist dieses Volumen zugleich das einzige nennenswerte Kanalvolumen im Ortsteil „Messel“, das aktiviert wird, da die Hauptsammler ( $> \text{DN } 800$ ) kürzer sind als 1 km. In Summe entspricht dies einem spezifischen Speichervolumen von  $0,38 \text{ m}^3/\text{EW}$ . Der Drosselabfluss wird zur Zeit mittels eines Hydroslikes auf  $230 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $Q_{\text{Dr,TBW}}$ ) begrenzt. Allerdings wird dieser Wert erst beim Anspringen der Wehrschwelle im Trennbauwerk, d.h. mit Beginn der Befüllung des Beckens erreicht. Bei geringer Füllung lässt der Hydroslide nur etwa  $190 \text{ m}^3/\text{h}$  durch. Als netzabschließendes Bauwerk kann das Becken bei Ausbau bzw. Aktivierung des Hydroslikes auch über das Einlaufpumpwerk der Kläranlage Messel gedrosselt werden. In diesem Fall können rechnerisch etwas mehr als  $460 \text{ m}^3/\text{h}$  zur Kläranlage weitergeleitet werden. Das Becken ist mit einer Selbstwähleinrichtung, Höhenstandsmessungen im Becken und im Trennbauwerk sowie einer SPS ausgestattet. Die Entleerung des Beckens geschieht zur Zeit in Abhängigkeit vom Wasserstand im Trennbauwerk mittels zweier Pumpen; jedoch wird jeweils zur Zeit nur eine Pumpe eingesetzt. Die Pumpenleistung wird mit jeweils  $108 \text{ m}^3/\text{h}$  angegeben. Die maximale Fließzeit im Einzugsgebiet (inkl. Ortsteil Grube Messel) liegt bei etwa 1 h.

#### 4.2.3 Sonstiges

Die strukturellen Randbedingungen spiegeln sich auch deutlich im Abwasseranfall wider. Gewerblich-industrielle Starkverschmutzer sind keine vorhanden und im Einzugsgebiet gibt es nur kleinere Übergabepunkte aus Trenngebieten. Vom typischen ausgeprägten Tagesgang kleinerer Gemeinden einmal abgesehen, lässt sich daher normalerweise kein nennens-



werter örtlich und zeitlich differenzierter Schmutzwasseranfall feststellen. Ein Problem, das jedoch noch vereinzelt auftritt, sind illegale Einleitungen in das Kanalnetz, welche auf der Kläranlage Messel zu Belastungsspitzen führen können. Diese Einleitungen stammen entweder aus der Landwirtschaft oder der illegalen Beseitigung größerer Mengen von Fäkalien. Allerdings sind in letzter Zeit diese Vorkommnisse aufgrund verschärfter Kontrollen stark zurückgegangen. Ferner gilt anzumerken, dass im Einzugsgebiet keine Gebiete mit einer speziellen Verschmutzung des Oberflächenabflusses vorhanden sind.

Im Gemeindegebiet sind zwei Gewässer von Bedeutung. Zum einen handelt es sich um den Mörsbach (Anhang 4.5), der durch den Ortsteil Messel fließt und in den der Kläranlagenablauf, die Regenauslässe der Trenngebiete und die Mischwasserentlastungsbauwerke auf einer Strecke von nur wenigen hundert Metern münden. Das Einzugsgebiet des Mörsbachs bis zur Einleitstelle der Kläranlage umfasst eine Fläche von ca. 3,5 km<sup>2</sup>. Wie die Abbildung in Anhang 4.5 zeigt, führt der obere Teil des Mörsbachs insbesondere in den Sommermonaten oft wenig Wasser; oberhalb der Einleitstelle der Kläranlage zeitweise deutlich weniger als 10 l/s. Hinzu kommt, dass der Mörsbach etwas unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage ein Naturschutzgebiet durchfließt, weshalb er als besonders schützenswert eingestuft wird. Der b-Wert (vgl. dazu ATV [1997C]) – das Verhältnis der undurchlässigen Fläche eines kanalisierten Einzugsgebietes zu dem oberhalb des Entwässerungsgebietes gelegenen hydrologischen Einzugsgebiet des Einleitgewässers – beträgt etwa 8 bis 10 %. Damit liegt der b-Wert deutlich über dem als kritisch angesehenen Schwellenwert von 5 %, ab dem in anderen Fällen signifikante biozönotische Verschlechterungen infolge Mischwassereinleitungen beobachtet werden konnten. Der a-Wert – das Verhältnis zwischen der Summe der Einwohnerwerte des Entwässerungsgebietes und dem MNQ des zugehörigen Einleitgewässers – kann nicht genau ermittelt werden, da ein Pegel nicht vorhanden ist. Die Gebiets- und Einzugsgebietscharakteristika verdeutlichen aber, dass der a-Wert deutlich über den als kritisch angesehenen a-Werten für gelöste ( $a_g$ ) und partikuläre ( $a_i$ ) Stoffe von jeweils ca. 20 liegen dürfte (vgl. dazu ATV [1993]).

Das zweite Einleitgewässer ist ein namenloser Bach (Anhang 4.6) im Ortsteil „Grube Messel“, in den der dortige Stauraumkanal sowie der Regenauslass des Trennsystems einleiten. Ein Höhenrücken zwischen den Ortsteilen Messel und Grube Messel bildet eine Wasserscheide und bewirkt, dass die beiden Bäche nicht unmittelbar ineinander münden. Zwar führt der Bach im Ortsteil „Grube Messel“ im Sommer zeitweise auch wenig Wasser, jedoch ist der Basisabfluss meist höher als im Mörsbach. Hieraus ergeben sich gewisse örtliche Unterschiede in der hydraulischen Leistungsfähigkeit und stofflichen Belastbarkeit der beiden Gewässer.

Die langjährige jährliche Niederschlagshöhe wird für Messel mit 725 mm/a angegeben, in den 1990er Jahren wurden im Mittel aber nur 664 mm/a erreicht, bei einer Bandbreite von 493 mm/a bis 691 mm/a (Anhang 4.7).

### 4.3 Beschreibung der Kläranlage Messel

Die SBR-Kläranlage Messel (5.500 EW<sub>CSB,120</sub>) ging im Sommer 2000 in Betrieb. Sie wurde von der farmatic biotech energy AG (ehemals farmatic Anlagenbau GmbH), Nortorf, errichtet, die in den letzten Jahren in Deutschland noch einige andere Kläranlagen gebaut hat, die in der verfahrenstechnischen Grundkonzeption (Vorlagebehälter +  $\geq 2$  Reaktoren + ggf. Mengenausgleich), der maschinen- und elektrotechnischen Ausstattung sowie der Prozessleittechnik mit dieser Kläranlage vergleichbar sind. Die Kläranlage Messel kann somit als typisch bezeichnet werden für eine ganze Reihe moderner und leistungsfähiger SBR-Kläranlagen. Die Kläranlage besteht im Wesentlichen aus einer mechanischen Vorreinigung, einem Vorlagebehälter, 2 SB-Reaktoren, einem Mengenausgleich und einem Flächenfilter im Ablauf.

Einen Überblick über die Kläranlage Messel gibt Abbildung 4.2 und Anhang 4.8.



**Abb. 4.2:** Luftbild der SBR-Kläranlage Messel (Quelle: EAG)

#### 4.3.1 Bemessungsgrundlagen

Die Bemessung der Kläranlage erfolgte in Anlehnung an die damals gültigen technischen Regelwerke – insbesondere dem ATV-Arbeitsblatt A 131 [1991] und dem ATV-Merkblatt M 210 [1997A] – für Nitrifikation, Denitrifikation, biologische Phosphorelimination und simultane aerobe Schlammstabilisierung. Die wichtigsten Bemessungsgrößen der Kläranlage sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst.

Da es sich beim Mörsbach um ein sehr schützenswertes Gewässer handelt, muss die Kläranlage für Zehrstoffe sehr niedrige Überwachungswerte einhalten. Tabelle 4.2 zeigt einen Vergleich der Überwachungswerte der Kläranlage Messel mit den Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV [2002]).

**Tab. 4.1:** Wichtige Bemessungsgrößen der Kläranlage Messel

Bemessungsgröße	Einheit	Wert
Trockenwetterzufluss $Q_{T,x} = Q_{S,x} + Q_F$	[m <sup>3</sup> /h]	115
davon Fremdwasserzufluss $Q_F$	[m <sup>3</sup> /h]	32
max. Mischwasserzufluss $Q_M = 2 \cdot Q_{T,x} = 2 \cdot Q_{S,x} + 2 \cdot Q_F$	[m <sup>3</sup> /h]	230
täglicher Trockenwetterabfluss (85 %-Wert) $Q_{T,d,85\%}$	[m <sup>3</sup> /d]	1.488
CSB-Tagesfracht bzw. CSB-Einwohnerwerte	[kg/d]/[EW <sub>CSB,120</sub> ]	660 / 5.500
BSB <sub>5</sub> -Tagesfracht bzw. BSB <sub>5</sub> -Einwohnerwerte	[kg/d]/[EW <sub>BSB,60</sub> ]	330 / 5.500
N <sub>ges</sub> -Tagesfracht bzw. N <sub>ges</sub> -Einwohnerwerte	[kg/d]/[EW <sub>N,11</sub> ]	70 / 6.360
P <sub>ges</sub> -Fracht bzw. P <sub>ges</sub> -Einwohnerwerte	[kg/d]/[EW <sub>P,2</sub> ]	12 / 6.000
Abwassertemperatur	[°C]	10
Vorlagebehälter	[m <sup>3</sup> ]	600
SBR (je Becken)	[m <sup>3</sup> ]	1.586
Mengenausgleich	[m <sup>3</sup> ]	384
Filterfläche	[m <sup>2</sup> ]	22
max. Austauschvolumen (bei Mischwasserzufluss)	[-]	0,40
Dauer eines Trockenwetterzyklus	[h]	8
Dauer eines Regenwetterzyklus	[h]	6
Schlammmenge pro Reaktor	[kg TS]	6.000
Schlammindex (ISV)	[ml/g]	95
Schlammalter $t_{TS,Bem}$ (TW/RW) nach ATV-M 210 [1997]	[d]	32 / 28

**Tab. 4.2:** Überwachungswerte (2 h-Mischprobe) der Kläranlage Messel im Vergleich zu den Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV [2002])<sup>10</sup>

	BSB <sub>5</sub>	CSB	NH <sub>4</sub> -N	N <sub>ges</sub>	P <sub>ges</sub>
KA Messel	9 mg/l	45 mg/l	3 mg/l	18 mg/l	4,5 mg/l
AbwV (GK2)	25 mg/l	110 mg/l	-	-	-
AbwV (GK3)	20 mg/l	90 mg/l	10 mg/l	-	-

<sup>10</sup> Aus Sicht der derzeitigen Belastung (ca. 4.200 EW) ist die Kläranlage Messel der Größenklasse 2 (1.000 bis 5.000 EW) zuzuordnen. Von der Bemessung und Endbelastung (5.500 EW) her, ist die Kläranlage jedoch in die Größenklasse 3 (5.000 bis 10.000 EW) einzugruppiieren.

### 4.3.2 Beschreibung der einzelnen Baugruppen

Im Hinblick auf einen integrierten Betrieb kommt den einzelnen Bauteilen und Baugruppen der Anlage eine große Bedeutung zu, denn die Reserven sollen dazu genutzt werden, die hydraulische und biologische Leistungsfähigkeit der Gesamtanlage zu erhöhen. Im Einzelnen besteht die Anlage (Abbildung 4.2 bzw. 4.3) aus folgenden Bauteilen bzw. Baugruppen.

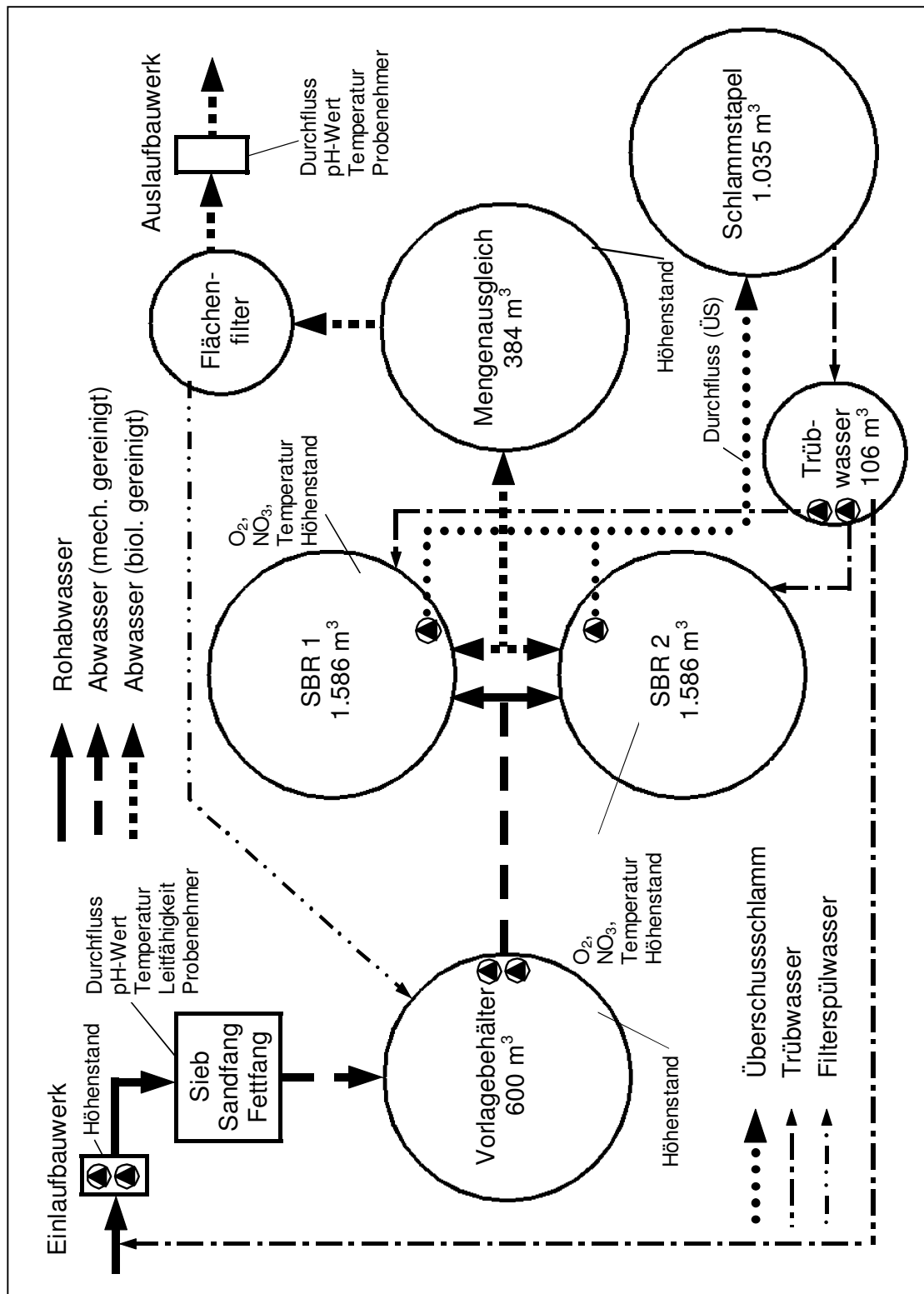


Abb. 4.3: Prinzipisckizze, Fließschema und wichtige Messgeräte der Kläranlage Messel

## Einlaufpumpwerk

Kernstück des Einlaufpumpwerks sind zwei baugleiche, frequenzgeregelte, nassaufgestellte Tauchmotorpumpen, die mittels kontinuierlicher Füllstandsmessungen eine gleichmäßige und nahezu stoßfreie Beschickung der Anlage ermöglichen. Die Pumpen werden normalerweise abwechselnd betrieben, ein Parallelbetrieb ist aber möglich. Jede der Pumpen ist im Einzelbetrieb in der Lage, 290 m<sup>3</sup>/h zu fördern. Im Parallelbetrieb können maximal 490 m<sup>3</sup>/h gefördert werden; dies entspricht ca.  $4,3 \cdot Q_{T,x}$ .

## Mechanische Vorreinigung

Die Anlage verfügt über eine modular aufgebaute mechanische Vorreinigung in Form einer hochaufgestellten Kompaktanlage. Diese Anlage besteht aus einem Spiralsieb mit 5 mm Maschenweite und einem belüfteten Sand- und Fettfang. In das Modul sind eine Zulauf-MID, eine pH-Messung und eine Temperatur- bzw. Leitfähigkeitsmessung integriert. Die Vorreinigung ist in der Lage, bis zu 360 m<sup>3</sup>/h bzw.  $3,1 \cdot Q_{T,x}$ , mit geringen Modifikationen sogar 460 m<sup>3</sup>/h bzw.  $4,0 \cdot Q_{T,x}$ , durchzusetzen. Bei hydraulischer Überlastung springt ein Notüberlauf an und ein Teil des Zulaufs wird an dem Modul vorbei direkt in den Vorlagebehälter gefördert. Die hydraulische Kapazität der Verbindungsleitung zwischen dem Vorreinigungsmodul und dem Mengenausgleich beträgt 630 m<sup>3</sup>/h und ist daher hydraulisch nicht limitierend. Dabei gilt es jedoch zu beachten, dass die Abscheideleistung des Sandfangs bei einer Erhöhung der Durchflussmenge zwangsläufig geringer wird. Im vorliegenden Fall bedeutet dies, dass z.B. der Abscheidegrad für die Körngrößenklasse „Ø 0,20 bis 0,25 mm“ nach Herstellerangaben von 90 % bei ca. 240 m<sup>3</sup>/h auf 75 % bei ca. 460 m<sup>3</sup>/h zurückgeht.

## Vorlagebehälter (VLB)

Das Abwasser fließt anschließend einem Vorlagebehälter zu, der bei einem Durchmesser von 19,1 m und einem max. Wasserstand von 2,10 m ein max. Speichervolumen von 600 m<sup>3</sup> besitzt. Über ein Beschickungspumpwerk wird das Abwasser vom Vorlagebehälter abwechselnd in die beiden SB-Reaktoren gefördert. Die Beschickung geschieht dabei durch eine mehrstufige Regelung und zwar in Abhängigkeit von den Zyklusprogrammen sowie den Wasserständen in den Reaktoren bzw. der Vorlage; einem üblichem Prinzip. Das Pumpwerk besteht aus zwei baugleichen, nassaufgestellten Tauchmotorpumpen. Da die Pumpen im Betriebsoptimum betrieben werden, variiert der Förderstrom in Abhängigkeit vom Wasserspiegelunterschied zwischen dem zu beschickenden Reaktor und der Vorlage; d.h. bei kleinen Wasserspiegelunterschieden wird entsprechend mehr gefördert als bei großen. Im Einzelbetrieb können die Tauchmotorpumpen jeweils zwischen 250 und 470 m<sup>3</sup>/h fördern, im Parallelbetrieb zwischen 430 und 900 m<sup>3</sup>/h.

## SB-Reaktoren (SBR 1 bzw. SBR 2)

Die beiden SB-Reaktoren der Anlage sind baugleich und wurden – wie alle Behälter der KA – aus emailliertem Stahl und in oberirdischer Bauweise errichtet. Bei einem Durchmesser von 19,1 m und einem max. Wasserstand von ca. 5,40 m besitzen sie ein Reaktionsvolumen von jeweils 1.540 m<sup>3</sup>; ggf. ist auch eine Erhöhung des Wasserspiegels auf 5,54 m (1.586 m<sup>3</sup>) möglich. Der Mindestwasserstand beträgt ca. 3,25 m, das Mindestvolumen 925 m<sup>3</sup>, woraus ein max. Austauschvolumen von 615 m<sup>3</sup> (ca. 40 %) resultiert. Allerdings ist es möglich, den Mindestwasserstand auf bis zu 2,70 m abzusenken und dadurch das

maximale Austauschvolumen auf bis zu  $812 \text{ m}^3$  (ca. 50 %) anzuheben. Die Reaktoren sind mit jeweils einem langsamlaufendem Rührwerk, einem Belüftungssystem und einem Dekanter ausgestattet. An Messtechnik sind in jedem Reaktor eine Füllstandsmessung, eine Sauerstoffmessung sowie eine Nitratsonde installiert. Die Sauerstoffmessung bildet die Grundlage für die Belüftungsregelung, die Nitratsonde dient lediglich Überwachungszwecken. Die Zyklusprogramme sind frei konfigurierbar und können nahezu beliebig aus den Schritten „Beschicken“, „Mischen“, „Belüften“, „Beschicken und Mischen“, „Beschicken und Belüften“, „Beschicken, Mischen und Belüften“, „Mischen und Belüften“, „Überschussschlammabzug“, „Pause“, „Sedimentation“ und „Dekantieren“ zusammengesetzt werden. Faktisch wird jedoch die Dauer und Zusammensetzung eines Zyklus durch das angestrebte Reinigungsziel bestimmt. Im Normalbetrieb wird ein starres Programm von 8 h-Dauer im Trockenwetterfall bzw. ein verkürztes 6 h-Programm bei Mischwasserzufluss gefahren. Die Umschaltung vom Trockenwetterprogramm in den Mischwasserzyklus geschieht, sobald im 30-Minuten-Mittelwert ein Zufluss von  $145 \text{ m}^3/\text{h}$  überschritten wird, die Rückschaltung, sobald im 30-Minuten-Mittelwert ein Zufluss von  $120 \text{ m}^3/\text{h}$  unterschritten wird. Gemäß Bemessung erfolgt der Dekantierprozess mit einer mittleren Abzugsleistung von  $490 \text{ m}^3/\text{h}$ . Allerdings verfügen die Dekanter über Reserven; beispielsweise wurde die Dekantierleistung im SBR 2 zeitweise auf  $680 \text{ m}^3/\text{h}$  erhöht, ohne dass negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung infolge Schlammabtrieb beobachtet werden konnten. Die theoretische maximale Abzugsleistung der Dekanter beträgt sogar  $1.200 \text{ m}^3/\text{h}$ , allerdings kann diese nicht erreicht werden, da die hydraulische Kapazität der Verbindungsleitung zwischen den SB-Reaktoren und dem Mengenausgleich bei  $1.080 \text{ m}^3/\text{h}$  liegt. Diese Einschränkung spielt aber faktisch keine Rolle, da Werte in diesem Bereich ohnehin nur bei Wasserspiegelunterschieden zwischen den SB-Reaktoren und dem Mengenausgleich von mehr als 5 m erreicht werden. Solche Wasserspiegeldifferenzen treten aber nur zu Beginn des Dekantierprozesses auf, wenn die Reaktoren voll sind bzw. der Mengenausgleich leer ist. Die Dekanter besitzen zudem den Vorteil, dass sie über jeweils einen Motor verfügen, der eine stufenlose Verstellung des Öffnungswinkels gestattet.

### **Mengenausgleichsbehälter (MA)**

Das gereinigte Abwasser gelangt nach dem Dekantieren im freien Gefälle in einen Mengenausgleichsbehälter, der bei einem Durchmesser von 15,3 m und einem maximalen Füllstand von 2,10 m über ein Speichervolumen von  $384 \text{ m}^3$  verfügt. Der Mengenausgleichsbehälter besitzt einen Notüberlauf. Die hydraulische Grenze der Sammelleitung im Ablauf der Kläranlage, in die der Notüberlauf mündet, beträgt mehr als  $680 \text{ m}^3/\text{h}$ .

### **Flächenfilter und Auslaufbauwerk**

Wegen des niedrigen CSB-Überwachungswertes wurde die Anlage mit einem mit Blähton ( $\varnothing 3 \text{ mm}$ ) gefüllten Einschichtflächenfilter im Ablauf ausgerüstet. Der Filter wird mittels einer kombinierten Luft-Wasser-Spülung rückgespült. Er besitzt einen Durchmesser von 5,3 m und wird bei einem Zufluss von  $230 \text{ m}^3/\text{h}$  mit  $10 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  beschickt. Aus hydraulischer Sicht stellt er das schwächste Bauteil der Anlage dar. Der Filter kann jedoch auf zwei Arten umgangen werden. Einerseits verfügt der Filter über eine Bypassleitung, andererseits führt auch die Entlastung des Mengenausgleichs am Filter vorbei. Im Auslauf der Kläranlage sind eine Durchflussmesseinrichtung, eine Temperatur- sowie eine pH-Messung installiert.

## **Verbindungsleitungen**

Die Verbindungsleitungen zwischen den einzelnen Baugruppen sind meist hydraulisch nicht limitierend, da ihre Leistungsfähigkeit höher ist als die der vor- bzw. nachgeschalteten Baugruppen bzw. Pumpen. Die einzige Ausnahme stellt die Verbindungsleitung zwischen den SB-Reaktoren und dem Mengenausgleich dar, da sie die Abzugsleistung der Dekanter begrenzt.

## **Maschinenhalle**

Jedem SBR ist ein FU-geregeltes Gebläse zugeordnet, das die Sauerstoffversorgung sicherstellt. Die Regelung erfolgt dabei über einen PID-Regler mit konstanter O<sub>2</sub>-Sollwertvorgabe. Ferner existiert ein polumschaltbares Stand-By-Gebläse, das wahlweise einem der Reaktoren zugeschaltet werden kann. Jedes der drei Gebläse liefert bis zu 540 Nm<sup>3</sup>/h. Diese Anordnung hat zur Folge, dass im Gegensatz zur Kollektorlösung, d.h. der gemeinsamen bzw. wechselseitigen Belüftung der Reaktoren über eine Gebläsegruppe, die erforderliche Anschlussleistung der Gebläse höher sein muss. Allerdings weist diese Anordnung auch Vorteile auf, so z.B. einen geringeren Aufwand an MSR-Technik bzw. weniger Zwangspunkte bei der Synchronisation.

## **Schlammstapelbehälter und Trübwasserbehälter**

Der abgezogene Überschussschlamm gelangt in einen Schlammstapelbehälter mit einem Speichervolumen von 1.035 m<sup>3</sup>. Das von Zeit zu Zeit abgezogene Trübwasser wird einem Trübwasserspeicher mit einem Volumen von 116 m<sup>3</sup> zugeleitet, aus dem es gezielt dem Zulaufschacht zugegeben werden kann. Nach einem in der Zwischenzeit erfolgten Umbau ist es jedoch auch möglich, das Trübwasser auch den beiden Reaktoren direkt zuzugeben.

## **Prozessleitsystem (PLS)**

Die Anlage verfügt mit SIMATIC WinCC/PMAQUA (Fa. Siemens) über ein leistungsfähiges PLS. Es handelt sich um ein Bedien-, Grafik-, Melde-, Archivierungs- und Protokollierungssystem, das weltweit für die verschiedensten Prozessleit- und Automatisierungsaufgaben eingesetzt wird und sich auch im Kläranlagenbereich bewährt hat. Die Software ist zur Anbindung an die Prozessebene mit zahlreichen (herstellerübergreifenden) Kommunikationskanälen ausgestattet (PROFIBUS, DDE, OPC etc.) und verfügt über eine SQL-Echtzeitdatenbank sowie Software-SPS. Das PLS der Kläranlage sollte den Anforderungen der derzeit gültigen nationalen und internationalen technischen Regelwerke genügen, wie z.B. ATV-DVWK-Merkblatt M 260 [2000A], ATV-DVWK-Merkblatt M 253 [2000B] und IWA [2001A]. Mittels moderner Fernwirktechnik und entsprechender Software kann die Anlage ferngesteuert und können beliebige Anpassungen am Zyklusprogramm etc. vorgenommen werden. Das PLS gestattet nicht nur den Zugriff auf eine Vielzahl von Informationen aus Kanalnetz und Kläranlage, sondern es erlaubt auch, praktisch jedes Stellglied schnell und einfach zu verändern. Ferner gestattet es auch die Umsetzung komplexer MSR-Konzepte. Die Sonderbauwerke im Netz sind ebenfalls an das PLS angebunden.

### 4.3.3 Wichtige Stellglieder

Die wichtigsten Stellglieder der KA Messel werden in Tabelle 4.3 zusammengefasst. Daneben gibt es zahlreiche weitere Stellglieder, die unter gewissen Umständen von Bedeutung sein können; dies gilt z.B. für die Stellglieder im Bereich des mechanischen Vorreinigungsmoduls, die die Ansteuerung der Siebreinigung, den Sandaustrag etc. übernehmen.

**Tab. 4.3:** Wichtige Stellglieder und Stellgrößenbereiche der Kläranlage Messel

Stellglieder	Ort	Einheit	Bereich
Tauchmotorpumpen (FU) (Einzelbetrieb)	Einlauf	[m <sup>3</sup> /h]	0÷260
Tauchmotorpumpen (FU) (Parallelbetrieb)	Einlauf	[m <sup>3</sup> /h]	0÷490
Tauchmotorpumpen (Einzelbetrieb)	VLB	[m <sup>3</sup> /h]	250÷470
Tauchmotorpumpen (Parallelbetrieb)	VLB	[m <sup>3</sup> /h]	430÷900
Dekanter(motoren)	SBR 1/2	[m <sup>3</sup> /h]	< 1.080
Dekanter(motoren)	SBR 1/2	[m]	2,70÷5,54
Rührwerke	SBR 1/2	[kW]	2,3
Überschussschlammumpen	SBR 1/2	[m <sup>3</sup> /h]	60
Gebläse (FU)	SBR 1/2	[Nm <sup>3</sup> /h]	0÷540
Zusatzgebläse (wahlweise für SBR 1 oder 2) (2-stufig)	SBR 1/2	[Nm <sup>3</sup> /h]	270/540

### 4.3.4 Wichtige Messgeräte

Ein reibungsloser Betrieb von SBR-Anlagen setzt das Vorhandensein zahlreicher Messgeräte, insbesondere zur Ermittlung physikalischer Größen (z.B. Durchfluss und Füllstand) voraus. In Abbildung 4.3 sind die wichtigsten Messgeräte aufgeführt, die zur Grundausstattung der Kläranlage Messel gehören. In dieser Liste sind die zahlreichen Statusmelder, Grenzfüllstandsmessgeräte, Energieverbrauchszähler etc. nicht enthalten. Die messtechnische Ausstattung der Kläranlage Messel entspricht weitgehend dem Standard anderer Anlagen, die der Erbauer der KA Messel andernorts gebaut hat. Die vorhandenen NO<sub>3</sub>-Messgeräte dienen zur Zeit noch ausschließlich der Überwachung bzw. Information. In den Sonderbauwerken im Kanalnetz befinden sich zudem Höhenstandsmessungen.

### 4.3.5 Hydraulische Leistungsfähigkeit der einzelnen Baugruppen

Die hydraulischen Grenzen der wichtigsten Bauteile sind in Tabelle 4.4 zusammengefasst. Aus hydraulischer Sicht ergeben sich folgende Konsequenzen für einen integrierten Betrieb:

- Der Filter ist aus hydraulischer Sicht das schwächste Glied in der Behandlungskette. Da er aber umgangen werden kann, ist eine Erhöhung des Zuflusses auf mehr als 230 m<sup>3</sup>/h möglich. Zwar hat der Filter die Aufgabe, Schlammabtrieb infolge Betriebsstörung o.ä. zu verhindern, dies kann aber auch durch eine Überwachung des Dekantierprozesses



mit Hilfe einer TS/Trübungs-Sonde gewährleistet werden, sodass eine (teilstromige) Umgehung vertretbar scheint.

- Die Reserven der übrigen Bauteile gestatten es, die KA Messel mit mehr als 230 m<sup>3</sup>/h zu betreiben. Realistisch erscheinen bis zu 360 m<sup>3</sup>/h, unter Umständen sogar noch mehr.
- Wegen dieser Randbedingungen wird daher für die maximale Beschickung eher das angestrebte Reinigungsziel als die hydraulische Leistungsfähigkeit maßgebend sein. Dies gilt nicht nur für die biologische Reinigungsstufe, sondern auch für die Vorreinigung.

**Tab. 4.4:** Grenzen der hydraulischen Leistungsfähigkeit der wichtigsten Bauteile

Bauteil/Baugruppe	Einheit	Wert
Zulaufpumpen (Parallelbetrieb)	[m <sup>3</sup> /h]	490
Mechanisches Vorreinigungsmodul	[m <sup>3</sup> /h]	360 (÷ 460)
Verbindungsleitung Vorreinigungsmodul/Vorlagebehälter	[m <sup>3</sup> /h]	630
Beschickungspumpen (Vorlagebehälter) (Parallelbetrieb)	[m <sup>3</sup> /h]	430 ÷ 900
Dekanter (Einzelbetrieb) (Mittelwert der Klarwasserabzugsphase)	[m <sup>3</sup> /h]	> 680
Verbindungsleitung SBR/Mengenausgleich	[m <sup>3</sup> /h]	1.080
Filter	[m <sup>3</sup> /h]	230
Ablaufleitung	[m <sup>3</sup> /h]	> 680

#### 4.3.6 Umrechnungshilfe

Aufgrund von Regelwerken und zur besseren Vergleichbarkeit verschiedener Anlagen ist es weit verbreitet, den Zufluss nicht nur absolut, sondern auch als relative Größe anzugeben. Üblich ist, den Zufluss als Vielfaches des Trockenwetterzuflusses [z.B.  $y \cdot Q_{T,x}$ ] bzw. in Abhängigkeit von Schmutz- und Fremdwasseranfall ( $[z \cdot Q_{S,x} + Q_F]$  bzw.  $[f_{S,QM} \cdot Q_{S,dM} + Q_F]$ ) anzugeben. Bezugsbasis ist oft der 85 %-Bemessungswert oder der Mittelwert. Zum besseren Verständnis ist im Anhang 4.9 daher eine Grafik dargestellt, die es gestattet, die im weiteren Verlauf dieser Arbeit aufgeführten Zuflussmengen in diese Größen umzurechnen.

#### **4.4 Zwischenfazit – Beschreibung der Randbedingungen**

Es konnte in den vorangegangenen Abschnitten gezeigt werden, dass eine SBR-Kläranlage, die nach deutschen Regelwerken und Standards bemessen und ausgerüstet worden ist, über hohe Reserven im Bereich der Maschinentechnik verfügen kann, die unter anderem aus den folgenden Punkten resultieren:

- hohe Sicherheitsstandards (z.B. redundante Pumpensysteme)
- maschinentechnische Reserven: Diese ergeben sich u.a. aus dem Trend zur Verwendung standardisierter (z.B. Dekanter) bzw. modularer Baugruppen (z.B. Vorreinigung), die innerhalb einer Bandbreite eingesetzt werden können.

Im nächsten Kapitel werden die Betriebsdaten und die Reinigungsleistung der Kläranlage Messel analysiert und das Optimierungspotenzial infolge bemessungs- bzw. verfahrensbedingter Reserven vorgestellt.

## 5 Betriebsdaten der Kläranlage Messel

Die nachfolgenden Ausführungen beruhen auf einer Auswertung der PLS-Daten, des Betriebstagebuchs und der Eigenüberwachung. Weiterhin wurden Daten von Messkampagnen berücksichtigt, die von der TU Kaiserslautern durchgeführt wurden.

### 5.1 Zuflusscharakteristik

Die durchschnittlichen Konzentrationen im Zulauf der KA Messel waren in den Jahren 2000/2001 für gewöhnlich recht gering; dies ist u.a. auf den zeitweise sehr hohen, witterungsbedingten Fremdwasseranfall (v.a. Frühjahr 2001) zurückzuführen. Dies ist der Grund dafür, dass die Planungswerte für den täglichen Trockenwetterzufluss zeitweise bereits erreicht werden. Da bei der Bemessung der Kläranlage jedoch Einwohnerzuwächse berücksichtigt wurden, liegt die derzeitige Schmutzfrachtbelastung deutlich unterhalb der Bemessungswerte; zur Zeit bei ca. 4.200  $EW_{CSB,120}$  (inkl. Gewerbeinfluss). Zwar wird gerade ein neues Baugebiet allmählich besiedelt, dennoch wird es nach Einschätzung der Kommune noch einige Jahre dauern, bis die Schmutzfracht im Bereich der Bemessungswerte (5.500  $EW_{CSB,120}$ ) liegt. Allerdings wurden in den letzten Jahren von Zeit zu Zeit Belastungsspitzen auf der KA Messel registriert, die vermutlich auf illegale Einleitungen zurückzuführen sind. In diesen Fällen werden der Anlage stoßartig sehr hohe Frachten zugeführt. Durch eine verstärkte Überwachung der infrage kommenden Einleitstellen ist die Anzahl der illegalen Einleitungen seit 2002 rückläufig. Für das Jahr 2001 sind einige der Belastungskennwerte in Tabelle 5.1 aufgeführt.

**Tab. 5.1:** Belastungskennwerte und wichtige Betriebsdaten der Kläranlage Messel (Zuflussdaten nach Jahresschmutzwassermethode ermittelt)

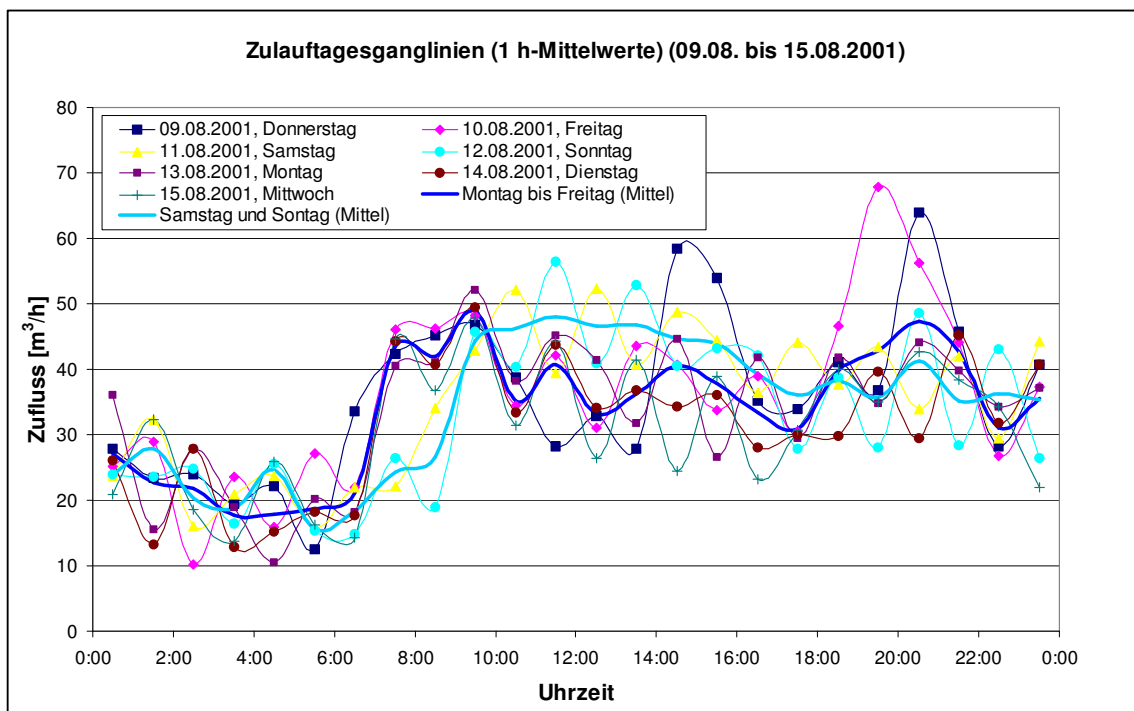
Betriebsdaten	Einheit	Wert
mittl. täglicher Trockenwetterzufluss	[m <sup>3</sup> /d]	1.358
mittl. täglicher Fremdwasserzufluss	[m <sup>3</sup> /d]	770
mittl. tägliche CSB-Fracht (alle Tage)	[kg/d]	500
mittl. tägliche TKN-Fracht (alle Tage)	[kg/d]	48
mittl. tägliche $P_{ges}$ -Fracht (alle Tage)	[kg/d]	6,9
Verhältnis $t_F/t_Z$ (TW/RW)	[-]	0,18/0,30
Verhältnis $t_R/t_Z$ (TW/RW)	[-]	0,60/0,59
$\theta_x$ bzw. $t_{TS}$ (TW/RW)	[d]	41/25/24 <sup>11</sup>
Überschussschlammanfall (inkl. Bio-P)	[kg TS/d] bzw. [kg TS/kg CSB]	260/0,52

In Abbildung 5.1 sind die Tageszuflussganglinien (1h-Mittelwerte) für die Zeit vom 09.08.2001 bis 15.08.2001 dargestellt. In diesem Zeitraum trat ausschließlich Trocken-

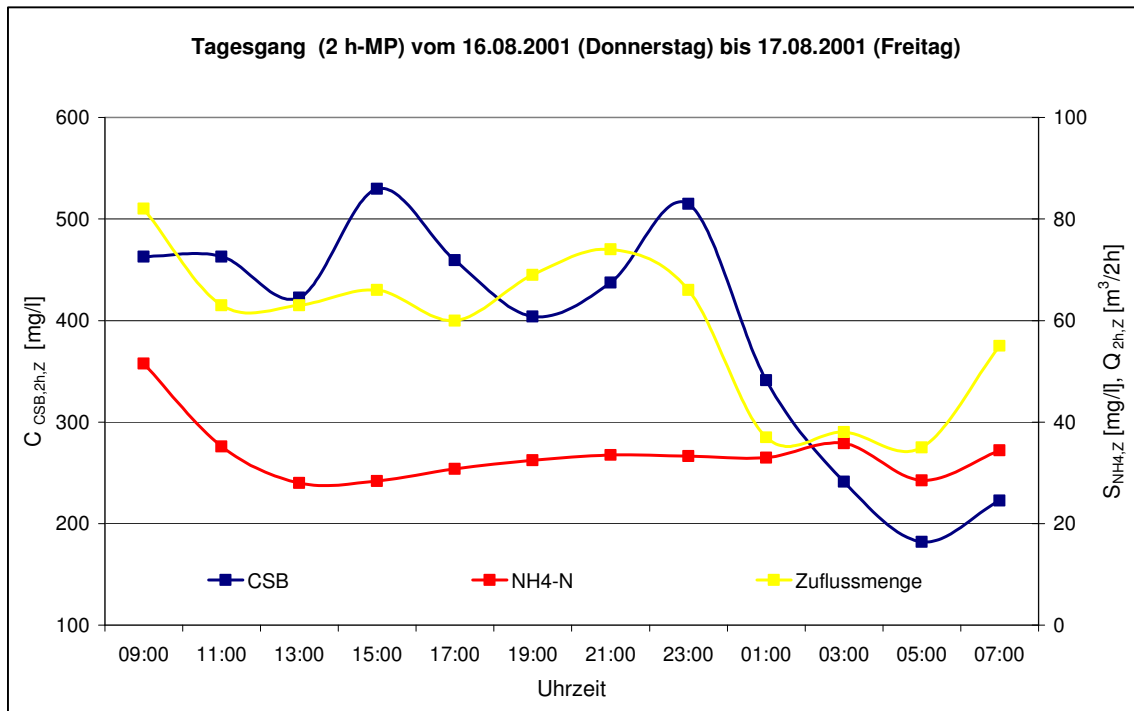
<sup>11</sup> Das im Vergleich zur Bemessung niedrigere Schlammalter nach ATV-M 210 [1997] resultiert daraus, dass die Zyklusprogramme aufgrund von Betriebserfahrungen modifiziert wurden (d.h. Verlängerung der sog. nicht-reaktiven Phasen) und der Tatsache, dass der reale  $TS_R$  meist niedriger eingestellt wird als in der Bemessung.

wetterzufluss auf. Der Fremdwasseranfall war aufgrund der Jahreszeit nur gering. Abbildung 5.2 zeigt für einen dieser Tage den Konzentrationsverlauf für CSB und  $\text{NH}_4\text{-N}$  im Zulauf zur Kläranlage (2 h-MP).

Aus den Abbildungen 5.1 und 5.2 kann man eine typische Ausprägung des Tagesgangs, zumindest für Q und CSB, erkennen, der für viele kleinere Gemeinden charakteristisch ist. In den Nachtstunden ist der Schmutzwasseranfall gering, der Nachtzufluss besteht im Wesentlichen aus Fremdwasser. Die ausgeprägte Wellenform zwischen benachbarten Werten ist auf die Zulaufpumpenregelung zurückzuführen. Echte Ausreißerwerte bzw. Abweichungen treten nur vereinzelt auf und lassen sich teilweise auf bestimmte Verhaltensmuster zurückführen, wie z.B. das um 1 bis 2 h verzögerte Auftreten der morgendlichen Spitzen am Wochenende.

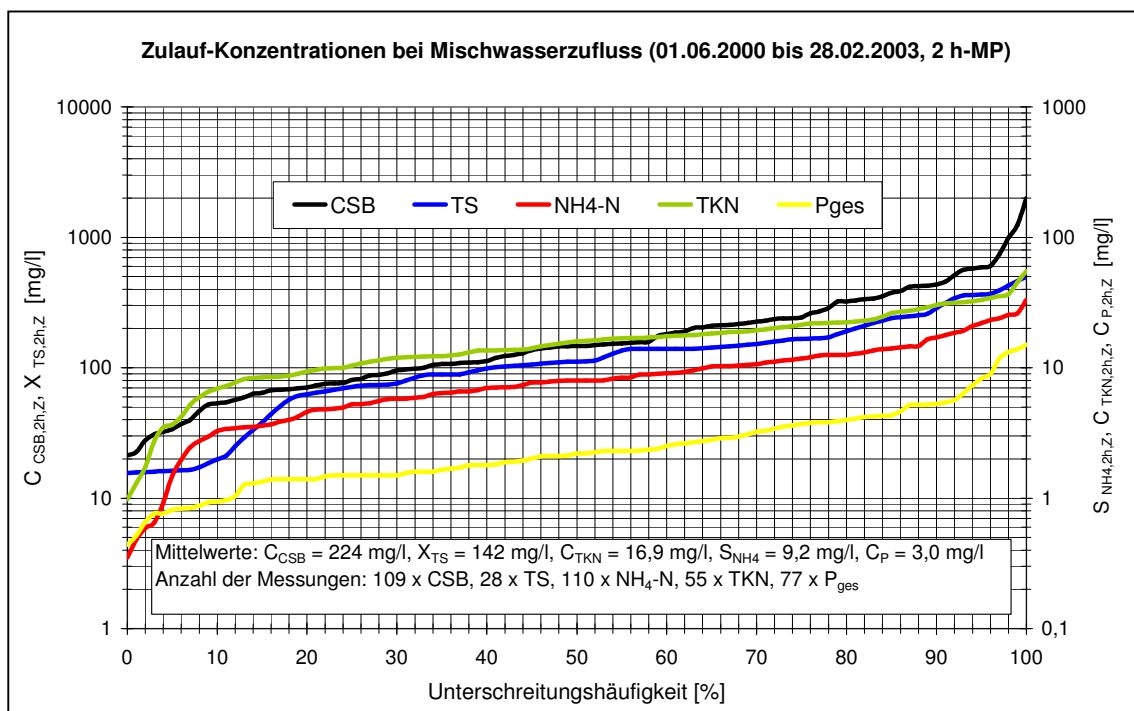


**Abb. 5.1:** Beispielhafte Tagesganglinien im Zulauf der KA Messel im August 2001

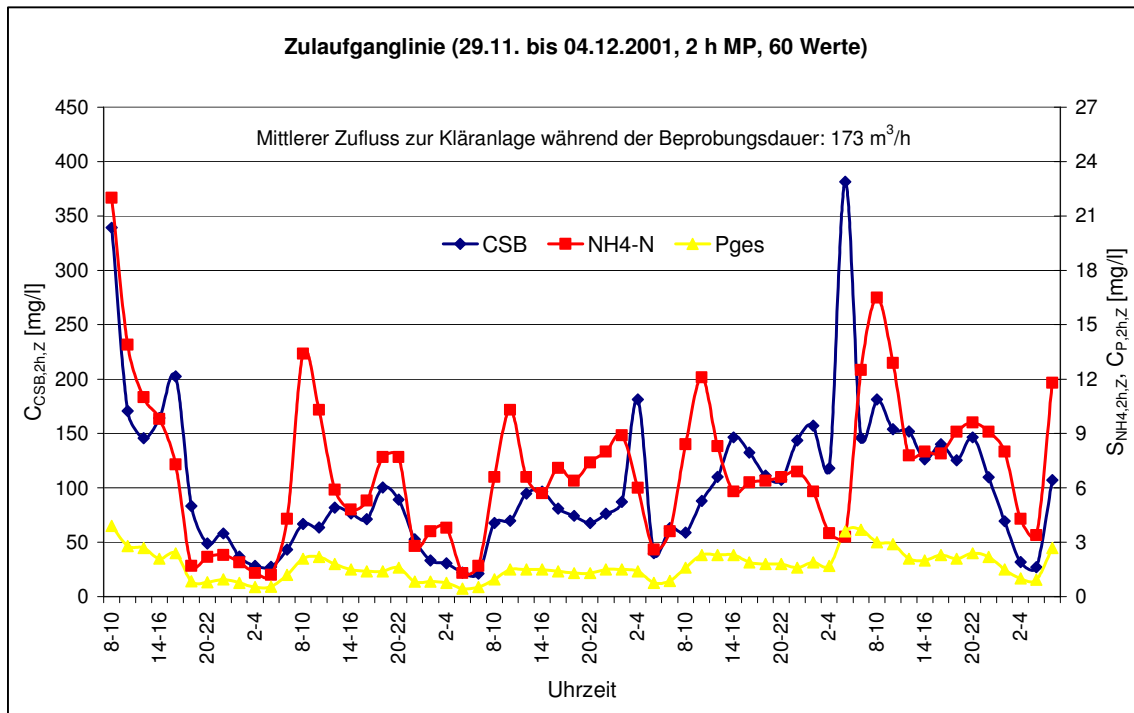


**Abb. 5.2:** Tagesgang der KA Messel vom 16.08.2001 bis 17.08.2001

Bei hohem Fremdwasseranteil ist der Trockenwettertagesgang zwangsläufig weit weniger stark ausgeprägt. In Abbildung 5.3 sind die Zulaufkonzentrationen bei Mischwasser (2 h-MP) nach ihrer Unterschreitungshäufigkeit dargestellt. Grundlage waren die Messungen, die in den Betriebsjahren 2000 bis 2003 bei Mischwasser bzw. Regennachlauf durchgeführt wurden.



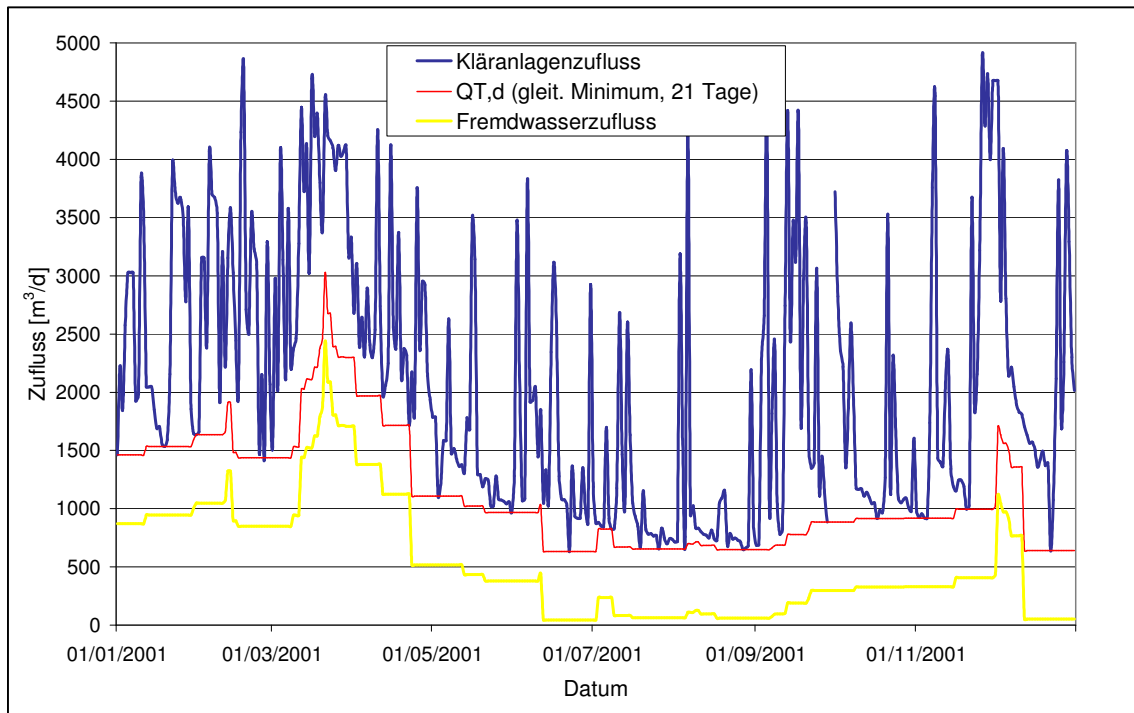
**Abb. 5.3:** Zulaufkonzentrationen bei Mischwasserzulauf (01.06.2000 - 28.02.2003)



**Abb. 5.4:** Zulaufkonzentrationen (Messprogramm der TU KL) bei Mischwasserzufluss

Obwohl dieser Auswertung bis zu 110 Proben zugrunde liegen, dürfte die Grundgesamtheit der Mischwasserkonzentrationen noch unter diesen Werten liegen, denn die überwiegende Zahl der Messungen wurde während der Tagesstunden durchgeführt. Für die grundsätzliche Aussage ist dies jedoch ohne Bedeutung: Hohe Konzentrationen treten in Messel bei Mischwasser nur vereinzelt auf, meist zu Beginn (infolge Spülstoß) bzw. am Ende eines Regenerignisses (während der Beckenentleerung). Dies zeigt auch Abbildung 5.4, die einige Tagesgänge (2 h-Mischproben) enthält, die im Zulauf der KA Messel während länger anhaltendem Mischwasserzufluss ermittelt wurden. Bei NH<sub>4</sub>-N und CSB wird der Schmutzwassertagesgang zwar durch den Regenwetteranteil verwischt, ist aber dennoch zu erkennen. In den Nachtstunden sinken daher die Konzentrationen für NH<sub>4</sub>-N und CSB im Zulauf teilweise unter die Überwachungswerte im Ablauf; im Falle von C<sub>P,Z</sub> liegen sie sogar permanent darunter.

Wie auf zahlreichen Kläranlagen, kann auch in Messel der errechnete Fremdwasseranfall je nach gewählter Ermittlungsmethode stark variieren. So schwankte dieser z.B. im Jahr 2001 zwischen 200.500 m<sup>3</sup>/a (Methode des gleitenden Minimums) und 280.900 m<sup>3</sup>/a (Jahreschmutzwassermethode), d.h., dass der Fremdwasseranteil am Trockenwetterabfluss im Jahr 2001 vermutlich zwischen 48 % und 57 % lag. Weiterhin ist zu beobachten, dass der Fremdwasserzufluss in Messel, wie in vielen Gemeinden, im Jahresverlauf ausgeprägten Schwankungen unterliegt (Abbildung 5.5). Während in den Sommermonaten der Fremdwasseranteil teilweise sehr gering ist, kann dieser während bzw. nach längeren Regenperioden auch steil ansteigen, wie der Zeitraum März/April 2001 zeigt. Hieraus ergibt sich, dass der Fremdwasseranteil am Trockenwetterabfluss zwischen 7 % und 80 % liegen kann.



**Abb. 5.5:** Fremdwasserzuflussganglinie im Jahre 2001 (nach der Methode des gleitenden Minimums ermittelt, siehe FUCHS ET AL. [2003])

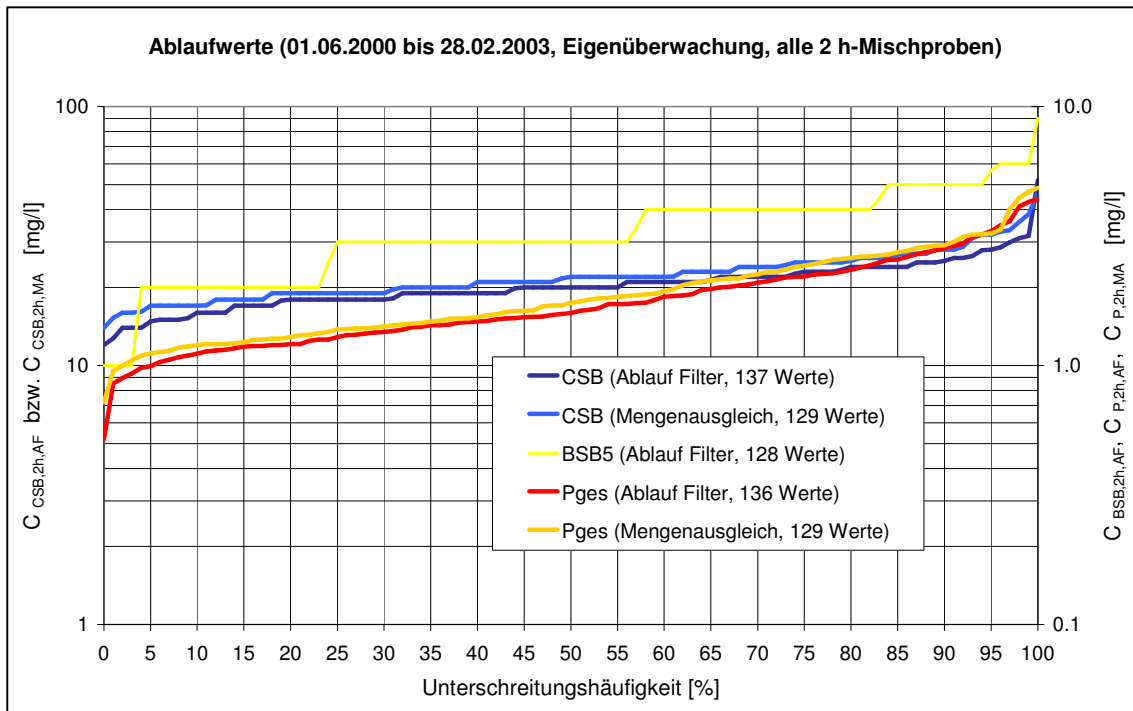
Die Unsicherheit bei der Ermittlung des Fremdwasseranteils wirkt sich natürlich auch auf die Ermittlung des mitbehandelten Niederschlagsabflusses aus. Wird die Methode des gleitenden Minimums angewandt, errechnet sich für das Jahr 2001 eine Niederschlagsabflussmenge von 318.000 m<sup>3</sup>/a, die auf der KA Messel behandelt wurde; das entspricht 43 % der gesamten behandelten Abwassermenge. Bei einer Berechnung nach der Jahresschmutzwassermethode beträgt die Menge des behandelten Niederschlagsabflusses nur 235.000 m<sup>3</sup>/a (32 %).

## 5.2 Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung der KA Messel ist stabil und gut. Dies zeigt z.B. die statistische Auswertung der im Rahmen der Eigenüberwachung ermittelten Ablaufkonzentrationen (Tabelle 5.2, Abbildungen 5.6 und 5.7).

**Tab. 5.2:** Ablaufkonzentrationen (alle 2 h-Mischproben) (01.06.2000 – 28.02.2003)

	$C_{CSB,2h,AF}$	$C_{BSB,2h,AF}$	$S_{anorgN,2h,AF}$	$S_{NH4,2h,AF}$	$S_{NO3,2h,AF}$	$C_{P,2h,AF}$
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Minimum	12	1	2,9	0,01	1,3	0,5
<b>Mittelwert</b>	<b>21</b>	<b>3</b>	<b>6,4</b>	<b>0,31</b>	<b>6,0</b>	<b>1,8</b>
Maximum	52	9	17,9	4,95	17,8	4,4

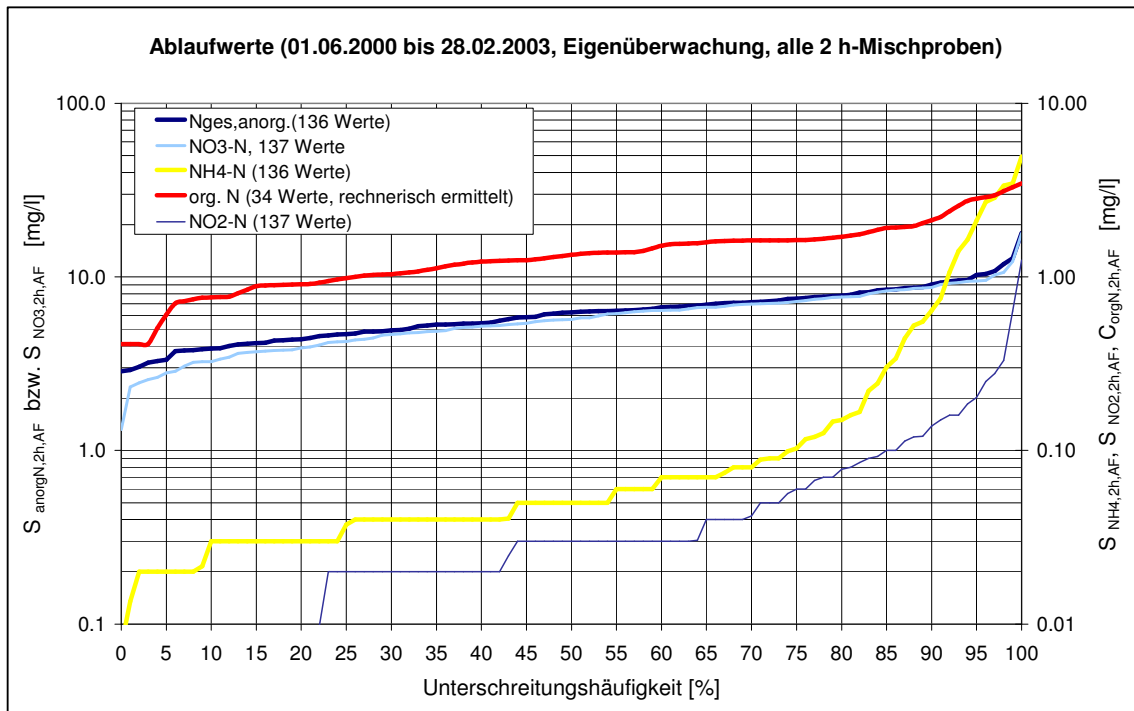


**Abb. 5.6:** Unterschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen (Teil 1)

Der Auswertung liegen bis zu 137 wöchentliche Messungen (2 h-Mischproben) seit Beginn des regulären Betriebs der Kläranlage zugrunde. Ein Vergleich mit Tabelle 4.2 zeigt, dass die Überwachungswerte fast immer sicher eingehalten werden. Lediglich einmal kam es beim CSB zu einer geringen Überschreitung. Die  $C_{\text{NH}_4,2\text{h},\text{AF}}$  lag nur in 3 Fällen über dem Überwachungswert von 3 mg/l, wobei die größte Überschreitung durch einen Störfall verursacht wurde, der dazu führte, dass die Kläranlage innerhalb weniger Stunden sehr hoch belastet wurde<sup>12</sup>.

<sup>12</sup> Infolge eines Drosseldefektes wurde das RÜB bei Trockenwetter mit konzentrierten Rohabwasser gefüllt. Nach Beseitigung des Defektes wurde der Beckeninhalte dann innerhalb weniger Stunden der KA zugeführt und im 6 h-Zyklus abgearbeitet.



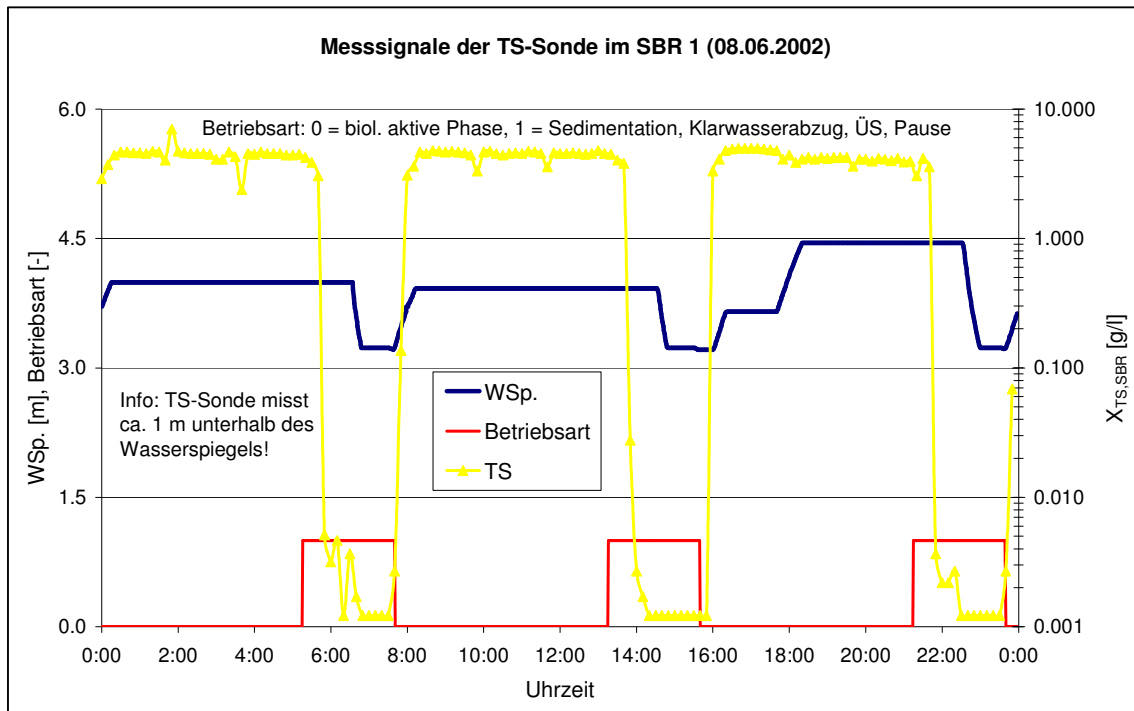


**Abb. 5.7:** Unterschreitungshäufigkeit der Ablaufkonzentrationen (Teil 2)

Es gibt auf der Kläranlage aber auch noch andere Formen der Eigen- und Fremdüberwachung. So nimmt das Betriebspersonal regelmäßig Stichproben, die mittels Schnelltests analysiert werden und auch die Aufsichtsbehörden nehmen von Zeit zu Zeit Proben. Im Rahmen eines Forschungsprojektes hat zudem das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern zwei Intensivmesskampagnen im August 2001 bzw. November/Dezember 2001 mit einer Dauer von jeweils 10 bis 12 Tagen durchgeführt. Bis in die erste Jahreshälfte 2002 konnten bei diesen zusätzlichen Messungen in Einzelfällen Überschreitungen des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswertes festgestellt werden. In mindestens einem Fall wurde der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Grenzwert als Folge einer weiteren extremen Stoßbelastung, deren Ursache nicht geklärt werden konnte, überschritten. Um weitere derartige Überschreitungen zu vermeiden, wurde daraufhin die belüftete Phase deutlich verlängert. Diese Umstellung bewirkte, dass die Denitrifikation und die biologische Phosphorelimination (Bio-P) seitdem etwas schlechter abläuft und die Werte für  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $P_{\text{ges}}$  im Ablauf etwas angestiegen sind.

Weiterhin macht Abbildung 5.6 deutlich, dass die zusätzliche Reinigungsleistung des Filters vernachlässigbar ist, denn der CSB wird im Mittel nur um 1,7 mg/l, der Gesamtphosphor sogar nur um 0,2 mg/l verringert, was darauf zurückzuführen ist, dass der Feststoffgehalt im Ablauf der Reaktoren meist sehr niedrig ist (vgl. Abbildung 5.8). Bei den in Abbildung 5.8 dargestellten Dekantierphasen lag der TS in der abgezogenen Klarwasserphase jeweils unter 3 mg/l.

Auch im Winter – bei Abwassertemperaturen zwischen 4 und 12 °C – ist die Reinigungsleistung gut (Tabelle 5.3, Tabelle 5.4). So kann auch bei sehr niedrigen Abwassertemperaturen noch eine stabile Nitrifikation beobachtet werden. Auch die Denitrifikation ist noch sehr gut und nur geringfügig schlechter als im Jahresdurchschnitt. Diese Aussagen werden auch durch Abbildung 5.9 bestätigt, in der die im Winter gemessenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit der Abwassertemperatur dargestellt sind.



**Abb. 5.8:** Messsignale der am Dekanter des SBR 1 angebrachten TS-Sonde

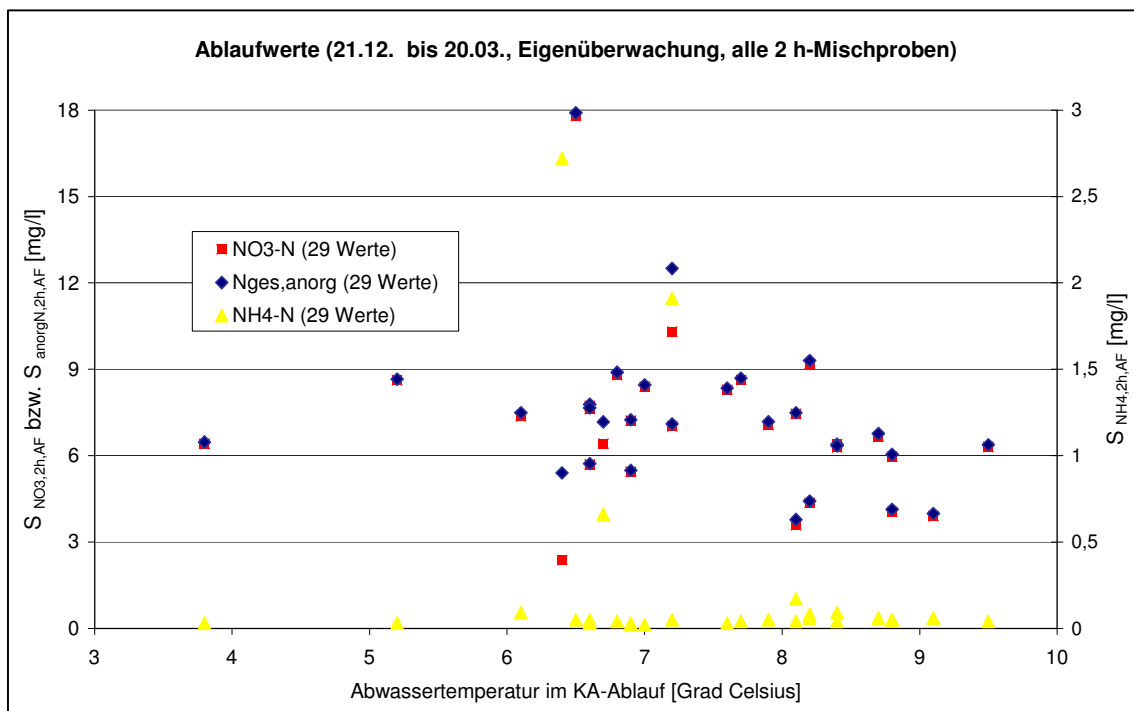
**Tab. 5.3:** Ablaufkonzentrationen im Winter (21.12. - 20.03.) (Eigenüberwachung, 2 h-MP)

	$C_{\text{CSB},2\text{h},\text{AF}}$	$C_{\text{BSB},2\text{h},\text{AF}}$	$S_{\text{anorgN},2\text{h},\text{AF}}$	$S_{\text{NH}_4,2\text{h},\text{AF}}$	$S_{\text{NO}_3,2\text{h},\text{AF}}$	$C_{\text{P},2\text{h},\text{AF}}$
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Minimum	12	1	3,8	0,02	2,4	0,9
10%-Perzentil	15	2	4,4	0,03	4,0	1,0
<b>Mittelwert</b>	<b>19</b>	<b>3</b>	<b>7,3</b>	<b>0,23</b>	<b>7,1</b>	<b>1,5</b>
90%-Perzentil	25	6	9,0	0,27	8,9	2,1
Maximum	30	6	17,9	2,72	17,8	2,6

Ein Vergleich der Werte aus Tabelle 5.3 (Winter) mit denen aus Tabelle 5.2 (Gesamtjahr) zeigt, dass keine größeren Unterschiede in der Reinigungsleistung beobachtet werden können. Einschränkend muss jedoch angemerkt werden, dass der Fremdwasseranfall im Winter naturgemäß über dem Jahresdurchschnitt liegt, was nicht ohne Einfluss auf die erreichbaren Ablaufwerte bleibt. So lag im Jahr 2001 der Fremdwasseranfall im Winter um ca. 50 % bzw. der mittlere Trockenwetterabfluss um etwas mehr als 20 % über dem Jahresdurchschnitt. Dennoch bleibt die Reinigungsleistung der KA Messel auch im Winter beachtlich. Die Ergebnisse belegen, dass im vorliegenden Fall weder die komplett oberirdische Bauweise der Reaktoren, noch deren Ausführung in, im Vergleich zu Betonkonstruktionen sehr dünnwandigem, emaillierten Stahl einen erkennbar negativen Einfluss auf die Reinigungsleistung haben.

**Tab. 5.4:** Statistik der Abwassertemperaturen im Zulauf der KA Messel (02/2001–01/2002)

Monat	02/2001	03/2001	04/2001	05/2001	06/2001	07/2001
Mittelwert	9,2	9,5	10,6	12,9	14,7	16,5
Min/Max	4,1/10,6	5,9/10,8	7,4/12,0	10,9/23,4	12,6/18,9	15,0/18,2
Monat	08/2001	09/2001	10/2001	11/2001	12/2001	01/2002
Mittelwert	17,7	15,6	15,1	13,1	10,5	9,2
Min/Max	14,4/20,5	11,9/18,2	12,0/17,3	9,3/17,0	6,6/12,4	6,2/10,2

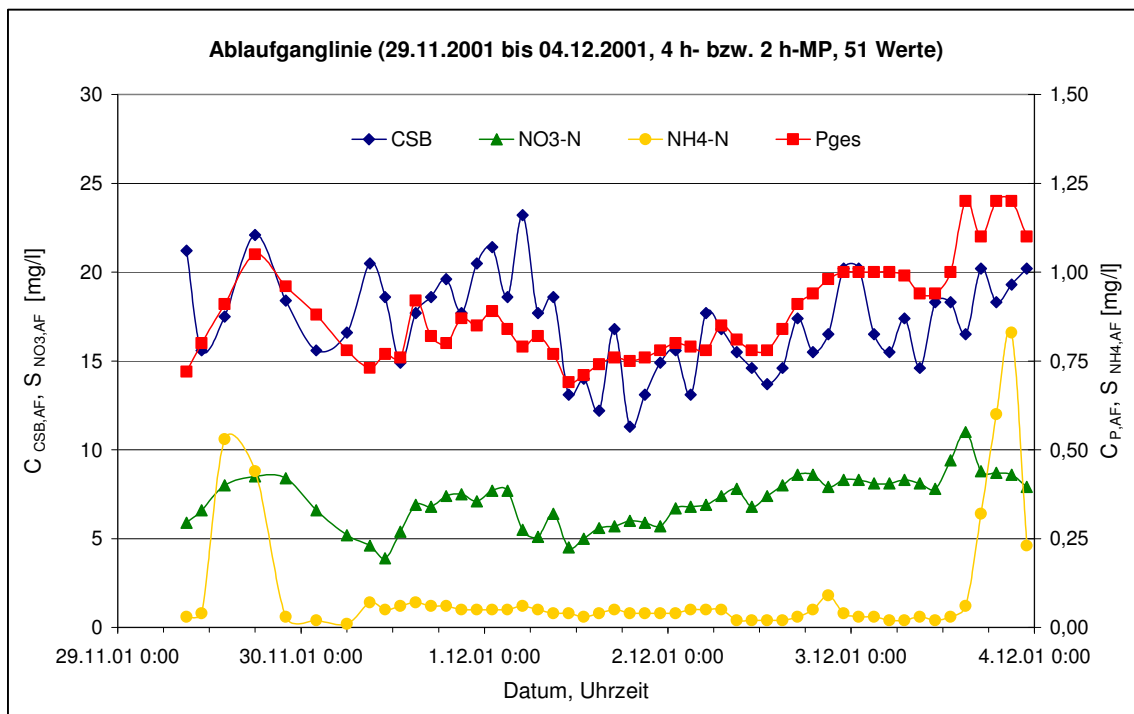
**Abb. 5.9:**  $S_{\text{NH}_4}$ ,  $S_{\text{NO}_3}$  und  $S_{\text{anorgN}}$  (Winterbetrieb) im Ablauf der KA Messel (2 h-MP)

Ebenfalls gute Ergebnisse werden bei Mischwasserzufluss und Regennachlauf erzielt, obwohl bei der Überschreitung einer gewissen Zulaufmenge die Reaktoren vom 8 h-Trockenwetterzyklus in einen verkürzten 6 h-Regenwetterzyklus umgeschaltet werden (Tabelle 5.5).

Da die Sedimentations- und Dekantierzeit in beiden Fällen etwa 2,3 h beträgt, wird im Regenwetterzyklus die Dauer der Reaktionsphase auf weniger als 4 h verkürzt. In Tabelle 5.5 ist eine statistische Auswertung der Eigenüberwachung dargestellt, die bei Regenwetterbetrieb (6 h-Zyklus) im Ablauf der Kläranlage ermittelt wurden. Da die Sedimentations- und Dekantierdauer unverändert bleibt, kann auch bei Mischwasser keine Erhöhung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Reaktoren beobachtet werden. Tabelle 5.5 verdeutlicht auch, dass Median und Mittelwerte bei fast allen Parametern nahe beieinander liegen. Der größere Unterschied bei  $\text{NH}_4\text{-N}$  ergibt sich unter anderem aus dem starken Einfluss des Maximalwertes, der eine Folge des bereits beschriebenen Störfalls war.

**Tab. 5.5:** Ablaufkonzentrationen bei verkürztem 6 h-Regenwetterzyklus (01.12.2000 - 28.02.2003) (Eigenüberwachung) (jeweils 44 Werte) (2 h-MP)

	$C_{CSB,2h,AF}$	$C_{BSB,2h,AF}$	$S_{anorgN,2h,AF}$	$S_{NH_4,2h,AF}$	$S_{NO_3,2h,AF}$	$C_{P,2h,AF}$
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Minimum	12	1	2,9	0,01	2,4	0,85
5 %-Perzentil	14	2	3,3	0,02	2,8	0,94
<b>Mittelwert</b>	<b>19</b>	<b>4</b>	<b>6,1</b>	<b>0,44</b>	<b>5,5</b>	<b>1,59</b>
<b>Median</b>	<b>19</b>	<b>4</b>	<b>6,1</b>	<b>0,05</b>	<b>5,3</b>	<b>1,33</b>
95 %-Perzentil	27	6	9,3	2,56	9,0	2,72
Maximum	30	6	12,5	4,95	10,3	4,29

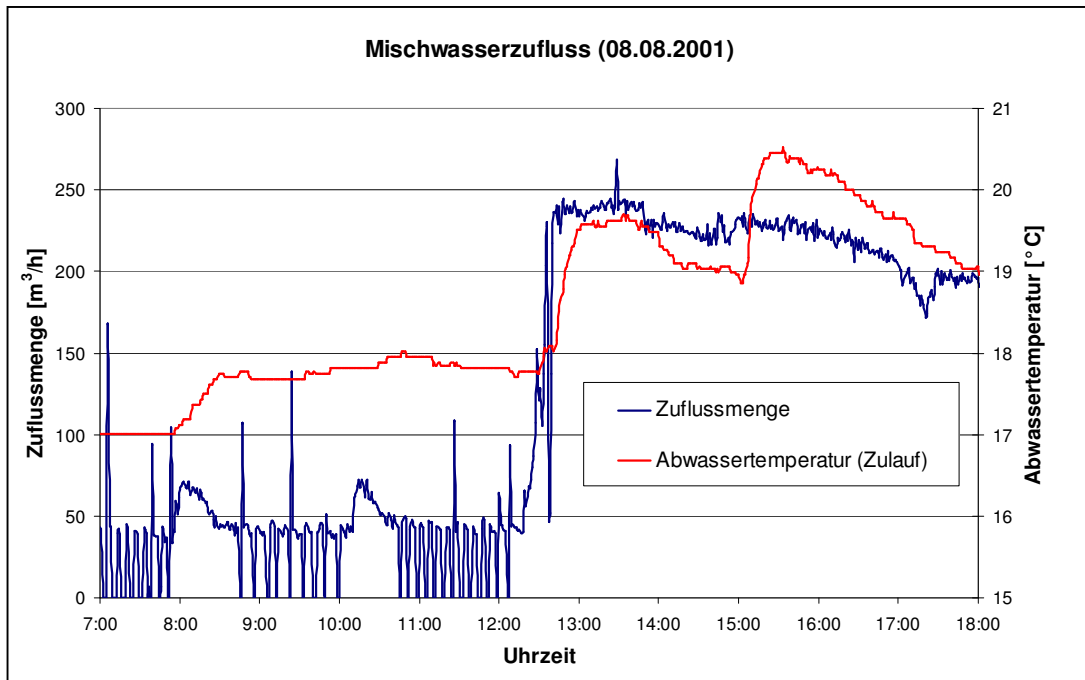


**Abb. 5.10:** Ablaufkonzentrationen (Messprogramm TU KL, 29.11.2001 - 04.12.2001)

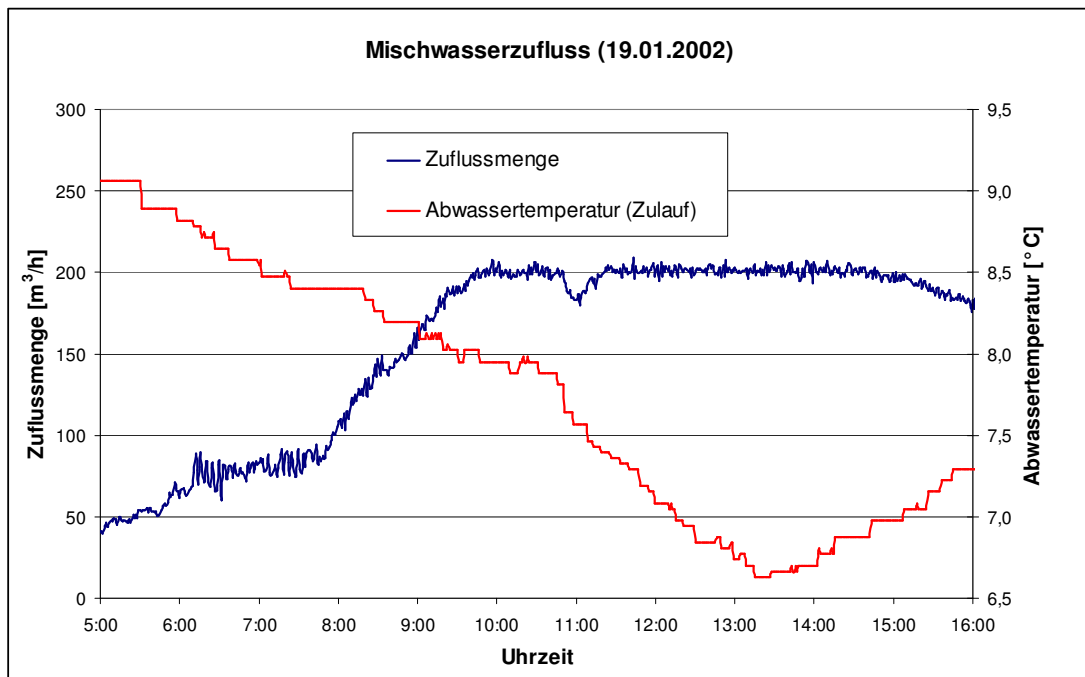
Abbildung 5.10 zeigt Konzentrationsganglinien für einige Parameter im Ablauf der Kläranlage Messel, die während einer Intensivmesskampagne im November/Dezember 2001 gemessen wurden. In diesem Zeitraum herrschte ununterbrochener Mischwasserzufluss bzw. Regennachlauf. Es ist ersichtlich, dass die Reinigungsleistung für alle Parameter sehr stabil und im Falle  $NH_4-N$  und CSB zudem sehr hoch ist. Angesichts der Tatsache, dass die  $BSB_5$ -Konzentrationen im Ablauf im Mittel bei 3 mg/l liegen und der Ablauf zudem fast frei von AFS ist, dürfte ein Großteil des CSB im Ablauf gelöst und inert sein.

Wie auch auf anderen Kläranlagen kann in Messel beobachtet werden, dass sich die Abwassertemperatur bei Mischwasserzufluss schnell verändern kann (Abb. 5.11 und 5.12). Potenziell kritisch sind die Ereignisse, die zu einem deutlichen Absinken der Abwassertemperatur führen. Die stabile Reinigungsleistung im Winter bzw. im 6 h-Zyklus lässt jedoch

den Schluss zu, dass ein Absinken der Abwassertemperatur infolge Mischwasserzufluss eher unkritisch ist.



**Abb. 5.11:** Anstieg der Abwassertemperatur im Zulauf bei Mischwasserzufluss



**Abb. 5.12:** Absinken der Abwassertemperatur im Zulauf bei Mischwasserzufluss

### 5.3 Energieverbrauch, Schlammalter und Überschussschlammanfall

In Tabelle 5.6 sind einige spezifische Energieverbrauchskenngrößen der Kläranlage Messel im Betriebsjahr 2001 im Vergleich zu den in Bayern für die Größenklassen GK 2 (1.000 bis 5.000 EW) und GK 3 (5.001 bis 10.000 EW) ermittelten Median und 80 %-Unterschreitungshäufigkeiten (ATV [1999]) angegeben <sup>13</sup>.

**Tab. 5.6:** Spezifische Energieverbrauchskenngrößen der KA Messel (2001) im Vergleich zu ATV-Werten (ATV [1999]) (B = Bayern)

Spezifische Energieverbrauchskenngrößen	KA Messel 2001	Median GK 2/3 (B)	80 %-Wert GK 2/3 (B)
kWh/m <sup>3</sup>	0,35	k.A.	k.A.
kWh/ $\Delta$ kg CSB	1,37	k.A.	k.A.
kWh/kg CSB <sub>Zulauf</sub>	1,27	1,50/1,20	2,46/1,87
kWh/(EW·a)	58,8	66,1/52,3	107,6/81,4
kWh <sub>SBR</sub> /kWh <sub>ges</sub>	0,41	0,69	k.A.
kWh <sub>Pumpen</sub> /kWh <sub>ges</sub>	0,54	k.A.	k.A.

Die Tabelle zeigt, dass die spezifischen Energieverbrauchswerte kWh/kg CSB<sub>Zulauf</sub> bzw. kWh/(EW·a) trotz der sehr weitgehenden Zehrstoffelimination noch unterhalb bzw. im Bereich der Vergleichswerte liegen. Bemerkenswert ist, dass der Energieverbrauch der biologischen Stufe im Vergleich zum Gesamtenergieverbrauch mit 41 % recht gering ist, wohingegen der Anteil der Pumpen mehr als die Hälfte beträgt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass auf der Kläranlage Messel zweimal gepumpt wird und dabei Höhenunterschiede von jeweils bis zu 7 m überwunden werden müssen.

Die mittlere Verweilzeit ( $\theta_x$ ) des belebten Schlammes beträgt etwas über 41 Tage. Hieraus resultiert gemäß der Umrechnung nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A] ein Schlammalter ( $t_{TS}$ ) bei Trockenwetter von 25 d bzw. bei Regenwetter von 24 d. Damit entspricht das Schlammalter praktisch den Vorgaben des ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 [2000C] für eine simultanaerobe Stabilisierung von 25 d. Ermittelt man das Schlammalter nach GRUNDACKER [2002], der aufgrund seiner Untersuchungen zum Stabilisierungsverhalten belebter Schlämme von SBR-Kläranlagen dafür plädiert, bei der Ermittlung des Schlammalters nicht nur die Reaktionszeit ( $t_R$ ), sondern auch bis zu 90 min der Sedimentations- und Dekantierphase anzusetzen, liegt das Schlammalter deutlich höher (Trockenwetter: 32 d, Regenwetter: 34 d). Der Überschussschlammanfall beträgt im Mittel 260 kg TS/d. Hieraus errechnen sich spezifische Werte von 0,52 kg TS/kg CSB bzw. 62 g TS/(EW·d) (jeweils inkl. Bio-P), die im Bereich üblicher Werte liegen. Der Glühverlust im Überschussschlamm liegt im Mittel bei 61 %, schwankt aber zwischen 52 % und 68 %. Wie Anhang 5.1 zeigt, unterliegt der Glühverlust gewissen jahreszeitlichen Schwankungen; höhere Werte werden überwiegend im Winter (Mittelwert: 64 %) beobachtet.

<sup>13</sup> Von der Ausbaugröße (5.500 EW) ist die Kläranlage Messel in die Größenklasse 3 einzuordnen. Die derzeitige Belastung (4.200 EW) liegt aber im Bereich der Größenklasse 2.

## 5.4 Reserven und Optimierungspotenzial

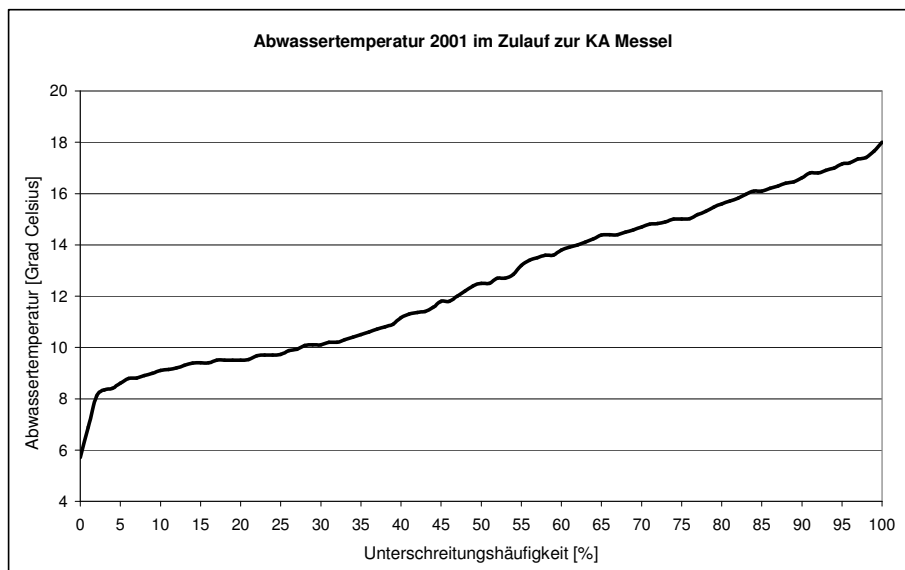
Das Optimierungspotenzial ergibt sich zum einen aus den maschinentechnischen Reserven der einzelnen Bauteile der KA Messel (siehe Kapitel 4), zum anderen aus der Differenz zwischen den realen Betriebskennwerten und den Bemessungswerten.

### 5.4.1 Reserven für Einwohnerzuwächse und Gewerbeansiedlungen

Bei der Bemessung der Kläranlage wurden, wie allgemein üblich, Reserven für Einwohnerzuwächse, neue Gewerbeansiedlungen o.ä. berücksichtigt. Diese Reserven werden aber häufig erst viele Jahre nach Inbetriebnahme einer Kläranlage benötigt, manchmal auch nie. In der Zwischenzeit können diese Reserven für andere Zwecke genutzt werden. Im Falle der KA Messel errechnen sich aus diesem Umstand Reserven von ca. 20 % ( $\approx 4.200 \text{ EW}_{\text{CSB,IST}}$  vs.  $5.500 \text{ EW}_{\text{CSB,Bem}}$ ). Da die Kläranlagen in Deutschland meist auf Grundlage von 85 %-Frachtwerten bemessen werden, sind die tatsächlichen Reserven im alltäglichen Betrieb sogar noch höher.

### 5.4.2 Bemessungstemperatur

Der Bemessung der KA Messel wurde, wie seinerzeit meist üblich, eine Abwassertemperatur von  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  zugrunde gelegt, ein Wert der während großer Teile des Jahres deutlich überschritten wird (Abb. 5.13). Wie man sieht, lag die Abwassertemperatur in über 70 % des Jahres über dem Bemessungswert. Während dieser Zeit besitzt die Anlage teilweise beachtliche Reserven, die für Optimierungszwecke (z.B. biologische Phosphorelimination) genutzt werden könnten. Ferner kann auf der KA Messel auch bei Abwassertemperaturen, die deutlich unter  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  liegen, noch eine stabile Reinigung beobachtet werden. Nach dem neuen ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 [2000C] erfolgt zwar die Bemessung nur auf  $12 \text{ }^\circ\text{C}$ , aber auch in diesem Fall würde die Bemessungstemperatur in 53 % des Jahres überschritten werden.



**Abb. 5.13:** Kurve der Unterschreitungshäufigkeit der Abwassertemperaturen im Zulauf der Kläranlage im Kalenderjahr 2001 (Betriebstagebuch)

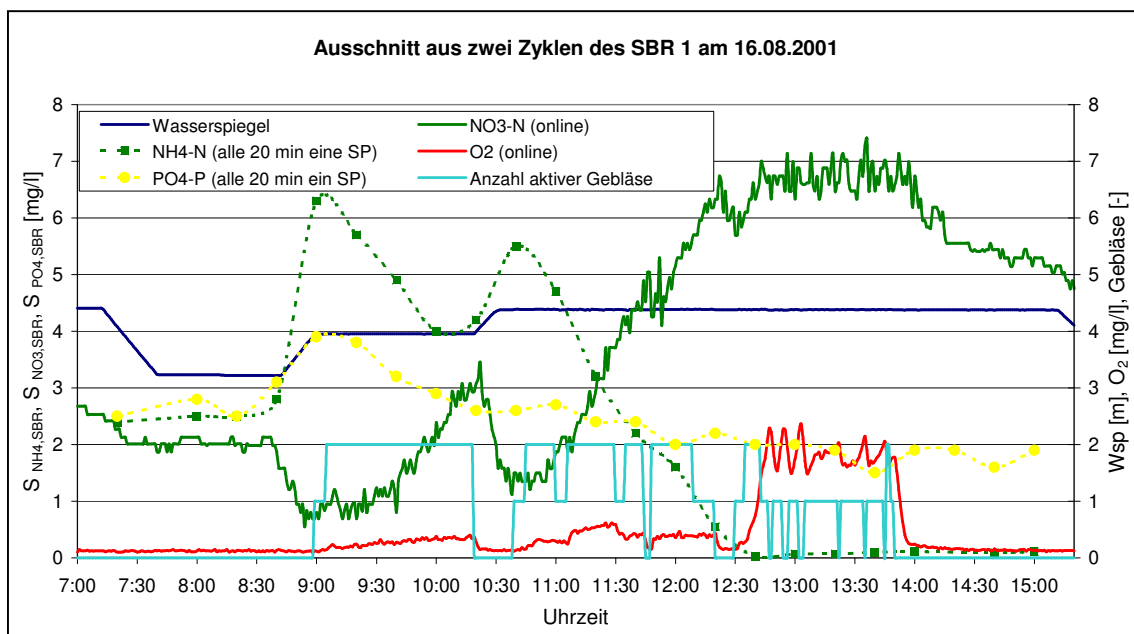
### 5.4.3 Bemessungsreserven infolge nicht adäquat berücksichtigter SBR-Vorteile

Weitere Reserven ergeben sich aus dem Umstand, dass sowohl das ATV-Merkblatt M 210 [1997A] als auch das ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 [2000C] bzw. ATV-Arbeitsblatt A 131 [1991] einige Vorteile der SBR-Technik gegenüber Durchlaufanlagen, wie z.B. die ungestörte Sedimentation, eine erhöhte Denitrifikationskapazität – nicht zuletzt aufgrund der erheblichen endogenen Denitrifikation während der Sedimentationsphase – oder eine vermehrte biologische Phosphorelimination, nicht oder nur teilweise berücksichtigen bzw. berücksichtigt haben (vgl. dazu auch KAYSER [1995], STEINMETZ [2001] und GRUNDACKER [2002]). Das aus diesen Randbedingungen im täglichen Betrieb resultierende Optimierungspotenzial soll nachfolgend anhand einiger Beispiele erläutert werden.

### 5.4.4 Beispielhafte Darstellung des Optimierungspotenzials der Kläranlage Messel

#### 5.4.4.1 Potenzial zur Zyklusdauerverkürzung und Energieoptimierung

In Abbildung 5.14 ist ein Ausschnitt zweier Zyklen des SBR 1 in einer Phase recht hoher Schmutzstoffbelastung dargestellt; dies ist erkennbar anhand der relativ hohen Ammoniumkonzentration von 2,5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  am Ende des ersten Zyklus (ca. 8:30 Uhr) und der niedrigen Sauerstoffkonzentration in der ersten der beiden belüfteten Phase des zweiten Zyklus. Neben den online-Messwerten ( $\text{O}_2$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) wurden auch Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) und Phosphat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) im 20-min-Abstand im Reaktor ermittelt. Anhand der Ganglinien kann man deutlich die sich abwechselnden Phasen der Nitrifikation und Denitrifikation sowie die biologische Phosphorelimination erkennen.



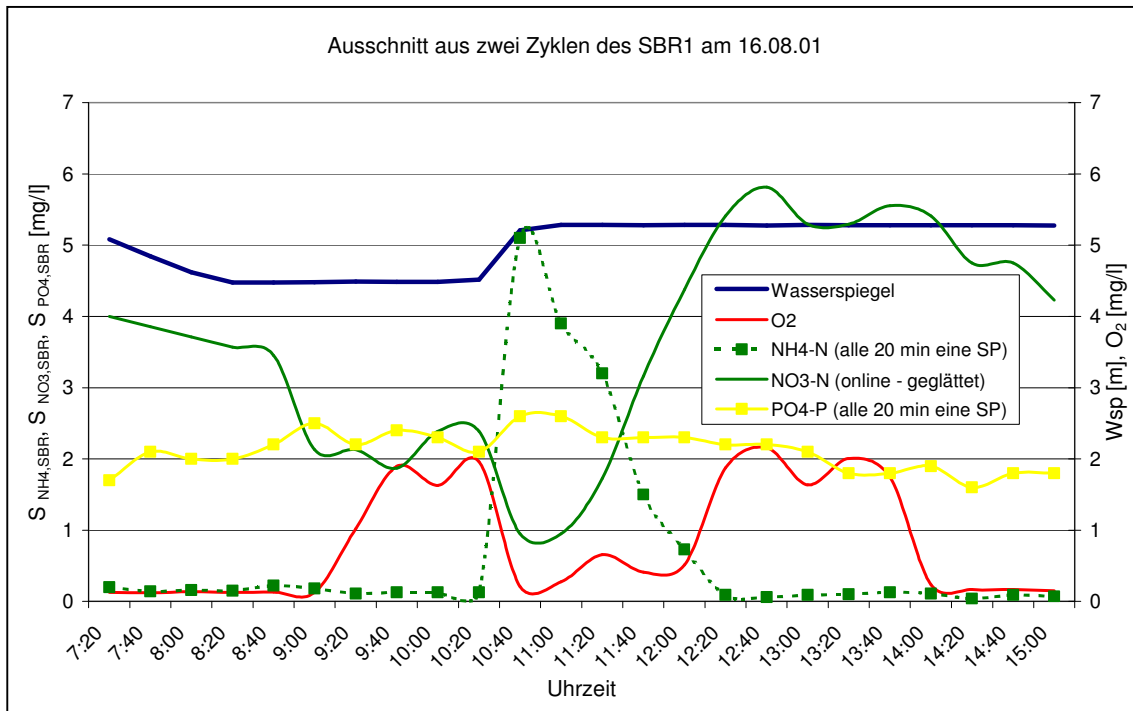
**Abb. 5.14:** Beispielhafter Verlauf wichtiger Prozessgrößen im SBR 1 (16.08.2001)

Die Ganglinien zeigen das Optimierungspotenzial. So kann man erkennen, dass ab 12:15  $\text{NH}_4\text{-N}$  im Reaktor mit 1 mg/l bereits deutlich unterhalb des Überwachungswertes liegt bzw. ab 12:30 Ammonium fast vollständig oxidiert wurde und dies, obwohl die  $\text{O}_2$ -Konzentration



im Reaktor aufgrund der hohen Sauerstoffzehrung immer unter 0,5 mg/l O<sub>2</sub> lag; die Phosphataufnahme war zu diesem Zeitpunkt ebenfalls abgeschlossen. Die letzte Belüftungsphase ab 12:30 (Dauer ca. 70 min) wäre demnach nicht mehr erforderlich gewesen.

Ähnlich sieht die Situation in Abbildung 5.15 aus. Hier gab es während der gesamten Zyklusdauer aufgrund des geringen Zuflusses nur eine Beschickungsphase; der eigentliche Reinigungsprozess war dementsprechend schnell beendet. In beiden Fällen wäre es möglich gewesen, die Belüftungsphasen deutlich zu verkürzen und damit Energie einzusparen.



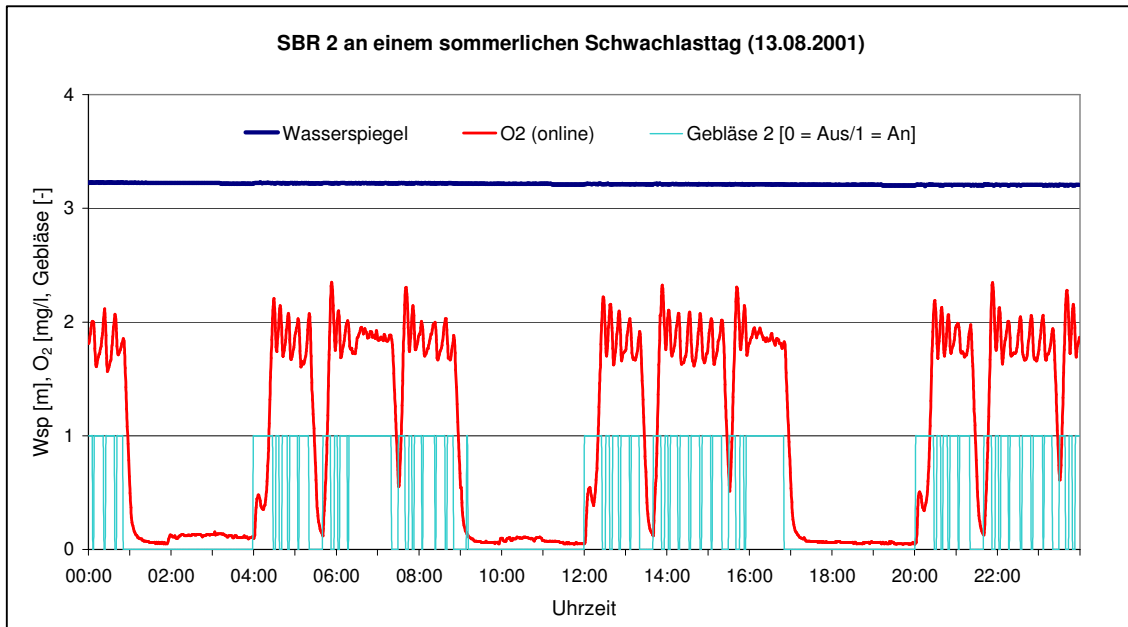
**Abb. 5.15:** Ausschnitt aus zwei Zyklen des SBR 1 (15.08.2001)

Dass beide Fälle keineswegs eine Ausnahme darstellen, zeigt die folgende statistische Auswertung. Für den Zeitraum Januar 2001 bis inkl. September 2001 wurden die Datenbanken des Prozessleitsystems nach folgenden Suchkriterien analysiert:

- 1.) Der Füllstand in den Reaktoren betrug weniger als 3,40 m, d.h. der Reaktor ist nicht oder kaum befüllt worden (Mindestwasserstand = 3,25 m bzw. Maximalwasserstand = 5,40 m).
- 2.) Das jeweils zum SBR 1 bzw. SBR 2 gehörende Gebläse war in Betrieb.

Das Ergebnis dieser Abfrage war, dass im Falle des SBR 1 in 23 % der aktiven Gebläsezeit (23 % = 34.030 min) der Wasserstand geringer als 3,40 m war. Im Falle des SBR 2, der im Durchschnitt deutlich weniger Abwasser behandelt als der SBR 1, waren diese Kriterien sogar in 41 % der aktiven Gebläsezeit (41 % = 61.132 min) erfüllt. Dies lässt ein erhebliches Energieeinsparpotenzial vermuten. Dies verdeutlicht auch Abbildung 5.16. Dargestellt ist ein SBR 2-Tagesgang mit ausgewählten Betriebsdaten. Es ist anhand des konstanten Wasserspiegelverlaufs klar erkennbar, dass an diesem Tag im SBR 2 kein Abwasser behandelt wurde; dennoch wurde das normale Trockenwetterzyklusprogramm abgearbeitet. Tage, an denen nur wenig Abwasser anfällt und ein Reaktor nicht oder nur gering beschickt wird, können insbesondere im Sommer häufiger beobachtet werden. Es wird damit deutlich,

dass es selbst bei einer kleineren SBR-Kläranlage, die nur aus zwei Reaktoren besteht, durchaus sinnvoll sein kann, über die zeitweise Außerbetriebnahme eines Reaktors bei Schwachlast nachzudenken. Das DBU-Forschungsprojekt „Nürburgring“ (z.B. SIEKMANN ET AL. [1999]) hat gezeigt, dass selbst eine längere Außerbetriebnahme eines Reaktors kein Problem darstellt, solange eine gewisse Mindestbelüftung des Belebtschlammes sichergestellt ist. Der Energiebedarf könnte dadurch weiter reduziert werden.



**Abb. 5.16:** Tagesgang des SBR 2 während eines Schwachlasttages (13.08.2001)

Im Anschluss an die erste Suche wurde für den gleichen Zeitraum für den SBR 1 eine weitere Analyse durchgeführt. Diesmal galten folgende Suchkriterien:

- 1.) Der Füllstand im SBR 1 betrug mindestens 3,40 m.
- 2.) Das zum SBR 1 gehörende Gebläse war in Betrieb.
- 3.) Die Sauerstoffkonzentration im Reaktor war höher als 1,2 mg/l O<sub>2</sub>, um Fehler infolge simultaner Denitrifikation etc. auszuschließen!
- 4.) Abgleich, ob der Anstieg des gleitenden NO<sub>3</sub>-N-Mittelwertes innerhalb von 10 min weniger als 0,2 mg/l NO<sub>3</sub>-N betrug.

Das Ergebnis dieser Analyse war, dass in weiteren 26 % der aktiven Gebläsezeit (26 % = 39.480 min) alle diese Kriterien erfüllt waren, d.h. dass trotz einer Sauerstoffzufuhr kein signifikanter Anstieg der Nitratkonzentrationen festgestellt werden konnte. D.h. es ist ein hohes Potenzial zur Energieoptimierung vorhanden, nicht zuletzt wegen folgender Faktoren:

- 1.) Lange Belüftungszeiten und Vorgabe hoher Sauerstoffsollwerte für den PID-Regler, um die Gefahr weiterer Überschreitungen des NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswertes infolge illegaler Einleitungen oder sonstiger Belastungsstöße zu verringern.
- 2.) Hoher mitbehandelter Fremd- und Regenwasseranteil (v.a. im 1. Halbjahr 2001) und daher zeitweise geringe mittlere Konzentrationen im Zulauf zur Kläranlage.

- 3.) Starke Schwankungen des Trockenwetterzuflusses im Tages- und Jahresverlauf.
- 4.) Betrieb mit der klassischen SBR-Zyklussteuerung, d.h. mit starren Vorgaben für die Dauer der einzelnen Phasen.

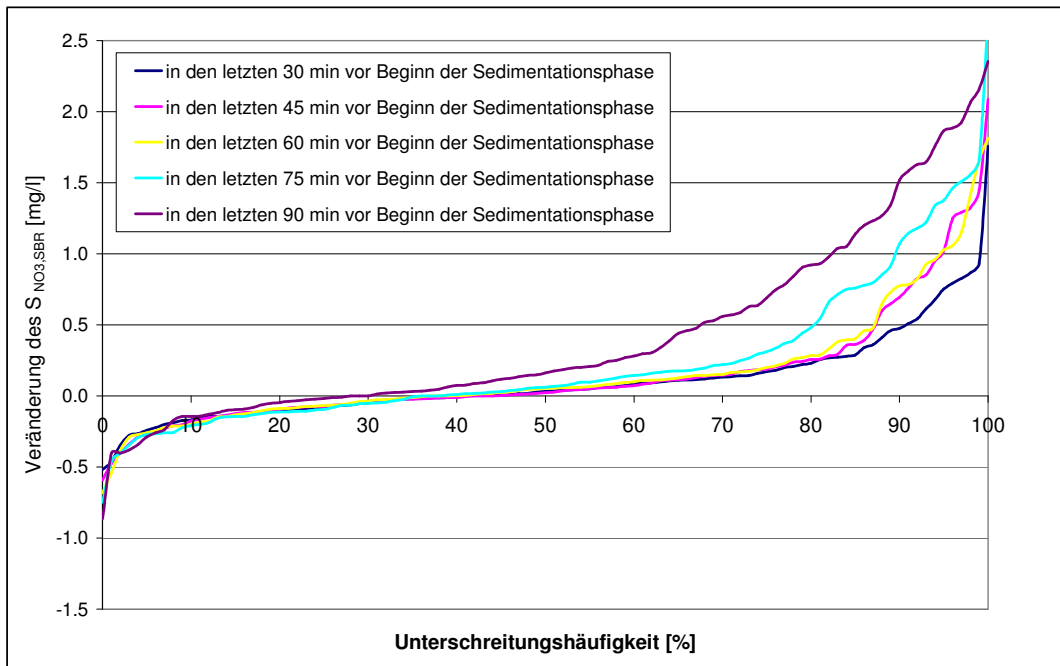
Natürlich muss im Falle einer Energieoptimierung durch geeignete Maßnahmen (z.B. Mindestbelüftungszeiten, Fortsetzung der Belüftung mit niedrigerem Sauerstoffsollwert) sichergestellt werden, dass die aerobe Schlammstabilisierung nach wie vor gewährleistet ist. Neben einem Energieeinsparpotenzial lässt sich aus den Betriebsdaten auch ein Potenzial zur Verkürzung der Dauer der Reaktionsphasen bei Mischwasserzufluss ableiten. Für den Zeitraum Januar 2001 bis inkl. September 2001 wurden z.B. die Datenbanken des Prozessleitsystems nach folgenden Suchkriterien analysiert:

- 1.) Der Füllstand im SBR 1 war höher als 4,70 m, d.h. das jeweilige Austauschvolumen betrug mehr als 2/3 des maximalen Austauschvolumens.
- 2.) Der SBR 1 befand sich im Regenwetterzyklus (6 h)<sup>14</sup>.
- 3.) Für die betreffenden Zyklen (228 Stück) wurde anschließend die Änderung der NO<sub>3</sub>-N-Konzentration in den letzten 90 min (d.h. zwischen der 125. und 215. Zyklusminute) der biologisch aktiven Phase bzw. vor Beginn der Sedimentationsphase ausgewertet. Mit Ausnahme von ca. 20 min sind die letzten 90 min belüftet, wobei die Sauerstoffkonzentrationen während dieser Phase nahezu immer über 1.0 mg/l O<sub>2</sub> liegen.

Einige Ergebnisse dieser Betrachtung sind in Abbildung 5.17 dargestellt.

Die Abbildung 5.17 verdeutlicht, dass es in praktisch allen Fällen möglich gewesen wäre, die Zyklen deutlich zu verkürzen, denn die NO<sub>3</sub>-N-Konzentration hat sich in der Regel während der letzten 90 min der biologisch aktiven Phase kaum noch verändert. Zum Vergleich: Eine Verkürzung der Regenwetterzyklusdauer um 60 bis 90 min entspricht einer Erhöhung der hydraulischen Kapazität der Anlage Messel um 16 bis 25 %.

<sup>14</sup> Im betrachteten Zeitraum wurde ein Regenwetterzyklusprogramm benutzt, das u.a. aus drei Beschickungsphasen bestand. Die erste Beschickungsphase dauerte von der 1. bis zur 45. Zyklusminute; die zweite von der 78. bis zur 118. Die letzte Beschickungsmöglichkeit bestand zwischen der 154. und der 194. Minute. Die dritte Beschickungsphase wurde jedoch im SBR 1 häufig nicht mehr genutzt, da wegen des Zyklusversatzes und der Tatsache, dass der SBR 1 als Master den Takt angibt, der SBR 1 oft schon in der ersten und zweiten Beschickungsphase voll gefüllt war. Über das Suchkriterium wurden daher nur die SBR 1-Regenwetterzyklen ausgewählt, bei denen der Reaktor nur in den ersten beiden Beschickungsphasen befüllt wurde.



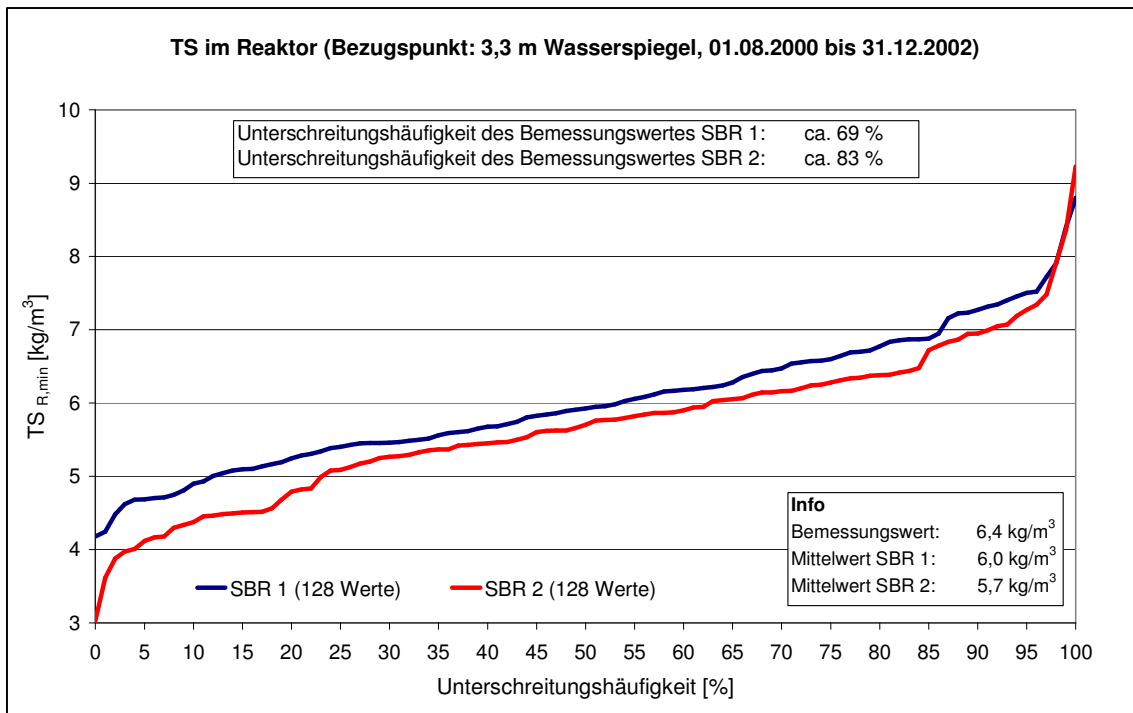
**Abb. 5.17:** Veränderung der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration in den letzten 90 min der biologisch aktiven Phase (d.h. zwischen der 125. und 215. Zyklusminute) des 6 h-Regenwetterzyklus im Zeitraum Januar bis September 2001 (228 Stück)

#### 5.4.4.2 Optimierungspotenzial in der Sedimentations- und Dekantierphase

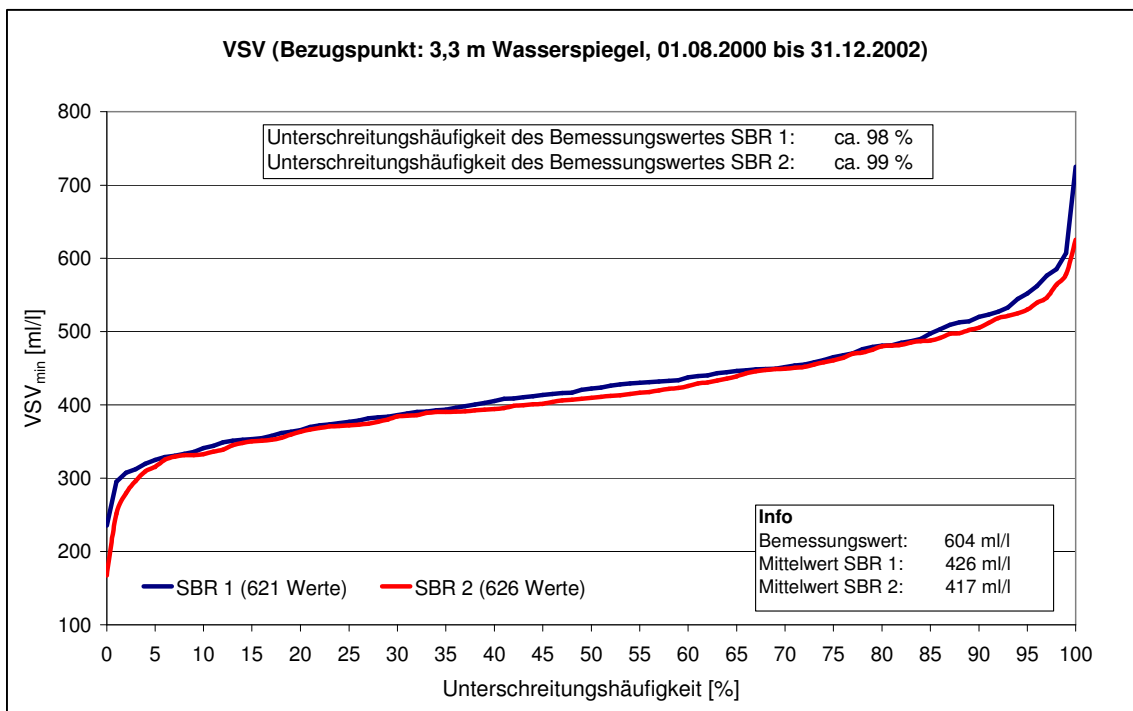
Nach STEINMETZ [2001] beeinflussen auch die bei der Bemessung festgelegten Schlammparameter wie Trockensubstanzgehalt im Reaktor oder Schlammindex das Bemessungsergebnis erheblich. Meist ergeben sich auch aus diesen Annahmen im täglichen Betrieb erhebliche Reserven. Dies trifft auch für die Kläranlage Messel zu, wie die nachfolgend dargestellten Auswertungen belegen.

Die Abbildungen 5.18 bis 5.20 zeigen eine statistische Auswertung der Trockensubstanzgehalte ( $\text{TS}_R$ ), der Vergleichsschlammvolumina ( $\text{VSV}$ ) und der Schlammindizes ( $\text{ISV}$ ) in den beiden SB-Reaktoren, die im Zeitraum vom 01.08.2000 bis 31.12.2002 ermittelt wurden. Aus Abbildung 5.18 geht hervor, dass obwohl die  $\text{TS}$ -Konzentrationen in beiden Reaktoren stark schwanken können, sie meist noch unterhalb des Bemessungswertes liegen. Hohe  $\text{TS}$ -Konzentrationen treten nur vereinzelt auf und sind meist im Zusammenhang mit einem vollen Schlammstapelbehälter zu sehen <sup>15</sup>.

Abbildung 5.19 zeigt, dass die Schwankungsbreite des  $\text{VSV}_{3,3 \text{ m}}$  deutlich niedriger ist als beim  $\text{TS}$ ; so liegen in beiden Reaktoren mehr als 70 % aller gemessenen Werte zwischen 350 und 500  $\text{ml/l}$ . Der Grund hierfür liegt unter anderem darin, dass sich das Betriebspersonal der Kläranlage beim Überschussschlammabzug an dieser Größe orientiert. Ausreißerwerte über 500  $\text{ml/l}$  treten nur relativ selten auf, meist infolge kurzzeitiger leichter Blähschlamm Tendenzen. Interessant ist auch, dass der Bemessungswert von 604  $\text{ml/l}$  in 98 % (SBR 1) bzw. 99 % (SBR 2) aller Fälle unterschritten wird, obwohl im täglichen Betrieb die  $\text{TS}$ -Konzentrationen im Reaktor auch vereinzelt oberhalb des Bemessungswertes liegen können.

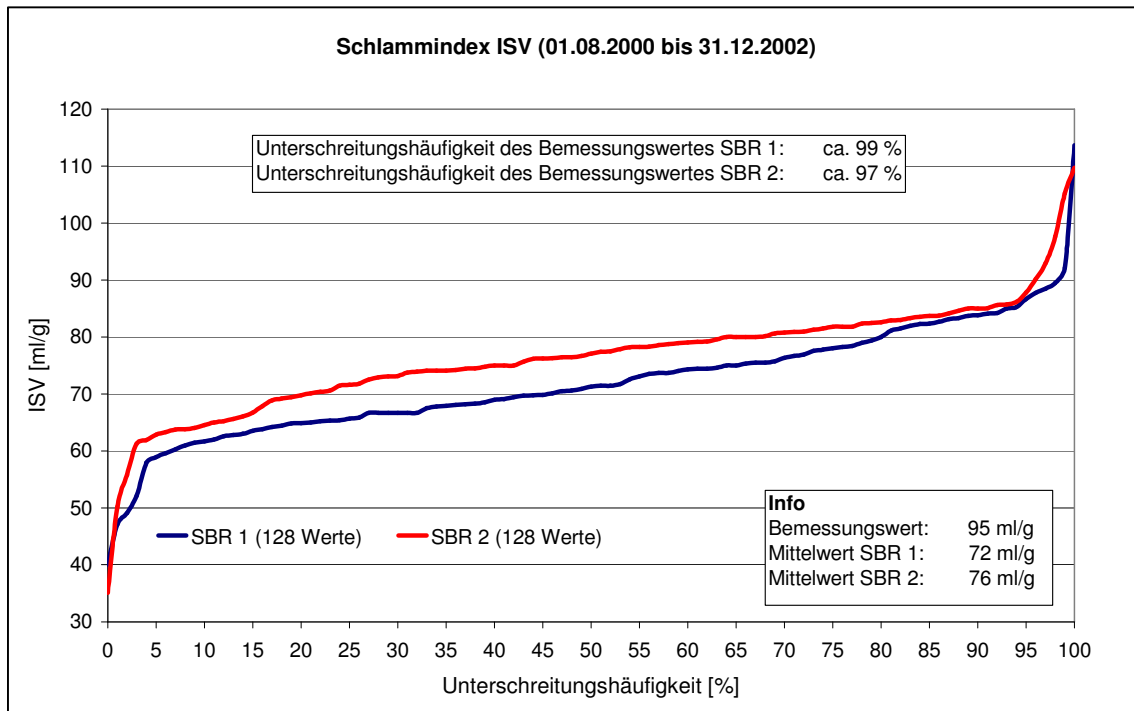


**Abb. 5.18:** Kurve der Unterschreitungshäufigkeiten des  $TS_R$  im SBR 1 bzw. SBR 2



**Abb. 5.19:** Kurve der Unterschreitungshäufigkeiten des VSV im SBR 1 bzw. SBR 2

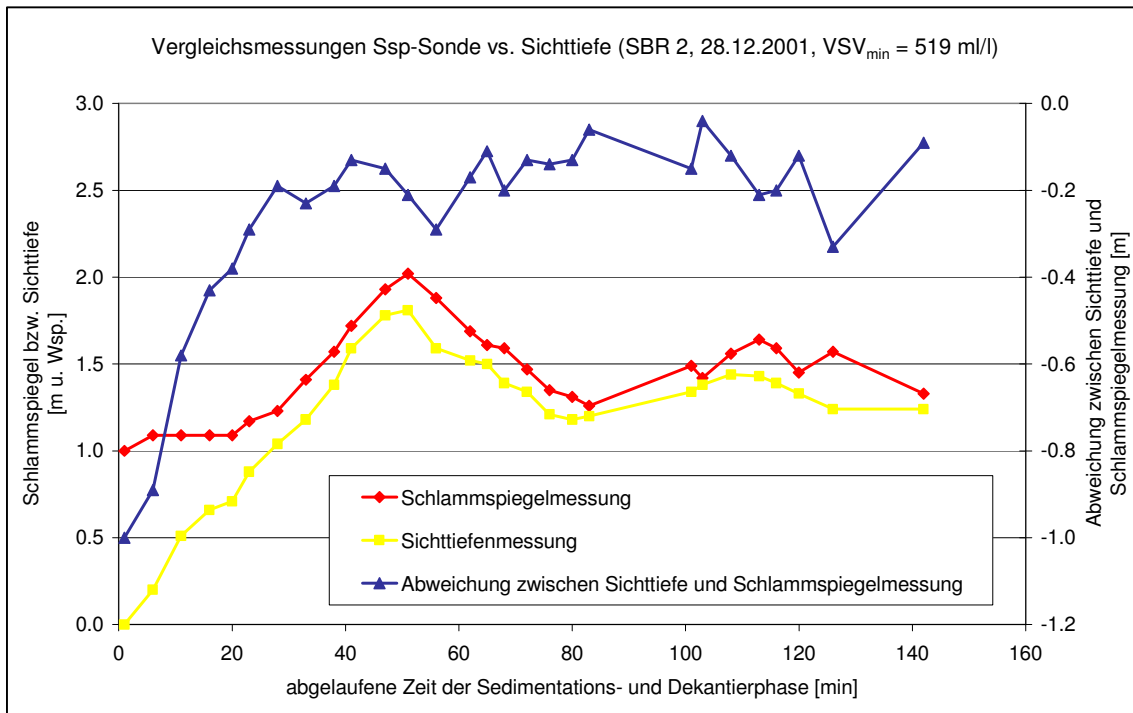
<sup>15</sup> Da die Schlammmentwässerung in Messel mittels mobiler Lohnpressen erfolgt, kann es bei einem vollen Schlammstapelbehälter notwendig werden, den TS in den Reaktoren anzuheben, um die verbleibende Zeitspanne bis zum Termin der nächsten Schlammabpressung zu überbrücken.



**Abb. 5.20:** Kurve der Unterschreitungshäufigkeiten des ISV im SBR 1 bzw. SBR 2

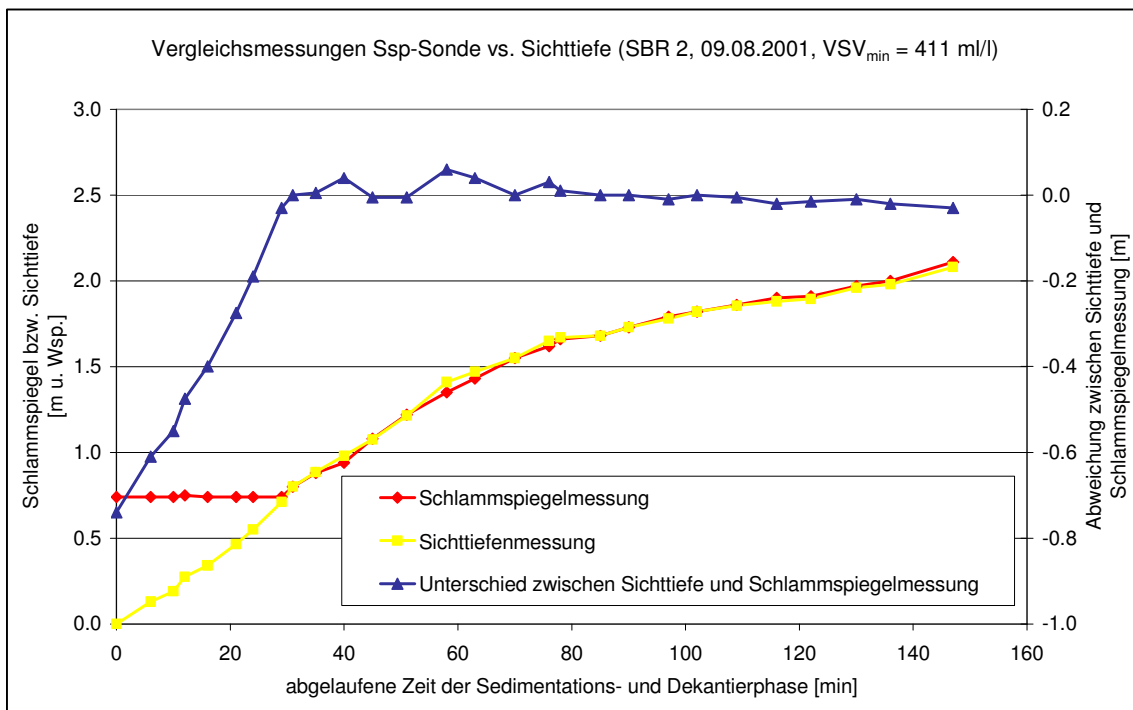
Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass der ISV in beiden Reaktoren meist niedrig ist (Abb. 5.20). Beispielsweise liegen die mittleren Schlammindizes mit 72 ml/g (SBR 1) bzw. 76 ml/g (SBR 2) deutlich unterhalb des Bemessungswertes von 95 ml/g. In Folge dessen sind die realen Sinkgeschwindigkeiten des belebten Schlammes im Betrieb höher als diejenigen, die bei der Bemessung nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A] angesetzt wurden. Dies bestätigen nicht nur Sichttiefenmessungen, sondern auch die online-Schlammspiegelmessungen.

So konnten durch den Einsatz eines Schlammspiegelmeßgerätes (Typ SONATAX, Fa. LANGE GROUP [2001D]) zahlreiche Erkenntnisse über die Sedimentationseigenschaften des belebten Schlammes in den Reaktoren gewonnen werden. Die Sonde wurde am Dekanter angebracht, sodass es trotz der Wasserspiegelschwankungen von bis zu 2,20 m möglich war, den Schlammspiegelverlauf während der gesamten Sedimentations- und Dekantierphase zu verfolgen. Bei Vergleichsmessungen über die Sichttiefe wurden in der Regel Unterschiede von weniger als 10 cm zwischen dem Sondenwert und der Sichttiefe beobachtet; nur vereinzelt traten größere Abweichungen auf, die jedoch meist unter 20 cm blieben. Dies zeigen die Ergebnisse einer Vergleichsmessung (Abbildung 5.21) vom 28.12.2001, die im SBR 2 vorgenommen wurde. Zu diesem Zeitpunkt lag das Vergleichsschlammvolumen im SBR 2 mit ca. 520 ml/l ungewöhnlich hoch. Obwohl die Sonde unter normalen Betriebsbedingungen ( $VSV_{\min} \approx 410$  ml/l) kalibriert wurde, beträgt die Differenz zwischen Schlammspiegelmessung und Sichttiefenmessung (ab ca. 30 min) auch unter diesen ungünstigen Bedingungen meist weniger als 20 cm. Abbildung 5.21 zeigt aber auch, dass die Sonde aufgrund der Einbaurandbedingungen (50 cm Eintauchtiefe) und des Mindestmessabstands erst von dem Zeitpunkt ab zuverlässige Informationen liefert, an dem der Schlammspiegel  $\geq 1$  m, bei niedrigeren VSV bereits ab 0,8 m, beträgt (vgl. dazu Abbildung 5.22).



**Abb. 5.21:** Vergleich von Schlamm Spiegel- und Sichttiefenmessungen (28.12.2001)

Abbildung 5.22 zeigt einen Vergleich zwischen der Schlamm Spiegel- und der Sichttiefenmessung unter normalen Betriebsbedingungen. Die Abbildung verdeutlicht, wie genau die Schlamm Spiegelmessung unter diesen Bedingungen misst; ab ca. 30 min nach Beginn der Sedimentation ist die Differenz zwischen Schlamm Spiegel- und Sichttiefenmessung vernachlässigbar gering.



**Abb. 5.22:** Vergleich von Schlamm Spiegel- und Sichttiefenmessungen (09.08.2001)

In diesem Zusammenhang gilt es zu beachten, dass zum einen die Sichttiefenmessungen mit zunehmender Sedimentationsdauer dadurch erschwert werden, dass der Abstand zwischen Arbeitsbühne und Schlamm Spiegel mehrere Meter betragen kann und zum anderen die in kurzen Abständen durchgeführten Sichttiefenmessungen vereinzelt noch durch die Schlammverwirbelungen der vorangegangenen Messungen beeinträchtigt wurden. Weiterhin beeinträchtigen die Lichtverhältnisse die Genauigkeit der Sichttiefenmessungen. Aufgrund dieser Fehlerquellen lässt sich nicht immer einwandfrei feststellen, wer genauer misst: der Mensch oder die Sonde. Dennoch zeigen die Vergleichsmessungen, dass die Sonde nach 25 bis 30 min den Schlamm Spiegel ausreichend genau misst. Bevor die Ergebnisse der Schlamm Spiegelmessungen jedoch genauer vorgestellt werden, soll kurz die Zyklussteuerung, die zum Zeitpunkt der Messungen verwendet wurde, in Bezug auf die Sedimentations- und Dekantierphase erläutert werden, da dies für das Verständnis des Optimierungspotenzials wichtig ist:

Im Trockenwetterzyklus wurde der 60-minütige Dekantierprozess 76 min nach Beginn der Sedimentationsphase eingeleitet. Im verkürzten Regenwetterzyklus wurde folgendes Programm verwendet: 50 min Sedimentation, 30 min Klarwasserabzug, 18 min Sedimentation, 40 min Klarwasserabzug<sup>16</sup>. Die zweite Dekantierphase erfolgte jedoch mit geringerer Leistung bzw. geringerem Öffnungswinkel, um ein Überfüllen des Mengenausgleichs im Ablauf zu verhindern. D.h. sowohl im Trockenwetter- als auch im Regenwetterzyklus betrug die Gesamtdauer der Sedimentations- und Dekantierschritte etwa 140 min, d.h. mehr als zwei Stunden. Der zweistufige Dekantierprozess im Regenwetterzyklus ist erforderlich, da das Volumen des Mengenausgleichbehälters kleiner ist als das maximale Austauschvolumen.

Nachfolgend werden nun einige der Ergebnisse, die mit Hilfe der Schlamm Spiegelmesssonde ermittelt wurden, vorgestellt und diskutiert.

Tabelle 5.7 zeigt eine statistische Auswertung einiger Schlamm Spiegelmessungen, die zwischen dem 21.08.2001 und dem 05.09.2001 im SBR 2 durchgeführt wurden. Dieser Auswertung liegen 35 Zyklen zugrunde, in der überwiegenden Anzahl Trockenwetterzyklen.

**Tab. 5.7:** Schlamm Spiegel im SBR 2 [21.08. – 05.09.2001 (35 Zyklen), mittlerer  $V_{SV_{min}} = 378 \text{ ml/l}$  (Bezugspunkt: Reaktorvolumen bei einem Wasserstand von 3,30 m), m u. WSp. = Meter unter Wasserspiegel] während des Sedimentationsprozesses

	30 min	40 min	50 min	60 min
	[m u. WSp.]	[m u. WSp.]	[m u. WSp.]	[m u. WSp.]
Minimum	1,04	1,27	1,43	1,57
<b>Mittelwert</b>	<b>1,36</b>	<b>1,75</b>	<b>2,05</b>	<b>2,25</b>
Maximum	2,38	2,90	3,10	3,41

<sup>16</sup> Die Dauer der ersten Dekantierphase bzw. der Zwischensedimentationsphase sind ungefähre Angaben. Faktisch wird die erste Dekantierphase dann beendet, wenn der Mengenausgleich voll gefüllt ist. Je nach der jeweils aktuellen hydraulischen Durchsatzleistung des Flächenfilters kann die erste Dekantierphase daher auch einmal einige Minuten länger/kürzer bzw. die Zwischenphase entsprechend kürzer/länger andauern.



Das VSV (bezogen auf das Reaktorvolumen bei einem Wasserspiegel von 3,30 m) lag während dieser Zeit zwischen 340 und 440 ml/l bzw. im Mittel bei ca. 378 ml/l, also etwas niedriger als der Mittelwert aus Abbildung 5.19. Zu den Werten in Tabelle 5.7, die größer als 3,0 m sind, muss angemerkt werden, dass diese mittels Extra- bzw. Interpolation ermittelt wurden, da die installierte Schlammspiegelsonde (wegen der Randbedingungen des Einbaus bzw. der minimalen Füllstände) auf einen Maximalwert von 3,0 m eingestellt wurde. Der Maximalwert in Tabelle 5.7 (60 min) wurde daher kursiv dargestellt.

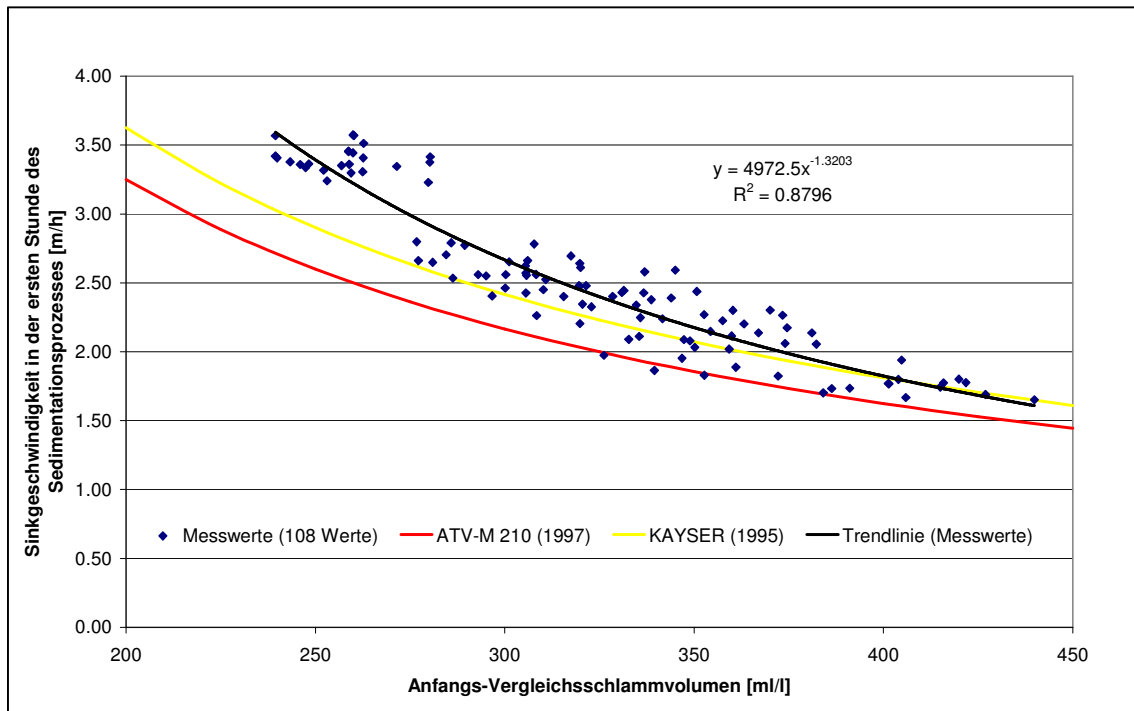
Bei den durchgeführten Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass die Schlammspiegelsinkgeschwindigkeit hauptsächlich von zwei Faktoren abhängt. Wie bereits von anderen Autoren dokumentiert wurde (z.B. KEUDEL UND DICHTL [2000]), hängt die Anfangssinkgeschwindigkeit des Schlammspiegels vor allem vom Schlammvolumen zu Beginn des Sedimentationsprozesses ab (Abbildung 5.23). D.h. die anfängliche Sinkgeschwindigkeit in einem vollgefüllten SBR ist höher als in einem nur gering gefüllten Reaktor. Folglich wurden die Maximalwerte aus Tabelle 5.7 bei Mischwasserzufluss und maximalem Füllstand gemessen<sup>17</sup>. Wegen der technischen Eigenschaften des Dekanters sollte der Abstand zwischen Wasser- und Schlammspiegel jedoch mindestens 0,85 m betragen, bevor mit dem Dekantierprozess begonnen werden kann. Ein Vergleich dieses Wertes mit den Werten aus Tabelle 5.7 zeigt, dass es in jedem Zyklus des betrachteten Zeitraums möglich gewesen wäre, den Dekantierprozess bereits nach nur ca. 30 min Sedimentationsdauer einzuleiten und diese Phase damit drastisch zu reduzieren.

Weiterhin konnte beobachtet werden, dass die Anfangssinkgeschwindigkeit des Schlammspiegels auch von dem letztem Zyklusschritt vor Beginn der Sedimentationsphase abhängig ist. Im Falle einer reinen Rührphase – dies war zum Zeitpunkt der Untersuchung beim Trockenwetterzyklus der Fall – dauert es bis zu 10 min bis der Sedimentationsprozess beginnt. Je nach Füllstand im Reaktor kann es nach einer vorangegangenen reinen Rührphase zudem länger als 30 min dauern, bis der Reaktorinhalt zum völligen Stillstand kommt. Der Empfehlungswert für den Zeitversatz zwischen Abschalten der Belüfter bzw. Rührwerke und dem Beginn des Sinkvorgangs des Schlammes beträgt nach dem ATV-Merkblatt M 210 [1997A] ebenfalls 10 min. Im Falle einer Belüftungsphase – dies war zum Zeitpunkt der Untersuchung beim Regenwetterzyklus der Fall – beginnt der Sedimentationsprozess bereits nach 5 min, weil die Turbulenzen im Reaktor zu Beginn des Sedimentationsschrittes sehr viel geringer sind bzw. schneller abklingen.

Es liegt auf der Hand, dass auch aus diesen Randbedingungen ein beachtliches Optimierungspotenzial für eine Verkürzung der Sedimentations- und Dekantierphase herrührt. Dies veranschaulicht die Abbildung 5.23, in der auch die entsprechenden Vergleichswerte nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A] bzw. KAYSER [1995] dargestellt wurden<sup>18</sup>.

<sup>17</sup> Um eine Vergleichbarkeit zwischen den Messungen der Trocken- und Regenwetterzyklen nach 60 min Sedimentationszeit herzustellen, wurde bei den Regenwetterzyklen als Bezugspunkt der ursprüngliche Wasserspiegel vor Beginn des Klarwasserabzugs angesetzt.

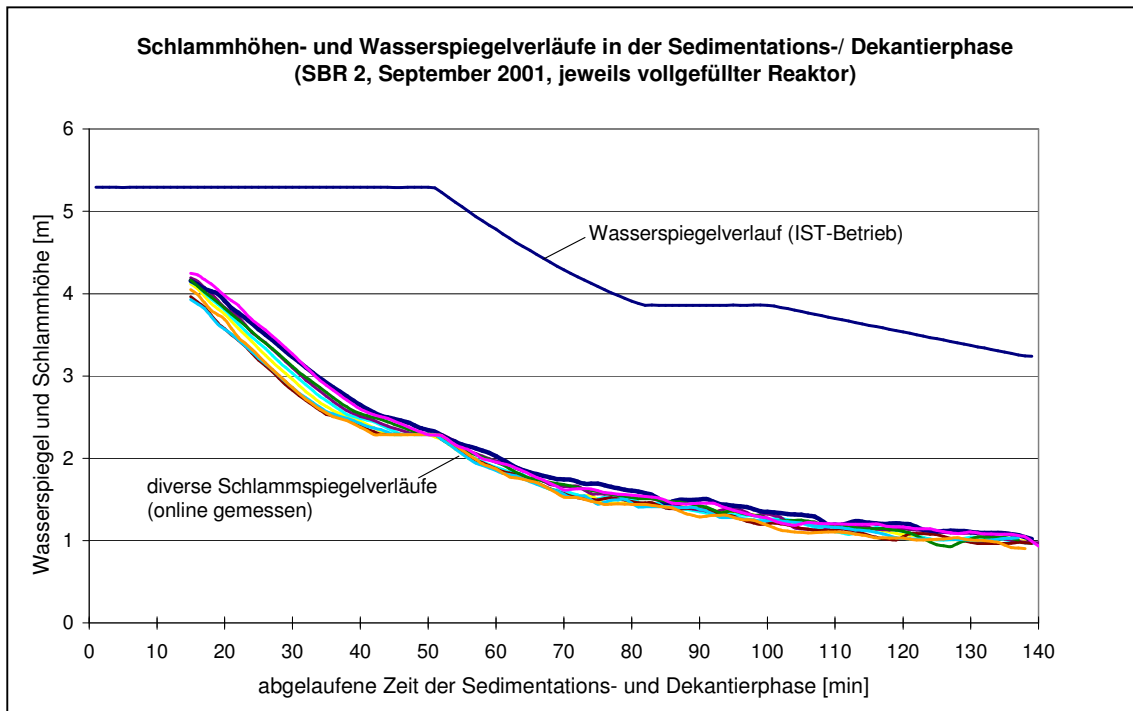
<sup>18</sup> Einschränkend muss bei dieser Abbildung beachtet werden, dass die in Messel gemessenen Werte sich nur auf die erste Stunde der Sedimentationsphase beziehen, da danach wegen der sehr guten Absetzeigenschaften der Schlammspiegel bereits meist unterhalb der minimalen Wasserspiegellage abgesunken ist; das weitere Absinken des Schlammspiegels ist dann aus Sicht einer Optimierung der Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase nur noch von untergeordneter Bedeutung. Die Werte des ATV-Merkblattes M 210 [1997A] sind jedoch zeitmäßig nicht limitiert und beschränken sich daher nicht auf die erste Stunde der Sedimentation.



**Abb. 5.23:** Mittlere Sinkgeschwindigkeit des Schlammspiegels in der ersten Stunde nach Beginn der Sedimentationsphase in Abhängigkeit vom Anfangs-Vergleichsschlammvolumen zu Beginn des Sedimentationsprozesses ( $R = 0,938$ , SBR 2, 108 Zyklen im Zeitraum August 2001 bis Dezember 2001)

Die gemessenen Werte liegen praktisch immer deutlich über den Vergleichswerten des ATV-Merkblattes M 210 [1997A] und meist noch über den Werten nach KAYSER [1995] und das trotz der Tatsache, dass in den gemessenen Werten die Dauer bis zu Beginn des Sinkvorgangs des Schlammes von 5 bis 10 min enthalten sind, während dies bei der Bemessung nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A] bzw. KAYSER [1995] nicht der Fall ist.

Der Grund dafür, dass die realen Werte sich allmählich bei höheren VSV-Werten den Bemessungskurven annähern, ist primär damit zu begründen, dass die hohen Werte während dieser Zeit vor allem bei relativ geringen Füllständen gemessen wurden, was zur Folge hat, dass der Sedimentationsprozess deutlich früher durch die beginnende Schlammkompression gehemmt wird als bei hohen Füllständen. Die Konsequenzen, die sich aus den guten Schlammabsetzeigenschaften für eine Verkürzung der Sedimentations- und Dekantierdauer bei Regenwetter bzw. einer Erhöhung der hydraulischen Kapazität der Reaktoren ergeben, lassen sich auch anhand konkreter Schlamm- und Wasserspiegelverläufe darstellen. In Abbildung 5.24 sind einige Schlammhöhenverläufe wiedergegeben, die im regenreichen September 2001 bei Regenwetterzyklen und voll gefüllten Reaktoren gemessen wurden.



**Abb. 5.24:** Beispiel für das Optimierungspotenzial der Sedimentations- und Dekantierphase

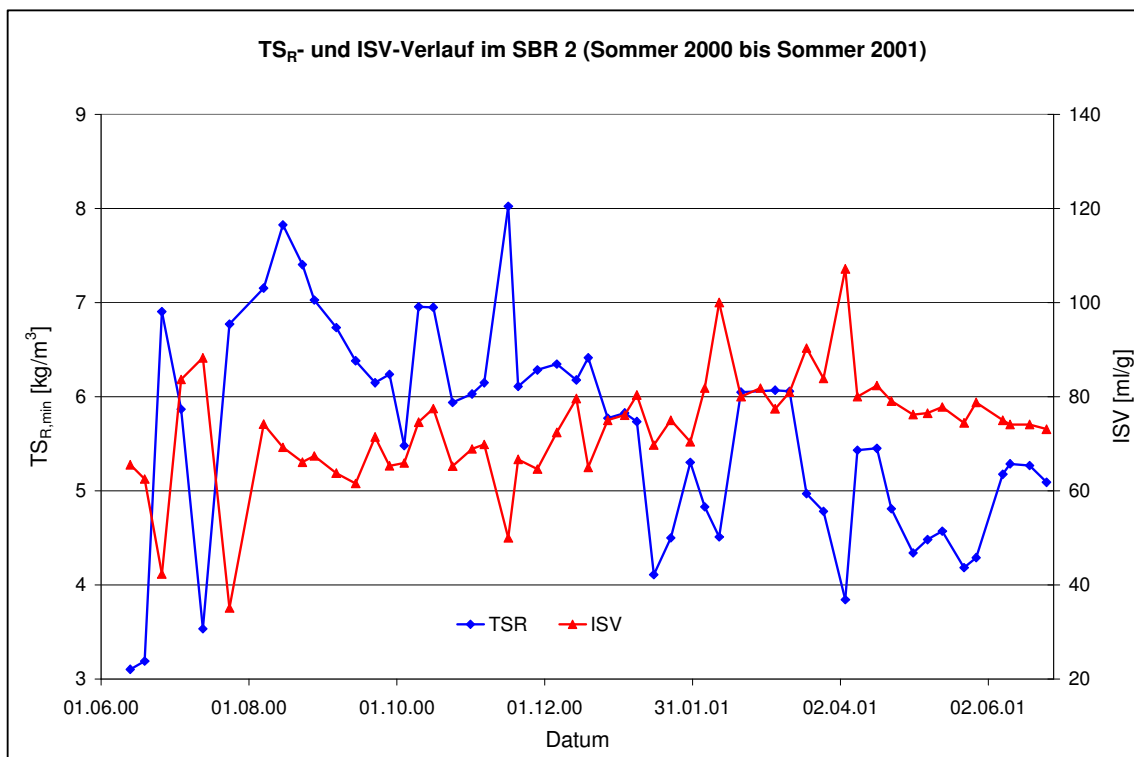
Das VSV, bezogen auf das Reaktorvolumen bei einem Wasserspiegel von 3,30 m, lag während dieser Zeit zwischen 417 und 459 ml/l bzw. im Mittel bei 433 ml/l (also etwas höher als der Mittelwert aus Abbildung 5.19); bezogen auf den maximalen Füllstand errechnen sich hieraus Werte im Bereich von 260 bis 298 ml/l (Mittelwert: 270 ml/l). Die blaue Linie in Abbildung 5.24 verdeutlicht den Wasserspiegelverlauf im Reaktor während der zweistufigen Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase. Der Knickpunkt bei einigen der Schlamm Spiegelverläufe im Bereich zwischen 40 und 50 min ist darauf zurückzuführen, dass das 20 mA-Ausgangssignal am Messformer auf einen Schlamm Spiegel von 3,0 m unterhalb des Wasserspiegels eingestellt wurde, der gemessene Schlamm Spiegel während dieser Zeit aber über diesem Wert lag. Aus Abbildung 5.24 geht hervor, dass durch den Einsatz einer Schlamm Spiegel- und/oder TS-Messung, die Sedimentations- und Dekantierphase in vielen Fällen deutlich verkürzt werden kann! Der Einsatz von Schlamm Spiegelmesssonden in SBR-Anlagen könnte somit dazu beitragen, dieses Potenzial auszuschöpfen, zumal Schlamm Spiegelmesssonden mittlerweile relativ preisgünstig geworden sind. Auf derartige MSR-Konzepte wird in Kapitel 8 eingegangen. Die sehr guten Schlamm absetzeigenschaften vermittelt auch Anhang 5.2, das einen Absetzversuch zur Ermittlung des VSV zeigt.

## 5.4.5 Verbesserungspotenzial in der Betriebsführung

### 5.4.5.1 VSV- und TS-Ermittlung

Das Personal vieler SBR-Anlagen orientiert sich bei der Einstellung des Überschusschlammabzugs gerne an den Ergebnissen der VSV-Messungen, da sich dieser Parameter vom Prinzip her leicht ermitteln lässt. Allerdings ist dieses Verfahren sehr fehleranfällig. Dies gilt bei SBR-Anlagen nicht zuletzt wegen der verschiedenen Zyklusphasen, den wechselnden Wasserständen, den unterschiedlichen Zyklusprogrammen (Trocken-/Regenwetter), der ungleichen Auslastung der Reaktoren etc.; alle diese Faktoren erschweren die korrekte Ermittlung des VSV. Die Konsequenz ist, dass es im täglichen Betrieb nicht

ungewöhnlich ist, wenn der Unterschied zwischen den VSV zweier aufeinander folgender Tage signifikant sein kann; Abweichungen von  $\geq \pm 10\%$  sind keine Seltenheit. Bei steigenden Schlammindizes besteht zudem die Gefahr, dass man den TS-Gehalt im Reaktor zu weit absenkt und die Reinigungsleistung unter Umständen darunter leidet. Bei niedrigen Schlammindizes besteht hingegen die Gefahr, dass die Reaktoren als Schlamm-speicher missbraucht werden. Steigt der ISV dann wieder an, können schnell kritische Zustände auftreten, z.B. wenn die Sedimentations- und Dekantierdauer nicht an das erhöhte Schlammvolumen angepasst wird. Alle diese Umstände erschweren die Betriebsführung. Selbst wenn es gelingt, das VSV kontinuierlich relativ zuverlässig zu ermitteln und die Anlage innerhalb einer gewissen VSV-Bandbreite zu betreiben, ändert dies nichts daran, dass der TS-Gehalt im Reaktor stark schwanken kann (Abb. 5.18 und 5.25). Auch die herkömmliche Ermittlung des TS-Gehaltes im Reaktor erweist sich im täglichen Betrieb als nicht unproblematisch, da auch hier die SBR-spezifischen Randbedingungen die Ermittlung genauer Werte erschweren. Hinzu kommt, dass selbst unter günstigen Randbedingungen die Theorie des voll durchmischten Reaktors nur näherungsweise gilt.



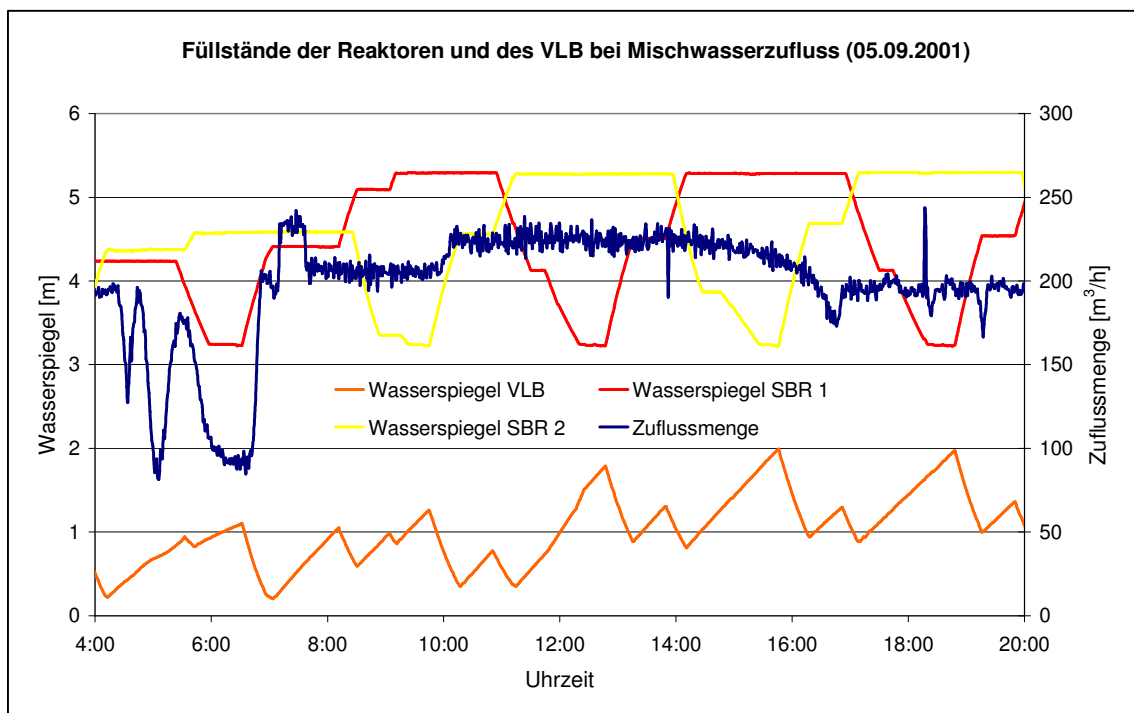
**Abb. 5.25:** Darstellung der TS- und ISV-Verläufe im SBR 2 (Grundlage: VSV- und TS-Werte des Betriebstagebuchs)

Wegen dieser Umstände ist der Einsatz einer TS-Sonde und/oder einer quasi-kontinuierlichen VSV-Messung für Überwachungszwecke und zur Erleichterung der Arbeit des Betriebspersonals zweckmäßig. Sinnvoll erscheint auch die Einbindung dieser Messgeräte in eine Regelung des ÜS-Abzugs. Im Kapitel 8 wird eine derartige Regelung vorgestellt.

#### 5.4.5.2 Effizientere Ausnutzung von Speicher- und Behandlungsvolumen

Die hydraulische Leistungsfähigkeit von SBR-Kläranlagen hängt neben der Zyklusdauer und dem Austauschvolumen der Reaktoren auch von dem im Vorlagebehälter zur Verfügung stehendem Volumen ab. Die Vorlage kann daher einen verfahrenstechnischen Engpass dar-

stellen, da die Einlaufpumpen abgeschaltet werden müssen, wenn der Vorlagebehälter voll ist. Das Beispiel aus Abbildung 5.26 verdeutlicht, dass der Vorlagebehälter bei kontinuierlichen Mischwasserzufluss von 200 bis 230 m<sup>3</sup>/h unmittelbar vor Beginn eines neuen Zyklus fast voll ist. Andererseits wird deutlich, dass in einigen der dargestellten Zyklen der Dekantierprozess, trotz meist voller Reaktoren, vorzeitig beendet wurde, sodass faktisch eine Pausenzeit bis zum Beginn des neuen Zyklus eintritt. Diese Zeit könnte dazu genutzt werden, den Vorlagebehälter früher zu entleeren, um dadurch wiederum den Zufluss flexibler regeln zu können; die dadurch eingesparte Zeit kann ggf. auch auf den nächsten Zyklus angerechnet werden. Ferner wird deutlich, dass zu Beginn des Mischwasserzuflusses um ca. 6:30 Uhr noch freies Volumen in den Reaktoren und der Vorlage vorhanden war. Da der Mischwasserzufluss zu Beginn häufig stärker verschmutzt ist als im weiteren Verlauf des Niederschlagsereignisses, liegt es nahe, den Zufluss zu Beginn des Ereignisses deutlich über die bisherigen 230 m<sup>3</sup>/h zu erhöhen.



**Abb. 5.26:** Beispiel für die Wasserspiegelverläufe in den Reaktoren bzw. im Vorlagebehälter während einer Mischwasserzuflussphase

#### 5.4.5.3 Erhöhung der Betriebssicherheit und betrieblichen Transparenz

Die zuvor gemachten Ausführungen belegen, dass auch im Bereich der Betriebssicherheit von SBR-Anlagen Verbesserungspotenzial besteht. Dies gilt v.a. dann, wenn eine SBR-Anlage niedrige Überwachungswerte einhalten muss. So kann Messtechnik auch aktiv in Sicherheitskonzepte eingebunden werden. Naheliegend ist dies wegen der strengen Überwachungswerte besonders im Falle der NH<sub>4</sub>- und TS-Messungen, um eine Überschreitung des NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswertes infolge illegaler Einleitungen o.ä. bzw. einen Schlammabtrieb auch unter ungünstigen Bedingungen zu verhindern. So ist es z.B. denkbar, die Belüftungsphase zu verlängern, wenn der NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswert am Ende der Reaktionsphase noch nicht eingehalten wird oder den Dekanter zu schließen, falls die TS-Messung eine erhöhte TS-Konzentration (z.B. > 20 mg/l TS) in der abzuziehenden Klarwasserphase misst.

### **5.5 Zwischenfazit – Reinigungsleistung der Kläranlage Messel**

Die Reinigungsleistung der KA Messel ist sehr gut und auch bei Mischwasserzufluss bzw. im Winterbetrieb stabil. Trotz der guten Betriebsergebnisse ist nach wie vor ein Verbesserungspotenzial im Normalbetrieb vorhanden, das sich im Wesentlichen aus den bemessungs- und verfahrensbedingten Reserven ergibt:

- Bemessungsreserven resultieren vor allem aus angesetzten Zuschlägen für Einwohnerzuwächse, der Bemessungstemperatur, dem Bemessungsschlammindex o.ä.
- Verfahrensbedingte Reserven ergeben sich z.B. aus den ungestörten Sedimentationsbedingungen sowie den guten Schlammabsetzeigenschaften.

Derartige Reserven sind im mehr oder weniger großem Umfang auf vielen SBR-Kläranlagen zu finden.

Es wurde ferner gezeigt, dass es sinnvoll sein kann, die Reserven durch den Einsatz von MSR-Technik zu nutzen und die Kläranlage zu optimieren, um

- den Energieverbrauch zu reduzieren,
- dennoch die hohe Reinigungsleistung beizubehalten, ggf. sogar weiter zu verbessern (z.B. die Denitrifikation und biologische Phosphorelimination weiter zu ertüchtigen),
- den Betrieb zu erleichtern (z.B. Einsatz von TS-Sonden zur ÜS-Regelung)
- die Betriebssicherheit zu erhöhen (z.B. durch Einbindung von  $\text{NH}_4$ - und TS-Messungen in ein MSR- und Sicherheitskonzept, um die Einhaltung der Überwachungswerte sicherzustellen)
- und schließlich die hydraulische Leistungsfähigkeit der Kläranlage deutlich zu erhöhen, um bei Regenwetter mehr Mischwasser auf der Kläranlage behandeln zu können.

Im nächsten Kapitel werden computergestützte Kanalnetz- und Kläranlagenmodelle vorgestellt. Mit Hilfe dieser Modelle soll im weiteren Verlauf dieser Arbeit abgeschätzt werden, wie weit sich die derzeitigen Gesamtemissionen aus Kanalnetz und Kläranlage durch eine konsequente Nutzung der auf der Kläranlage vorhandenen Reserven verringern lassen. Die Modelle sollen ferner dazu dienen, den ökonomischen Nutzen integrierter Ansätze für kleinere Kläranlagen abzuschätzen, da bisher nahezu alle in der Literatur beschriebenen Vorhaben – von Versuchsanlagen einmal abgesehen – sich mit größeren Kläranlagen (> 10.000 EW) beschäftigten.

## 6 Simulations- und Anlagenmodelle

### 6.1 Kanalnetzmodell

#### 6.1.1 Beschreibung der verwendeten Software

Zur Modellierung des Kanalnetzes der Gemeinde Messel wurde auf die folgende Software zurückgegriffen:

- KOSMO
- MATLAB/SIMULINK 6.1
- WINKOSMO

##### 6.1.1.1 KOSMO

Für die Simulation und Modellerstellung wurde das detaillierte Schmutzfrachtmodell **K**ontinuierliche **S**chmutzfracht**M**odellierung (KOSMO) verwendet, das im Rahmen zahlreicher wissenschaftlicher und praxisorientierter Projekte mit Erfolg eingesetzt wurde. Hierbei handelt es sich um ein hydrologisch-hydrodynamisch-deterministisches Modell (SCHMITT [1991, 1994]), das aus den folgenden Teilmodellen besteht.

Die Abflussmodellierung im Kanalnetz kann bei KOSMO entweder hydrodynamisch oder hydrologisch erfolgen. Bei der hydrodynamischen Berechnung werden die vollständigen Saint-Venant'schen Differenzialgleichungen durch das explizite Differenzenverfahren gelöst. Alternativ dazu kann auch der hydrologische Ansatz nach Kalinin-Miljukov Anwendung finden. Dieser ist vor allem in Einzugsgebieten anwendbar, in denen Fließumkehr und Rückstau keinen oder nur einen geringen Einfluss haben; dies trifft oft auf ländliche Gebiete zu.

Das Modell zur Oberflächenabflussbildung berücksichtigt Verdunstungs-, Benetzungs- und Muldenverluste der befestigten Flächen; bei Berücksichtigung der nicht-befestigten Flächen werden zusätzlich Versickerungsverluste angesetzt. Die Modellierung der Abflusskonzentration auf der Oberfläche geschieht hydrologisch mit Hilfe einer linearen Mehrspeicher-Kaskade mit in der Regel 3 Speichern.

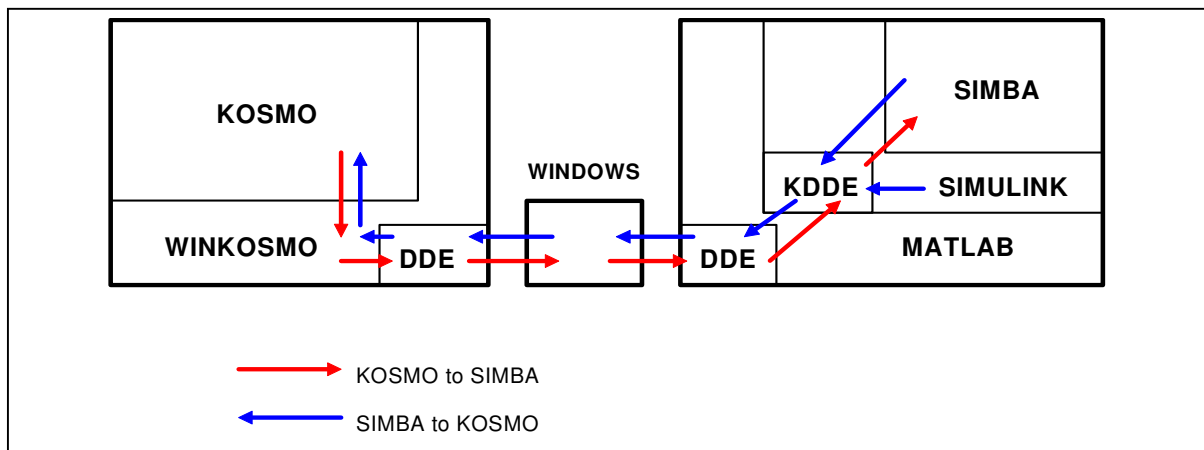
Mit KOSMO ist es möglich, gleichzeitig mit Niederschlagsreihen unterschiedlicher Messstationen zu rechnen, sodass auch größere Gebiete mit ungleichmäßiger räumlicher Niederschlagsverteilung simuliert werden können. KOSMO berücksichtigt die Oberflächenverschmutzung mit Hilfe von Akkumulations- und Abtragsprozessen, die auf den Ansätzen von ALLEY UND SMITH [1981] beruhen und die auch bei anderen Schmutzfrachtsimulationsprogrammen Anwendung finden, wie z.B. SWMM (HUBER UND DICKINSON [1992]). Alternativ dazu kann mit der Komponentenmethode gerechnet werden, bei der lediglich eine abflussproportionale Überlagerung der Teilströme Schmutz-, Fremd- und Regenwasser mit jeweils konstanten Konzentrationen durchgeführt wird. Der Stofftransport im Kanalnetz wird bei KOSMO als advektiver Prozess bei vollständiger Durchmischung simuliert. In den Speicherräumen können (je nach Typ) Absetzprozesse berücksichtigt werden. Mit diesen Randbedingungen kann unter KOSMO der Stofftransport nahezu beliebiger Parameter (z.B. Zehrstoffe, Nährstoffe, Schwermetalle) simuliert werden. Detailliertere Informationen über KOSMO können LEINWEBER [2002] entnommen werden, die u.a. auch die Tauglichkeit von KOSMO für integrierte Kanalnetz-Kläranlagen-Modelle nachwies.

### 6.1.1.2 MATLAB/SIMULINK 6.1

Weiterhin wurde die Software MATLAB/SIMULINK 6.1 der THEMATHWORKS INC. [2001] eingesetzt. Bei MATLAB handelt es sich um eine Sprache für technische Berechnungen. SIMULINK ist eine Entwicklungsplattform für Systemmodellierung und Simulation, die auf MATLAB aufbaut. Diese Software ist in zahlreichen Disziplinen der Ingenieurwissenschaften weit verbreitet, zumal der Hersteller viele Ergänzungsmodule anbietet. Ferner wurden von anderen Firmen Programme entwickelt, die auf MATLAB/SIMULINK aufbauen. Beispielsweise basiert das im deutschsprachigen Raum weit verbreitete Kläranlagensimulationsprogramm SIMBA, auf das später noch eingegangen wird, auf dieser Software.

### 6.1.1.3 WINKOSMO

Die am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern als Schnittstellenprogramm entwickelte Software WINKOSMO gestattet den gegenseitigen Datenaustausch zwischen dem Programm KOSMO auf der einen Seite und MATLAB/SIMULINK/SIMBA auf der anderen Seite. Da der Datenfluss in beide Richtungen möglich ist, bietet WINKOSMO die Möglichkeit einer echten integrierten Simulation von Kanalnetz und Kläranlage bzw. einer einfachen Umsetzung auch komplexer MSR-Konzepte im Bereich des Kanalnetzes. Das Grundprinzip des Datenaustauschs ist in Abbildung 6.1 dargestellt.



**Abb. 6.1:** Funktionsweise der Schnittstelle WINKOSMO

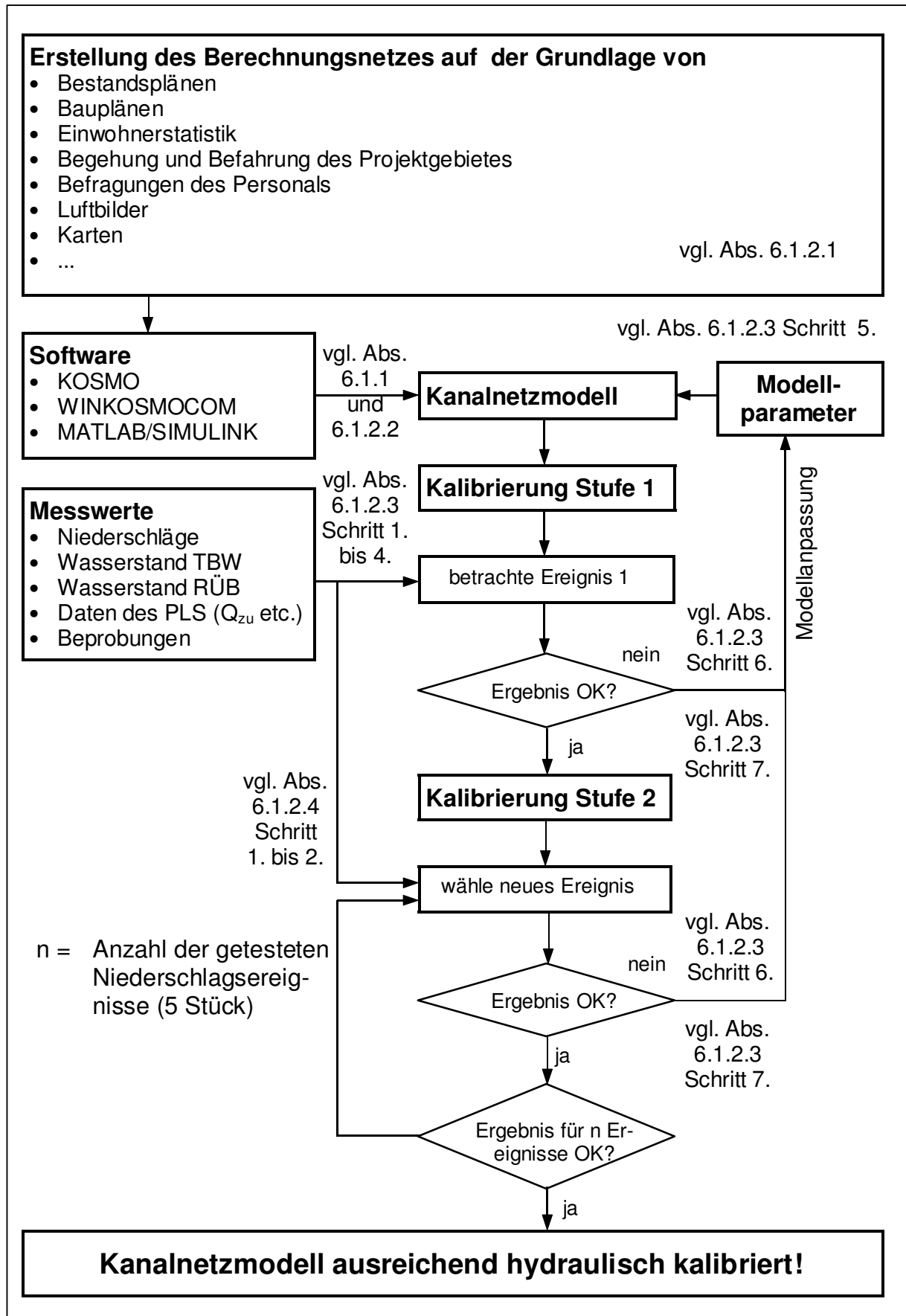
### 6.1.2 Erstellung des Kanalnetzmodells

Es wurde wie folgt vorgegangen:

1. Erstellung eines Berechnungsnetzes
2. Implementierung des Feinnetzes in KOSMO/WINKOSMO/MATLAB/SIMULINK
3. Kalibrierung (Stufe 1) des Kanalnetzmodells anhand eines Regenereignisses
4. Kalibrierung (Stufe 2) des Kanalnetzmodells anhand von 4 weiteren Regenereignissen

Bei dieser Vorgehensweise handelte es sich um einen iterativen Prozess (Abbildung 6.2).





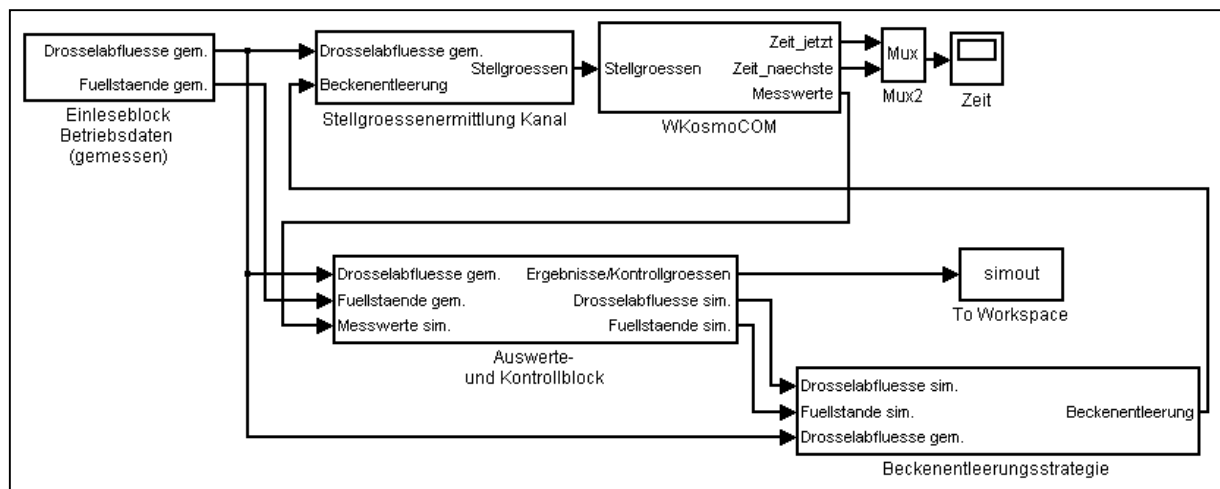
**Abb. 6.2:** Ablaufschema der Erstellung des Kanalnetzmodells

### 6.1.2.1 Erstellung eines Berechnungsnetzes

Im ersten Schritt wurde ein Berechnungsnetz der Kanalisation der Gemeinde Messel erstellt. Mit über 100 Haltungen spiegelt es nahezu das gesamte Entwässerungsnetz wider. Aus Gründen der Rechenzeit und Übersichtlichkeit wurden jedoch kleinere Haltungen gleichen Durchmessers zu einer Berechnungsstrecke zusammengefasst. Bei der Erstellung des Modellnetzes wurden digitale Bestandspläne verwendet, aus denen zahlreiche für die Simulation notwendige Größen (Sohlhöhen, Durchmesser etc.) entnommen wurden. Diese Pläne gestatteten im Übrigen auch die Abschätzung der angeschlossenen Flächen, da sie ebenfalls Flurgrenzen und Gebäudeumrisse enthalten. Einzelheiten konnten auch aus Bauplänen entnommen werden. Die an die einzelnen Haltungen angeschlossenen Einwohner konnten mittels einer straßenbezogenen Einwohnerstatistik ermittelt werden. Zur Abschätzung der befestigten Fläche wurde neben den digitalen Plänen auf Luftbilder und Karten – allerdings ohne detaillierte Auswertung dieses Materials mittels Planimetrie o.ä. – sowie auf die bewährten Methoden der Begehung und Befahrung des Projektgebietes sowie der Befragung des Betriebspersonals zurückgegriffen. Zur Ermittlung der Drossel- und Pumpenleistung wurden Messdaten ausgewertet.

### 6.1.2.2 Implementierung des Feinnetzes in KOSMO/MATLAB/SIMULINK

Nach der Erstellung des Modellnetzes erfolgte die Implementierung (inkl. der Sonderbauwerke) in KOSMO. Mit Hilfe von WINKOSMO wurde die Verknüpfung mit MATLAB/SIMULINK (Abbildung 6.3) hergestellt.



**Abb. 6.3:** Prinzipskizze des Kanalnetzmodells während der Kalibrierungsphase (dargestellt als SIMULINK-Blöcke)

Zur Erleichterung der Kalibrierung wurden unter SIMULINK Blöcke definiert, mit deren Hilfe die historischen Messwerte (z.B. Füllstand RÜB, Zufluss zur Kläranlage) eingelesen bzw. mit den simulierten Werten verglichen wurden. Ferner wurde ein Block definiert, in den die bisherige Beckenentleerungsstrategie implementiert wurde. Neben dem eigentlichen Kanalnetzmodell, das in dem Block mit der Bezeichnung „WKosmoCOM“ (Abbildung 6.3) integriert ist, ist ein weiterer wesentlicher Bestandteil des Modells der Block „Stellgrößenermittlung“, mit dessen Hilfe die Drosselabflüsse und die Pumpen reguliert bzw. dem Kanalnetzmodell für den nächsten Simulationsschritt als neue Größen vorgegeben werden können.

Für die nachfolgenden Betrachtungen wurden in KOSMO folgende wesentliche Einstellungen vorgenommen:

- Die Abflussmodellierung im Kanalnetz erfolgte hydrologisch.
- Die Oberflächenverschmutzung wurde mittels Akkumulation und Abtrag simuliert.
- Die Absetzwirkung des Durchlaufbeckens wurde berücksichtigt.
- Es wurden nur befestigte Flächen als abflusswirksam angesetzt.

Wegen der hydraulischen Randbedingungen des Kanalnetzes wurde aus Rechenzeitgründen darauf verzichtet, die Kanalnetzsimulation hydrodynamisch durchzuführen. Allerdings wurde das Speichervolumen im Kanalnetz, das in der Realität aktivierbar ist und bei der hydrodynamischen Simulation genutzt werden würde, mit Hilfe fiktiver Speicherbecken (siehe unten) nachgebildet. Wie noch gezeigt wird, lassen sich mit dieser Methodik sehr gute Kalibrierungsergebnisse erzielen. Bei kleinen Einzugsgebieten ist der Aufwand für die Ermittlung des im Kanalnetz nutzbaren Speichervolumens und dessen Berücksichtigung als fiktive Becken relativ problemlos möglich; das Modell und die gewonnenen Erkenntnisse bzw. Ergebnisse bleiben dennoch transparent und nachvollziehbar.

Bei der Modellierung der Oberflächenverschmutzung fiel die Wahl auf die Akkumulations- und Abtragsmethode, da diese die Realität für die ereignisbezogene Betrachtung im Vergleich zur Komponentenmethode besser bzw. ausreichend genau nachbilden kann. Das Oberflächenmodell berücksichtigt ausschließlich den Oberflächenabfluss von befestigten Flächen. Diese Vereinfachung wurde gewählt, da zum einen nicht genügend Daten zur Verfügung standen, um den Abfluss der unbefestigten Flächen zu ermitteln. Zum anderen führte dieser Ansatz zu ausreichend genauen Ergebnissen, sodass keine Notwendigkeit bestand, das Modell noch weiter zu verkomplizieren und damit weniger transparent zu machen.

Die **Sonderbauwerke** im Kanalnetz wurden wie folgt modelltechnisch nachgebildet (vgl. dazu auch die Abschnitte 4.2.1 und 4.2.2):

Dem im Ortsteil Messel angeordneten Regenüberlauf sind große Kanalquerschnitte vorgeschaltet, die bei stärkeren Niederschlagsereignissen eingestaut werden (ca. 40 m<sup>3</sup>). Aus diesem Grund wurde der Regenüberlauf als Durchlaufbecken im Hauptschluss (DB-HS) mit Klärüberlauf, aber ohne Absetzwirkung in das Modell implementiert, wobei der Drosselabfluss des fiktiven Beckens dem des realen Regenüberlaufs entspricht. Die Größe des angesetzten Speichervolumens entspricht dabei dem rechnerisch aktivierbaren Speichervolumen der vorgeschalteten Kanalhaltungen.

Dem Stauraumkanal mit oberliegender Entlastung im Ortsteil „Grube Messel“, der als Fangbecken im Modell berücksichtigt wurde, ist ein verästelter Hauptsammler vorgeschaltet, der teilweise eingestaut wird (ca. 130 m<sup>3</sup>), bevor es zu einer Entlastung kommt. Auch dieses aktivierbare Speichervolumen wurde als Durchlaufbecken im Hauptschluss mit Klärüberlauf ohne Absetzwirkung im Modell angesetzt. Das Pumpwerk entspricht praktisch dem Original.

Das RÜB „Sportplatz“ wurde als Durchlaufbecken im Nebenschluss mit Absetzwirkung modelltechnisch nachgebildet wurde; Die Absetzwirkung wurde berücksichtigt, da auch die Qualitätsmessungen darauf hindeuten, dass die Sedimentationswirkung sehr gut ist. Das durch das dazugehörige Trennbauwerk aktivierte Kanalnetzvolumen (160 m<sup>3</sup>) wurde als ein fiktives DB-HS ohne Absetzwirkung angesetzt; die Entlastung erfolgt in das RÜB.

### **6.1.2.3 Kalibrierung (Stufe 1) des Kanalnetzmodells**

Um eine Kalibrierung des Kanalnetzmodells durchführen zu können, wurde für die Dauer von 4 Monaten auf der Kläranlage ein hochauflösender Regenschreiber installiert, um verlässliche Niederschlagsdaten zu erhalten. In dieser Zeit konnte auch einige Male der Entlastungsabfluss des RÜB „Sportplatz“ und des SKO „Grube Messel“ beprobt werden. Die Wasserstände im RÜB und dem zugehörigen Trennbauwerk wurden mittels eines Schreibers dokumentiert, die Schreiberrollen anschließend digitalisiert. Bei der Kalibrierung des SKO musste auf Befragungen des Betriebspersonals und eigene Beobachtungen zurückgegriffen werden, da zu diesem Zeitpunkt dort noch keine Höhenstandsmessungen installiert waren. Bei der Kalibrierung des Kanalnetzmodells wurde zweistufig vorgegangen.

Die erste Stufe bestand dabei aus folgenden Teilschritten:

1. Aus der Messphase wurde das Regenereignis vom 07.11.2001 bis 09.11.2001 ausgewählt, da es zur Kalibrierung gut geeignet war. Es dauerte mehrere Tage und war durch eine große Dynamik geprägt (Abbildung 6.5). Ferner kam es in dieser Zeit zu 3 Entlastungen und aufgrund von Regenspausen wiederholt zu Beckenfüllungen und -entleerungen.
2. Mit Hilfe des PLS wurde ein zum Ereignis zeitnaher Trockenwettertagesgang ermittelt und in KOSMO eingegeben. Kamen mehrere Tagesgänge infrage, wurde derjenige ausgewählt, der eine ähnliche Charakteristik aufwies, da die Tagesgänge am Wochenende stark von denen der Werktage abweichen können (vgl. Abbildung 5.1).
3. Aus dem PLS wurden die historischen Zuflussdaten des betrachteten Ereignisses in 1 min-Schritten ausgelesen und in MATLAB/SIMULINK eingelesen. Diese Daten wurden als Stellgröße für den Drosselabfluss am Trennbauwerk „Sportplatz“ vorgegeben. Sie entsprechen zwar nicht exakt dem Drosselabfluss an diesem Bauwerk, stellen aber eine ausreichend genaue Näherung dar, da dieses netzabschließende Bauwerk nur ca. 200 m Luftlinie von der Kläranlage entfernt ist und danach kein weiterer Zufluss stattfindet. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, da der Durchfluss an der Drossel nicht nur abhängig ist vom Höhenstand im Trennbauwerk, sondern zudem von Verstopfungen, der Aktivierung des Notumlafs, einer Störung oder Wartungsarbeiten am Einlaufpumpwerk der Kläranlage etc. beeinflusst wird; auch dies konnte so in der Simulation berücksichtigt werden.
4. Die Füllstände des netzabschließenden RÜB wurden in MATLAB/ SIMULINK eingelesen; sie dienten u.a. als Grundlage zur Bewertung der Güte der Anpassung.
5. Mit diesen Einstellungen und Standard-Modellparametern wurde die Kalibrierung gestartet.
6. Die Kalibrierung, d.h. die gezielte Variation der einzelnen Modellparameter, wurde so lange durchgeführt, bis die beiden folgenden Hauptkalibrierungskriterien erfüllt wurden:
  - Die Abweichung zwischen dem simulierten und gemessenen Abflussvolumen, das zur Kläranlage weitergeleitet wurde, sollte weniger als ca. 10 % betragen und
  - Die simulierte Füllstandsganglinie im Zentralbecken sollte vom Verlauf her möglichst genau mit der gemessenen übereinstimmen. Besonderer Wert wurde dabei auf eine möglichst gute Nachbildung der Dynamik der Beckenfüllung bzw. -entleerung gelegt.

7. Bei ausreichend genauer Anpassung wurde das Ergebnis im nächsten Schritt mittels weiterer Regenereignisse in der zweiten Stufe der Kalibrierung überprüft.

#### **6.1.2.4 Kalibrierung (Stufe 2) des Kanalnetzmodells**

Das kalibrierte Kanalnetzmodell wurde im nächsten Schritt anhand von vier Regenereignissen überprüft. War es während der ersten Stufe der Kalibrierung zulässig, nahezu jeden Modellparameter innerhalb sinnvoller Grenzen zu variieren, um das gewünschte Ergebnis zu erreichen, so wurden die Variationsmöglichkeiten in der zweiten Stufe stark eingeschränkt.

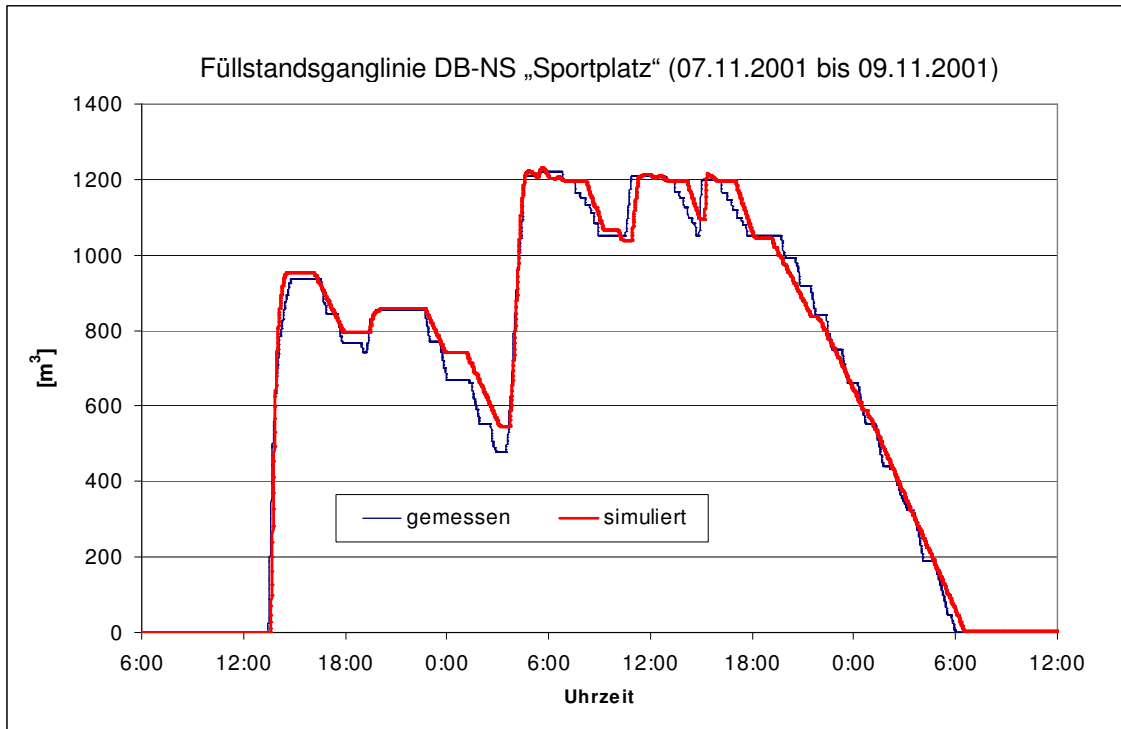
Die einzigen Parameter bzw. Einstellungen, die noch verändert wurden, waren:

1. Der Tagesgang wurde analog zu Schritt 2 (Abschnitt 6.1.2.3) verändert, da er sich je nach Fremdwasseranfall und Wochentag ändern und damit großen Einfluss auf das Ergebnis haben kann.
2. Ansonsten wurden lediglich Veränderungen bei den Benetzungs- bzw. Muldenverlusten und dem maximalen Abflussbeiwert (nur bei kleinen Regenereignissen) innerhalb plausibler Grenzen zugelassen, da diese Anpassungen aufgrund der unterschiedlichen Vorgeschichte der einzelnen Regenereignisse unumgänglich sind.

Analog zu den Kriterien aus Schritt 6 (Kalibrierung-Stufe 1) wurden dann die weiteren Niederschlagsereignisse simuliert. War eine sinnvolle Anpassung mit den beschriebenen Maßnahmen nicht möglich, wurden die in der ersten Stufe ermittelten Modellparameter verworfen bzw. modifiziert und erneut kalibriert. Dieser iterative Prozess dauerte so lange an, bis die 4 Niederschlagsereignisse der Stufe 2 ausreichend genau nachgebildet werden konnten. Es liegt in der Natur dieser Vorgehensweise, dass es erforderlich sein kann, eine sehr gute Kalibrierung wieder zu verwerfen, wenn bei den weiteren betrachteten Ereignissen keine ausreichend guten Ergebnisse erzielt werden können. Ein solches Beispiel zeigt Abbildung 6.4. Das der Ganglinie zugrunde liegende Modell lieferte eine nahezu exakte Anpassung für den Kalibrierregen. Trotzdem wurde es wieder verworfen, weil es bei den übrigen Ereignissen deutlich schlechtere Ergebnisse lieferte als das endgültige Modell.

Nach zahlreichen Iterationsschritten konnte eine Parametereinstellung gefunden werden, die ausreichend genaue Ergebnisse der Anpassungskriterien für alle betrachteten Niederschlagsereignisse lieferte. In Tabelle 6.1 sind die Kläranlagenzuflussvolumenbilanzen der 5 betrachteten Regenereignisse aufgeführt. Den Volumenbilanzen liegen nicht nur die simulierten bzw. gemessenen Zuflussmengen auf der Kläranlage zugrunde, sondern es fließen in die Bilanzen auch andere Größen ein, wie z.B. die erfassten internen Volumenströme auf der Kläranlage. Ferner wurden bilanzrelevante Volumenunterschiede bei den Restfüllungen der Becken bei Ende der Simulation berücksichtigt. Tabelle 6.1 zeigt für dieses Gütekriterium in allen Fällen eine gute Anpassung. Die Abweichungen bei den Zuflussbilanzen lagen, mit einer Ausnahme, unter 10 %, in zwei Fällen sogar unter 5 %<sup>19</sup>.

<sup>19</sup> Im Zusammenhang mit diesen geringen Abweichungen gilt es zu beachten, dass die Messungenauigkeit der beiden Wasserstandsmessungen im Trennbauwerk bzw. RÜB bei weniger als  $\pm 1$  % bzw.  $\pm$  ca. 2 cm liegt. Die Volumenbilanzen für die Kläranlage gehen mit 2 % sehr gut auf, was die Vermutung zulässt, dass der Messfehler der Zulauf-MID relativ gering sein dürfte (vgl. dazu die Ausführungen in Abschnitt 6.2.3.1). Der Fehler der internen Volumenbilanz, die das Simulationsmodell automatisch errechnet, liegt durchgehend unter 0,5 %.



**Abb. 6.4:** Beispiel für eine sehr gute Anpassung (Kalibrierungsregen)

**Tab. 6.1:** Kläranlagenzuflussbilanz der betrachteten 5 Kalibrierereignisse

Ereignis	von	bis	$h_N$	$\int Q_{KA, sim.}^{20}$	$\int Q_{KA, gem.}^{21}$	$ \Delta(V_{sim.}/V_{gem.}) $
			[mm]	[m <sup>3</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]	[%]
Kalibrierung 1	7.11.2001	9.11.2001	24,9	8.530	8.906	4,2
Kalibrierung 2	12.09.2001	14.09.2001	38,6	8.263	9.249	10,7
Kalibrierung 3	07.10.2001	07.10.2001	6,2	3.069	3.127	1,9
Kalibrierung 4	21.10.2001	21.10.2001	12,5	3.670	3.581	9,5
Kalibrierung 5	13.11.2001	13.11.2001	5,8	2.838	3.056	7,1
Summe				26.370	27.919	5,5

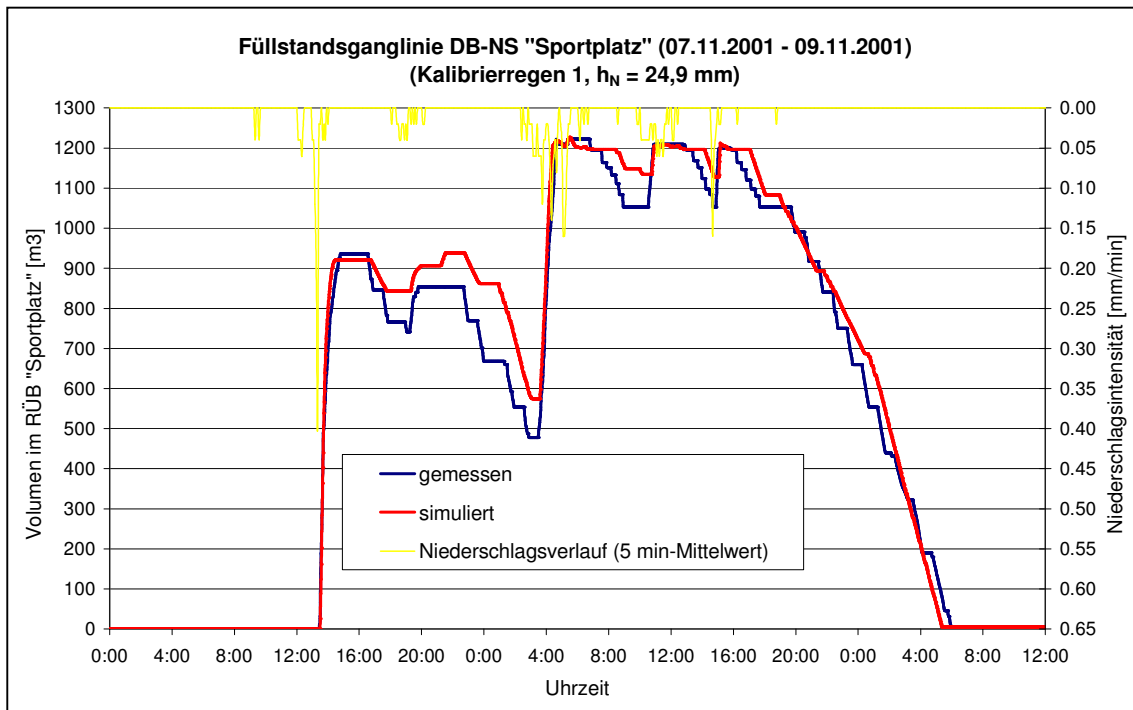
Die Güte des Kanalnetzmodells lässt sich auch durch die Abbildungen 6.5 bis 6.9 belegen, die die gemessenen und simulierten Füllstandsganglinien im RÜB „Sportplatz“ für fünf Niederschlagsereignisse zeigen. Die Füll-, Überlauf- und Entleerungsphasen des Beckens lassen sich in allen Fällen recht genau nachbilden.

Damit werden die Vorgaben des ATV-Merkblattes M 165 „Anforderungen an die Niederschlags-Abfluss-Berechnung in der Stadtentwässerung“ [1994], die für ein sorgfältig kalibriertes Modell eine Abweichung von 10 bis 20 % zulassen, deutlich unterschritten. Die

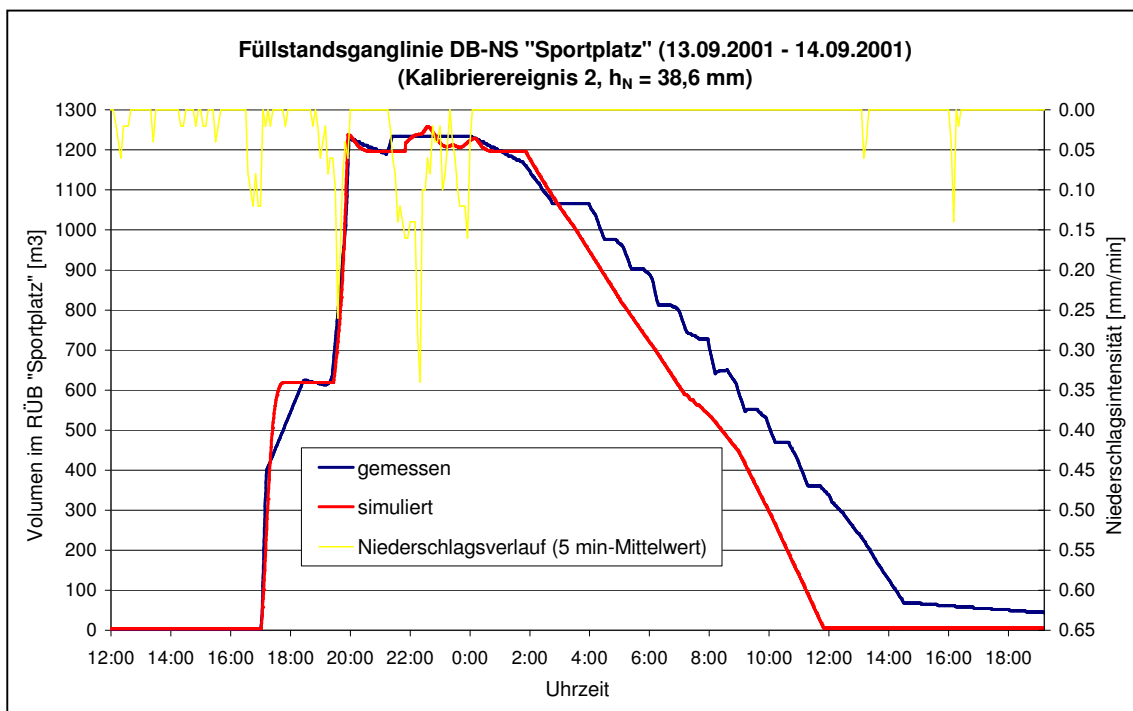
<sup>20</sup> Dieser Wert wurde bereinigt um den Volumenfehler der aus Anfangsfüllung (< 30 m<sup>3</sup>) resultiert. Weiterhin wurde die Differenz der Beckenfüllstände im Modell bzw. in der Wirklichkeit am Ende der Simulation berücksichtigt.

<sup>21</sup> Dieser Wert wurde bereinigt um das Trübwasser, das in der Durchflussmessung im Zulauf mit erfasst wird.

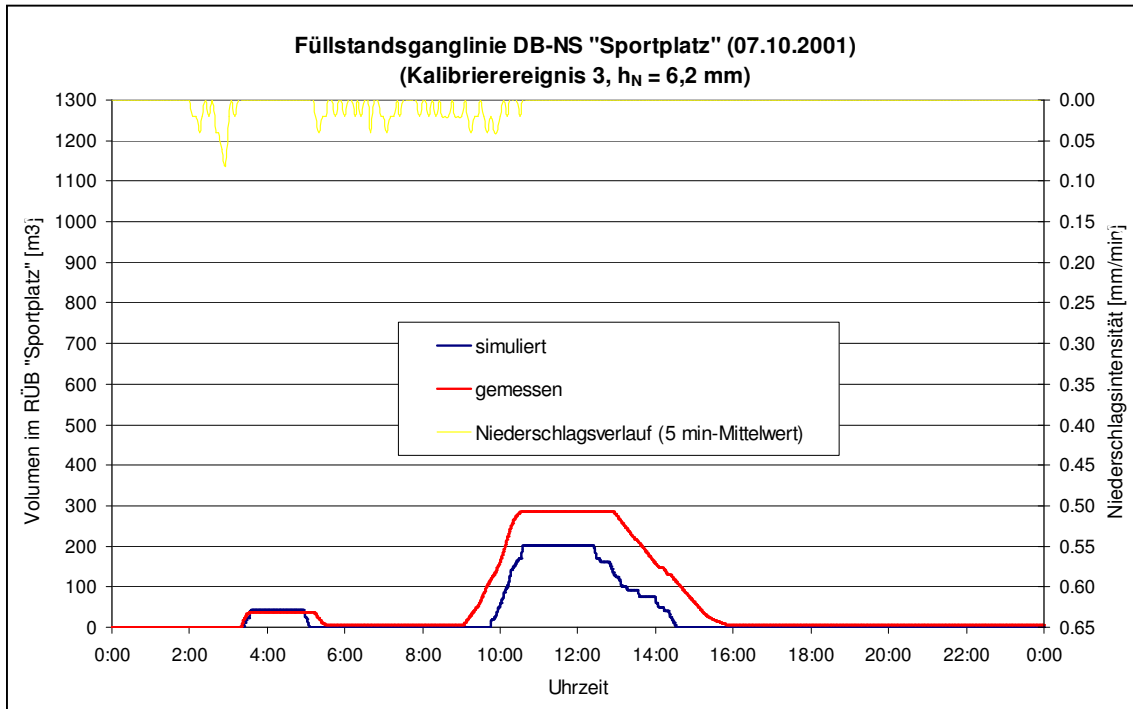
einzig größere Abweichung (12.09. bis 14.09.2001) resultiert im Wesentlichen aus einer Unterschätzung des Regennachlaufs, was in der Phase der Beckenentleerung deutlich wird.



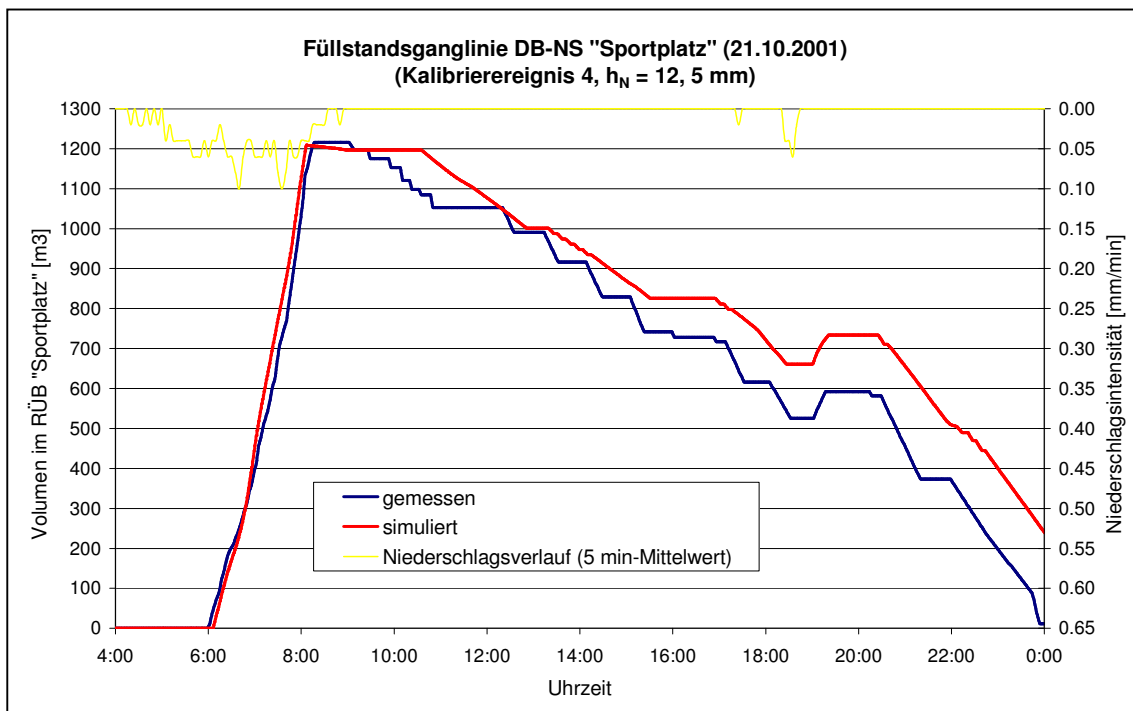
**Abb. 6.5:** Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 1



**Abb. 6.6:** Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 2



**Abb. 6.7:** Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 3

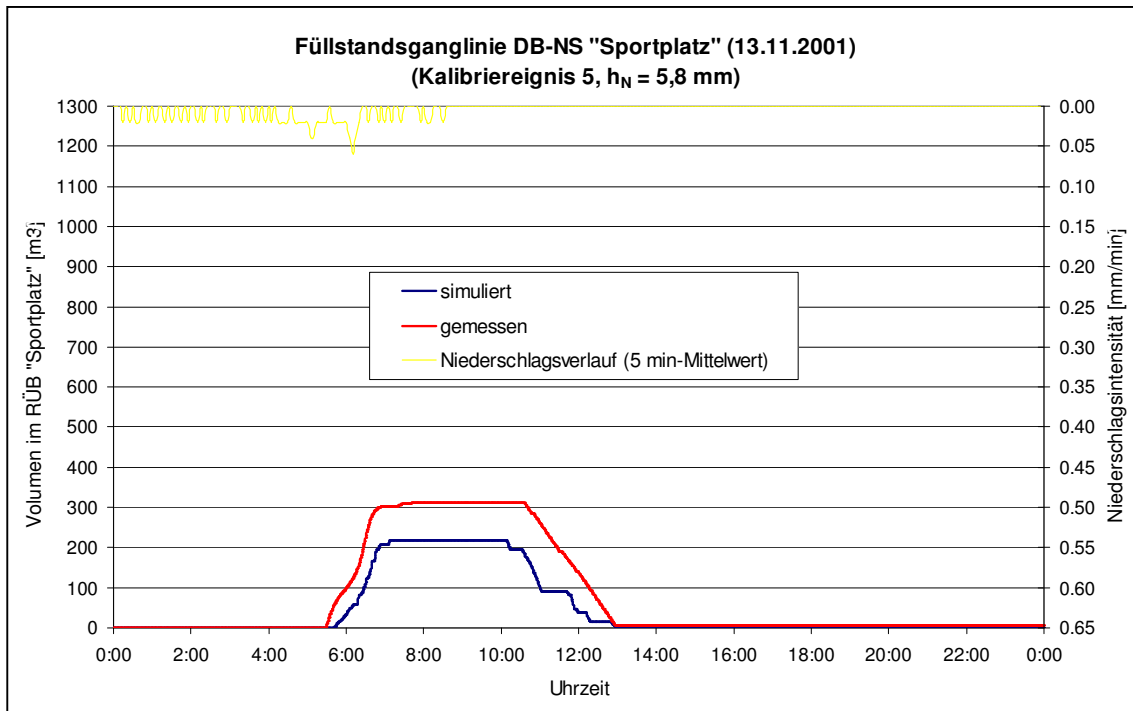


**Abb. 6.8:** Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 4

Der Umstand, dass in fast allen Fällen der simulierte Zufluss geringer ist als der tatsächliche Zufluss, rührt daher, dass die gemessenen Werte dem Modell als maximale Drosselabflüsse vorgegeben wurden. Dadurch konnten Phasen einer zeitweiligen Abflussunterschätzung nicht durch Phasen kompensiert werden, bei denen der Zufluss überschätzt wurde. Die Gefahr einer Abflussunterschätzung bestand besonders am Simulationsanfang bzw. am -ende. Die Unterschätzung zu Simulationsbeginn ergibt sich daraus, dass sich in der Realität



immer ein gewisses Abflussvolumen im Kanalnetz befindet, während in der Schmutzfrachtsimulation zu Simulationsbeginn kein Abfluss im Kanalnetz vorhanden war bzw. dieser sich erst bilden musste. Eine Unterschätzung des Abflusses am Ende des Regenereignisses kann u.a. aus einer (zeitweiligen) Unterschätzung des Regennachlaufs resultieren.



**Abb. 6.9:** Füllstandsganglinie RÜB „Sportplatz“, Kalibrierereignis 5

Weitere Unsicherheiten resultieren daraus, dass der Trockenwetterabflussanteil bei einem Regenereignis nicht genau ermittelt werden kann. Der im Schmutzfrachtmodell hinterlegte Trockenwettertagesgang muss daher zwangsläufig fehlerbehaftet sein. Die leichte Überschätzung der Zuflussmenge im Falle des Regenereignisses vom 21.10.2001 (Kalibrierereignis 4) ergibt sich aus einer Überschätzung des Regennachlaufs, was wiederum zu einer Restfüllung des Beckens am Ende der Simulationsdauer führt.

Im Rahmen einer studentischen Arbeit konnte ferner festgestellt werden, dass dieses Kanalnetzmodell auch noch für eine Reihe anderer Niederschlagsereignisse gute Ergebnisse liefert, und dass sich durch eine hydrodynamische Schmutzfrachtsimulation keine nennenswert bessere Anpassung erzielen lässt.

Im Gegensatz zu der hydraulischen Komponente eines Kanalnetzmodells, die – wie gezeigt wurde – recht gut kalibriert werden kann, sofern eine gewisse Grundmenge von Messwerten (Regendaten, Abflussmengen etc.) zur Verfügung steht, gestaltet sich die Kalibrierung der Verschmutzungskomponente ungleich schwieriger.

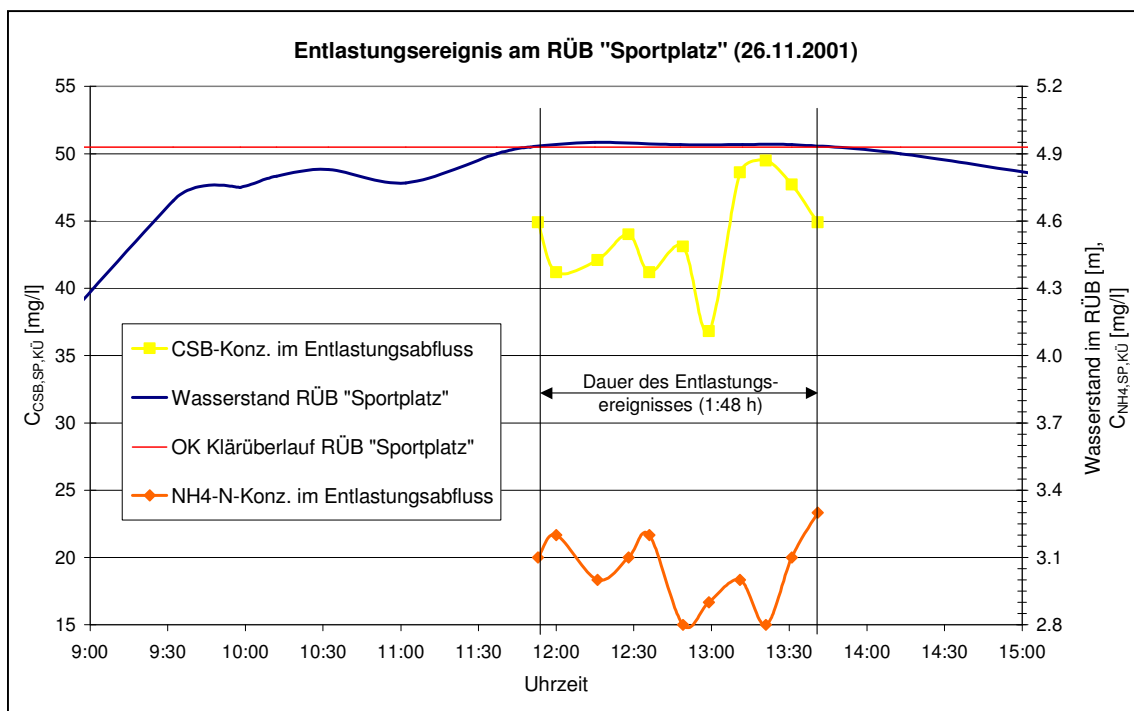
Wegen der hohen Kosten und des großen Aufwands, der mit der Messung von Qualitätsparametern im Bereich des Kanalnetzes verbunden ist, stehen zwangsläufig weit weniger Daten zur Abwasserbeschaffenheit als physikalische Messwerte zur Verfügung. Hinzu kommt, dass aufgrund der Randbedingungen der Kanalnetzprobenahme Störungen (z.B. Verstopfungen, Verzopfungen etc.) häufiger auftreten als bei der Beprobung von Kläranlagen, und nur wenige Niederschlagsereignisse auch tatsächlich zu einem Entlastungsereignis führen. Dies gilt auch im vorliegenden Fall. Dennoch konnten während der Mess-

phase 3 Entlastungsereignisse (ganz oder teilweise) beprobt werden. Insgesamt wurden ca. 30 Stichproben genommen, die meisten davon am zentralen RÜB „Sportplatz“ (Tabelle 6.2).

**Tab. 6.2:** Konzentrationen im Entlastungsabfluss (Klärüberlauf) des RÜB „Sportplatz“

	$C_{\text{CSB,SP,KÜ}}$	$S_{\text{NH}_4,\text{SP,KÜ}}$	$C_{\text{orgN,SP,KÜ}}$	$C_{\text{TKN,SP,KÜ}}$	$C_{\text{P,SP,KÜ}}$
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Anzahl	21	22	6	6	8
Minimum	27	0.6	1,7	3,5	0,62
Mittelwert	41	2.7	3,2	5,0	0,80
Maximum	82	3.3	2,4	6,3	1,14

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag vor allem aufgrund des begrenzten Probenvolumens auf der Ermittlung des CSB und des  $\text{NH}_4\text{-N}$ . In einigen Fällen wurde außerdem der organische Stickstoff und der Gesamtphosphor ermittelt. Die CSB- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entlastungskonzentrationen am RÜB „Sportplatz“, die beim Ereignis vom 26.11.2001 gemessen wurden, sind exemplarisch als Ganglinien in der Abbildung 6.10 dargestellt.



**Abb. 6.10:** Ganglinien der  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und CSB-Entlastungskonzentrationen im Klärüberlauf des RÜB „Sportplatz“ (26.11.2001)

Betrachtet man die CSB-Konzentrationen aus Tabelle 6.2, so fällt zunächst auf, dass diese relativ niedrig sind bzw. den im ATV-Arbeitsblatt A 128 [1992] für die durchschnittliche CSB-Konzentration im Niederschlagsabfluss angesetzten theoretischen Bezugswert von 107 mg/l CSB deutlich unterschreiten. Bei der Wertung dieser Entlastungskonzentrationen muss man jedoch die Regenvorgeschichte der beprobten Ereignisse berücksichtigen, die in Tabelle 6.3 dargestellt ist. Daraus geht hervor, dass jedem der beprobten Ereignisse jeweils

eine Regenperiode von mindestens zwei Tagen vorausging, mit der Konsequenz, dass der Oberflächenabfluss (und damit auch der Mischwasserabfluss) nur gering verschmutzt war. Wäre den Entlastungsereignissen eine längere Trockenwetterperiode vorangegangen, hätte es zur Akkumulation von Schmutzstoffen an der Oberfläche bzw. zu Ablagerungen im Kanalnetz kommen können. In diesen Fällen wären die CSB-Entlastungskonzentrationen deutlich höher gewesen. Leider war der Zeitraum der Messkampagne bzw. der intensiven Datenaufnahme (d.h. die Monate September bis November 2001) mit insgesamt 225 mm Niederschlag recht regenreich. Allein an 38 Tagen wurden Tagesniederschläge von mehr als 1,0 mm sowie an weiteren 13 Tagen Regennachlauf registriert. Phasen längerer Trockenheit mit anschließender Entlastungstätigkeit traten nicht auf.

**Tab. 6.3:** Regenvorgeschichte der 3 beprobten Entlastungsereignisse RÜB „Sportplatz“

Beprobtes Entlastungsereignis	Niederschlags- höhe des Ereignisses	Trockenwetter- periode, die dem Ereignis voranging	Regenwetterperiode (> 1mm/d) (inkl. 1 Nach- lauftag), die dem Ereignis voranging	Niederschlagshöhe der vorange- gangenen Regenperiode
vom	[mm]	[Tage]	[Tage]	[mm]
05.09.2001	18,0	0	2	12,4
26.11.2001	13,7	0	4	20,7
01.12.2001	6,5	0	9	60,6

Aus den folgenden Gründen war es daher nicht zuverlässig möglich, die Stoffkomponente des Kanalnetzmodells anhand der beprobten Entlastungsereignisse zu kalibrieren:

1. Die Anzahl der beprobten Ereignisse ist mit drei Ereignissen für eine zuverlässige Kalibrierung zu gering.
2. Selbst wenn weitere Beprobungen aus diesem Zeitraum vorgelegen hätten, hätten sie ebenfalls keine nennenswerte Trockenwettervorgeschichte aufgewiesen.
3. Entlastungsereignisse ohne nennenswerte Trockenwettervorgeschichte sind wegen der zuvor beschriebenen Zusammenhänge alleine nicht repräsentativ für die Summe aller Entlastungsereignisse.

Deswegen wurde für die Abschätzung der Schmutzfrachtkomponente ein anderer Weg beschritten:

1. Auf der Grundlage der Betriebsdaten der Kläranlage wurde im Schmutzfrachtmodell ein repräsentativer Trockenwettertagesgang verwendet, der aus stofflicher und hydraulischer Sicht der mittleren Trockenwetterbelastung der Kläranlage Messel entspricht.
2. Die Akkumulations- und Abtragskoeffizienten für die einzelnen Parameter im Oberflächenmodell wurden so gewählt, dass sich im Jahresmittel Konzentrationen im Oberflächenabfluss ergeben, die denen aus Tabelle 6.4 entsprechen. Werte in diesem Bereich werden häufig verwendet bzw. sind durch andere Messungen relativ gut abgesichert.
3. Mit diesen Werten wurden anschließend die Langzeitsimulationen durchgeführt.

Grundlage der Langzeitsimulation war die sogenannten „Darmstädter Regenreihe“ (Bezugswert für die Jahresniederschlagshöhe: 725 mm), die auch für Messel als repräsentative Regenreihe angesehen wird. Die verwendete Reihe umfasst den Zeitraum vom 05.03.1968 bis 24.11.1968 bzw. 123 Regenereignisse (Gesamtniederschlagshöhe:  $h_N = 578$  mm) und somit kein ganzes Jahr, was bei den nachfolgend dargestellten Ergebnissen zu beachten ist. Es muss angemerkt werden, dass es sich bei dieser Reihe jedoch um keine tatsächlich gemessene Regenreihe aus der Region um Darmstadt handelt, sondern vielmehr um eine statistisch gewonnene repräsentative Regenreihe, die von der Technischen Universität Darmstadt auf der Grundlage von Werten aus ganz Hessen für Schmutzfrachtsimulationsprogramm SMUSI (BRANDT ET AL. [1988]) zusammengestellt wurde.

**Tab. 6.4:** Gewählte mittlere Konzentrationen im Oberflächenabfluss

$C_{CSB}$	$C_{BSB}$	$X_{TS}$	$C_{TKN}$	$C_{NH4}$
[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
107 <sup>22</sup>	13 <sup>23</sup>	167 <sup>24</sup>	3 <sup>25</sup>	1 <sup>26</sup>

In Tabelle 6.5 sind die Ergebnisse einer Plausibilitätsprüfung für den Parameter CSB auf der Grundlage von Entlastungsereignissen der Darmstädter Regenreihe wiedergegeben, denen eine Regenperiode voranging, ähnlich wie im Falle der in Tabelle 6.2 dargestellten Ereignisse. Man sieht, dass die Bandbreite der CSB-Entlastungskonzentration dieser Ereignisse ganz gut mit der aus Tabelle 6.2 übereinstimmt. Die gewählten Akkumulations- und Abtragsparameter für den CSB erscheinen damit plausibel.

**Tab. 6.5:** Simulierte CSB-Entlastungskonzentrationen im Entlastungsabfluss des RÜB „Sportplatz“ bei Regenereignissen, denen keine Trockenperiode voranging

Simulierte Entlastungsereignisse	Niederschlagshöhe der Ereignisse	Entlastungsvolumen der Ereignisse	gew. Entlastungskonzentrationen der Ereignisses
vom	[mm]	[m <sup>3</sup> ]	[mg/l CSB]
28.04.1968	11,9	1.439	79
23.06.1968	17,8	3.168	66
13.08.1968	25,2	3.057	41
30.08.1968	34,2	6.089	36
02.09.1968	8,6	337	81
03.09.1968	10,8	821	51
<b>Alle</b>		<b>14.911</b>	<b>49</b>

<sup>22</sup> In Anlehnung an das ATV-Arbeitsblatt A 128 [1992].

<sup>23</sup> In Anlehnung an den Mittelwert ( $C_{BSB} = 12,7$  mg/l) aus HEINZMANN [1993], BRUNNER [1975], GÖTTLE [1978], HARREMOES UND JOHANSEN [1996], PAULSEN [1987], XANTHOPOULOS UND HAHN [1992] und GROTTKER [1987] (vgl. dazu auch die Literaturlauswertung von LEINWEBER [2002]).

<sup>24</sup> siehe vorherige Fußnote

<sup>25</sup> nach LEINWEBER [2002]

<sup>26</sup> nach LEINWEBER [2002]

### 6.1.3 Zwischenfazit – Kanalnetzmodell

Mit Hilfe der zur Verfügung stehenden Daten war es möglich, ein Kanalnetzmodell von Messel zu erzeugen und dies anhand von 5 Regenereignissen hydraulisch zu kalibrieren. Die stoffliche Komponente des Modells konnte nur mit Messwerten grob abgeglichen werden. Das Modell dürfte aber dennoch die Wirklichkeit im ausreichenden Maße wiedergeben.

## 6.2 Kläranlagenmodell

### 6.2.1 Beschreibung der verwendeten Software

Zur Modellierung der Kläranlage Messel wurde auf die folgende Software zurückgegriffen:

- MATLAB/SIMULINK 6.1
- SIMBA 4.0 (ASM 3)

Für das computergestützte Modell der Kläranlage Messel fand als Software das Programmpaket MATLAB/SIMULINK 6.1, das schon in Kapitel 6.2 beschrieben wurde, und SIMBA 4.0 Anwendung. Dieses Programmpaket, das von der ifak system GmbH, Magdeburg vertrieben wird, ist ein objektorientiertes Kläranlagensimulationsprogramm, das auf der MATLAB/SIMULINK-Software aufbaut (IFAK [2001]). In Deutschland und im benachbarten Ausland (Österreich, Schweiz und Niederlande) ist SIMBA weit verbreitet. SIMBA 4.0 bietet die Möglichkeit, mit den unterschiedlichsten Modellansätzen zu rechnen. Neben den Belebtschlammmodellen (= **A**ctivated **S**ludge **M**odel) ASM 1 m, ASM 2 und ASM 3 sind z.B. Modelle zur Schlammfäulung oder Gewässergütesimulation verfügbar. Im Rahmen dieser Arbeit fand das IWA-Belebtschlammmodell ASM 3 (z.B. IWA [2000]), eine Weiterentwicklung des vielfach bewährten ASM 1, Anwendung. Es ist ein mathematisches Modell, das die Umwandlungsprozesse von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen bei der Abwasserreinigung nachbildet. Das Modell beseitigt einige Defizite der bisherigen Modelle und beinhaltet deshalb einige Veränderungen im Bereich der Stoffgruppen und Umwandlungsprozesse (vgl. dazu IWA [2000] und KOCH ET AL. [2000, 2001A, 2001B]). Das ASM 3 entwickelt sich allmählich auch zur Grundlage anderer, noch detaillierterer Modelle. So existiert mittlerweile auch ein erweitertes Modell zur Simulation der biologischen Phosphorelimination, welches von der EAWAG, Schweiz entwickelt wurde (RIEGER ET AL. [2001]).

### 6.2.2 Erstellung des Kläranlagenmodells

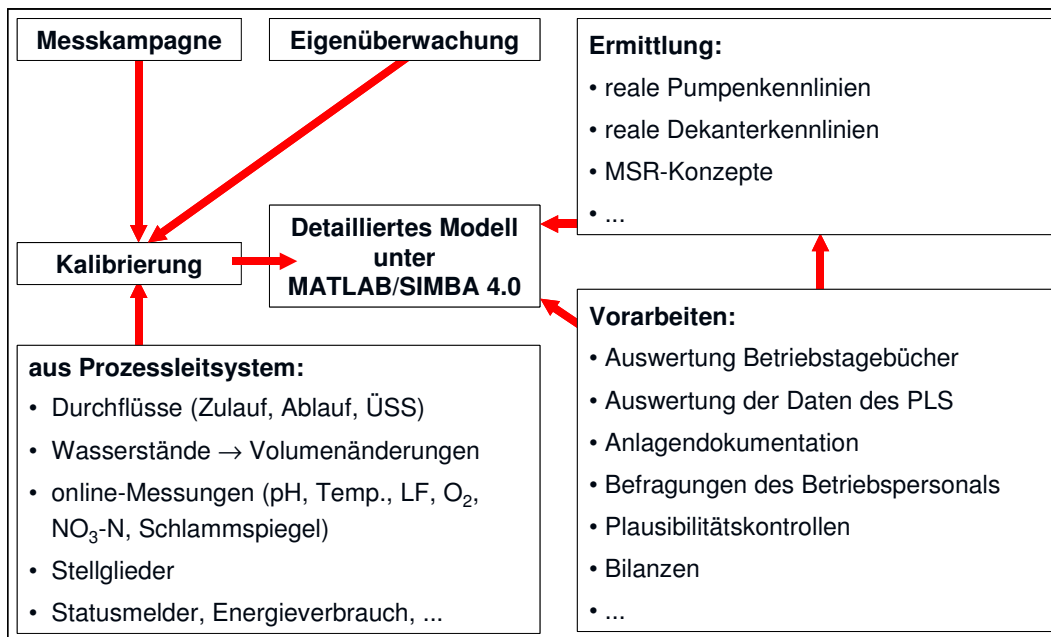
Bei der Modellerstellung wurde wie folgt vorgegangen:

1. Durchführung zahlreicher Vorarbeiten zur Informationsgewinnung
2. Aufbereitung der gewonnenen Informationen/Plausibilitätsprüfungen
3. Implementierung des Kläranlagenmodells unter SIMBA
4. Kalibrierung des Kläranlagenmodells

Bei dieser Vorgehensweise handelte es sich um einen iterativen Prozess, auch wenn dies aus Abbildung 6.11 nicht hervorgeht. Die gewählte Vorgehensweise stimmt in wesentlichen Punkten mit der von der Hochschulgruppe „Dynamische Kläranlagensimulation“

empfohlenen Vorgehensweise für die Erstellung von dynamischen Kläranlagenmodellen überein (LANGERGRABER ET AL. [2003]).

Im Rahmen umfangreicher Vorarbeiten wurden alle verfügbaren Informationen ausgewertet. Wichtige Informationsquellen waren die Datenbanken des PLS sowie die Betriebstagebücher. Die ausführliche Anlagendokumentation erwies sich bei der Modellerstellung ebenfalls als hilfreich. Für Zwecke der Plausibilitätsprüfung wurden Befragungen des Betriebspersonals und Massenbilanzen für Volumina, CSB, Gesamtphosphor und Stickstoff durchgeführt. Die Bilanzen dienten zudem als Hilfsmittel für die Modellkalibrierung.



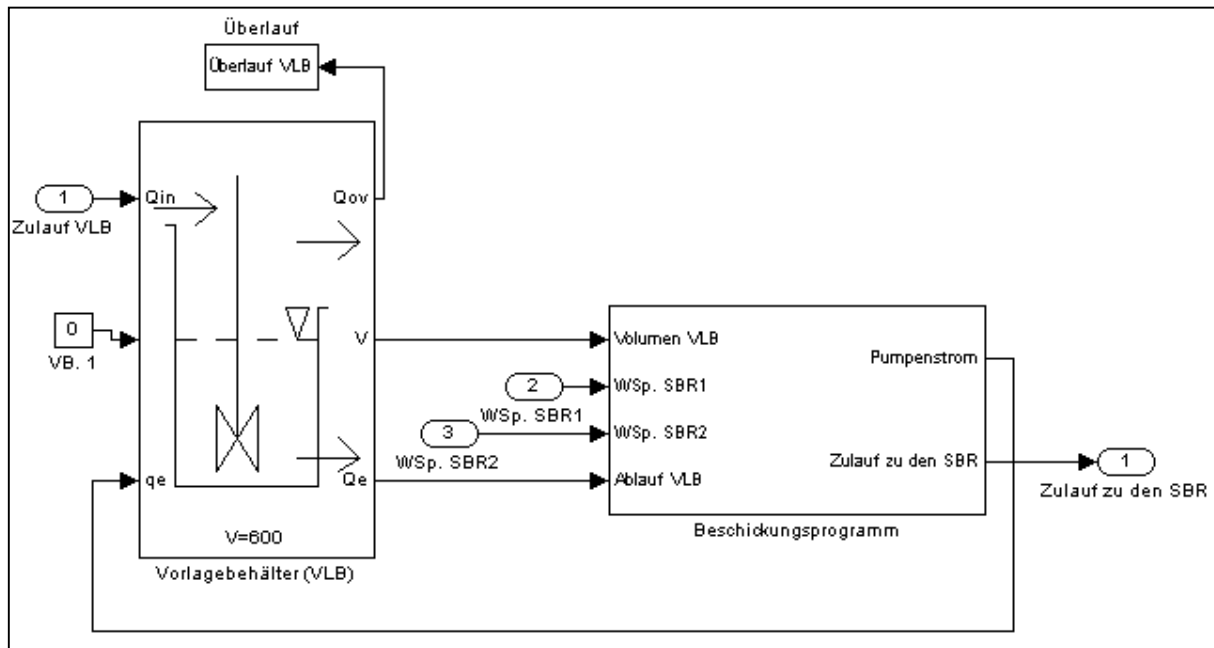
**Abb. 6.11:** Prinzipschema der Modellerstellung der Kläranlage Messel

Besonderer Wert wurde auf eine detaillierte Nachbildung der vorhandenen MSR-Konzepte gelegt. Um das Modell auch in seinen verfahrens- und maschinentechnischen Reserven möglichst genau nachbilden zu können, wurden zudem die realen Pumpen- und Dekantierkennlinien ermittelt. Auf der Grundlage dieser Informationen wurde dann das Kläranlagenmodell erstellt. Eine grobe Übersicht über dieses Modell gibt Abbildung 6.12.

Das Modell bildet die wesentlichen Baugruppen der Kläranlage ab, nämlich den Vorlagebehälter, die beiden SBR und den Mengenausgleich. Der Filter wird nicht detailliert nachgebildet, da er aufgrund der geringen Restbelastung nicht relevant und eine Kalibrierung nicht möglich ist. Der Block Filter begrenzt daher nur den Schlammabtrieb bzw. reduziert den Anteil der partikulären Stoffe bzw. des CSB entsprechend dem durchschnittlichen Wirkungsgrad des realen Filters.

Im Zulaufblock werden die einzelnen Teilströme „Zulauf“, „Trübwasser“ und „Filterspülwasser“ gemischt und der Zulauf wird in die einzelnen Stoffgruppen des ASM 3 fraktioniert. Abbildung 6.12 zeigt, dass zwischen verschiedenen Modellbausteinen eine Rückkopplung stattfindet. Diese Rückkopplung dient einer realitätsnahen Nachbildung der Befüllung und Entleerung der Becken, da die Wasserspiegellagen in den einzelnen Behältern über die im Modell implementierten Kennlinien in die Ermittlung der Pumpen- und Dekantiervolumenströme einfließen. Dies ist auch anhand des Modellbausteins „Vorlagebehälter“ erkennbar (Abbildung 6.13). Dessen Kernstück besteht neben dem eigentlichen Behälter noch aus dem





**Abb. 6.13:** Modellbaustein „Vorlagebehälter“

Deutlich komplexer sind die Modellbausteine „SBR1“ bzw. „SBR2“ (Abbildung 6.14):

Kernstück dieser Bausteine ist der SIMBA-Block SBR, da hier die eigentlichen biologischen Prozesse simuliert werden. Dieser SBR-Block besteht aus 3 übereinander liegenden Schichten, wobei in jeder Schicht biologische Prozesse simuliert werden. Findet keine Belüftung bzw. Durchmischung statt, wird ein Sedimentationsprozess simuliert, sodass sich aus den 3 Schichten gemäß den hinterlegten Funktionen für den Sedimentationsprozess allmählich eine Klarwasser- (Schicht 1), eine Schlamm-speicher- bzw. -trennzonen (Schicht 2) und eine Schlamm-eindickzone (Schicht 3) am Boden (untere Schicht) herausbildet. Hierdurch kann mit diesem Simulationsbaustein auch die wichtige Phase der Sedimentation näherungsweise nachgebildet werden.

Neben dem SBR-Block sind weitere Blöcke bzw. Unterprogramme von Bedeutung.

In Abhängigkeit von dem aktuellen Status der Rührwerke, der Gebläse und dem Zyklus-schritt geben die Unterprogramme „Rührwerk und Austauschströmung SBR“ bzw. „Aufteilung  $q_m$  SBR“ Werte für die Austauschströmung zwischen Schicht 1 und 2 bzw. 2 und 3 des jeweiligen SBR-Blocks vor. Dadurch ist es möglich, in der Belüftungs- bzw. Denitrifikationsphase eine Volldurchmischung des Reaktors zu simulieren. Die Vorgabe geringer Austauschströmungen während der Sedimentations- und Dekantierphase gestattet hingegen eine realitätsnahe Nachbildung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Reaktoren bzw. der Trockensubstanzgehalte im abzuziehenden Überschussschlamm.

Das Unterprogramm „Dekanter SBR“ simuliert während der Dekantierphase in Abhängigkeit vom Wasserspiegelunterschied zwischen Reaktor und Mengenausgleich, von der implementierten Dekanterkennlinie sowie sonstigen Randbedingungen (z.B. Mindestfüllstand im Reaktor) den Klarwasserabzug. Das Unterprogramm „ÜS-Pumpe SBR“ simuliert den Überschussschlammabzug aus dem eingedickten Belebtschlamm am Ende der Klarwasserabzugsphase. In dem in Abbildung 6.16 dargestellten Beispiel erfolgt bereits ein geregelter Überschussschlammabzug.



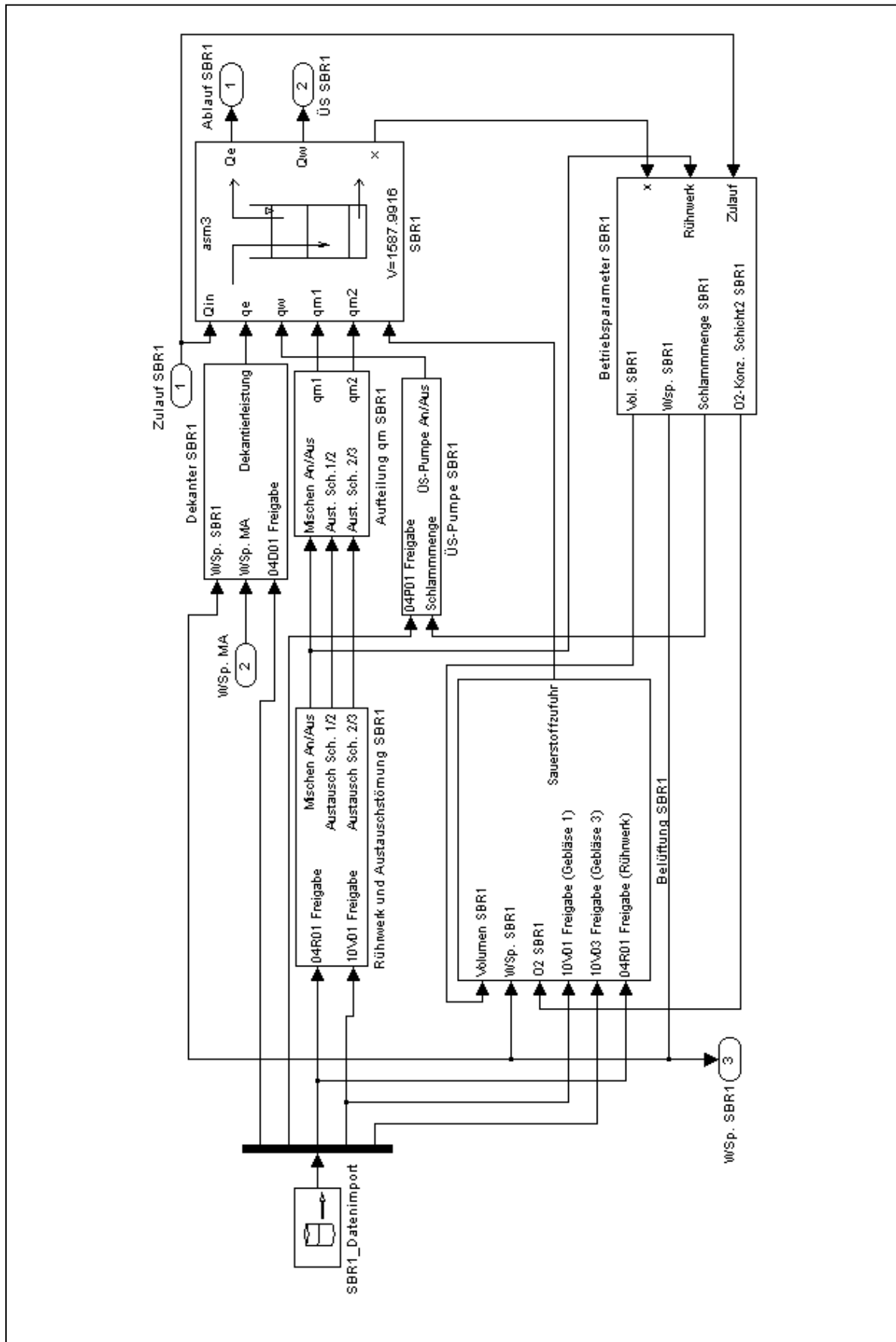


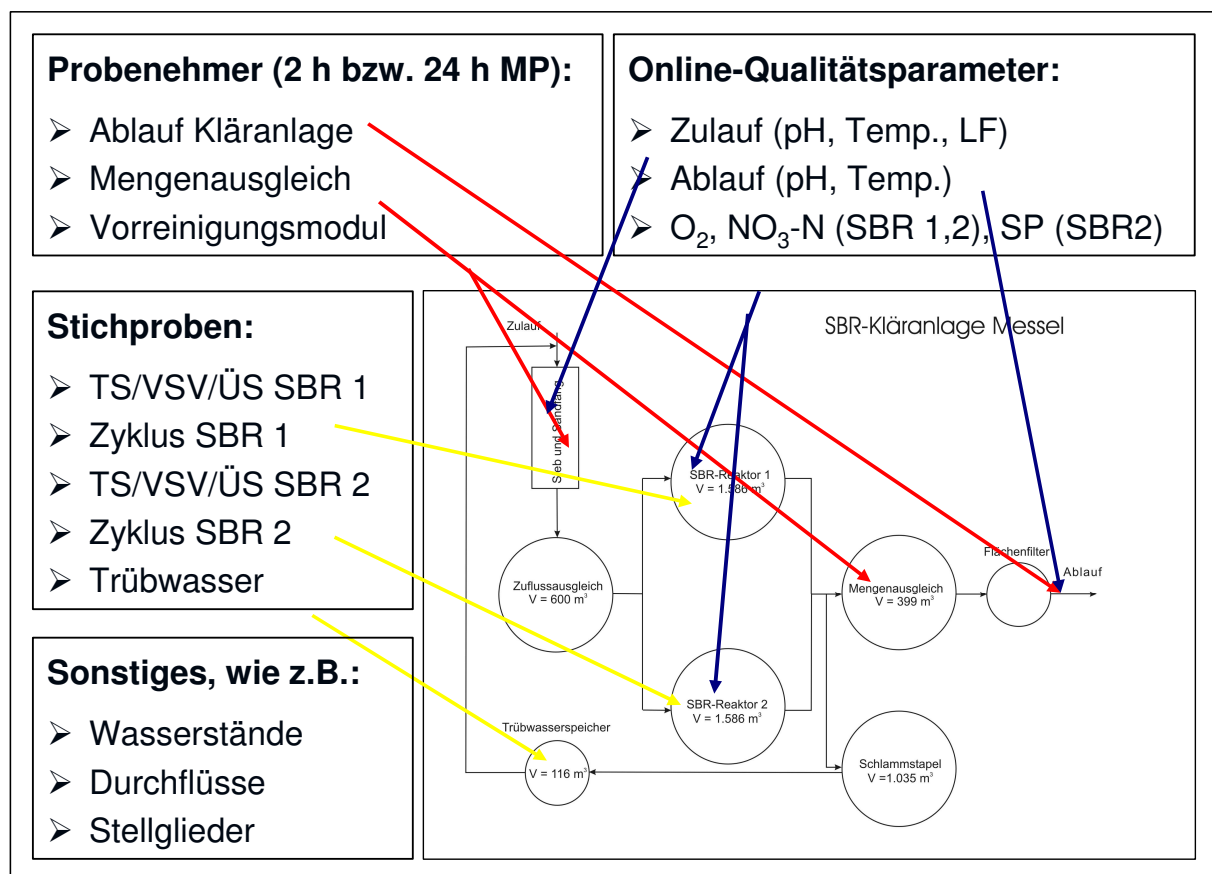
Abb. 6.14: Modellbaustein „SBR“

Grundlage des Regelungskonzeptes ist die mit Hilfe von TS-Sonden ermittelte Schlammmenge im System. Während der Kalibrierung geschah jedoch die Simulation des Schlammabzugs in Abhängigkeit von den gemessenen Überschussschlammvolumenströmen. Mit Hilfe des Unterprogramms „Belüftung SBR“ wird in Abhängigkeit vom aktuellen Status der Rührwerke und Gebläse sowie einiger Betriebsdaten des jeweiligen SBR (z.B. aktuelle Sauerstoffkonzentration) die Sauerstoffzufuhr für den Reaktor simuliert. Im Unterprogramm „Betriebsparameter SBR“ werden die wichtigsten simulierten Parameter ausgewertet und grafisch dargestellt. Teilweise werden in diesem Block die simulierten Betriebsdaten auch für andere Unterprogramme aufbereitet.

### 6.2.3 Kalibrierung des Kläranlagenmodells

Nach der Modellerstellung folgte die Kalibrierung des Modells anhand von Betriebsdaten, die im Rahmen einer 11-tägigen Intensivmesskampagne im Sommer 2001 ermittelt wurden. Bei diesen Messungen wurden etwa 800 Analysen durchgeführt; hinzu kommen die Daten der online-Messgeräte. Details des Messprogramms können den Abbildungen 6.15 und 6.16 entnommen werden.

Die Kalibrierung wurde in eine statische und eine dynamische Anpassungsphase unterteilt.



**Abb. 6.15:** Kalibrierungsmesskampagne – Probenahmeorte, Messgrößen (Teil 1) (SP = hier: Schlamm Spiegel)

<p><b>Zulauf zur Kläranlage:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ 7 Tage (24 h-MP): <math>C_{CSB}</math>, <math>S_{CSB}</math>, (<math>C_{BSB}</math>), <math>X_{TS}</math>, <math>S_{NH4}</math>, <math>S_{NO3}</math>, <math>C_{orgN}</math>, <math>C_P</math>, <math>S_{PO4}</math>, <math>S_{ks}</math></li> <li>➤ 4 Tage (2 h-MP): <math>C_{CSB}</math>, (<math>S_{CSB}</math>), <math>S_{NH4}</math>, <math>C_P</math>, <math>S_{PO4}</math> (vereinzelt: <math>C_{orgN}</math>, <math>S_{NO3}</math>, <math>S_{CSB}</math>)</li> </ul>
<p><b>Mengenausgleich im Ablauf:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ 6 Tage (24 h-MP): <math>C_{CSB}</math>, <math>S_{CSB}</math>, <math>X_{TS}</math>, <math>S_{NH4}</math>, <math>S_{NO3}</math>, <math>C_{orgN}</math>, <math>C_P</math>, <math>S_{PO4}</math>, <math>S_{ks}</math></li> <li>➤ 4 Tage (2 h-MP): <math>C_{CSB}</math>, <math>S_{NH4}</math>, <math>S_{PO4}</math></li> </ul>
<p><b>Ablauf:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ 11 Tage (24 h-MP): <math>C_{CSB}</math>, <math>S_{CSB}</math>, (<math>C_{BSB}</math>), (<math>X_{TS}</math>), <math>S_{NH4}</math>, <math>S_{NO3}</math>, <math>S_{NO2}</math>, <math>C_P</math></li> </ul>
<p><b>SBR 1 und SBR 2:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ 11 Tage (SP): <math>TS_R</math>, <math>C_{CSB}</math>, <math>C_N</math>, GV, VSV</li> <li>➤ 4 Batch-Zyklen (SP alle 20 min): <math>S_{CSB}</math>, <math>S_{NH4}</math>, <math>S_{PO4}</math></li> </ul>
<p><b>Überschussschlamm:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ je Reaktor 3 bis 4 mal: <math>X_{TS}</math>, <math>X_{oTS}</math>, <math>C_{CSB}</math>, <math>C_N</math>, <math>C_P</math></li> </ul>
<p><b>Trübwasser:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ 3 bis 4 mal: <math>C_{CSB}</math>, <math>S_{CSB}</math>, <math>S_{NH4}</math>, <math>C_{orgN}</math>, <math>C_P</math></li> </ul>
<p><b>Atmungsmessungen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Zulauf</li> <li>➤ Trübwasser</li> </ul>

**Abb. 6.16:** Kalibrierungsmesskampagne – Probenahmeorte, Messgrößen (Teil 2)  
(Parameter, die in () aufgeführt werden, wurden regelmäßig, aber nicht bei jeder Probe bestimmt)

### 6.2.3.1 Statische Kalibrierung

Zunächst wurde das Modell statisch kalibriert. Dazu wurden die Betriebsdaten der letzten ca. 100 Tage (ca. 3-4 Schlammalter) vor Beginn der Messkampagne ausgewertet. Auf der Grundlage dieser Daten wurden auch verschiedene Bilanzen aufgestellt. Zunächst wurde für den betrachteten Zeitraum eine Volumen- sowie eine Phosphorbilanz erstellt, um eventuelle Messfehler bzw. Fehlerquellen identifizieren zu können. Die Volumenbilanz geht für den betrachteten Zeitraum bis auf 2 % Abweichung nahezu exakt auf, was vor allem auf die folgenden Gründe zurückzuführen sein dürfte:

- Die zahlreichen Messgeräte gestatten es, alle wichtigen Volumenströme entweder direkt über MID (Zulauf, Ablauf, ÜS) oder aber indirekt über Höhenstandsmessungen (z.B. Trüb-, Filterspülwasser) – und damit einhergehenden Volumenänderungen - zu erfassen.
- Die Zuverlässigkeit einzelner Durchfluss- bzw. Höhenstandsmessungen kann über Volumenänderungen in angrenzenden Baugruppen überprüft werden (z.B. Zulauf-MID über Volumenänderungen im nachfolgenden Vorlagebehälter).

Auch die Phosphorbilanz geht für die betrachtete Periode mit 98 % fast vollständig auf und liegt damit im Bereich der  $\pm 5$  % Abweichung, die LANGERGRABER ET AL. [2003] als Gütekriterium definieren. Weiterhin wurden Stickstoff- und CSB-Bilanzen ermittelt.

Das Modell wurde anschließend so lange eingefahren, bis ein Steady-State erreicht wurde bzw. die Schlammzusammensetzung sich nicht mehr wesentlich änderte. Danach wurden 10 weitere Tage simuliert. Die dabei erzeugten Daten wurden zu einer Simulationsbilanz zusammengefasst und mit den aufgestellten Bilanzen abgeglichen. Trat eine Abweichung auf, so wurden die Parameter des Modells variiert und das Modell erneut statisch eingefahren. Ausgangsbasis für die modelltechnischen stöchiometrischen und kinetischen Parameter (vgl. Anhang 6.1 bzw. 6.2) waren im Wesentlichen die Werte aus KOCH ET AL. [2000] bzw. IWA [2000], jedoch mussten bei den stöchiometrischen Parametern Anpassungen vorgenommen werden, um der Abwasserzusammensetzung in Messel gerecht zu werden. Dies betraf insbesondere die N/CSB-Verhältnisse in den einzelnen CSB-Fraktionen. Auch war es erforderlich den Sauerstoffsättigungskoeffizienten für die heterotrophe Biomasse ( $K_{O_2}$ ) auf  $0,5 \text{ g/m}^3$  zu erhöhen, um die Denitrifikationsleistung richtig nachbilden zu können. Zu der gleichen Erkenntnis kamen auch WICHERN ET AL. [2001A] bei der Simulation einer intermittierend betriebenen Kläranlage.

Mit dieser Vorgehensweise konnte nach zahlreichen Simulationsläufen eine Parameterkombination ermittelt werden, bei der die simulierten und errechneten Bilanzen gut bis sehr gut übereinstimmen. Stellvertretend für die anderen Bilanzen sind die Stickstoff- und CSB-Bilanz in den Tabellen 6.6 und 6.7 dargestellt. Die Wirkungsgrade für die Denitrifikation stimmen nahezu überein, lediglich der Wirkungsgrad der Nitrifikation liegt im Modell etwas höher. Dies ist allein darauf zurückzuführen, dass bei einer mittleren Belastung, wie sie zum Einfahren des Modells verwendet wurde, keine Ammoniumspitzen im Ablauf auftreten. In der Realität treten hingegen vereinzelt Zulauffrachtspitzen auf, die wiederum erhöhte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte zur Folge haben können. Auch die vereinfachte CSB-Bilanz stimmt bei der simulierten und der errechneten CSB-Bilanz sehr gut überein.

**Tab. 6.6:** Stickstoffbilanz auf Tagesbasis – statische Kalibrierung

Bilanzposition	Einheit	errechnet	simuliert
$\text{N}_{\text{ges}}$ -Zulauffracht (inkl. Trübwasser)	[kg/d]	47,3	47,3
$\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufracht	[kg/d]	0,7	0,1
$\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufracht	[kg/d]	8,8	8,9
Org. N-Ablaufracht	[kg/d]	1,7	1,6
Summe $\text{N}_{\text{ges}}$ -Ablaufracht (inkl. org. N-Anteil)	[kg/d]	11,3	10,5
Stickstoffanteil im Überschussschlamm	[kg/d]	6,8	6,7
oxidierbarer Stickstoff	[kg/d]	38,8	39,1
denitrifizierter Stickstoff	[kg/d]	29,2	30,1
Wirkungsgrad der Stickstoffelimination	[%]	76	78
Wirkungsgrad der Nitrifikation	[%]	98	> 99
Wirkungsgrad der Denitrifikation	[%]	77	77

**Tab. 6.7:** CSB-Bilanz (vereinfacht) auf Tagesbasis – statische Kalibrierung

Bilanzposition	Einheit	errechnet	simuliert
CSB-Zulauf fracht (inkl. Trübwasser) <sup>27</sup>	[kg/d]	385,8	385,8
CSB-Ablauf fracht	[kg/d]	28,4	28,2
davon gelöst-inerter CSB im Ablauf	[kg/d]	26,3	26,5
CSB-Reinigungsleistung	[%]	93	93
CSB im Überschussschlamm	[kg/d]	201,3	203,2

### 6.2.3.2 Dynamische Kalibrierung

Im Anschluss an die statische Kalibrierung folgte eine dynamische Kalibrierung über die 11 Tage des Intensivmessprogramms. In Tabelle 6.8 sind den mittleren gemessenen Nitrat- und Ammoniumablaufwerten die Vergleichswerte aus der Simulation gegenübergestellt. Es wird deutlich, dass Nitrifikation und Denitrifikation ausreichend genau simuliert werden können. Für die Simulation erwies es sich als vorteilhaft, dass an drei Tagen des Intensivmessprogramms (9. bis 11. Tag), das während einer längeren sommerlichen Trockenwetterzeit abließ, auch ungünstige Belastungsszenarien ermittelt werden konnten, die durch relativ hohe gemessene und simulierte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte gekennzeichnet waren.

**Tab. 6.8:** Stickstoffwerte im Ablauf der KA – dynamische Kalibrierung (Tagesmittelwerte)

Tag	Einheit	$S_{\text{NH}_4, \text{AF}, \text{gem}}$	$S_{\text{NH}_4, \text{AF}, \text{sim}}$	$S_{\text{NO}_3, \text{AF}, \text{gem}}$	$S_{\text{NO}_3, \text{AF}, \text{sim}}$
Tag 1	[mg/l]	< 0,1	< 0,1	4,4	5,4
Tag 2	[mg/l]	0,10	0,27	4,5	4,2
Tag 3	[mg/l]	0,11	0,32	4,6	4,2
Tag 4	[mg/l]	< 0,1	0,24	4,9	5,6
Tag 5	[mg/l]	0,10	0,30	5,5	5,3
Tag 6	[mg/l]	0,12	0,15	4,1	4,1
Tag 7	[mg/l]	0,17	0,18	4,0	3,9
Tag 8	[mg/l]	0,36	0,77	3,9	2,7
Tag 9	[mg/l]	2,3	3,1	2,9	2,8
Tag 10	[mg/l]	1,1	1,5	4,1	4,8
Tag 11	[mg/l]	1,1	1,7	2,8	2,0

Die erhöhten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen am Tag 7 bzw. 8 sind das Resultat einer zwischen diesen Tagen aufgetretenen kurzzeitigen nächtlichen Belastungsspitze ( $C_{\text{CSB}, 2\text{h}, \text{Z}}$  bis 1.200 mg/l bzw.  $C_{\text{TKN}, 2\text{h}, \text{Z}}$  bis 60 mg/l), deren Ursache nicht abschließend geklärt werden

<sup>27</sup> Die CSB-Zulauf fracht liegt deutlich unterhalb der durchschnittlichen Belastung von 500 kg CSB/d. Der Hauptgrund hierfür dürfte sein, dass in der betrachteten Periode die Schulferien (Sommerferien: 45 Tage) lagen, an denen das örtliche Schulzentrum geschlossen war bzw. einzelne Betriebe zeitweise Werksferien hatten.

konnte. Die Art der Probenahme (2 h-MP) und die Daten des PLS legen den Schluss nahe, dass die eigentliche Belastungsspitze nicht vollständig erfasst wurde. Aus den Ungenauigkeiten, die im Zusammenhang mit dieser Belastung herrühren, ergibt sich eine relativ große Abweichung zwischen den Messwerten und der Simulation bei der Denitrifikation am Tag 8.

Die relativ hohen Werte am Tag 9 bzw. 10 ist auf ein Phänomen zurückzuführen, das aus dem damaligen Zyklusprogramm resultierte:

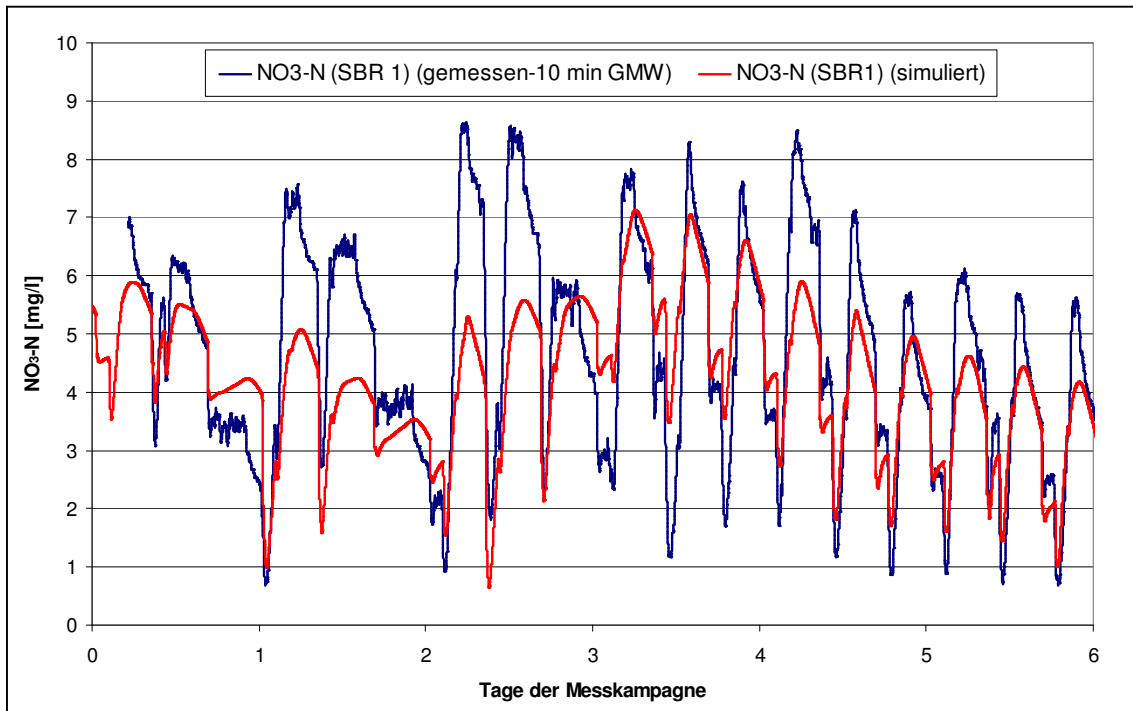
Um die Denitrifikationsleistung zu erhöhen, wurde in das ursprüngliche Zyklusprogramm eine kurze dritte Beschickungsphase gegen Ende des eigentlichen Reinigungsprozesses des Trockenwetterzyklusses eingebaut, um zusätzlichen Kohlenstoff für die Denitrifikation zur Verfügung zu stellen. Diese Beschickung blieb auch erhalten, nachdem die abschließende Denitrifikationsphase zugunsten einer weiteren Nitrifikationsphase stark verkürzt wurde. Gleichzeitig wurden die Pumpen-Schaltpunkte im Beschickungsprogramm aus verschiedenen Gründen (z.B. Energieoptimierung) erhöht und die Beschickung zudem mit zwei Pumpen durchgeführt. Bei normalen Belastungen resultieren hieraus für die KA Messel auch keine Probleme. In Ausnahmefällen, z.B. bei niedrigem Fremdwasseranfall in den Sommermonaten, konnte es jedoch dazu kommen, dass ein Großteil des zu behandelnden konzentrierten Abwassers jeweils der dritten Beschickungsphase eines Zyklus zugegeben wurde, während in den ersten beiden Phasen praktisch keine Beschickung erfolgte. Aufgrund der ausgeprägten Tagesgangcharakteristik konnte sich dies unter Umständen an den nächsten Tagen wiederholen. An den Tagen 9 und 10 konnte dieses Phänomen beobachtet und erstmals identifiziert werden. Mit der damaligen Zyklusprogrammierung bestand somit unter ungünstigen Randbedingungen die Gefahr einer Überschreitung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswertes. Mittlerweile wurde das Programm jedoch angepasst. Dieser Umstand verdeutlicht – nicht nur in der Simulation –, dass die Kläranlage Messel auch unter widrigen Bedingungen eine gute Reinigungsleistung erzielt. Dies ist auch daran erkennbar, dass an den Tagen 8 bis 11 keine nennenswerte Erhöhung der CSB- und  $\text{BSB}_5$ -Ablaufwerte beobachtet werden konnte.

Die Abbildungen 6.17 und 6.18 zeigen einen Vergleich zwischen den simulierten und gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werten im SBR 1 während der 11 Tage der Intensivmesskampagne. Um eine Vergleichbarkeit zu ermöglichen, wurden in dieser Tabelle den Werten der online-Messung – ermittelt ca. 30 cm unterhalb des Wasserspiegels – die simulierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte in der obersten Schicht des Modells gegenübergestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Nitratsonde trotz sorgfältiger Kalibrierung in einigen Bereichen abdriftet bzw. plötzliche Sprünge aufweist. Dies ist im Wesentlichen auf zwei Punkte zurückzuführen<sup>28</sup>:

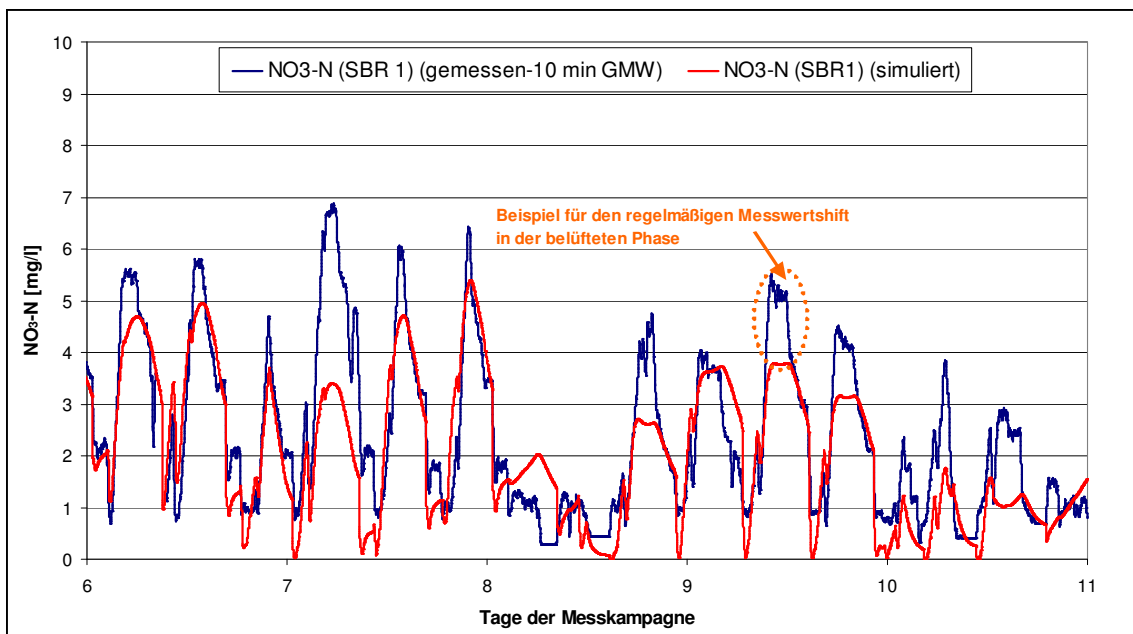
1. Der Batch-Prozess ist durch starke Konzentrationsschwankungen und sich rasch verändernde Umweltbedingungen (z.B. belüftet, unbelüftet, Klarwasser) gekennzeichnet, was eine Auswirkung auf die Messgenauigkeit der Sonde haben kann. Während die Sonde im unteren Konzentrationsbereich im vordurchmischten Medium genau misst, unterliegt der Messwert bei hohen Konzentrationen zeitweise einem regelmäßigen Shift. Interessanter Weise tritt dieser Messwertshift (ca. 1 bis 2 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) besonders stark gegen Ende der belüfteten Phase – bei hohen  $\text{O}_2$ -Konzentrationen – auf. Mit dem Aus-

<sup>28</sup> Eine weitere Fehlerquelle resultiert aus der Tatsache, dass die Prozesssonde im Abwasser eigentlich die Konzentration an  $\text{NO}_x\text{-N}$  (d.h.  $\text{NO}_3\text{-N}$  +  $\text{NO}_2\text{-N}$ ) bestimmt. Durchgeführte Messungen zeigen jedoch, dass die  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Reaktor meist vernachlässigbar gering ist (i.d.R. kleiner 0,2 mg/l).

schalten der Gebläse verschwindet der Shift wieder innerhalb weniger Minuten (vgl. dazu auch Abbildung 6.20).



**Abb. 6.17:** Simulierte  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinie der Konzentrationen (Schicht 1) vs. Messwerte der Nitratmesssonde im SBR 1 (10 min GMW) (Intensivmesskampagne, Tag 1 bis 6)

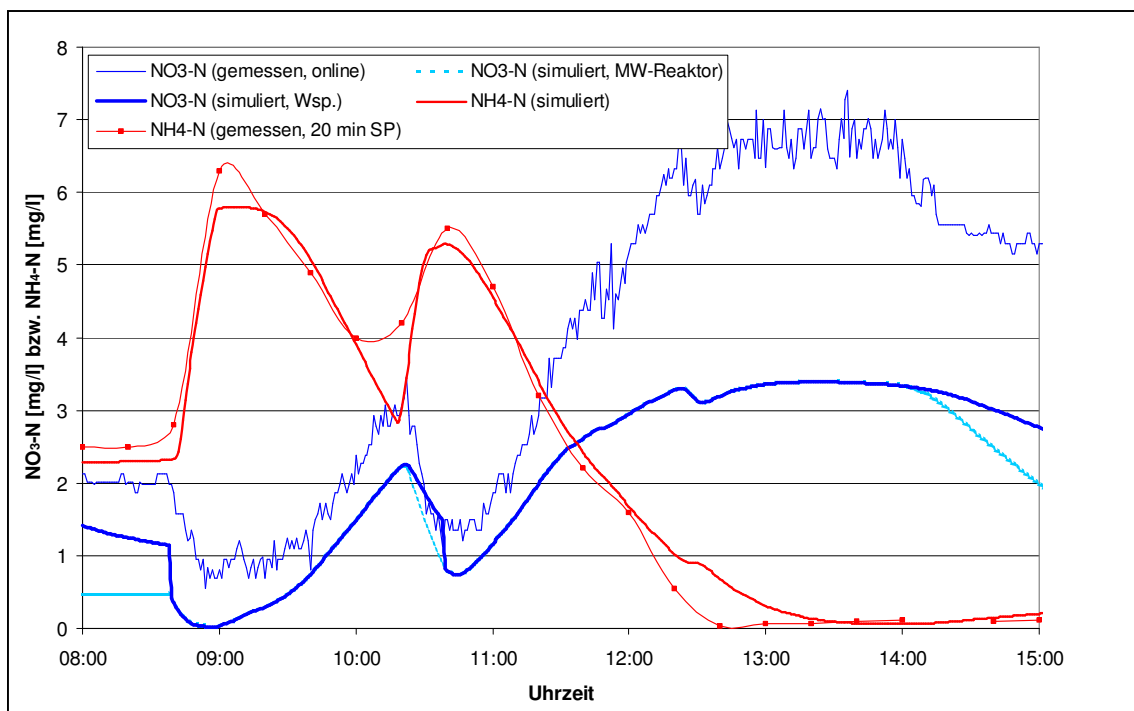


**Abb. 6.18:** Simulierte  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinie der Konzentrationen (Schicht 1) vs. Messwerte der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Sonde im SBR 1 (10 min GMW) (Intensivmesskampagne, Tag 7 bis 11)

2. Eine Erklärung für die simulierten und gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Messwertabstürze während der Sedimentations- und Dekantierphase liefern die Ergebnisse von KAZMI UND FURUMAI [2000]. Diese konnten bei ihren Untersuchungen nicht nur eine signifikante Denitrifikation während der Sedimentation- und Dekantierphase beobachten, sondern

stellten auch fest, dass während dieser Phase die Nitratkonzentrationen in den einzelnen Zonen des SB-Reaktors stark unterschiedlich sein können. So verweisen die Autoren auf ein Beispiel, bei dem sie 100 min nach Beginn der Sedimentation 50 cm unterhalb der Wasseroberfläche eine  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration von ca. 4 mg/l ermittelten, hingegen an der Beckensohle (ca. 5 m u. WSp.) zur gleichen Zeit Nitrat nicht mehr nachweisbar war. Dieser Effekt kann auch im Falle der Kläranlage Messel beobachtet und simuliert werden. Mit dem Einschalten der Rührwerke zu Beginn der ersten Denitrifikationsphase eines neuen Zyklus wird der Reaktorinhalt innerhalb kürzester Zeit wieder voll durchmischt, die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration geht darauf hin innerhalb weniger Minuten – auch bei Abwesenheit von Substrat – deutlich zurück. Besonders deutlich wird dies an den Abbildungen 6.19 und 6.20. Neben der simulierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration in Schicht 1 – aus der sich nach Beginn der Sedimentation die Klarwasserschicht allmählich herausbildet – ist in diesen Grafiken auch der Verlauf der über den Reaktorinhalt gemittelten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen dargestellt. Es ist klar erkennbar, dass die beiden Ganglinien in den Phasen, in denen Rührwerk und Belüftung ausgeschaltet sind, deutlich auseinanderdriften. Wenige Minuten nach dem Einschalten des Rührwerks sind die Konzentrationsverläufe aber wieder identisch. Die endogene Denitrifikation ist für den Reinigungserfolg der Kläranlage Messel durchaus bedeutsam. Eine Bilanzierung anhand der Simulationsergebnisse ergab, dass etwas mehr als 20 % der TKN-Zulauf fracht während der Sedimentations- und Dekantierphase denitrifiziert werden. Zum Vergleich: KAZMI UND FURUMAI [2000] ermittelten bei ihren Untersuchungen Vergleichswerte von bis zu 30 %.

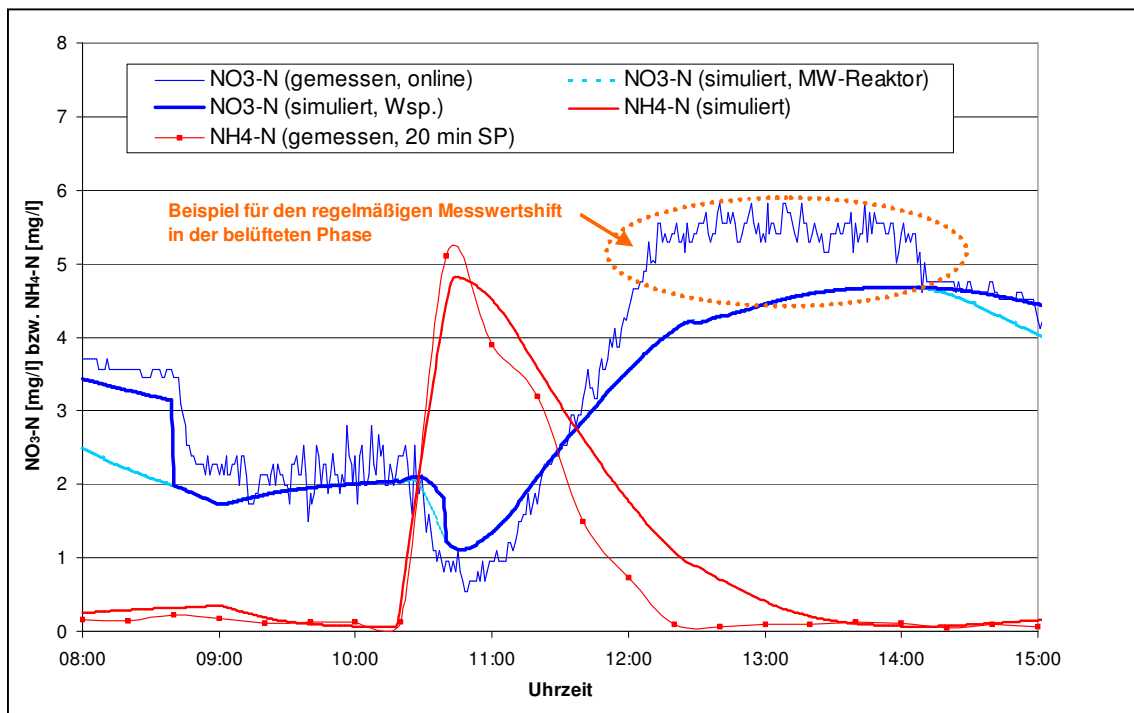
Ist man sich dieser beiden Problematiken bewusst, so zeigen die Abbildungen 6.17 bis 6.20, dass die Simulation die Dynamik des Prozesses sehr gut widerspiegelt.



**Abb. 6.19:** Vergleich von simulierten und gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsganglinien innerhalb eines Zyklus des SBR 1 am 15.08.2001 (Tag 7)



Die Plateaus sind – bei Einbeziehung des Messwertshifts – in der jeweiligen Phase meist auf einem ähnlichen Niveau und die Steigungen in den für Nitrifikation und Denitrifikation besonders relevanten Phasen des Reinigungsprozesses stimmen meist auch gut überein. Dies lassen vor allem auch die Abbildungen 6.19 und 6.20 erkennen. In den beiden Grafiken sind simulierte und gemessene  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsganglinien zweier beprobter Zyklen dargestellt, die die zuvor gemachten Ausführungen noch einmal verdeutlichen. In Abbildung 6.19 ist der Zyklus nach der bereits beschriebenen nächtlichen Belastungsspitze dargestellt. Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Reaktor ist am Ende des Zyklus (ca. 8.00 Uhr) mit 2 bis 2,5 mg/l noch untypisch hoch. Während in diesem Fall der Verlauf der simulierten und gemessenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien sehr gut übereinstimmt, kann man bei  $\text{NO}_3\text{-N}$  – zumindest ab ca. 12.00 Uhr größere Abweichungen zwischen den gemessenen und simulierten Werten feststellen. Abbildung 6.20 zeigt anschaulich, dass der Messwertshift, der während der belüfteten Phase beobachtet werden kann, mit dem Ausschalten der Belüftung am Ende des eigentlichen Reinigungsprozesses (ca. 14.00 Uhr) innerhalb weniger Minuten vollständig zurückgeht. Klar erkennbar ist auch das – mit Beginn der Sedimentationsphase einhergehende – allmähliche Auseinanderdriften der simulierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinien in der Schicht 1 bzw. im Reaktor. Der Verlauf der simulierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinie in Schicht 1 stimmt mit den online-gemessenen Werten nahezu exakt überein. Etwas größer ist die Abweichung im Falle der gemessenen und simulierten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien, dennoch wird auch hier der Verlauf noch gut nachgebildet.



**Abb. 6.20:** Vergleich von simulierten und gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsganglinien innerhalb eines Zyklus des SBR 1 am 16.08.2001 (Tag 8)

#### **6.2.4 Zwischenfazit – Kläranlagenmodell**

Es war anhand zahlreicher Messungen und der umfangreichen Datenbanken des Prozessleitsystems möglich, ein ausreichend genaues Modell der Kläranlage Messel zu erzeugen und dies auch zu kalibrieren. Ferner konnten bereits während der eigentlichen Modellerstellung wichtige Hinweise auf Verbesserungsmöglichkeiten (z.B. Optimierung der Schrittfolge in der Zyklussteuerung) gewonnen werden. Ferner wurde festgestellt, dass die endogene Denitrifikation während der Sedimentations- und Dekantierphase für den guten Reinigungserfolg durchaus wichtig ist.

## 7 Abschätzung des Verbesserungspotenzials im Bereich des Kanalnetzes mit Hilfe der Kanalnetz-Simulation

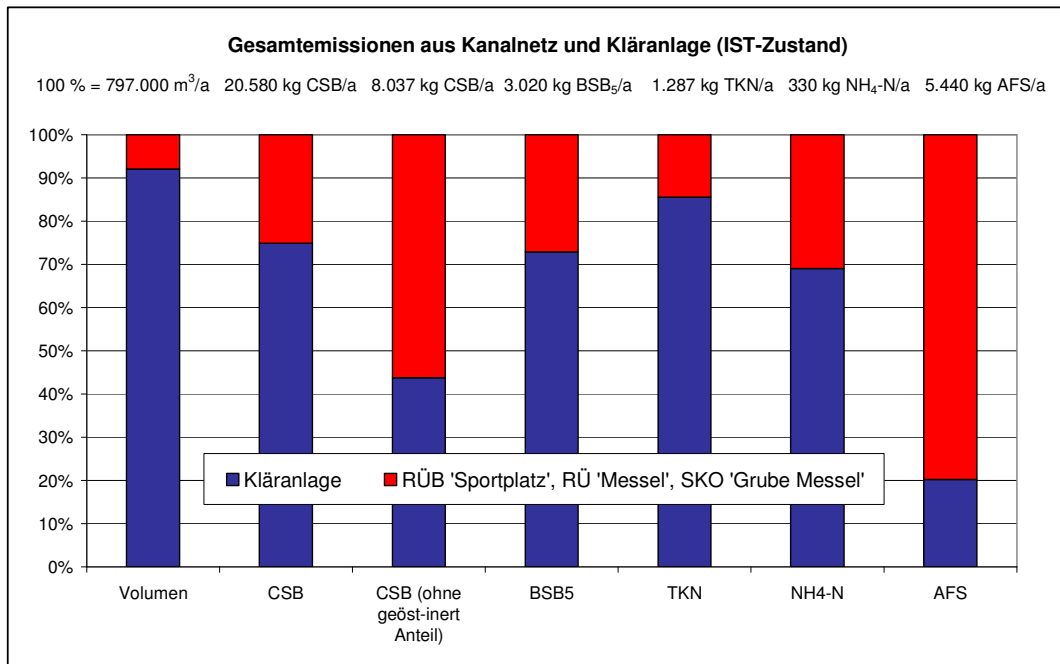
Mit Hilfe des kalibrierten Kanalnetzmodells wird im Rahmen dieses Kapitels das ökonomische und ökologische Optimierungspotenzial infolge einer erhöhten Mischwasserbehandlung abgeschätzt. Die Untersuchungen beziehen sich zunächst im Wesentlichen nur auf den Bereich des Kanalnetzes, d.h. die Emissionen aus Mischwasserentlastungsbauwerken und die damit verbundenen Kosten. Dadurch soll ermittelt werden, ob die Entwicklung integrierter MSR-Konzepte für – die meist kleineren (< 10.000 EW) – SBR-Kläranlagen sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar ist; die meisten der bisherigen Untersuchungen zum Thema „Integrierter Betrieb von Kanalnetz und Kläranlage“ wurden für größere Kläranlagen durchgeführt (siehe Kapitel 2.4). Im Rahmen dieser Arbeit ist es nicht möglich, die gewonnenen Erkenntnisse für alle Parameter darzustellen und zu diskutieren. Der Schwerpunkt der nachfolgenden Darstellungen liegt deshalb auf dem Parameter CSB, da er, trotz aller Diskussionen, noch immer der wichtigste Parameter bei Simulation und Bemessung von Anlagen der Mischwasserbehandlung ist. Auch im Bereich der Kläranlage ist dieser Parameter noch immer von großer Bedeutung.

### 7.1 *IST-Zustand*

In einem ersten Schritt wurde auf der Grundlage der Darmstädter Regenreihe eine Langzeitsimulation durchgeführt, um eine Bilanz der Gesamtemissionen aus Kanalnetz und Kläranlage für einzelne Parameter aufzustellen. Für die Simulation wurden Verschmutzungsannahmen für den Trockenwetter- und Oberflächenabfluss getroffen, die denen im Anhang 7.1 entsprechen; der Trockenwetteranteil wurde dabei als konstant angenommen. In diese Bilanz flossen neben den Erkenntnissen der Langzeitsimulation auch die realen Betriebsdaten der Kläranlage Messel (siehe Kapitel 5) ein. Für die Parameter Volumen, CSB, CSB (ohne den gelöst-inerten Anteil), BSB<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub>-N und AFS sind diese Teilbilanzen in Abbildung 7.1 dargestellt. Die Parameter CSB, BSB<sub>5</sub> und NH<sub>4</sub>-N sind wegen ihrer akut sauerstoffzehrenden Wirkung besonders gewässerrelevant.

Die Ergebnisse der Bilanz sind in vielerlei Hinsicht bemerkenswert. Obwohl das eingeleitete Volumen aus Regenentlastungsbauwerken nur ca. 8 % der gesamten eingeleiteten Abwassermenge ausmacht und die kumulierte Überlaufdauer bei nur 2 bis 3 Tagen pro Jahr liegt, stammen dennoch ca. 25 % der CSB- bzw. TKN-Emissionen aus Regenentlastungen. Für den BSB<sub>5</sub> ist dieser Wert sogar noch etwas höher. Bedenkt man, dass die Zusammensetzung des CSB im Ablauf der Kläranlage sich deutlich von der des CSB im Entlastungsabfluss unterscheidet, so verschiebt sich der Anteil weiter zu Ungunsten der Entlastungsfrachten. Bei einer derart weitgehenden Abwasserreinigung liegt ein Großteil des CSB im Ablauf der Kläranlage in gelöster und inerte Form vor. Diese Fraktion lässt sich nicht oder nur langsam weiter biologisch abbauen und besitzt damit kein akutes bzw. verzögertes Gewässergefährdungspotenzial<sup>29</sup>.

Die Abschätzung der gelösten und inerten CSB-Fraktion im Ablauf der KA Messel ergibt im Mittel einen Wert von ca. 16 mg/l. Dies bedeutet, dass bei einem mittleren Kläranlagenablauf in Höhe von 21 mg/l CSB nur noch weniger als 25 % weiter abbaubar sind.



**Abb. 7.1:** Jahresbilanz der Einträge aus Regenentlastungen (Langzeitsimulation) und Kläranlagenablauf (Betriebsdaten) für die Gemeinde Messel, IST-Zustand

Im Entlastungsabfluss hingegen sind die Relationen genau umgekehrt; hier ist ein weitaus größerer Teil des CSB noch im Gewässer abbaubar. Dies verdeutlicht die CSB-Säule in Abbildung 7.1, die um die gelöste und inerte Komponente reduziert wurde. Für diese Größe liegt der Anteil der Regenentlastungen an den Gesamtemissionen bereits bei über 50 %. Betrachtet man NH<sub>4</sub>-N bzw. AFS, beträgt der Anteil der Emissionen aus dem Kanalnetz 30 % bzw. 80 %. Diese Werte sind auch insofern beachtenswert, da das spezifische Speichervolumen in Messel mit bis zu 40 m<sup>3</sup>/ha bereits sehr hoch ist bzw. Entlastungsabflussrate im Gesamtsystem mit 29 % relativ niedrig ist. Die tatsächlichen Emissionen aus dem Kanalnetz dürften sogar noch etwas höher liegen, da beispielsweise die Drossel am TBW „Sportplatz“ nicht zu jedem Zeitpunkt einen Abfluss von 230 m<sup>3</sup>/h erreicht. Tendenziell verschiebt sich dadurch die Bilanz weiter zu Ungunsten der Emissionen infolge Entlastungstätigkeit. Betrachtet man die Ergebnisse dieser Bilanz und berücksichtigt die sehr gute Reinigungsleistung der KA Messel, so wird klar, dass sich eine weitere nennenswerte Reduktion der Gewässerbelastung nur durch eine Optimierung der Mischwasserbehandlung erzielen lässt. Dies dürfte auch für andere Kläranlagen gelten, bei denen die Reinigungsleistung ähnlich gut ist.

## 7.2 Potenzial zur Emissionsminderung

### 7.2.1 Variante 1 – Veränderung des Drosselabflusses am TBW „Sportplatz“

Um das Emissionsminderungspotenzial abzuschätzen, wurden die Drosselabflüsse an den einzelnen Sonderbauwerken gezielt verändert. Dazu wurden in einem ersten Schritt nur der Drosselabfluss am Trennbauwerk des zentralen Regenüberlaufbeckens variiert und zahlreiche Langzeitsimulationen mit der Darmstädter Regenreihe durchgeführt (Variante 1). Die

<sup>29</sup> Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass es sich bei einem Teil des gelösten und inerten CSB um langlebige organische Verbindungen handelt, die bei einer Anreicherung im Sediment bzw. in Organismen unter Umständen eine Gewässergefährdung infolge Langzeitwirkung entfalten können.

Ergebnisse dieser Simulationen, bei denen der Drosselabfluss zwischen 173 und 460 m<sup>3</sup>/h verändert wurde, werden nachfolgend diskutiert.

Die Untergrenze von 173 m<sup>3</sup>/h wurde gewählt, da sie in etwa dem unteren Wert für den Spitzenfaktor  $f_{S,QM}$  einer Kläranlage mit 5.500 EW nach dem neuen ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198 [2003] entspricht. Die gewählte Obergrenze von 460 m<sup>3</sup>/h resultiert aus der maximalen hydraulischen Leistungsfähigkeit des Kanals nach dem netzabschließenden Drosselbauwerk, des Einlaufpumpwerks bzw. des Vorreinigungsmoduls nach gewissen Modifikationen an der Siebkonstruktion.

Weitere Größen können aus der Tabelle 7.1 entnommen werden. Die Annahmen für die mittlere Verschmutzung im Trockenwetter- und Oberflächenabfluss, die diesen Berechnungen zugrunde liegen, können Anhang 7.1 entnommen werden. Die Werte beziehen sich nur auf die Emissionen aus dem RÜB „Sportplatz“ und dem RÜ 1 in den Mörsbach.

**Tab. 7.1:** Begründung für die gewählte Bandbreite der Drosselabflüsse am netzabschließenden Trennbauwerk „Sportplatz“ (siehe auch Anhang 4.9)

$Q_M$	$y \cdot Q_{T,x}$	$z \cdot Q_{S,x} + Q_F$	$f_{S,QM} \cdot Q_{S,dM} + Q_F$	Begründung
[m <sup>3</sup> /h]	[-]	[-]	[-]	[-]
173	1,5	1,7	4,7	≈ $f_{S,QM,min}$ nach ATV-DVWK-A 198 [2003]
218	1,9	2,2	6,2	≈ $f_{S,QM,MW}$ nach ATV-DVWK-A 198 [2003]
230	2,0	2,4	6,6	= Bemessungswert der Kläranlage Messel
260	2,3	2,7	7,6	≈ $f_{S,QM,max}$ nach ATV-DVWK-A 198 [2003]
345	3,0	3,8	10,4	≈ hydraul. Grenze der Vorreinigung
460	4,0	5,2	14,3	≈ hydraul. Grenze der Vorreinigung mit Umbau

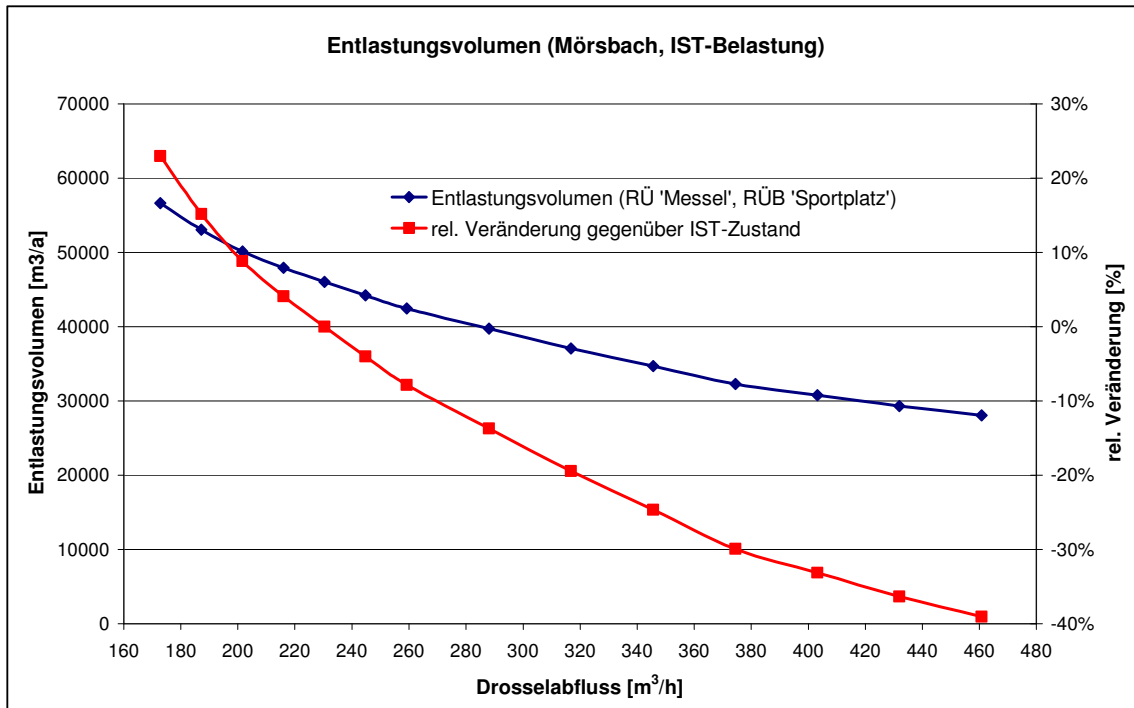
### 7.2.1.1 Frachtbezogene Betrachtung über einen längeren Zeitraum

In den Abbildungen 7.2 bis 7.4 sind die Ergebnisse der Langzeitsimulation für den betrachteten Zeitraum für das Entlastungsvolumen und die CSB- bzw. TKN-Entlastungsfrachten dargestellt. In diesen Abbildungen sind jeweils die absoluten und relativen Veränderungen in Abhängigkeit vom Drosselabfluss am TBW „Sportplatz“ wiedergegeben. Die relative Änderung wurde dabei normiert auf den Ausgangswert von 230 m<sup>3</sup>/h, dem derzeitigen maximalen Drosselabfluss. Da die verwendete Niederschlagsreihe kein ganzes Jahr umfasst (vgl. Abschnitt 6.1.2.4), wurde die Frachten zur besseren Verständlichkeit und Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen auf ein Jahr hochgerechnet.

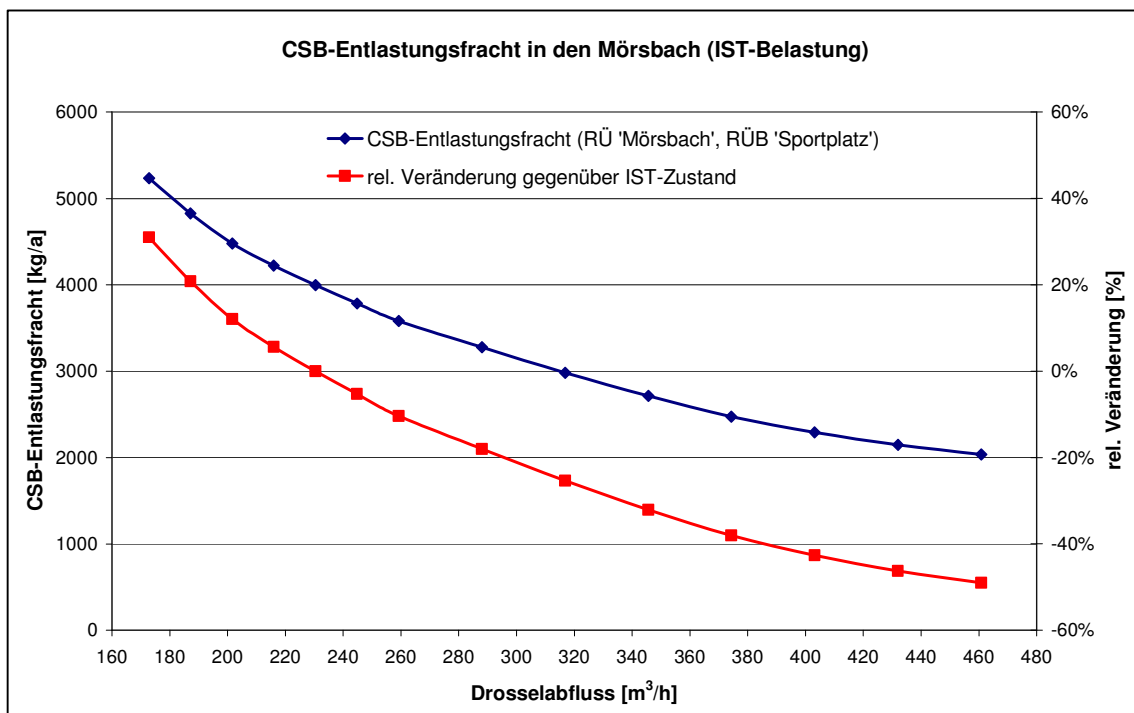
Abbildung 7.2 veranschaulicht, dass eine Erhöhung des Drosselabflusses zu einer deutlichen Verringerung des entlasteten Volumens beitragen kann. Im Bereich zwischen 230 und 370 m<sup>3</sup>/h führt im Mittel eine 2 %-ige Drosselabflusserhöhung zu einer Verringerung des Entlastungsvolumens in Höhe von 1 %. Auch für eine Verringerung der CSB-Entlastungsfracht ist eine Erhöhung des Drosselabflusses äußerst wirkungsvoll, wie die Abbildung 7.3 verdeutlicht.

Betrachtet man die Veränderung der CSB-Entlastungsfracht, ist festzustellen, dass diese etwas stärker zurückgehen als die Entlastungsvolumina, was darauf zurückzuführen ist, dass auch die mittleren CSB-Entlastungskonzentrationen mit höheren Drosselabflüssen

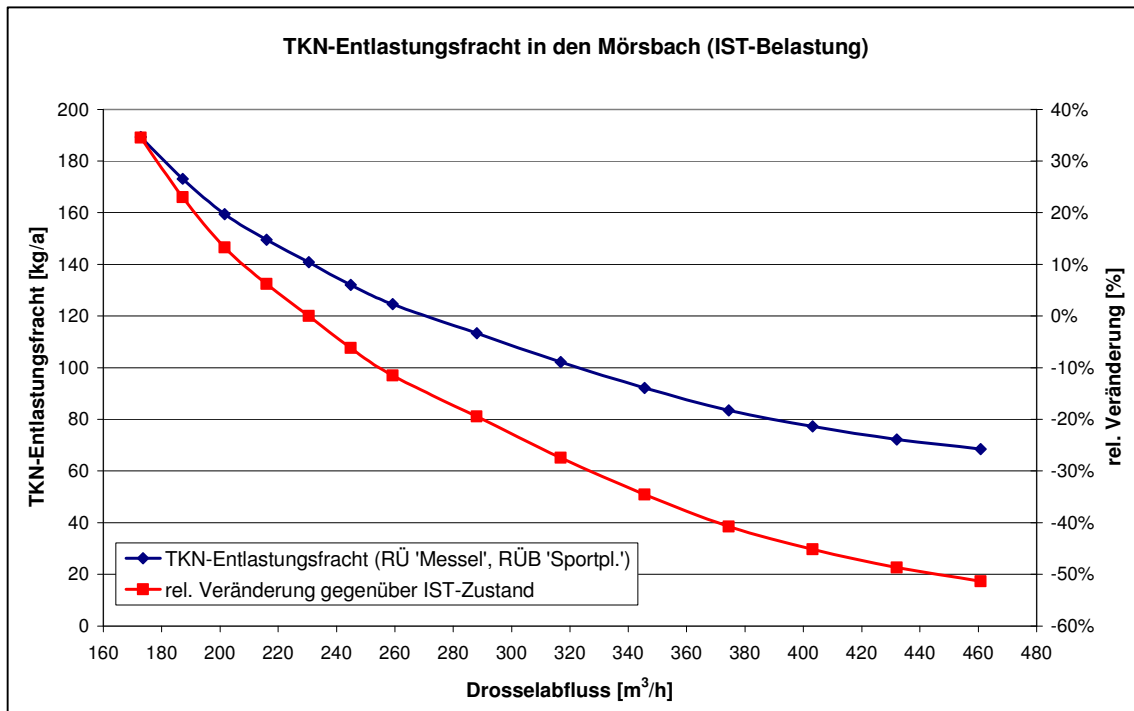
absinken, allerdings weit weniger stark (vgl. Anhang 7.2). Ähnlich ist die Situation beim TKN, jedoch ist hier der Rückgang etwas ausgeprägter (Abbildung 7.4).



**Abb. 7.2:** Variante 1 - Entlastungsvolumen (LZS, Mörsbach) in Abhängigkeit des  $Q_{Dr,TBW}$



**Abb. 7.3:** Variante 1 - CSB-Entlastungsfracht (LZS, Mörsbach) in Abhängigkeit des  $Q_{Dr,TBW}$



**Abb. 7.4:** Variante 1 - TKN-Entlastungsfracht (LZS, Mörsbach) in Abhängigkeit des  $Q_{Dr, TBW}$

Die flächenspezifischen CSB-Entlastungsfrachten – bezogen auf die abflusswirksame befestigte Fläche – sind in Anhang 7.3 dargestellt. Dieser Wert liegt mit 133 kg CSB/(ha·a) bereits im IST-Zustand deutlich unterhalb des von SIEKER UND DURCHSCHLAG [1988] als vertretbar definierten Zielwertes von 250 kg CSB/(ha·a), der auch für die Bemessung der Mischwasserbehandlungsmaßnahmen in Messel herangezogen wurde. Dieser niedrige Wert ist jedoch nicht ungewöhnlich für Entlastungsbauwerke im ländlichen Raum. So ermittelte z.B. FISCHER [1998] an Entlastungsbauwerken im ländlichen Raum der rheinland-pfälzischen Lahn spezifische Entlastungsfrachten, die unter 100 kg CSB/(ha·a) lagen.

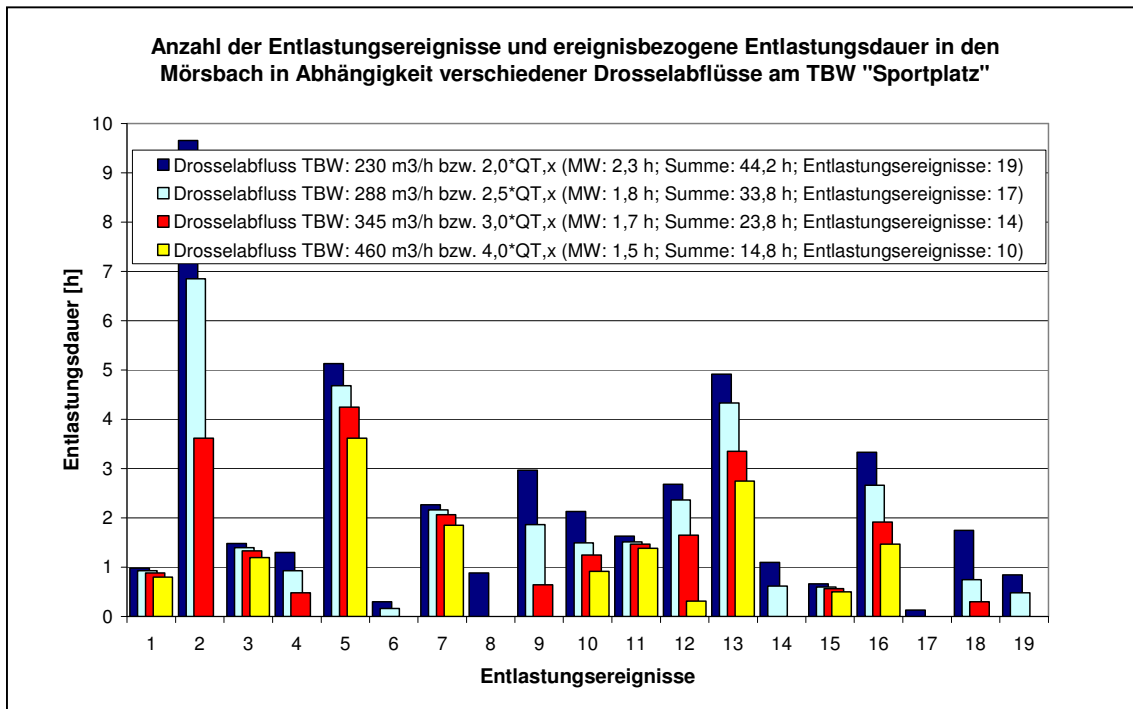
### 7.2.1.2 Ereignisbezogene Betrachtung

Um die Auswirkungen einer Veränderung des Drosselabflusses auf das akute und verzögerte Gewässergefährdungspotenzial infolge Mischwassereinleitungen abzuschätzen, wurden auch die Einzelereignisse betrachtet. Einige der Ergebnisse - sind in den Abbildungen 7.5 bis 7.8 – exemplarisch für  $2,0 \cdot Q_{T,x,IST}$ ,  $2,5 \cdot Q_{T,x}$ ,  $3,0 \cdot Q_{T,x}$ , und  $4,0 \cdot Q_{T,x}$  – dargestellt <sup>30</sup>.

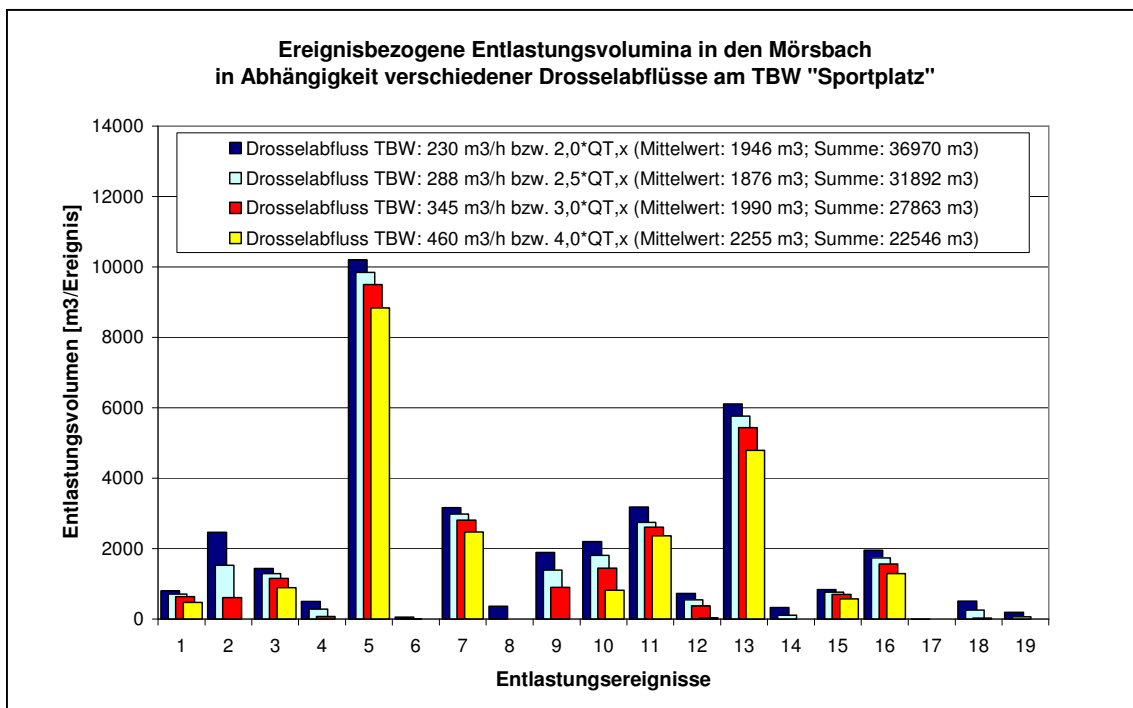
Obwohl das RÜB nach dem Bewertungsschema von BROMBACH UND WÖHRLE [1997] bereits im IST-Zustand in die Gruppe der Entlastungsbauwerke mit kurzer bis sehr kurzer Entlastungsdauer bzw. seltener bis sehr seltener Entlastungstätigkeit einzuordnen ist <sup>31</sup>, kann durch eine Erhöhung des Drosselabflusses die Dauer und im gewissen Umfang auch die Anzahl der Entlastungsereignisse nochmals deutlich verringert werden (Abbildung 7.5).

<sup>30</sup> Die Ergebnisse beziehen sich auf den Zeitraum der Darmstädter-Niederschlagsreihe. Es erfolgte keine Umrechnung auf Jahresbasis, d.h. die Werte können nicht direkt mit denen aus Abschnitt 7.2.1.1 verglichen werden.

<sup>31</sup> Für den IST-Zustand errechnen sich auf Jahresbasis für die Entlastungsbauwerke am Mörsbach eine Entlastungsdauer von ca. 55 h/a bzw. ca. 24 Entlastungsereignisse pro Jahr.



**Abb. 7.5:** Variante 1 – Veränderung der Entladungsdauer bzw. –ereignisse (Einzelereignisse, Mörsbach) in Abhängigkeit des  $Q_{Dr,TBW}$



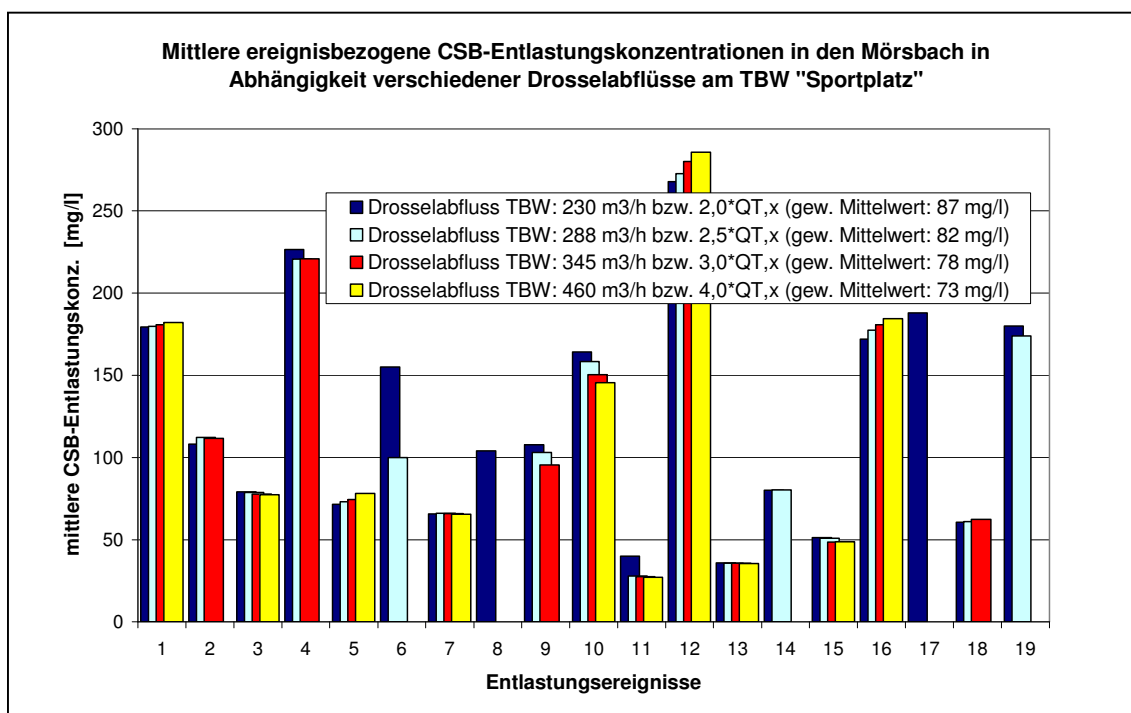
**Abb. 7.6:** Variante 1 – Veränderung des Entlastungsvolumens (Einzelereignisse, Mörsbach) in Abhängigkeit des  $Q_{Dr,TBW}$

Auch das Entlastungsvolumen der einzelnen Entlastungsereignisse lässt sich durch eine Drosselabflusserhöhung deutlich verringern (Abbildung 7.6). Der Rückgang ist jedoch stark abhängig vom Einzelfall und dessen Charakteristiken. So verdeutlicht das – bezogen auf das entlastete Volumen – größte Entlastungsereignis (Abbildung 7.6, Ereignis 5), dass bei einem großen, aber relativ kurzem Ereignis das Verminderungspotenzial für eine Redu-



zierung des Entlastungsvolumen sehr begrenzt ist. In diesem Zusammenhang gilt es auch zu beachten, dass das Verringerungspotenzial ausschließlich für das RÜB gilt, die Emissionen aus dem Regenüberlauf – an dem es in der betrachteten Periode zu 5 Entlastungen kam – bleiben unverändert. So wurden z.B. bei der Langzeitsimulation auf Basis der Darmstädter Regenreihe kurzzeitige Entlastungsspitzen – d.h. im Minutenbereich – von bis zu 20.000 m<sup>3</sup>/h errechnet. Im Mittel werden im IST-Zustand in der Simulation über den Klärüberlauf am RÜB „Sportplatz“ während der Entlastungstätigkeit 790 m<sup>3</sup>/h in den Mörsbach abgeschlagen, beim Anspringen des RÜ im Mittel weitere 1.400 m<sup>3</sup>/h. Der Vergleichswert des naturnahen jährlichen Durchflussscheitelwertes HQ<sub>1</sub> – abgeschätzt nach BWK-Merkblatt M 3 [2001] – beträgt ca. 7.200 m<sup>3</sup>/h. Der als ökologisch noch verträglich angesehene Einleitungsabfluss aus punktförmigen Quellen wird nach dem BWK-Merkblatt mit ca. 10 %, d.h. ca. 720 m<sup>3</sup>/h, angesetzt. Diese Zahlen verdeutlichen, dass es insbesondere bei den Entlastungsereignissen, die kurze und hohe hydraulische Entlastungsspitzen verursachen, und daher einen hohen hydraulischen Stress verursachen können, durch integrierte Ansätze nicht nennenswert reduziert werden können. Allerdings gilt es in diesem Zusammenhang zu beachten, dass der Mörsbach zeitweise sehr wenig Wasser führt (vgl. Anhang 4.5), sodass bereits auch kleinere Entlastungsereignisse bei ungünstigen Mischungsverhältnissen in Hinblick auf hydraulischen Stress ein Gefährdungspotenzial darstellen können. Diese lassen sich jedoch, wie die Abbildungen 7.5 bis 7.7 zeigen, durchaus durch eine Drosselabflusserhöhung wirkungsvoll reduzieren oder gar ganz verhindern.

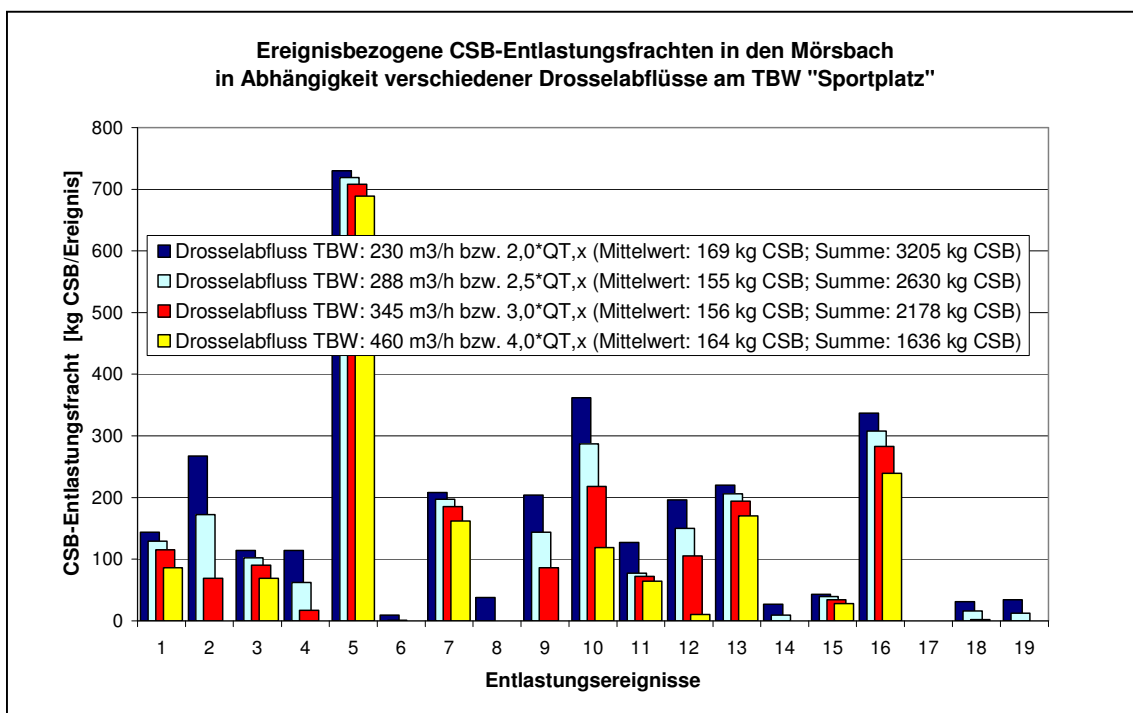
Die Abbildungen 7.7 und 7.8 zeigen die mittleren CSB-Entlastungskonzentrationen und CSB-Entlastungsfrachten in Abhängigkeit des Drosseabflusses am netzabschließenden Trennbauwerk. Es wird deutlich, dass der gewichtete Mittelwert der CSB-Entlastungskonzentration (87 mg/l) über alle Ereignisse durch eine Drosselabflusserhöhung deutlich reduziert werden kann.



**Abb. 7.7:** Variante 1 – Veränderung der CSB-Entlastungskonzentration (Einzelereignisse, Mörsbach) in Abhängigkeit des  $Q_{Dr,TBW}$

Betrachtet man die Einzelereignisse, so stellt man aber fest, dass zwar bei der Mehrzahl der Entlastungen durch eine Drosselabflusserhöhung auch die mittlere CSB-Entlastungskonzentration reduziert werden kann, im Einzelfall jedoch die mittlere CSB-Entlastungskonzentration auch ansteigen kann. Dies ist dann der Fall, wenn durch eine Drosselabflusserhöhung bis auf eine stark verschmutzte Belastungsspitze ein Großteil des Entlastungsabflusses zurückgehalten werden kann. Dieser Zusammenhang ist z.B. anhand von Ereignis 16 erkennbar am deutlichen Rückgang der Entlastungsdauer (Abbildung 7.5) bzw. dem Rückgang des Entlastungsvolumens (Abbildung 7.6) und der CSB-Entlastungsfracht (Abbildung 7.8). In diesem Zusammenhang gilt es jedoch zu beachten, dass die absolute Spitzenkonzentration des CSB und anderer Stoffe im Entlastungsabfluss nicht ansteigt, sondern eher leicht zurückgeht<sup>32</sup>. Abbildung 7.8 verdeutlicht, dass eine Drosselabflusserhöhung in jedem Fall zu einem – teilweise deutlichen oder in einigen Fällen auch vollständigen – Rückgang der entlasteten CSB-Frachten führt.

Aus den Abbildungen 7.7 und 7.8 lässt sich ableiten, dass durch eine Drosselabflusserhöhung die akute bzw. verzögerte Gefahr einer Gewässergefährdung durch ein Sauerstoffdefizit infolge des Einmischens des Mischwasserabflusses bzw. des Abbaus organischer Substanzen verringert werden kann. Diese Erkenntnis vermittelt auch Tabelle 7.2, in der diejenigen Entlastungsereignisse dargestellt sind, die bei einer Erhöhung des Drosselabflusses auf 345 bzw. 460 m<sup>3</sup>/h in der Langzeitsimulation verhindert werden können.



**Abb. 7.8:** Variante 1 – Veränderung der CSB-Entlastungsfrachten (Einzelereignisse, Mörsbach) in Abhängigkeit des  $Q_{Dr,TBW}$

Zieht man die zeitweise geringe Wasserführung des Mörsbachs in Betracht und daraus ggf. resultierende ungünstige Mischungsverhältnisse im Gewässer, so ist festzustellen, dass sich durch eine Erhöhung des Drosselabflusses einige für das Gewässer potenziell kritische Entlastungsereignisse vermeiden bzw. abmildern lassen.

<sup>32</sup> Dies ist in Hinblick auf eine mögliche toxische Wirkung einzelner Stoffe (z.B. NH<sub>3</sub>-N) von Bedeutung.

Anhang 7.4 verdeutlicht, dass auch die AFS-Emissionen – und dadurch auch das Gefährdungspotenzial, welches aus dem Einleiten von Schwebstoffen resultieren kann (vgl. dazu ATV [1993] – durch einen erhöhten Drosselabfluss deutlich reduziert werden können.

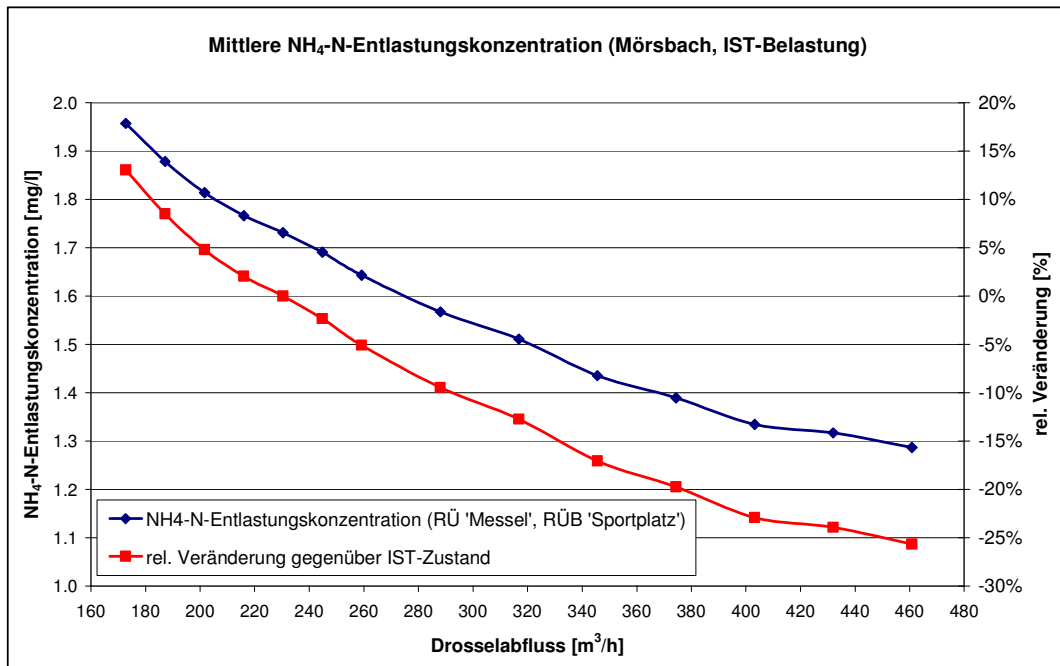
**Tab. 7.2:** Entlastungsereignisse, die in der Langzeitsimulation entfallen würden, wenn der Drosselabfluss am Trennbauwerk „Sportplatz“ von 230 m<sup>3</sup>/h auf 345 m<sup>3</sup>/h bzw. 460 m<sup>3</sup>/h erhöht wird (Variante 1). (Entl. = Entlastung)

Ereignis	Regen- höhe	Entl.- dauer	Entl.- volumen	mittl. Entl.- abfluss	mittl. CSB- Entl.-konz.	mittl. BSB <sub>5</sub> - Entl.-Konz.	mittl. NH <sub>4</sub> -N- Entl.-Konz.
[Datum]	[mm]	[min]	[m <sup>3</sup> ]	[m <sup>3</sup> /h]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
24.04.1968	25,6	579	2.466	255	108	19	≈ 3
22.05.1968	9,9	78	503	387	227	31	≈ 4
20.06.1968	6,9	18	58	193	146	20	≈ 3
10.07.1968	18,7	53	365	413	105	17	≈ 2
23.07.1968	17,5	178	1.895	639	108	18	≈ 3
02.09.1968	8,6	66	337	306	81	15	≈ 2
28.09.1968	9,5	3	8	160	188	26	≈ 3
01.10.1968	14,2	105	512	293	61	13	≈ 2
09.10.1968	10,9	51	189	222	180	25	≈ 3

Ein akutes Gewässergefährdungspotenzial kann auch durch das Einleiten toxischer Stoffe hervorgerufen werden. Im Zusammenhang mit Mischwassereinleitungen ist hierbei vor allem der Parameter Ammoniak zu nennen. Zwischen Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) und Ammoniak (NH<sub>3</sub>) herrscht im Wasser ein Gleichgewichtszustand, der Abhängig ist vom pH-Wert und der Temperatur, wobei Ammoniak erst bei pH-Werten ab 7,5 bis 8 im nennenswerten Umfang auftritt (vgl. dazu LAMMERSEN [1997]). Die pH-Werte im Zulauf der Kläranlage Messel liegen zwar in der Regel im Mischwasserfall unterhalb dieser Werte – Unterschreitungshäufigkeit (pH = 8,1) = 96 % –, allerdings wurden auch schon pH-Werte bei Mischwasserzufluss bis 8,5 im Zulauf dokumentiert. Bei ungünstigen Mischungsverhältnissen, hohen Temperaturen und NH<sub>4</sub>-N-Entlastungskonzentrationen von > 2 bis 3 mg/l kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass der als vertretbar angesehene Grenzwert im Gewässer von 0,1 mg NH<sub>3</sub>-N/l überschritten werden kann.

Die Tabelle 7.2 und Abbildung 7.9 veranschaulichen, dass eine Erhöhung des Mischwasserzuflusses zur Kläranlage zwar eine potenzielle Gewässergefährdung durch zu hohe Ammoniakkonzentrationen zwar nicht verhindern, das Gefährdungspotenzial aber verringern kann.

Die Einzelereignisbetrachtungen zeigen somit, dass das akute und verzögerte Gewässergefährdungspotenzial infolge Mischwassereinleitungen in den Mörsbach durch eine Erhöhung des zur Kläranlage weitergeleiteten Drosselabflusses verringert werden kann. Dies gilt vor allem für das Gefährdungspotenzial infolge stofflicher Belastung, im gewissen Umfang aber auch für mögliche negative Wirkungen infolge hydraulische Belastung.



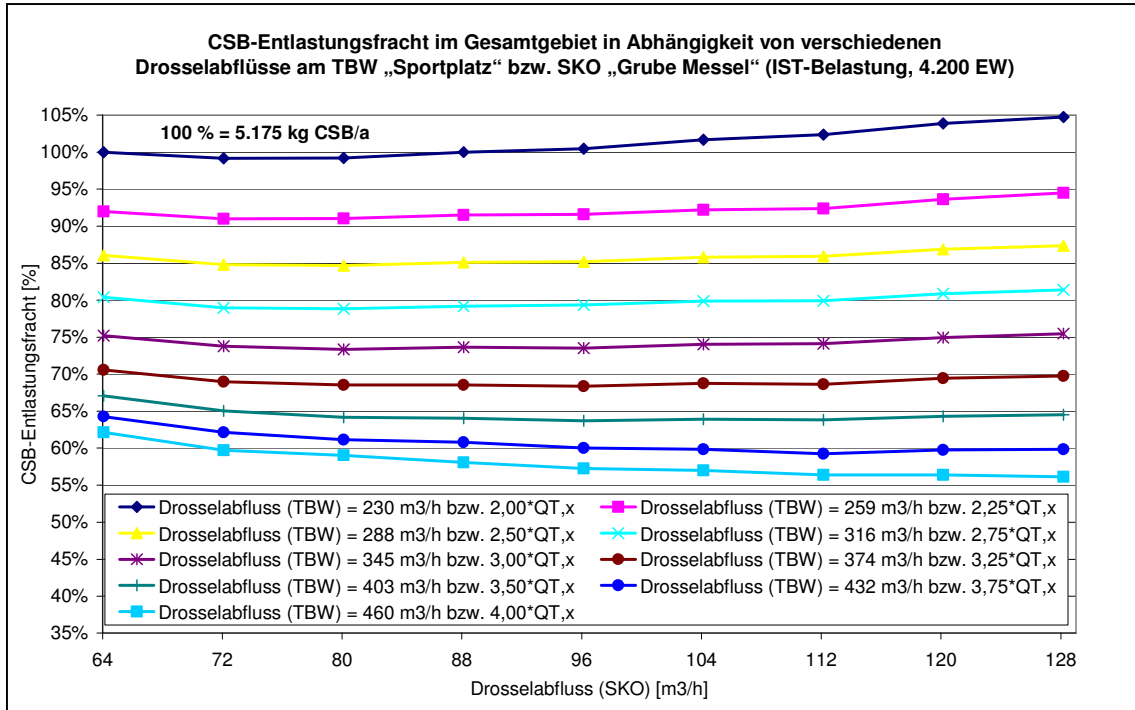
**Abb. 7.9:** Variante 1 – Mittlere NH<sub>4</sub>-N-Entlastungskonzentration (LZS, Mörsbach) in Abhängigkeit des  $Q_{Dr,TBW}$

## 7.2.2 Variante 2 – Veränderung der Drosselabflüsse am TBW und SKO

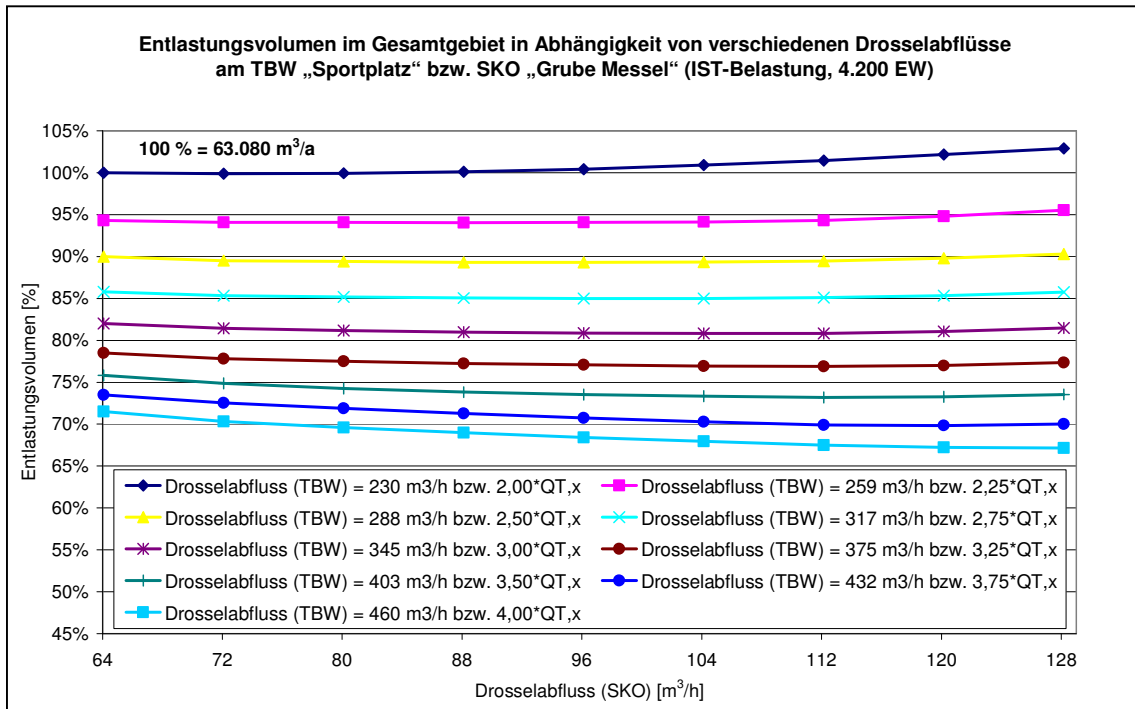
Im nächsten Schritt wurden die Drosselabflüsse am TBW „Sportplatz“ und am SKO „Grube Messel“ gezielt verändert. Einige der Ergebnisse sind in Abbildung 7.10 und 7.11 wiedergegeben. Die dort dargestellten relativen Veränderungen wurden wiederum normiert auf den Ausgangszustand. Es ist ersichtlich, dass es aus Sicht einer Gesamtemissionsverringerung auch sinnvoll sein kann, den Drosselabfluss des SKO „Grube Messel“ zu erhöhen. In den meisten Gebieten, in denen die Entlastungen in nur ein Gewässer stattfinden, wäre diese Variante somit das Mittel der Wahl. In Messel kann aber Variante 1 sinnvoller sein, da sie vor dem Hintergrund einer möglichst weitgehenden Reduzierung der Emissionen in den Mörsbach vorteilhaft ist, denn ein Teil des erhöhten Drosselabflusses des SKO „Grube Messel“ würde im Ortsteil Messel an den dortigen Sonderbauwerken in den Mörsbach entlastet werden. Ferner besteht die Gefahr, dass die beiden Becken ungleich ausgelastet sind und dadurch die Gesamtemissionen wieder ansteigen. Die Abbildungen 7.10 und 7.11 zeigen, dass das Maß der Emissionsminderung nicht nur abhängig ist von der absoluten Höhe des Drosselabflusses, sondern auch von dem Verhältnis der beiden Drosselabflüsse zueinander.

Besonders deutlich wird dies am IST-Zustand. Bei Beibehaltung eines konstanten Drosselabflusses am RÜB führt eine geringfügige Erhöhung des Drosselabflusses am SKO von 64 auf 72 m<sup>3</sup>/h zu einer leichten Emissionsminderung; hingegen bewirkt eine Erhöhung des Drosselabflusses auf über 88 m<sup>3</sup>/h aus den bereits beschriebenen Gründen eine Emissionserhöhung; d.h. die derzeitige Relation der Drosselabflüsse am RÜB „Sportplatz“ bzw. SKO „Grube Messel“ ist recht ausgewogen. Es ist aber auch ersichtlich, dass das Ausmaß des Emissionsminderungspotenzials im Gesamtgebiet abhängig ist von dem zur Kläranlage weitergeleiteten Drosselabfluss. So ist erkennbar, dass das Verbesserungspotenzial im IST-Zustand durch bessere Abstimmung der Drosselabflüsse mit 1 % nahezu vernachlässigbar

ist. Bei einem Drosselabfluss am TBW „Sportplatz“ in Höhe von 460 m<sup>3</sup>/h beträgt das Potenzial hingegen 6 %. Eine Funktion, die für Entlastungsvolumen und CSB-Fracht recht gut das ideale Verhältnis zwischen den beiden Drosselabflüssen zur Erreichung eines minimalen Emissionsniveaus wiedergibt, ist in Tabelle 7.3 dargestellt.



**Abb. 7.10:** Variante 2 – Auswirkungen veränderter Drosselabflüsse auf die CSB-Entlastungsfracht im Gesamtgebiet (Langzeitsimulation)



**Abb. 7.11:** Variante 2 – Auswirkungen veränderter Drosselabflüsse auf das Entlastungsvolumen im Gesamtgebiet (Langzeitsimulation)

**Tab. 7.3:** Funktion zur Ermittlung des Drosselabflusses am SKO „Grube Messel“ zur Erreichung eines minimalen CSB-Emissionsniveaus

$230 \geq Q_{Dr,TBW} \geq 290 \text{ m}^3/\text{h}$	$291 \geq Q_{Dr,TBW} \geq 430 \text{ m}^3/\text{h}$	$431 \geq Q_{Dr,TBW} \geq 460 \text{ m}^3/\text{h}$
$Q_{Dr,SKO} = 1/3 \cdot Q_{Dr,TBW}$	$Q_{dr,SKO} = (Q_{Dr,TBW} + 290)/6$	$Q_{Dr,SKO} = 1/3,6 \cdot Q_{Dr,TBW}$

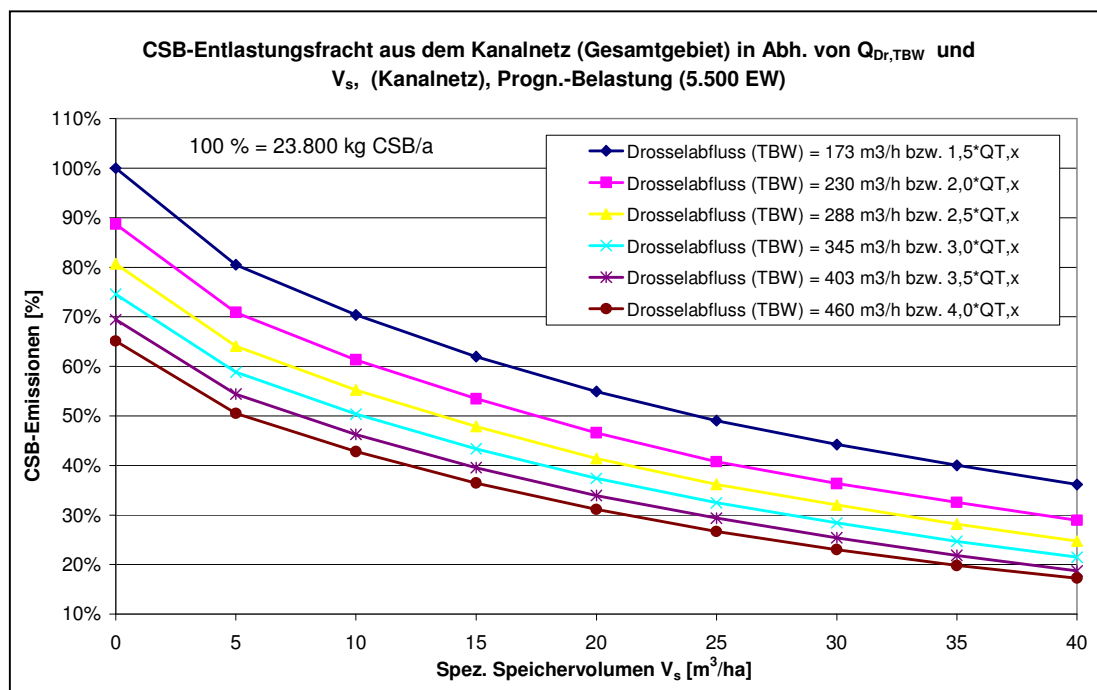
Für die Entwicklung eines integrierten Ansatzes für die KA Messel bedeutet dies, dass die großtechnische Umsetzung einer Verbundsteuerung des RÜB „Sportplatz“ bzw. des SKO „Grube Messel“ nur dann sinnvoll erscheint, wenn es gelingt, die hydraulische Leistungsfähigkeit der KA Messel deutlich zu erhöhen. In anderen Gemeinden – insbesondere denen mit mehr als zwei Bauwerken zur Mischwasserbehandlung, größeren Einzugsgebieten oder einer ungleichen Überregnung der Teileinzugsgebiete, kann dies anders aussehen.

Beachtenswert ist ferner, dass eine deutliche Erhöhung des Drosselabflusses am netzabschließenden Bauwerk nicht mit einer entsprechenden Erhöhung der insgesamt auf der Kläranlage zu behandelnden Abwassermenge einhergeht. Selbst bei einer Verdoppelung der aktuellen Drosselabflüsse würde die auf der Kläranlage pro Jahr zu behandelnde Abwassermenge um weniger als 5 % ansteigen.

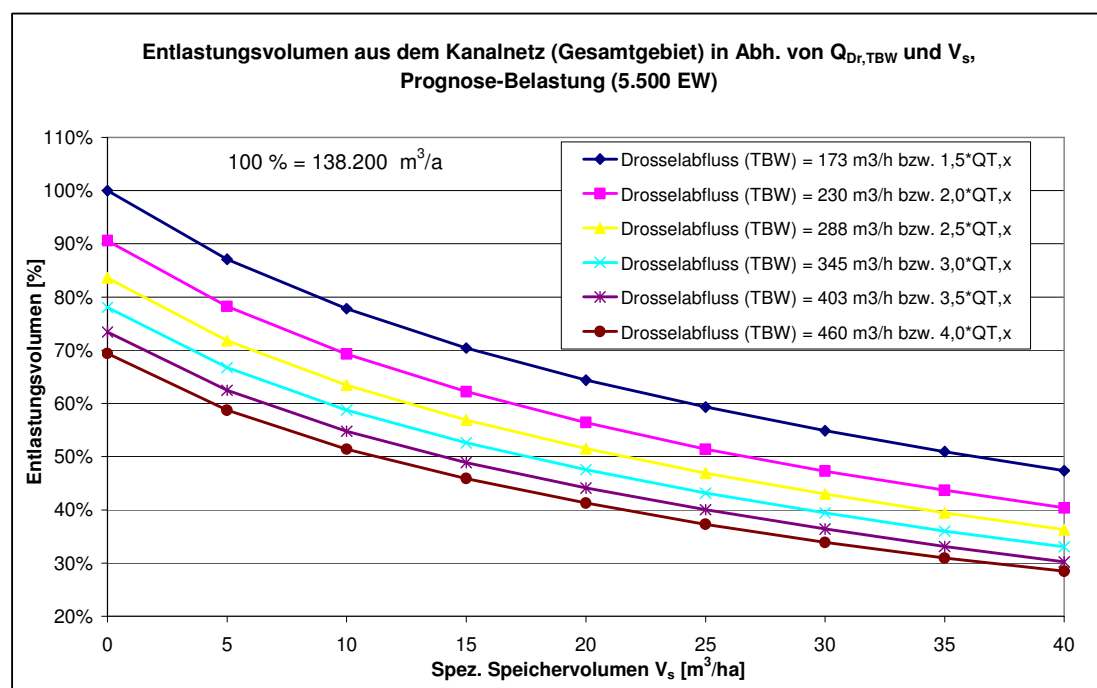
### 7.2.3 Variante 3 – Veränderung des Speichervolumens

In einigen Bereichen Deutschlands und in vielen Teilen Europas besteht noch immer ein beträchtlicher Sanierungs-/Neubaubedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung. Um auch für eine derartige Situation das Ausmaß des Emissionsminderungspotenzials abschätzen zu können, wurde eine dritte Variante untersucht. Hierbei wurden - bei konstantem Drosselabfluss am SKO „Grube Messel“ - das spezifische Speichervolumen und der Drosselabfluss zur Kläranlage gezielt variiert und verschiedene Langzeitsimulationen mit der Prognosebelastung (5.500 EW) durchgeführt, da neue Becken ebenfalls für diesen Planungswert bemessen werden dürften. Die für dieses Szenario im Trockenwetter- und Oberflächenabfluss angesetzten Schmutzkonzentrationen können dem Anhang 7.5 entnommen werden. Einige der Ergebnisse dieser Berechnungen sind in den Abbildungen 7.12 bis 7.13 dargestellt.

Aus den Abbildungen 7.12 und 7.13 ist ersichtlich, dass eine Drosselabflusserhöhung insbesondere bei kleineren spezifischen Speichervolumina eine effektive Form der Emissionsminderung darstellt. Mit zunehmenden spezifischen Speichervolumen schwächt sich der Vorteil integrierter Ansätze hingegen etwas ab; dennoch besteht auch noch unter diesen Randbedingungen ein Verbesserungspotenzial. Aus dieser Erkenntnis folgt, dass integrierte Ansätze auch für die Gemeinden interessant sind, in denen noch keine oder kaum Mischwasserbehandlungsmaßnahmen realisiert worden sind und daher Sanierungsbedarf besteht. Auf das ökonomische Potenzial wird im weiteren Verlauf dieser Arbeit noch genauer eingegangen (Kapitel 7.3). Abbildung 7.14 ähnelt Abbildung 7.12, jedoch wurden hier die infolge einer erhöhten Mischwasserbehandlung zu erwartenden erhöhten CSB-Kläranlagenemissionen – unter der Prämisse, dass sich die CSB-Ablaufwerte nicht verschlechtern – herausgerechnet. Abbildung 7.14 stellt somit die zu erwartende Netto-Gesamtemissionsminderung dar, doch gilt es auch hierbei zu berücksichtigen, dass die Zusammensetzung des CSB im Entlastungsabfluss eine andere ist als im Ablauf der Kläranlage, wo der CSB weitgehend gelöst und inert vorliegt. D.h. der eigentliche Netto-Nutzen dürfte zwischen den Ergebnissen aus Abbildung 7.12 bzw. 7.14 liegen, mit Tendenz zu Abbildung 7.12.



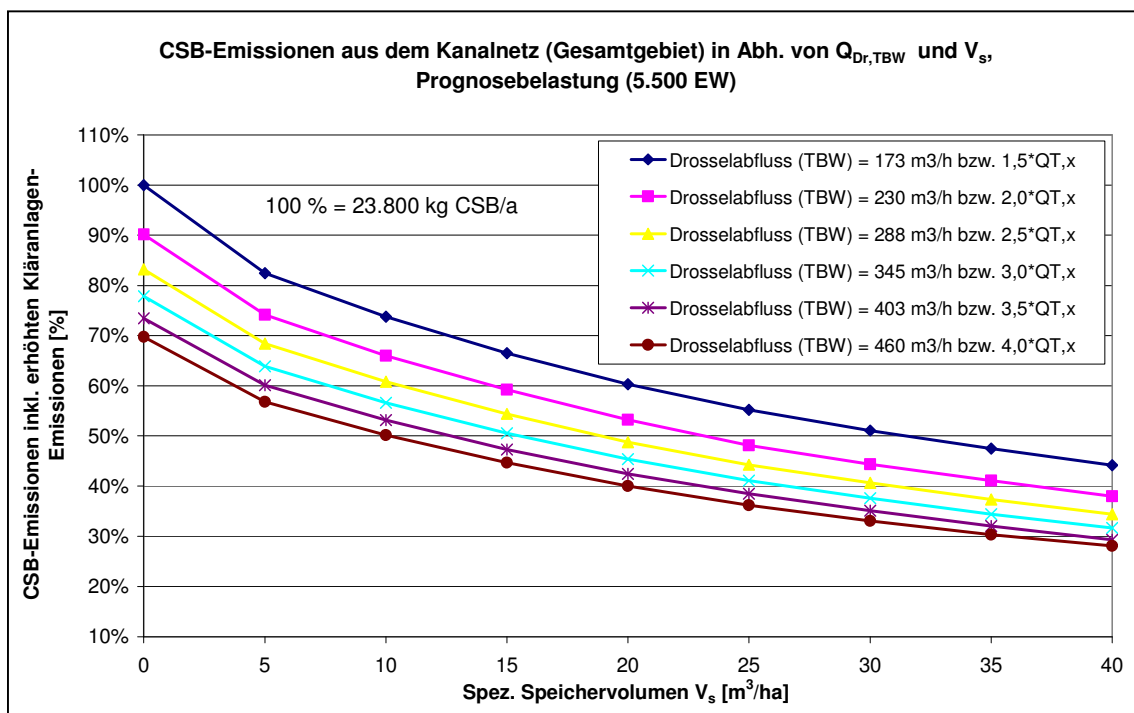
**Abb. 7.12:** Variante 3 – Ergebnisse der Langzeitsimulation (Prognosebelastung) für die CSB-Emissionen aus dem gesamten Kanalnetz



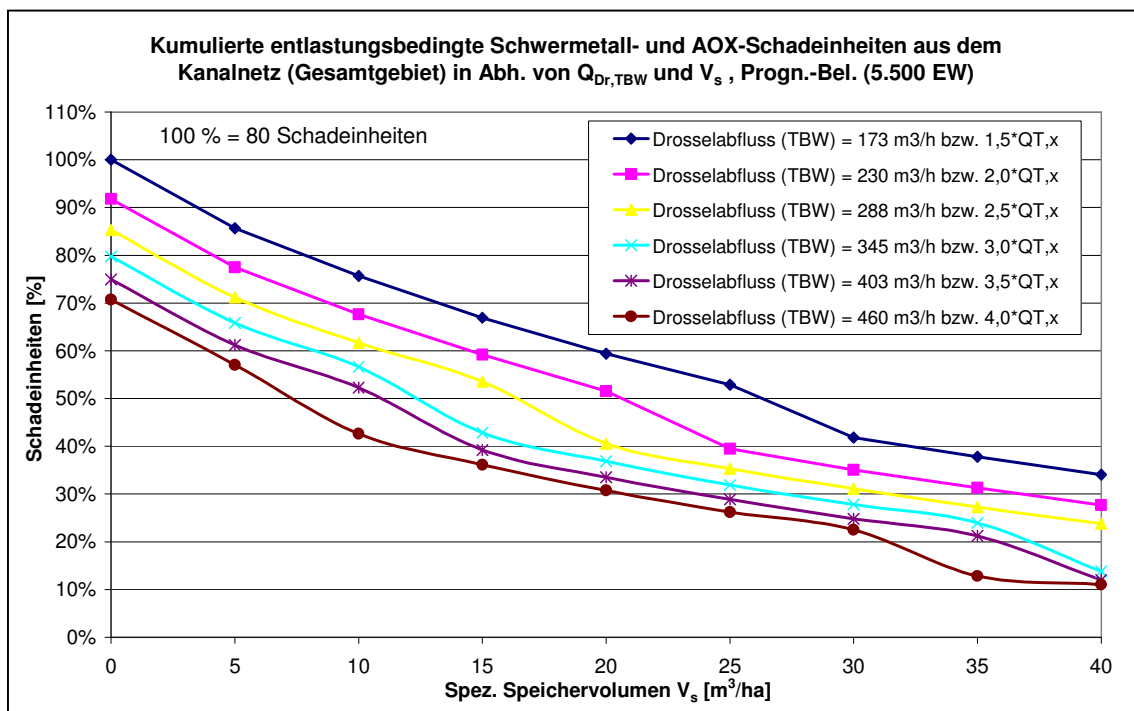
**Abb. 7.13:** Variante 3 – Ergebnisse der Langzeitsimulation (Prognosebelastung) für das Entlastungsvolumen aus dem gesamten Kanalnetz

Eine erhöhte Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage ist aber nicht nur aus Sicht einer Verringerung der Zehrstoffbelastung unserer Gewässer aussichtsreich, sondern kann auch zu einer Reduzierung der Schadstoffemissionen beitragen. Da an dieser Stelle nicht auf alle Schwermetalle und Schadstoffe eingegangen werden kann, wurden in der Abbildung 7.15 exemplarisch die Emissionen infolge Quecksilber, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei, Kupfer und AOX zusammengefasst.





**Abb. 7.14:** Variante 3 – Ergebnisse der Langzeitsimulation (Prognosebelastung) für die mischwasserbedingten CSB-Emissionen aus dem Gesamtgebiet (angesetzte CSB-Ablaufkonzentrationen der Kläranlage: 21 mg/l)



**Abb. 7.15:** Variante 3 – Ergebnisse der Langzeitsimulation (Prognosebelastung) für entlastungsbedingte Schwermetall- und AOX-Emissionen (Umrechnung entsprechend den Werten des AbwAG [1994])

Die für diese Untersuchung im Trockenwetter- und Oberflächenabfluss angesetzten Schadstoffkonzentrationen können dem Anhang 7.6 entnommen werden und basieren ausschließlich auf den Literaturlauswertungen von BÖHM ET AL. [2002] und WELKER [2003], da



Schadstoffmessungen im Zu- und Ablauf der Kläranlage Messel nicht durchgeführt wurden. Diese Parameter wurden gewählt, da sie im Abwasserabgabengesetz (AbwAG [1994]) explizit aufgeführt werden. Entsprechend den dort aufgeführten Schwellenwerten für Konzentrationen und Jahresfrachten bzw. Messeinheiten wurden die emittierten Frachten in Schadeinheiten umgerechnet und aufsummiert. Die Abbildung verdeutlicht, dass für diese Parameter ein integrierter Ansatz besonders vielversprechend ist, da teilweise eine erhebliche Verringerung der Schadeinheiten erzielt werden kann. Dies gilt besonders für Kupfer und Blei, da diese ca. 90 % aller Schadeinheiten ausmachen. Die in Abbildung 7.15 erkennbaren „Abstürze“ sind darauf zurückzuführen, dass ein Schwermetall aufgrund der Unterschreitung eines Schwellenwertes nicht mehr berücksichtigt wird. Da die AFS-Konzentration im Ablauf der Kläranlage Messel vernachlässigbar gering ist, dürfte zumindest der partikuläre Anteil der Schwermetalle – der bei den meisten dieser Schadstoffe im Abwasser dominiert – die zur Kläranlage weitergeleitet werden, dort nahezu vollständig zurückgehalten werden. Eine erhöhte Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage scheint somit auch geeignet, das langfristige Gefährdungspotenzial von Mischwassereinleitungen durch eine Akkumulation von Schadstoffen im Sediment bzw. in den Organismen zu vermindern.

In diesem Zusammenhang gilt es jedoch zu beachten, dass die Unsicherheit der Absolutgrößen (SE, kg/a etc.) bei den Schadstoffen besonders hoch sind. Dennoch dürfte aber die relative Vorteilhaftigkeit eines integrierten Ansatzes in Hinblick auf eine Verminderung der in die Gewässer emittierten Schadstoffe davon nicht beeinträchtigt werden.

### 7.3 *Kostenminderungspotenzial*

Das Kostenminderungspotenzial eines integrierten Ansatzes soll ebenfalls anhand der zuvor vorgestellten Ergebnisse der Langzeitsimulation demonstriert werden; dabei muss man prinzipiell zwischen 3 Situationen unterscheiden:

- vollständiger Neubaubedarf im Bereich der Mischwasserbehandlungsmaßnahmen
- Ergänzungs-/Sanierungsbedarf im Bereich der Mischwasserbehandlungsmaßnahmen
- Neubau-/Ergänzungs-/Sanierungsbedarf im Kanalnetz und auf der Kläranlage

#### 7.3.1 **Vollständiger Neubaubedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung**

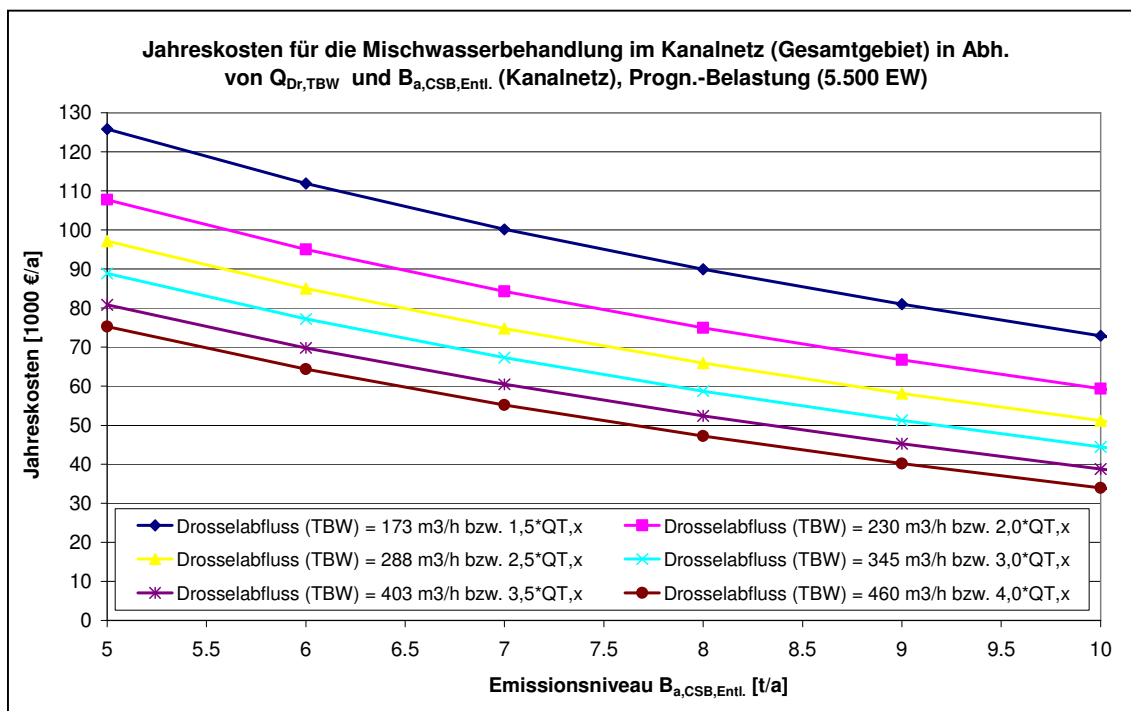
Eine Erkenntnis aus Abbildung 7.12 ist, dass sich ein definiertes Emissionsniveau durch die Erhöhung des Drosselabflusses mit einem deutlich geringerem Speicherbeckenvolumen erzielen lässt; diesen Sachverhalt vermittelt das Ablesebeispiel aus Tabelle 7.4.

**Tab. 7.4:** Verhältnis zwischen dem Drosselabfluss am netzabschließenden Trennbauwerk und dem erforderlichen spezifischen Speichervolumen zur Erreichung eines konstanten CSB-Emissionsniveaus infolge Mischwasserentlastung in Höhe von 9.000 kg/a (Grundlage: Abbildung 7.12)

$Q_{Dr,TWB}$	173 m <sup>3</sup> /h	230 m <sup>3</sup> /h	288 m <sup>3</sup> /h	345 m <sup>3</sup> /h	403 m <sup>3</sup> /h	460 m <sup>3</sup> /h
$V_s$	38 m <sup>3</sup> /ha	28 m <sup>3</sup> /ha	23 m <sup>3</sup> /ha	20 m <sup>3</sup> /ha	17 m <sup>3</sup> /ha	14 m <sup>3</sup> /ha

Dieser Vorteil lässt sich natürlich auch monetär bewerten. Exemplarisch sind die Ergebnisse einer dynamischen Kostenvergleichsrechnung in Abbildung 7.16 dargestellt. Grundlage

dieser Berechnung sind Investitionskostenkennwerte nach GÜNTHERT UND REICHERTER [2001]; weitere Details können der Abbildungsunterschrift entnommen werden.



**Abb. 7.16:** Kostenminderungspotenzial im Bereich der Mischwasserbehandlung (Dyn. KVR: ZS: 5 % p.a., ND (RÜB): 50 a, Investitionskosten nach GÜNTHERT UND REICHERTER [2001], M&E-Reinvestition: 8 % der Investitionskosten alle 12,5 a, Betriebskosten: 7,5 €/m<sup>3</sup>·a)

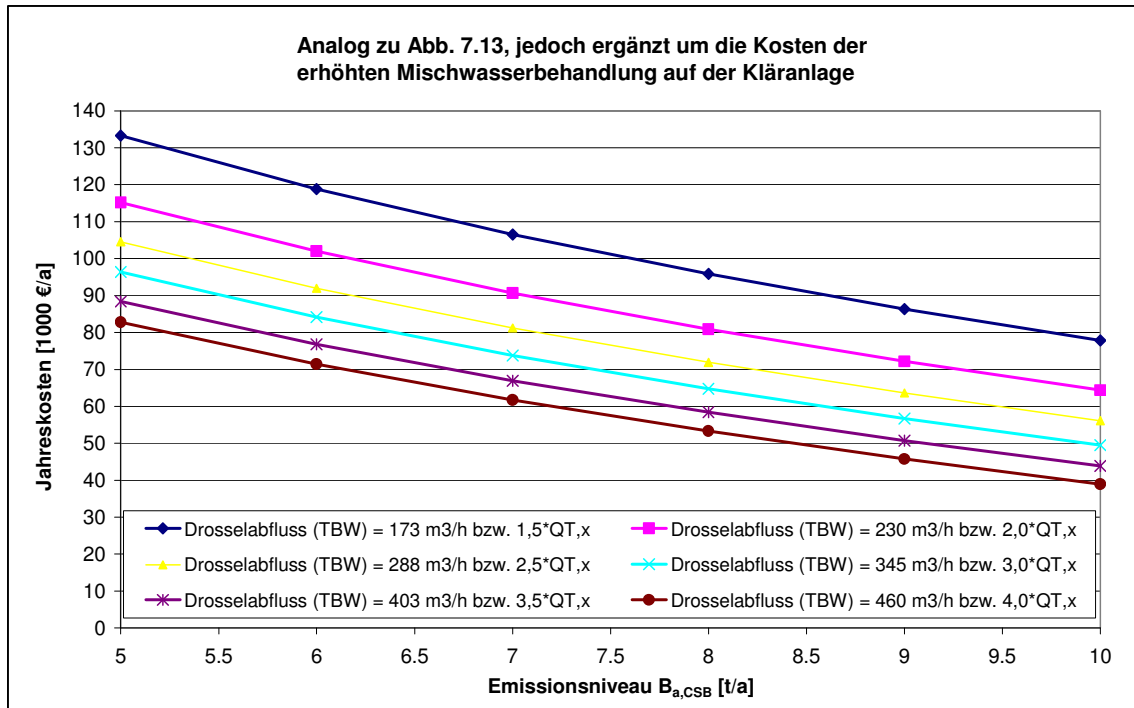
Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass mit einer erhöhten Mischwasserbehandlung auch zusätzliche variable Kosten auf der Kläranlage anfallen (insbesondere Energie- und Schlammensorgungskosten), wurde in Abbildung 7.17 dieser Kostenblock beispielhaft dazu addiert. Es ist klar erkennbar, dass diese zusätzlichen Kosten einen gewissen Einfluss haben, aber die grundsätzliche Vorteilhaftigkeit integrierter Ansätze nicht relativieren. Das hieraus resultierende Netto-Kosteneinsparpotenzial zeigt auch das Ablesebeispiel aus Tabelle 7.5, das sich ebenfalls auf ein konstantes Emissionsniveau bezieht.

**Tab. 7.5:** Verhältnis zwischen dem Drosselabfluss am netzabschließenden Trennbauwerk und den Jahreskosten der Mischwasserbehandlung (inkl. erhöhter Betriebskosten der Kläranlage) zur Erreichung eines konstanten CSB-Emissionsniveaus infolge Mischwasserentlastung in Höhe von 9.000 kg/a (Bezug: Abbildung 7.17)

$Q_{Dr,TBW}$	173 m <sup>3</sup> /h	230 m <sup>3</sup> /h	288 m <sup>3</sup> /h	345 m <sup>3</sup> /h	403 m <sup>3</sup> /h	460 m <sup>3</sup> /h
JK	86.000 €/a	72.000 €/a	64.000 €/a	57.000 €/a	51.000 €/a	46.000 €/a

Die Abbildungen 7.13 und 7.14 zeigen, dass der monetäre Vorteil einer erhöhten Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage um so höher ist, je niedriger das anzustrebende Emissionsniveau ist. Solange die zusätzlichen Jahreskosten, die für die Implementierung integrierter MSR-Ansätze auf der Kläranlage anfallen (z.B. MSR-Technik) unter dem

Kosteneinsparpotenzial aus Tabelle 7.5 liegen, wäre der integrierte Ansatz auch wirtschaftlich vorteilhaft.



**Abb. 7.17:** Kostenminderungspotenzial im Bereich der Mischwasserbehandlung [inkl. den Kosten der erhöhten Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage (0,35 kWh/m<sup>3</sup>, 0,12 €/kWh, 0,52 kg TS/kg CSB, 300 €/t TS)]

### 7.3.2 Ergänzungs-/Sanierungsbedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung

Der vollständige Neubaubedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung dürfte jedoch (vom Ausland einmal abgesehen) in kaum einer bundesdeutschen Gemeinde von Bedeutung sein. Hier geht es meist darum, bestehende Systeme zu sanieren bzw. den Bestand durch den Bau zusätzlicher Becken zu ergänzen. Auch in dieser Situation sind integrierte Ansätze aus Sicht einer Kostenreduktion vielversprechend, wie folgendes fiktives Beispiel zeigt:

Wegen der besonderen Sensibilität des Mörsbachs wird von Seiten der Aufsichtsbehörde ein Verschlechterungsverbot vorgegeben und das jetzige Entlastungs-Emissionsniveau in Höhe von 5.175 kg CSB/a als Zielmarke definiert. Ein weiterer deutlicher Anstieg der Bevölkerungszahl bzw. die Neuansiedlung von Gewerbe würde deshalb zwangsläufig zu einem Ergänzungs- bzw. Sanierungsbedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung führen. Unter der Randbedingung, dass der maximale Mischwasserzufluss zur Kläranlage nicht erhöht wird und sämtliche neuen Gebiete im Trennsystem entwässert werden, müsste daher beim Erreichen des Planungswertes von 5.500 EW mindestens ein zusätzliches Regenüberlaufbecken mit 550 m<sup>3</sup> Speicherbeckenvolumen gebaut werden. Würde man hingegen den Drosselabfluss zur Kläranlage auf 345 m<sup>3</sup>/h bzw. um 50 % erhöhen, könnte man das gleiche Emissionsniveau ohne Beckenneubau erreichen. Das hieraus resultierende Kosteneinsparpotenzial ist in den Tabellen 7.6 und 7.7 dargestellt. Basis von Tabelle 7.6 sind die Investitionskostenkennwerte nach GÜNTHERT UND REICHERTER [2001] für ein Regenüberlaufbecken und Betriebskosten in Höhe von 7,5 €/(m<sup>3</sup>·a). Im Falle von Tabelle 7.6

wurden ein Stauraumkanal gemäß den Investitionskostenkennwerten nach MfU-SAARLAND [2001] angesetzt bzw. Betriebskosten in Höhe von 5,0 €/m<sup>3</sup>·a).

**Tab. 7.6:** Beispiel für das Einsparpotenzial bei Verzicht auf Bau eines RÜB mit 550 m<sup>3</sup> (ZS: 5 %, ND (RÜB): 50 a, Investitionen in Anlehnung an GÜNTHERT UND REICHERTER [2001], M&E-Reinvestitionen: jeweils 8 % der Investitionen)

Kostenkomponenten	Brutto-Betrag	Disk.-faktor	Barwert
Erstinvestition	496.000 €	1,0000	496.000 €
Ersatzinvestition (alle 12,5 Jahre)	39.700 €	0,9994	39.700 €
Betriebskosten (7,5 €/m <sup>3</sup> ·a)	4.100 €/a	18,2559	74.800 €
Barwert			610.500 €

**Tab. 7.7:** Beispiel für das Einsparpotenzial bei Verzicht auf Bau eines Stauraumkanals mit 550 m<sup>3</sup> (ZS: 5 %, ND (RÜB): 50 a, Investitionen in Anlehnung an MfU-Saarland [2001], M&E-Reinvestitionen: jeweils 8 % der Investitionen)

Kostenkomponenten	Brutto-Betrag	Disk.-faktor	Barwert
Erstinvestition	368.500 €	1,0000	368.500 €
Ersatzinvestition (alle 12,5 Jahre)	29.500 €	0,9994	29.500 €
Betriebskosten (5 €/m <sup>3</sup> ·a)	2.750 €/a	18,2559	50.200 €
Barwert			448.200 €

Diese beiden Beispiele veranschaulichen, dass auch in kleinen Gemeinden, in denen Sanierungs- bzw. Ergänzungsbedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung vorhanden ist, integrierte Ansätze bereits ein Kosteneinsparpotenzial besitzen. Dies dürfte auch für die Gemeinden gelten, die bisher, z.B. aufgrund länderspezifischer Vorgaben bzw. angespannter Haushaltslage, verhältnismäßig wenig Speicherbeckenvolumen gebaut haben.

### 7.3.3 Neubau-/Ergänzungs-/Sanierungsbedarf im Kanalnetz und auf der Kläranlage

In einigen Fällen wird man sicherlich auch vor der Situation stehen, dass sowohl im Bereich der Mischwasserbehandlung als auch auf der Kläranlage Neubau-, Ergänzungs- oder Sanierungsbedarf vorhanden ist. Einige der im Kapitel 2.4 aufgeführten Untersuchungen zeigen, dass unter solchen Randbedingungen aus einem integrierten Planungsansatz von Kanalnetz und Kläranlage beachtliche Emissions- und Kostenminderungspotenziale resultieren können. Allerdings steigt in diesem Fall die Zahl der Freiheitsgrade bei der Planung stark an, nicht zuletzt aufgrund der Einführung neuer technischer Regelwerke, wie z.B. dem ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198 [2003]. In der vorliegenden Arbeit wird diese Variante nicht betrachtet, da das primäre Ziel ist, das Optimierungspotenzial einer bestehenden SBR-Anlagen in Hinblick auf eine erhöhte Mischwasserbehandlung zu untersuchen und geeignete MSR-Strategien für die Realisierung eines integrierten Betriebs zu entwickeln.

Eine Untersuchung dieser Variante erscheint zwar äußerst interessant, würde aber aufgrund der zahlreichen Freiheitsgrade den Rahmen dieser Arbeit sprengen<sup>33</sup>.

#### **7.4 Zwischenfazit – Emissions- und Kostenminderungspotenzial**

Die Ergebnisse der Kanalnetzsimulation wurden für den IST-Zustand und verschiedene Varianten dargestellt und diskutiert. Dabei konnte gezeigt werden, dass integrierte Ansätze bereits für eine kleinere, ländlich geprägte Gemeinde ein ökonomisches und ökologisches Verbesserungspotenzial bieten können.

In ländlich geprägten Gebieten mit ausreichender Mischwasserbehandlung erscheinen integrierte Ansätze daher geeignet,

- das Emissionsniveau weiter zu senken bzw.

können in Gebieten,

- in denen die Mischwasserbehandlungsmaßnahmen vollständig neu gebaut werden müssen bzw.
- in denen Sanierungs- bzw. Ergänzungsbedarf in diesem Bereich vorhanden ist,

auch Kosteneinsparungen erzielt werden.

Die Konsequenz aus dieser Erkenntnis ist, dass man nach Mitteln und Wegen suchen muss, um die Reserven der Kläranlage Messel – und anderer ähnlicher Anlagen – für Zwecke einer erhöhten Mischwasserbehandlung zu nutzen, um damit sowohl die entlastungsbedingten Emissionen als auch die Kosten der Mischwasserbehandlung zu verringern. Derartige Konzepte müssen möglichst kostengünstig sein, da ansonsten die Gefahr besteht, dass die Kosten für die Realisierung der integrierten MSR-Konzepte höher sind als das Einsparpotenzial im Bereich der Mischwasserbehandlung.

---

<sup>33</sup> Prinzipiell besteht auch noch ein vierter monetärer Anreiz für die Umsetzung eines integrierten MSR-Konzeptes: Im Zusammenhang mit einem möglichen Sanierungsbedarf kann sich auch ein Einsparpotenzial bei der Abwasserabgabe ergeben. Nach dem Abwasserabgabengesetz (AbwAG) [1994] ist für das Einleiten von Abwasser eine Abgabe zu entrichten, wobei auch Niederschlagswasser, das in der Kanalisation abgeleitet wird – von Ausnahmen abgesehen – als Abwasser definiert wird. Von einer Erhebung der Abgabe wird allerdings zur Zeit in einigen Bundesländern abgesehen, wenn das Entwässerungsnetz und sein Betrieb den allgemein anerkannten Regeln der Technik oder entsprechend weitergehenden Anforderungen entspricht. Sollte dieses Kriterium jedoch nicht erfüllt sein, dann ist die Abwasserabgabe auf die Niederschlagswassereinleitung nicht zu vernachlässigen; für die Gemeinde Messel würde sie dann ca. 18.000 €/a betragen. In Sonderfällen ist es daher vorstellbar, dass eine mögliche Einsparung bei der Niederschlagswasserabgabe einen finanziellen Anreiz darstellen kann, um integrierte Ansätze umzusetzen.

## 8 MSR-Konzepte zur Optimierung von SBR-Anlagen

### 8.1 Allgemeine Vorbemerkungen

Die folgenden Konzepte sind das Ergebnis der im Rahmen der vorangegangenen Untersuchungsschritte (Auswertung von Betriebsdaten und Literatur, Simulation, Diskussion mit Messgeräteherstellern etc.) gewonnenen Erkenntnisse bzw. identifizierter Defizite. Bei der Entwicklung der Strategien wurden im Wesentlichen die folgenden Grundsätze verfolgt:

- KISS – „Keep it simple and stupid“
- Vorteile der SBR-Technik effektiver nutzen
- Nachteile der SBR-Technik verringern
- Verwendung von Direktparametern
- Einsatz bewährter Messtechnik
- einfache Übertragbarkeit der MSR-Konzepte auf andere SBR-Anlagen
- modularer Aufbau
- Nutzung von Synergieeffekten

Nachfolgend sollen diese Grundsätze jeweils kurz erläutert werden:

Die Entwicklung der Konzepte war aus den folgenden Gründen überwiegend von dem Prinzip **KISS – „Keep it simple and stupid“** geprägt, sofern man davon überhaupt im Zusammenhang mit dem umfangreichen Einsatz von MSR-Technik sprechen kann.

Wie bereits in Kapitel 3 ausgeführt, kann auf einigen SBR-Kläranlagen beobachtet werden, dass das Betriebspersonal, zumindest in der ersten Zeit, Schwierigkeiten hat, dieses Verfahren zu verstehen und sich an die veränderten Randbedingungen und Anforderungen anzupassen. Aus diesem Grund sollen die entwickelten MSR-Konzepte auch für das Betriebspersonal – natürlich nach entsprechender Einweisung – transparent und nachvollziehbar bleiben bzw. das Verständnis des Systems „Kläranlage“ nicht unnötig erschweren. In diesem Zusammenhang gilt es besonders zu beachten, dass die Mehrzahl der SBR-Kläranlagen Anschlussgrößen von weniger als 10.000 EW aufweisen und folglich nur von nur wenigen Mitarbeitern/innen betrieben werden; oft müssen diese auch noch andere kleinere Kläranlagen und Sonderbauwerke im Kanalnetz mit betreuen. Sofern sich das Ziel einer ökonomischen und/oder ökologischen Optimierung des Gesamtsystems mit relativ einfachen MSR-Strategien erreichen lässt, sind diese komplexeren MSR-Konzepten auf Basis von Softcomputing-Methoden o.ä. vorzuziehen. Diese Erkenntnis beruht nicht zuletzt auf den Erfahrungen, die in den letzten Jahren mit MSR-Strategien auf Basis von Neuro-Fuzzy, Neuronalen Netzen o.ä. gemacht wurden. Dabei stellte sich heraus, dass MSR-Konzepte, bei denen die Entscheidungswege nicht oder nur teilweise nachvollziehbar waren, in der Praxis nur auf geringe Akzeptanz seitens des Betriebspersonals stießen. Diese Akzeptanz ist jedoch für den Erfolg einer MSR-Strategie von ausschlaggebender Bedeutung, weil dem Personal in der Regel die Pflege und Wartung der Messtechnik obliegt. In Ausnahmefällen dürfte sich eine Optimierung des Gesamtsystems ohne den Einsatz von Softcomputing o.ä. jedoch nicht erreichen lassen; bei größeren Anlagen kann

sich der Einsatz von komplexer MSR-Technik zudem auch wirtschaftlich rechnen. Insbesondere das Case-Based Reasoning (CBR), eine relativ unbekannt Form des Softcomputings, ist im Hinblick auf die hier betrachtete Fragestellung bzw. die Prognose zukünftiger Betriebszustände ein vielversprechendes Werkzeug. Aus diesem Grund wird in Kapitel 8.3 ein prädiktives CBR-basiertes SBR-Steuerungskonzept in seinen Grundzügen dargestellt.

In den Abschnitten 3.5 und 3.6 wurde ausführlich auf die Vor- und Nachteile der SBR-Technologie eingegangen. Die hier vorgestellten MSR-Konzepte versuchen, die **Vorteile dieser Technik effektiver zu nutzen** bzw. **Nachteile** so weit wie möglich **zu mindern**.

Bei der Entwicklung der MSR-Konzepte wurden ausschließlich **Direktparameter** verwendet, da diese zunehmend billiger und einfacher messtechnisch erfasst werden können. Damit verlieren Regelungskonzepte auf der Basis von Indirektparametern (z.B. Redox, pH) allmählich ihren Kostenvorteil und damit auch an Bedeutung, zumal diese Konzepte aufwändiger in der Entwicklung bzw. Anpassung an andere Anlagen sind. Regelungskonzepte über Ersatz- oder Indirektparameter sind zudem weniger zuverlässig als solche, die Direktparameter verwenden; so besteht z.B. bei Reglern auf Grundlage von Redox-Messgeräten die Gefahr, dass sie bei Mischwasserzufluss nicht zuverlässig reagieren, da z.B. das sog. „Nitratknie“ nicht richtig detektiert wird (z.B.: HANSEN [1997]).

Die folgenden Ausführungen sind nicht nur als Möglichkeiten in Hinblick auf eine MSR-technische Optimierung der SBR-Kläranlage Messel zu betrachten. Bei der Entwicklung dieser Konzepte wurde auch Wert auf eine **einfache Übertragbarkeit auf andere SBR-Kläranlagen** gelegt. Deshalb enthalten die Konzepterläuterungen einige Angaben bezüglich Übertragbarkeit und Variationsmöglichkeiten. In Einzelfällen werden auch MSR-Konzepte vorgestellt, die nicht speziell für die KA Messel entwickelt wurden, deren Umsetzung aber auf anderen Kläranlagen durchaus sinnvoll sein kann. Es versteht sich von selbst, dass es bei einer Übertragung auf eine andere Anlage nicht erforderlich sein wird, dort alle hier vorgestellten Konzepte umzusetzen. Man wird sich auf diejenigen beschränken, die ausreichend sind, um das Ziel zu erreichen bzw. die sich wirtschaftlich realisieren lassen und folgerichtig sollte man auch nur die Messtechnik anschaffen, die sich amortisiert. Aus diesem Grund wurde auch ein **modularer Aufbau** der Konzepte angestrebt.

Einige Messgeräte (z.B. TS-Sonden) können für mehrere Zwecke eingesetzt werden. Um **Synergieeffekte** zu nutzen bzw. die Wirtschaftlichkeit der Investition zu erhöhen, werden daher Vorschläge unterbreitet, wie diese Messgeräte auch zur Optimierung des Normalbetriebs einer SBR-Kläranlage eingesetzt werden können.

Weiterhin gilt es zum besseren Verständnis der folgenden Abschnitte die nachstehenden Anmerkungen zu beachten:

Die aufgeführten Ideen stellen überwiegend lokale MSR-Konzepte dar, deren Regelkreise o.ä. sich auf ein bis zwei Baugruppen beschränken. Diese lokalen Konzepte müssen jedoch letztendlich in ein anlagenweites Konzept – bei größeren Kanalnetzen inkl. der Sonderbauwerke im Kanalnetz – integriert werden. Diese Notwendigkeit besteht nicht nur vor dem Hintergrund des integrierten Ansatzes, „Kanalnetz und Kläranlage bilden eine Einheit“, sondern ist auch wegen der verfahrenstechnischen Randbedingungen der SBR-Technologie notwendig. Auf die Darstellung der dafür notwendigen Unterprogramme, Synchronisationsprobleme, MSR-technische Detaillösungen, Sicherheits- und Ausfallstrategien wird aber

verzichtet, da dies den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde bzw. die Lösungen teilweise für die Kläranlage Messel spezifisch sind. Die nachfolgenden Ausführungen beschränken sich im Wesentlichen auf eine grobe Darstellung der grundsätzlichen Ideen und deren Bewertung.

Bei der monetären Bewertung der Konzepte gilt es zu beachten, dass Personalkosten für Messgeräte gemäß den Prinzipien der modernen Teilkostenrechnung im Wesentlichen nur dann anfallen, wenn diese Arbeiten vom Betriebspersonal während ihrer regulären Arbeitszeit nicht erledigt werden können bzw. das Betriebspersonal in der Zeit, in der die Messgeräte gewartet werden müssen, nicht auch für andere Aufgaben gewinnbringend eingesetzt werden kann, d.h. sog. Opportunitätskosten anfallen (vgl. dazu Exkurs „Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Messtechnik“, Abschnitt 2.6.3). Auf vielen kommunalen Kläranlagen dürften diese Bedingungen allerdings nicht erfüllt sein, sodass oft keine echten Personalmehrkosten durch den Einsatz von MSR-Technik anfallen, zumal im Einzelfall der Einsatz von online-Messtechnik auch eine Arbeitsentlastung des Betriebspersonals zur Folge haben kann<sup>34</sup>.

Alle ausgewiesenen Preise für Messtechnik sind Listenpreise eines führenden Herstellers und verstehen sich ohne Rabatte und Mehrwertsteuer. Die Jahreskosten bzw. Projektkostenbarwerte wurden mit Hilfe der dynamischen Kostenvergleichsrechnung (siehe z.B. LAWA [1994]) ermittelt, wobei folgende Annahmen getroffen wurden:

- Aus Gründen einer verursachungsgerechten Kostenzuweisung wurde jeweils nur die Messtechnik angesetzt, die zur eigentlichen Zielerreichung unbedingt notwendig ist.
- Der Betrachtungszeitraum wird aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den in Kapitel 7 durchgeführten Rechnungen mit 50 a, d.h. der AfA-Lebensdauer eines RÜB, angesetzt.
- Die Abschreibungszeit für die Messgeräte wird gemäß dem AfA-Wert in der Regel mit 8 a angesetzt, d.h. nach 8, 16, 24, 32 und 40 a muss reinvestiert werden.
- Nicht-monetäre Vorteile, die aus dem Einsatz der Messtechnik resultieren, wie eine erhöhte Betriebssicherheit und Transparenz der Kläranlage, werden nicht berücksichtigt.
- Seit Jahren sind die Betriebs- und Anschaffungskosten für Messgeräte rückläufig. Um auf der sicheren Seite zu liegen, wird aber mit einem konstanten Preisniveau gerechnet.

Könnte der Nutzen der nachfolgenden MSR-Konzepte anhand von realen Betriebsdaten belegt werden, so wurde diesen bei der Darstellung der Ergebnisse immer der Vorzug vor den Ergebnissen der Modellrechnungen gegeben, da auch kalibrierte Modelle letztlich nur ein vereinfachtes Abbild der Wirklichkeit darstellen.

## **8.2 Konventionelle Regelungs- und Steuerungsstrategien**

### **8.2.1 Früherkennung Trockenwetter/Regenwetter**

Auf vielen Kläranlagen werden die SB-Reaktoren vom Trocken- (z.B. 8 h) in einen verkürzten Regenwetterzyklus (6 h, 4 h o.ä.) anhand der gemessenen aktuellen Zuflussmenge umgeschaltet. In einigen Fällen wird auch das Überschreiten eines bestimmten Wasserstand

<sup>34</sup> Zum besseren Verständnis und zur Abschätzung der Sensitivität werden die Personalkosten daher nachfolgend separat ausgewiesen.



in dem Vorlagebehälter oder im Reaktor als Umschaltsignal verwendet. Da kurzfristige hydraulische Belastungsspitzen infolge des Anfahrens von Pumpen etc. immer auftreten können, geschieht das Umschalten im ersten Fall jedoch oft nicht direkt über die aktuell gemessene Zuflussmenge, sondern anhand der Veränderung des Zuflusses in gewissen Zeitabständen; in Messel wird z.B. alle 30 min ein Mittelwert über den Zufluss der vorangegangenen halben Stunde gebildet. Liegt dieser Wert über  $145 \text{ m}^3/\text{h}$ , so wird das Umschaltsignal (UK 0) gegeben. Mit Beginn des nächsten Zyklus wechselt dann der Master-Reaktor (hier SBR 1) in einen verkürzten Zyklus, um die hydraulische Durchsatzleistung der Anlage zu erhöhen. Derartige Konzepte lassen sich zwar einfach realisieren, haben aber den Nachteil, dass erst dann reagiert wird, wenn der Zufluss bereits über eine gewisse Zeit angestiegen ist. Wegen des diskontinuierlichen Betriebs von SBR-Anlagen und des begrenzten Vorlagebehälter- und Austauschvolumens wäre es aber wünschenswert, möglichst früh zu erkennen, ob Mischwasserzufluss auftritt bzw. auftreten wird, um möglichst schnell die hydraulische Leistungsfähigkeit der Anlage erhöhen zu können. Ansatzpunkte hierfür können Kanalnetzinformationen (z.B. Wasserstände in den Sonderbauwerken) und Niederschlagsdaten sein. Die nachfolgend beschriebenen Strategien, die auf derartigen Daten aufbauen, verstehen sich nicht als Ersatz, sondern als Ergänzung der bisherigen Umschaltpunktermittlung, zumal durch die Kombination verschiedener Kriterien die Zuverlässigkeit bzw. Betriebssicherheit erhöht werden kann.

#### **8.2.1.1 Umschaltsignale auf der Basis von Niederschlagsdaten**

Um das Potenzial niederschlagsbasierter Ansätze zu testen, wurden die Daten eines hochauflösenden Niederschlagsgebers (0,1 mm/Impuls) ausgewertet, der zeitweise auf der Kläranlage Messel installiert war, um Niederschlagsdaten für die Kanalnetzkalibrierung zu gewinnen. Die Auswertung dieser Daten wurde für den Zeitraum September 2001 bis April 2002 anhand verschiedener Kriterien durchgeführt, wobei vor allem solche untersucht wurden, die auf dem Prinzip „gleitende Summe der gemessenen Niederschlagshöhen pro Zeitintervall“ basierten. Bei Erfüllung dieser Kriterien, wurde ein Umschaltsignal vom Trockenwetter- in den Regenwetterzyklus generiert und die Uhrzeit dokumentiert. Dieser Wert wurde wiederum mit den Daten des Prozessleitsystems bzw. mit der Uhrzeit abgeglichen, zu der das herkömmliche Umschaltkriterium (UK 0) generiert wurde. Ergebnis dieses Abgleichs war die Zeitdifferenz zwischen dem niederschlagsdaten- und dem zuflussbasierten Umschaltkriterium. Da nicht jedes Niederschlagsereignis auch zwangsläufig eine Anpassung der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Kläranlage und damit eine Zyklusdauerverkürzung erforderlich macht, wurde ebenfalls untersucht, ob mit den niederschlagsbasierten Umschaltkriterien ein Fehlsignal erzeugt wurde. Fehlsignale werden primär von kleineren Niederschlagsereignissen hervorgerufen, die keine oder nur eine kurzzeitige Erhöhung des Zuflusses bewirken. Die hieraus resultierende Fehlerquote ist damit vor allem auch abhängig von der für das jeweilige Kriterium gewählten Summenwertes der Niederschlagshöhe. Die Auswertung zeigte ferner, dass es sinnvoll ist, das Umschaltkriterium nicht nur von den gemessenen Niederschlägen, sondern auch von der Lufttemperatur abhängig zu machen, da ansonsten im Winter bei weniger als  $0 \text{ }^\circ\text{C}$  die Fehlerquote aufgrund von Schneefall sehr stark ansteigen kann (ca. 60 %).

Die Ergebnisse dieser Betrachtungen sind beispielhaft für einige Kriterien in Tabelle 8.1 zusammengefasst. Daraus geht hervor, dass die Verwendung eines gleitenden Summenwertes der gemessenen Niederschlagshöhe über ein bestimmtes Zeitintervall, ein deutliches

Verbesserungspotenzial bietet, da die niederschlagsbasierten Umschaltsignale teilweise mehrere Stunden vor dem zuflussbasierten Umschaltsignal generiert werden. Deutlich wird, dass sich die einzelnen Kriterien sowohl in der Zeitersparnis als auch in der Fehlerquote erheblich voneinander unterscheiden. Besonders das Umschaltkriterium UK 3 erscheint vielversprechend, da es die geringste Anzahl von Fehlsignalen liefert und dennoch im Mittel mehr als 2 h früher das Umschaltsignal erzeugt als das bisherige Kriterium (UK 0).

Die Beispiele zeigen, dass das betrachtete Zeitintervall nicht zu lang sein sollte, weil ansonsten die Zeitersparnis gegenüber dem herkömmlichen Kriterium deutlich abnimmt, auf der anderen Seite darf aber auch der Niederschlags-Schwellenwert nicht zu niedrig gewählt werden, da ansonsten die Fehlsignal-Quote stark ansteigt. Generell muss jedoch angemerkt werden, dass die Fehlsignale in aller Regel unproblematisch sind, da die Kläranlage Messel (und andere SBR-Anlagen) im Normalbetrieb auch im verkürzten Zyklus die Überwachungswerte sicher einhalten können und Fehlsignale des Öfteren auch durch das zuflussbasierte Umschaltkriterium erzeugt werden.

**Tab. 8.1:** Vergleich der Zeitersparnis verschiedener niederschlagsbasierter Umschaltkriterien mit dem herkömmlichen zuflussbasierten Umschaltkriterium (UK 0) (09/2001 bis 04/2002)

	UK 1	UK 2	UK 3	UK 4	UK 5
Gleitende Niederschlags- höhe ... mm pro ... min	0,2 mm pro 20 min	0,2 mm pro 10 min	0,3 mm pro 30 min	0,3 mm pro 20 min	0,4 mm pro 30 min
Anzahl Signale	53	51	48	48	47
davon richtig	42	41	42	41	40
davon falsch	11	10	6	7	7
Fehlerquote	21 %	20 %	13 %	15 %	15 %
Minimale Zeitersparnis	0:20 h	0:30 h	0:09 h	0:00 h	0:28 h
Mittlere Zeitersparnis	2:24 h	2:22 h	2:07 h	1:51 h	1:46 h
Median Zeitersparnis	1:32 h	1:27 h	1:22 h	1:13 h	1:12 h
Maximale Zeitersparnis	9:38 h	8:56 h	8:56 h	7:29 h	7:22 h

Die Kosten für die Realisierung eines solchen Konzeptes sind relativ gering, da moderne Prozessleitsysteme in der Lage sind, gleitende Mittelwerte zu errechnen. Neben den Kosten für die Implementierung in das PLS fallen im Wesentlichen nur die Kosten für die Anschaffung und den Betrieb eines hochauflösenden Niederschlagsgebers an; sehr gute Geräte sind bereits für 5.000 bis 6.000 € erhältlich (Tabelle 8.2). Darüber hinaus kann die Anschaffung eines solchen Niederschlagsgebers auch für eine Reihe anderer Aufgaben und Fragestellungen in und außerhalb eines Entwässerungsbetriebes eine sinnvolle Investition sein. Beispielsweise können die gewonnenen Daten zu einer genaueren Ermittlung der Jahresschmutzwassermenge oder für Simulationsaufgaben im Kanalnetz eingesetzt werden.

**Tab. 8.2:** Dynamische Kostenrechnung für einen hochauflösenden Niederschlagsgeber (Zinssatz: 5 % p.a., BZ: 50 a, ND: 20 a) (1 Stück)

Kostenkomponenten	Brutto-Betrag	Disk.-faktor	Barwert
Erstinvestition	6.000 €	1,0000	6.000 €
Ersatzinvestition (alle 20 Jahre)	6.000 €	0,5189	3.100 €
Verschleißteile	100 €/a	18,2559	1.800 €
Personalkosten (12 h/a·25 €/h)	300 €/a	18,2559	5.500 €
Barwert (inkl. Personal/exkl. Personal)			16.400 €/10.900 €

Ein derartiges Konzept lässt sich sicherlich auch auf andere Einzugsgebiete und Kläranlagen übertragen. In einigen Fällen dürften zudem die Kosten für die Anschaffung eines Niederschlagsgebers entfallen, da die Zahl derartiger Messstellen ständig ansteigt und diese auch zunehmend vernetzt werden, sodass ggf. auf die Niederschlagsdaten benachbarter Stationen zurückgegriffen werden kann. In größeren Gebieten kann es sinnvoll und ggf. auch notwendig sein, mehr als einen Niederschlagsgeber zu installieren. In einigen Jahren wird es vielleicht sogar möglich sein, Radardaten in die Entscheidungsfindung mit einzu beziehen.

### **8.2.1.2 Umschaltsignale auf der Basis von Informationen aus dem Kanalnetz**

Alle Sonderbauwerke im Messeler Kanalnetz sind mit Wasserstandsmessungen ausgestattet und an das Prozessleitsystem der KA Messel angebunden. Es liegt daher nahe, die entsprechenden Messungen ebenfalls zur Ermittlung des Umschaltsignals heranzuziehen, zumal hierdurch, von der Implementierung und eventuellen Telefonkosten einmal abgesehen, keine Mehrkosten entstehen. Basierend auf diesen Überlegungen wurden mit Hilfe der Niederschlagsdaten und des detaillierten Kanalnetzmodells einige Untersuchungen durchgeführt und getestet, wie vorteilhaft die Einbindung dieser Informationen ist. In Tabelle 8.3 sind beispielhaft einige der Kalibrierereignisse wiedergegeben. Aufgeführt wurden neben dem herkömmlichen Umschaltkriterium ferner zwei Kriterien, die auf den Informationen der Sonderbauwerke im Kanalnetz aufbauen. So wird bei den Kriterien 6 bzw. 7 das Umschaltsignal erzeugt, sobald im Pumpwerk „Grube Messel“ die zweite Pumpe zugeschaltet wird bzw. wenn im Trennbauwerk „Sportplatz“ 15 % des verfügbaren Kanalvolumens aktiviert werden. Im Vergleich zu den niederschlagsbasierten Kriterien erscheinen die beiden wasserstands-basierten Alternativen als wenig effektiv, obwohl auch diese in einigen Fällen das Umschaltsignal deutlich früher liefern. Bei Niederschlagsereignissen mit leichtem Vorregen schneiden diese Kriterien jedoch schlecht ab (z.B. 13.11.2001). Allerdings gilt es hierbei zu beachten, dass die Fließzeiten im Messeler Kanalnetz recht kurz sind und in der Simulation von einer gleichmäßigen räumlichen und zeitlichen Überregnung des Gebietes ausgegangen wurde. Letzteres ist aber in der Realität selbst bei kleinen Einzugsgebieten wie Messel häufig nicht der Fall. Dies bestätigen auch die Daten des Prozessleitsystems, die in einigen Fällen einen starken Zuflussanstieg zur Kläranlage dokumentierten, obwohl der Niederschlagsgeber zu dieser Zeit keine signifikanten Niederschläge erfasste. D.h. in der Realität dürften wasserstands-basierte Kriterien deutlich effektiver sein als dies Tabelle 8.3 suggeriert.

**Tab. 8.3:** Beispielhafter Vergleich zwischen den Aktivierungszeiten nach dem bisherigen Umschaltkriterium (UK 0) und angepassten wasserstands-basierten Kriterien. Die angegebenen Zeiten beziehen sich auf die tatsächliche Uhrzeit, zu der die jeweiligen Kriterien erfüllt wurden.

	UK 0	UK 6	UK 7
	> 145 m <sup>3</sup> /h im 30 min MW	SKO 2 Pumpbetrieb	TBW 15% Vol. aktiviert
12.09.2001	08:40	08:50	08:52
07.10.2001	03:41	03:08	03:02
21.10.2001	06:10	05:42	05:36
07.11.2001	13:11	13:24	12:36
13.11.2001	02:41	04:39	04:24

Besonders sollte dies für größere Gemeinden gelten, bei denen die Sonderbauwerke im Kanalnetz über eine größere Fläche verteilt bzw. die Fließzeiten im System länger sind. Um Fehlsignale auf ein Minimum zu reduzieren, können auch die Statusmeldungen der Pumpen im Pumpwerk „Grube Messel“ bzw. im Einlaufpumpwerk der Kläranlage Messel zur Entscheidungsfindung herangezogen werden, zumal hierdurch auch Störfälle (z.B. Verstopfung der Drossel) frühzeitig erkannt werden können.

Das Konzept lässt sich sicherlich auf andere Einzugsgebiete bzw. Kläranlagen übertragen, denn zunehmend mehr Kanalnetzsonderbauwerke werden mittels Fernwirktechnik an die Prozessleitsysteme angebunden; dies gilt auch für kleinere Kläranlagen. Neuere Sonderbauwerke verfügen oft schon heute über Höhenstandsmessungen o.ä.; ältere Bauwerke werden häufig im Zuge einer erforderlichen EMSR-technischen Erneuerung nachgerüstet.

Es gibt gewiss viele Variationsmöglichkeiten, die sich aber nicht grundsätzlich von dem hier vorgestellten Konzept unterscheiden. So wird es in anderen Gebieten möglich sein, auch Durchflussmessungen im Netz in das System einzubinden. Die Kosten für die Realisierung eines derartigen Konzeptes halten sich in Grenzen, sofern die Sonderbauwerke im Kanalnetz bereits mit Messtechnik ausgestattet worden sind bzw. Fernwirktechnik bereits zum Einsatz kommt.

### **8.2.1.3 Modifizierung des herkömmlichen zuflussbasierten Umschaltkriteriums**

Eine Änderung des derzeit in Messel verwendeten Umschaltkriteriums, das auf dem Zufluss basiert, kann sich ebenfalls vorteilhaft auswirken. Die Tabelle 8.4 zeigt einen beispielhaften Vergleich zwischen dem derzeitigen Umschaltkriterium UK 0 und zweier Kriterien, bei denen zwar der gleiche Grenzwert zur Anwendung kommt, jedoch die starre 30 min-Mittelwertbildung durch einen gleitenden Mittelwert über 20 min bzw. 30 min ersetzt wurde. Wenn auch in den meisten Fällen die beschriebenen Modifikationen keine deutliche Verbesserung bewirken, lässt sich jedoch mit dieser einfachen und kostengünstigen Modifikation im Einzelfall eine deutliche Zeitersparnis erzielen.

**Tab. 8.4:** Vergleich verschiedener zuflussbasierter Umschaltkriterien (dargestellt ist die Dauer bis der erste Reaktor den verkürzten Zyklus tatsächlich beginnt [Bezugspunkt (0:00 h) ist jeweils der Zeitpunkt, zu dem das bisherige Umschaltkriterium gegeben wurde (UK 0) (September 2001 bis April 2002)]<sup>35</sup>

	UK 0	UK 8	UK 9
	> 145 m <sup>3</sup> /h im 30 min MW	> 145 m <sup>3</sup> /h im 20 min GMW	> 145 m <sup>3</sup> /h im 30 min GMW
Minimum	0:16 h	- 0:20 h	- 0:20 h
Mittelwert	4:31 h	3:46 h	3:58 h
Maximum	7:59 h	7:32 h	7:45 h
Median	4:46 h	4:20 h	4:21 h

### 8.2.2 Flexibles Master-Slave-Prinzip

Aus verfahrenstechnischen und wirtschaftlichen Gründen werden bei SBR-Anlagen mit mehr als einem Reaktor die einzelnen Reaktoren in aller Regel synchronisiert. Vielfach kommt dabei ein sog. starres Master-Slave-Prinzip (MSP) zur Anwendung, da es sich einfach und mit geringem Automatisierungsaufwand realisieren lässt.

Ist das Umschaltkriterium erfüllt, dann wechselt der Master-Reaktor, der den Takt angibt, mit Beginn des nächsten Zyklus in den Regenwettermodus. Der/die Slave-Reaktor(en) folgt/ folgen dann entsprechend ihrem Zyklusversatz. Diese starre Umschaltweise von dem Trocken- in den Regenwetterzyklus kann im Falle der Kläranlage Messel, wo ein derartiges Konzept verwendet wird, im ungünstigsten Fall dazu führen, dass sich erst 11 h (8 h TW-Zyklusdauer + 3 h Zyklusversatz SBR 2) nach Beginn des erhöhten Zuflusses beide Reaktoren im Regenwettermodus befinden, denn der Slave-Reaktor (SBR 2) muss immer erst noch die Zyklusart durchlaufen, die zuvor der Master-Reaktor durchlaufen hat. Ziel muss es daher sein, das Umschalten dynamischer zu handhaben. Vorteile bietet ein flexibles MSP, bei dem der Reaktor, der als nächstes mit einem neuen Zyklus beginnt, automatisch als Master definiert wird. Wenn der Master-Status (SBR 1) von einem Reaktor auf einen anderen übergeht, müssen allerdings die anderen Reaktoren nachsynchronisiert bzw. ihre Zyklusdauer angepasst werden, wobei prinzipiell zwei Möglichkeiten bestehen:

- Zum einen besteht die Möglichkeit, in der Zyklussteuerung nur ganz bestimmte Zeitpunkte zuzulassen, zu denen von einer Zyklusart in die andere gesprungen werden kann. Dadurch soll verhindert werden, dass durch die erforderliche automatische Anpassung der anderen Reaktoren gefährliche Situationen entstehen; z.B. muss vermieden werden, dass ein Reaktor durch die Zyklusverkürzung unmittelbar aus der vollaufgemischten Phase in den Klarwasserabzug übergeht. Auch wenn dieses Verfahren flexibler ist als das starre MSP, hat es jedoch den Nachteil, dass durch die starren Sprungmarken

<sup>35</sup> **Ablesebeispiel:** Im Ist-Zustand (UK 0) begann der Master-Reaktor (SBR 1) im frühesten Fall 16 min nach Erfüllung des Umschaltkriteriums einen neuen verkürzten Zyklus. Im ungünstigsten Fall schaltete der Reaktor erst 7:59 h später in den Regenwetterzyklus um. Im Falle des UK 8 hätte der SBR 1 bereits 20 min bevor das UK 0 erfüllt war, einen neuen verkürzten Zyklus begonnen. Im Mittel bewirkt das UK 8, dass der SBR 1 45 min (4:31 h abzgl. 3:46 h) früher mit dem verkürzten Zyklus beginnen würde als bisher.

die Flexibilität eingeschränkt wird. Insbesondere wird dadurch auch die Modifikation der Zyklen schwieriger, da hierbei auch die Sprungmarken verändert werden müssen.

- Eine andere Möglichkeit besteht darin, die hydraulische Leistungsfähigkeit durch eine dynamische Verkürzung bzw. Verlängerung der Zyklusdauer bzw. jeder einzelnen Prozessphase – quasi zieharmonikaartig – zu verkürzen. Ein solches flexibles Master-Slave-Prinzip wurde 2002 auf der Kläranlage Nortorf mit Erfolg getestet<sup>36</sup>. Der Einsatz von Qualitätsparametermesstechnik (z.B.  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) würde es bei diesem Prinzip sogar gestatten, die Zyklusdauer auch wieder dynamisch zu verlängern, wenn die Messgeräte die Gefahr einer Überschreitung des Überwachungswertes signalisieren.

Abbildung 8.1 zeigt einen Vergleich zwischen dem bisherigen starren und dem wechselnden Master-Slave-Prinzip. Dargestellt ist ein Beispiel, bei dem der Master-Reaktor (SBR1) das Umschaltsignal unmittelbar nach Beginn eines neuen Trockenwetterzyklus erhält, was dem ungünstigsten Fall entspricht.

Bei einem hier dargestellten Zeitversatz zwischen Reaktor 1 und 2 von 3 h kann es bis zu 11 Stunden dauern, bis beide Reaktoren in den verkürzten Regenwetterzyklus umgeschaltet haben. Beim wechselnden Master-Prinzip würde hingegen der SBR 2 bereits im nächsten Zyklus in den verkürzten Mischwasser-Zyklus umschalten; die Dauer des Trockenwetterzyklus des SBR 1 wird daher von 8 h auf 6 h verkürzt, um die Synchronisation wieder herzustellen. Das wechselnde Master-Prinzip verkürzt somit die Zeit bis zum Erreichen der maximalen hydraulischen Leistungsfähigkeit in diesem Fall auf max. 8 Stunden.

Mit starrem Master:

TW (8 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		TW (8 h Zykl.)		TW (8 h Zykl.)	
TW (8 h)	TW (8 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		TW (8 h Zykl.)		TW (8 h)

Mit wechselndem Master:

TW umg. RW (v. 8 h a. 6 h)		RW (6 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		TW (8 h Zykl.)		TW (8 h Zykl.)	
TW (8 h)	RW (6 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		RW (6 h Zykl.)		TW (8 h Zykl.)		TW (8 h Zykl.)		TW (8 h)

**Abb. 8.1:** Vergleich zwischen dem starren und dem wechselnden Master-Slave-Prinzip

Prinzipiell funktioniert dieses System natürlich auch für den Sprung in andere Zyklen, z.B. vom 8 h- in einen 4 h-Zyklus. Die Vorteile dieses Prinzips werden auch in Tabelle 8.5 deutlich. Analog zum Beispiel aus Abschnitt 8.2.1.1 wurde wiederum der Zeitraum September 2001 bis April 2002 daraufhin untersucht, welches Zeitverkürzungspotenzial das flexible Master-Slave-Prinzip in den jeweiligen Umschaltsituationen gebracht hätte. Aus dieser Tabelle geht hervor, dass im Mittel bereits 2 Stunden nach Erzeugung des Umschaltsignals UK 0 der erste Reaktor in den verkürzten Zyklus umgeschaltet hätte; der Vergleichswert im starren MSP lag hingegen bei 4:31 h.

<sup>36</sup> Die KA Nortorf (Vorlagebehälter mit 2 Reaktoren) wurde von der gleichen Firma gebaut wie die KA Messel und ist ihr von der verfahrenstechnischen Konzeption und EMSR-technischen-Ausstattung sehr ähnlich.

**Tab. 8.5:** Vergleich der verschiedenen Umschaltkriterien; dargestellt ist die Dauer bis der erste Reaktor den verkürzten Zyklus tatsächlich beginnt [Bezugspunkt (0:00 h) ist jeweils der Zeitpunkt, zu dem das bisherige Umschaltkriterium (UK 0) erfüllt wurde) (September 2001 bis April 2002)]<sup>37</sup>

	UK 0	UK 3	Flex. MSP + UK 0	Flex. MSP + UK 3
Minimum	0:16 h	- 7:43 h	0:02 h	- 7:43 h
Mittelwert	4:31 h	2:00 h	2:01 h	- 0:22 h
Maximum	7:59 h	6:38 h	4:30 h	3:25 h
Median	4:46 h	1:57 h	1:51 h	- 0:09 h

Das volle Potenzial des flexiblen Master-Prinzips wird jedoch erst dann ausgeschöpft, wenn es mit einem auf Niederschlagsdaten basierendem Umschaltkriterium kombiniert wird. Tabelle 8.5 verdeutlicht die hieraus resultierende Zeitersparnis (Flex. MSP + UK 3). Besonders deutlich wird dieses Potenzial am Mittelwert, der um 0:22 h unter dem Zeitpunkt liegt, bei dem das bisherige Umschaltkriterium (UK 0) erfüllt wurde. Dies bedeutet, dass in einer ganzen Reihe von Fällen der erste Reaktor bereits in den verkürzten Zyklus umgeschaltet hätte, bevor der Zufluss zur Kläranlage infolge des Niederschlagsereignisses stark ansteigt. Auch die maximale Dauer bis zum tatsächlichen Umschalten des ersten Reaktors in den verkürzten Zyklus ist nochmals deutlich rückläufig.

Das wechselnde Master-Slave-Prinzip dürfte sich auf praktisch alle SBR-Kläranlagen übertragen lassen, die über moderne Prozessleitsysteme verfügen. Bei Anlagen mit geringen Anforderungen an die Reinigungsleistung erscheint eine Verkürzung des Reinigungszyklus unproblematisch, sodass auf den Einsatz von Messtechnik in der Regel verzichtet werden kann. Die Umsetzung dürfte mit vertretbarem finanziellen Aufwand möglich sein, da im Wesentlichen nur die Kosten für die Implementierung in das PLS anfallen.

### 8.2.3 Überwachung, Steuerung und Regelung der Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase mit Hilfe von Schlamm Spiegel- und TS-Sonden

Wie im Kapitel 5 ausgeführt, erscheint das Optimierungspotenzial der Sedimentations- und Dekantierphase im Normalbetrieb beträchtlich. Es bietet sich daher an, dieses Potenzial durch die Einbindung einer online-Schlamm Spiegelmessung in eine zeit- und prozessabhängige Ablaufsteuerung zu erschließen. Je nach den Absetzeigenschaften des Belebtschlammes kann sich jedoch oberhalb des eigentlichen Schlamm Spiegels eine Schicht ausbilden, in der noch deutlich erhöhte TS-Konzentrationen (> 20 mg TS/l) beobachtet werden können.

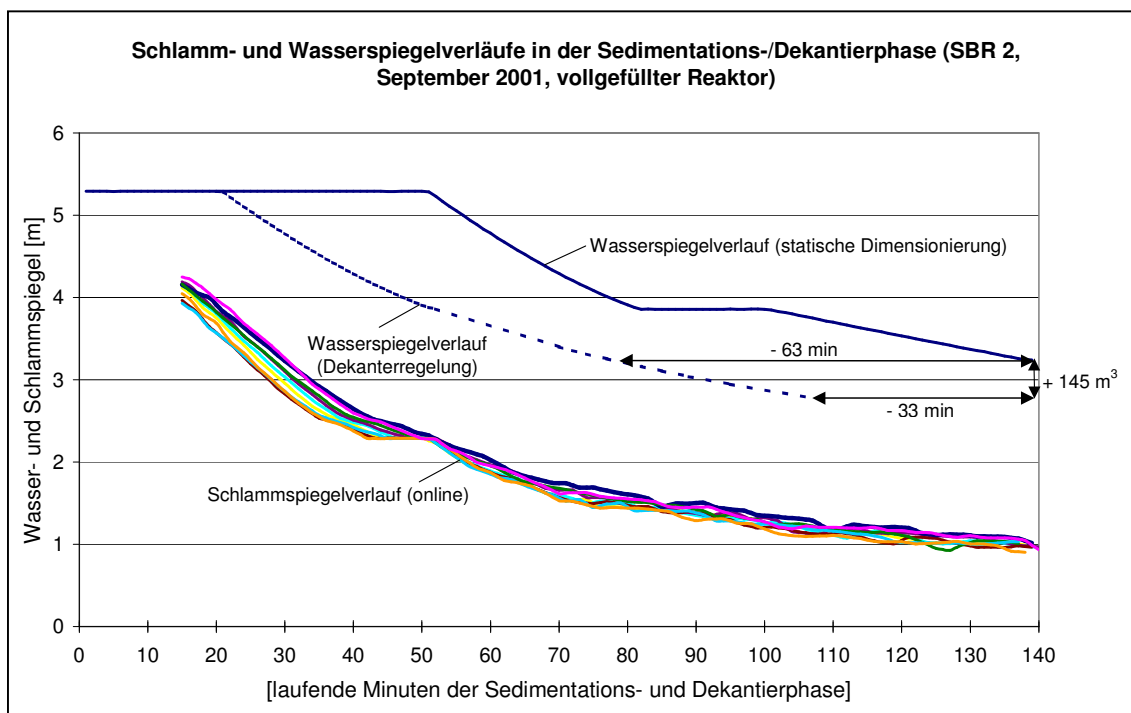
Sinnvollerweise ergänzt man daher die Schlamm Spiegelmessung auch um eine TS-Sonde, die zur Überwachung des Klarwasserabzugs eingesetzt werden kann.

<sup>37</sup> **Ablesebeispiel:** Im Ist-Zustand (UK 0) begann der Master-Reaktor (SBR 1) im frühesten Fall 16 min nach Erfüllung des Umschaltkriteriums einen neuen verkürzten Zyklus. Im ungünstigsten Fall schaltete der Reaktor erst 7:59 h später in den Regenwetterzyklus um. Im Falle des UK 3 hätte der SBR 1 im günstigsten Fall bereits 7:43 h bevor das UK 0 erfüllt war, einen neuen verkürzten Zyklus begonnen. Im Mittel bewirkt das UK 3, dass der SBR 1 2:31 h (4:31 h abzgl. 2:00 h) früher mit dem verkürzten Zyklus beginnen würde als bisher. Im Falle des flexiblen MSP und des UK 3 würde sogar im Mittel bzw. Median bereits ein neuer, verkürzter Regenwetterzyklus begonnen, noch bevor das bisherige Kriterium (UK 0) erfüllt ist. Im Mittel würde daher der erste Reaktor 4:53 h (4:31 h zuzgl. 0:22 h) früher in den Regenwetterzyklus umschalten als bisher.

Die Zeitsteuerung stellt dabei sicher, dass der Sedimentationsprozess auf jeden Fall eine gewisse Mindestdauer nicht unterschreitet. Dies ist wichtig, da zu Beginn des Sedimentationsprozesses noch Turbulenzen im Reaktor, bei schwimmenden Dekantern u.a. im Bereich des Dekanterns, festgestellt werden können, aus denen Fehlsignale der Schlamm Spiegel- bzw. Trockensubstanzmessgeräte resultieren können. Bei schwimmenden Dekantern bietet es sich u.a. aus Sicherheitsgründen an, die Geräte zur Schlamm Spiegelmessung bzw. TS-Messung am oder im Bereich des Dekanterns zu befestigen. Wird nach Ablauf der Mindestsedimentationszeit ein Mindestabstand zwischen Wasser- und Schlamm Spiegel (z.B. 1,0 m) bzw. der TS-Gehalt in der Klarwasserphase (z.B. 10 mg/l TS) unterschritten, kann der Schritt „Sedimentation“ abgebrochen und mit dem Klarwasserabzug begonnen werden. Dadurch lässt sich sicherstellen, dass eine Verkürzung der Sedimentation- und Dekantierphase nicht zu Lasten der Ablaufqualität geht. Im Falle einer Störung bzw. des Ausfalls eines Messgerätes kann das Programm als eine reine zeitgeführte Ablaufsteuerung ausgeführt werden.

Das Potenzial eines solchen MSR-Konzeptes lässt Abbildung 8.2 – eine Modifikation von Abbildung 5.24 – erkennen. Die Abbildung wurde ergänzt um einen alternativen Wasser Spiegelverlauf, der sich ergeben würde, wenn der Dekantierprozess bereits nach ca. 20 min Sedimentationszeit eingeleitet worden wäre. Auch in diesem Fall wäre ein Sicherheitsabstand zwischen Wasser Spiegel und Schlamm Spiegel von ca. 1 m immer gewährleistet gewesen. Wird eine planmäßige Überfüllung des Mengenausgleichs in Kauf genommen, d.h. verzichtet man auf eine Zwischensedimentationsphase und setzt den Dekantierprozess mit konstantem Dekanteröffnungswinkel fort, so ließe sich das bisherige Absenkziel von 3,23 m bei ansonsten gleichen Randbedingungen bereits nach ca. 80 min erreichen und damit der Sedimentations- und Dekantierprozess um ca. 1 h verkürzen. Zum Vergleich: eine Verkürzung der Regenwetterzyklusdauer um 1 h entspricht einer Erhöhung der maximal täglichen hydraulischen Kapazität der Reaktoren um 17 %. Bei Ausnutzung der hydraulischen Reserven des Dekanterns könnte man den Prozess bei günstigen Schlammabsetzeigenschaften – durch Erhöhung des Dekanteröffnungswinkels – noch weiter verkürzen, ohne dass ein ausreichender Sicherheitsabstand zwischen Wasser Spiegel und Schlamm Spiegel (z.B. 0,8 bis 1,0 m) unterschritten würde, denn Abbildung 8.2 zeigt auch, dass bei günstigen Schlamm Eigenschaften der Schlamm Spiegel zeitweise schneller absinkt als der Wasser Spiegel. Dies bedeutet, dass es in vielen Fällen möglich wäre, die Summe aus Sedimentations- und Dekantierzeit um deutlich mehr als eine Stunde, d.h. auf insgesamt 60 bis 70 min zu verkürzen. Dies gilt insbesondere auch für die SBR-Anlagen, die nicht wie die KA Messel über einen Mengenausgleich im Ablauf verfügen. Eine derartige Verkürzung der Regenwetterzyklusdauer, die nicht zu Lasten der Reaktionsphase geht, bewirkt eine Erhöhung der maximalen täglichen hydraulischen Kapazität der Reaktoren um 18 bis 23 %. Eine zweite Möglichkeit, die hydraulische Kapazität einer SBR-Anlage zu erhöhen, ist die Vergrößerung des Austauschvolumens je Zyklus; technisch ist es möglich, das Austauschvolumen von 40 auf 50 % bzw. von ca. 610 auf 755 m<sup>3</sup> pro Zyklus zu erhöhen. Das Beispiel aus Abbildung 8.2 zeigt, dass auch diesbezüglich bemerkenswertes Optimierungspotenzial vorhanden ist. In dem dargestellten Fall könnte trotz einer Zyklusverkürzung von 33 min das Austauschvolumen um 145 m<sup>3</sup> erhöht werden, was einer Erhöhung der maximalen hydraulischen Kapazität um 36 % gleichkommt.





**Abb. 8.2:** Wie Abbildung 5.24, jedoch Dekantierbeginn nach etwa 20 min ohne Zwischen-sedimentationsphase.

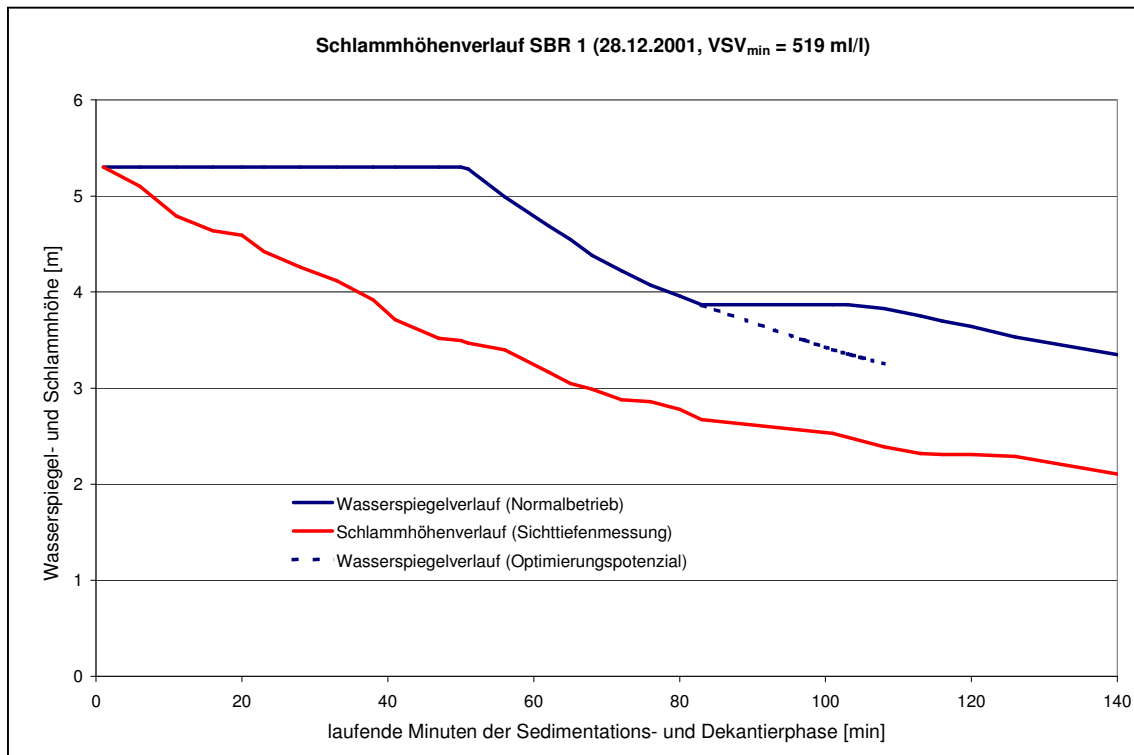
Dies belegt auch Tabelle 8.6, in der die Ergebnisse einer statistischen Auswertung von 64 Zyklen des SBR 1 aus dem Zeitraum Dezember 2000 bzw. Januar 2001 dargestellt sind. Für alle diese Zyklen wurde die Schlammhöhe am Ende der Dekantierphase ermittelt. Sowohl im Trocken- als auch im Regenwetterzyklus endete die Dekantierphase zu dieser Zeit 124 min nach Beginn der Sedimentationsphase.

**Tab. 8.6:** Schlammhöhe am Ende einiger Dekantierzyklen (Dez. 2000/Jan. 2001)

	Alle Zyklen	TW-Zyklen	RW-Zyklen
Anzahl	64	39	25
Minimum	1,19 m	1,19 m	1,26 m
Maximum	1,73 m	1,58 m	1,73 m
Mittelwert	1,47 m	1,43 m	1,52 m
Median	1,48 m	1,46 m	1,54 m

Tabelle 8.6 veranschaulicht, dass die Schlammhöhe am Zyklusende in keinem Fall über 1,75 m lag; im Mittel betrug sie nur ca. 1,50 m. Vergleicht man die Werte aus Tabelle 8.6 mit der minimalen Wasserspiegellage im Reaktor, die planmäßig bei 3,23 m liegt, so ist festzustellen, dass der Abstand zwischen Schlamm- und Wasserspiegel am Ende eines jeden Zyklus immer mindestens 1,50 m betrug. Es wäre somit während des betrachteten Zeitraums fast immer möglich gewesen, das derzeitige minimale Absenkziel von 3,23 m auf 2,70 m, das technisch mögliche Minimalabsenkziel, zu reduzieren, ohne einen Mindestsicherheitsabstand zwischen Schlamm- und Wasserspiegel von ca. 1 m zu unterschreiten. Dass die zuvor gemachten Aussagen keineswegs nur für gute bzw. sehr gute Schlamm-

absetzeigenschaften gelten, sondern – mit gewissen Einschränkungen – auch bei ungünstigen Schlammeeigenschaften noch ihre Gültigkeit haben, lässt Abbildung 8.3 erkennen.



**Abb. 8.3:** Schlammhöhenverlauf bei einem VSV von 519 ml/l

Dargestellt ist der Wasserspiegel- und Schlammhöhenverlauf während eines Zyklus des SBR 2 am 28.12.2001; diesmal ermittelt über Sichttiefenmessungen, die im Zeitabstand von ca. 5 min durchgeführt wurden. Das  $VSV_{\min}$  betrug an diesem Tag 519 ml/l. Ein Vergleich mit der Unterschreitungshäufigkeitskurve aus Abbildung 5.19 verdeutlicht, dass ein derart hoher Wert äußerst selten ist. Die Unterschreitungshäufigkeit für einen solchen Wert liegt bei beiden Reaktoren bei über 90 %. Die Abbildung 8.3 zeigt, dass es selbst in diesem ungünstigen Fall möglich gewesen wäre, den Dekantierprozess um ca. 30 min zu verkürzen.

Um das volle Optimierungspotenzial in Messel erschließen zu können, erscheint es ebenfalls sinnvoll, den Dekanter nicht wie bisher mit einem konstanten Öffnungswinkel zu betreiben, sondern die Abzugsleistung in Abhängigkeit vom aktuellen Schlamm Spiegel zu variieren, d. h. es sollte angestrebt werden, den Dekanter nicht nur zu öffnen bzw. schließen, sondern in verschiedenen Leistungsstufen zu betreiben, was technisch möglich ist. Die Anpassung der Dekantierleistung kann in diesem Fall stufenweise über den Grad der Dekanteröffnung erfolgen, der über den eingebauten Motor reguliert werden kann, da es möglich ist, den Öffnungswinkel über die Betriebsdauer des Motors abzuschätzen. Alternativ besteht bei dem in Messel eingesetzten Dekantertyp sogar die Möglichkeit, einen Öffnungswinkelgeber nachzurüsten, sodass dann dieser Wert exakt erfasst werden kann. Mit gewissen Modifizierungen am Dekantermotor könnte in diesem Fall der Dekanter dann sogar stufenlos betrieben werden. Durch diese Maßnahmen kann sichergestellt werden, dass die Dekantierleistung den jeweils aktuellen Randbedingungen angepasst wird. Z.B. könnte alle 5 Minuten eine Anpassung der Dekantierleistung an den aktuellen Schlamm Spiegel durchgeführt werden, wobei es zweckmäßig wäre, den gesamten Abzugsprozess ständig mit Hilfe der Schlamm Spiegel-Messung – und ggf. mit Hilfe einer TS-/Trübungs-Messung – zu über-

wachen. Werden voreingestellte Grenzwerte unter- bzw. überschritten, kann der Dekanter vorübergehend geschlossen werden. Regulär würde der Klarwasserabzug beendet, sobald der Mindestwasserspiegel bzw. das Absenkziel erreicht wird oder der Timer die vorgegebene maximale Dekantierzeit erreicht. Es erscheint weiterhin zweckmäßig, das Absenkziel in Abhängigkeit vom nächsten Zyklus zu variieren. Im Trockenwetterfall (aus energetischen Gründen sollte der Wasserspiegel im nächsten Zyklus nicht allzu niedrig sein, da der Sauerstoffeintrag auch von der Eintragstiefe abhängig ist) würde eine geringere Absenkung als im Regenwetterfall eingestellt. Hier ist das Ziel, ein möglichst großes Austauschvolumen zu realisieren, von Bedeutung. Im letzteren Fall könnte in die Festlegung des Austauschvolumens auch der online-NO<sub>3</sub>-Wert integriert werden, um ggf. die Gefahr eines Überschreitens des N<sub>ges</sub>-Überwachungswertes zu vermeiden. Die Kosten, die für die Geräte für eine Sedimentations- und Dekantierregelung notwendig sind, sind in den Tabellen 8.7 bzw. 8.8 dargestellt.

Angesichts der Tatsache, dass mit dieser einfachen und zudem kostengünstigen Messtechnik bereits die hydraulische Leistungsfähigkeit der Anlage um 10 % bis 35 % erhöht werden kann, wird die hohe Wirtschaftlichkeit eines solchen Regelungskonzeptes deutlich.

**Tab. 8.7:** Dynamische Kostenrechnung für den Einsatz einer Schlammspiegelsonde (ZS: 5 % p.a., BZ: 50 a, ND: ca. 8 a) (1 Stück)

Kostenkomponenten:	Brutto-Betrag	Disk.-faktor	Barwert
Erstinvestition	4.800 €	1,0000	4.800 €
Ersatzinvestition (ca. alle 8 Jahre)	4.800 €	1,7969	8.600 €
Verschleißteile	100 €/a	18,2559	1.800 €
Personalkosten (12 h/a·25 €/h)	300 €/a	18,2559	5.500 €
Barwert (inkl. Personal/exkl. Personal)			20.700/15.200 €

**Tab. 8.8:** Dynamische Kostenrechnung für den Einsatz einer TS-Sonde (ZS: 5 % p.a., BZ: 50 a, ND: ca. 8 a) (1 Stück)

Kostenkomponenten:	Brutto-Betrag	Disk.-faktor	Barwert
Erstinvestition	3.700 €	1,0000	3.700 €
Ersatzinvestition (ca. alle 8 Jahre)	3.700 €	1,7969	6.600 €
Verschleißteile	100 €/a	18,2559	1.800 €
Personalkosten (12 h/a·25 €/h)	300 €/a	18,2559	5.500 €
Barwert (inkl. Personal/exkl. Personal)			17.600/12.100 €

Derartige MSR-Konzepte lassen sich auf zahlreiche SBR-Kläranlagen übertragen, auf denen Dekanter zum Einsatz kommen, die mit variabler Abzugsleistung betrieben werden können. Bei Kläranlagen, deren Dekanterleistung nicht verändert werden kann, ist das Konzept auch anwendbar, verliert aber einen Teil seines Potenzials. Bei einem ausreichend hohem Sollwert für den Mindestabstand zwischen Schlamm- und Wasserspiegel kann ggf. auch auf den Einsatz einer TS-Messung verzichtet werden. Allerdings können TS-Messgeräte auch in andere MSR-Strategien (z.B. Überschussschlammabzug) eingebunden werden und die Betriebsführung erleichtern (vgl. Abschnitt 8.2.4).

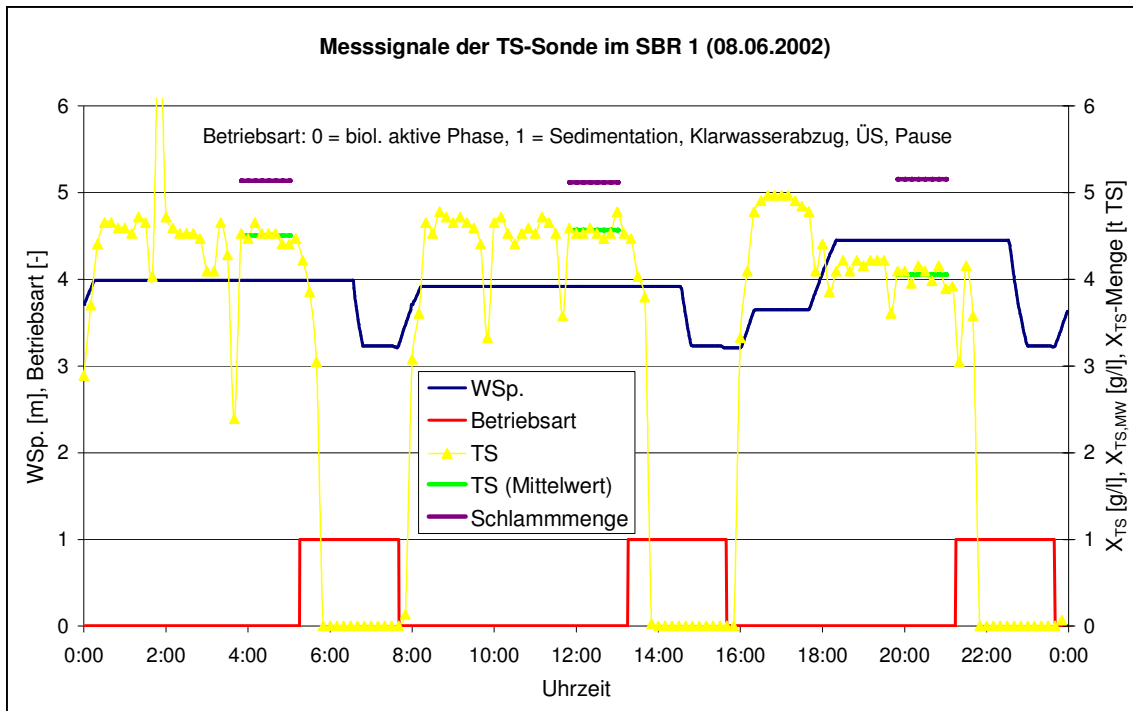
Eine nennenswerte Verschlechterung der Denitrifikationsleistung ist durch die Verkürzung der Sedimentations- und Dekantierphase im Übrigen nicht zu erwarten, denn sowohl die Untersuchungen von KAZMI UND FURUMAI [2000] als auch von GRUNDACKER [2002] sprechen dafür, dass die Denitrifikation während dieser Phase zwar für den Reinigungserfolg wichtig ist, aber ab ca. 1,5 h nach Abschalten der Rührwerke und Belüftung stark zurückgeht.

#### **8.2.4 Regelung des Überschussschlammabzugs durch den Einsatz von TS- und/oder VSV-Messgeräten**

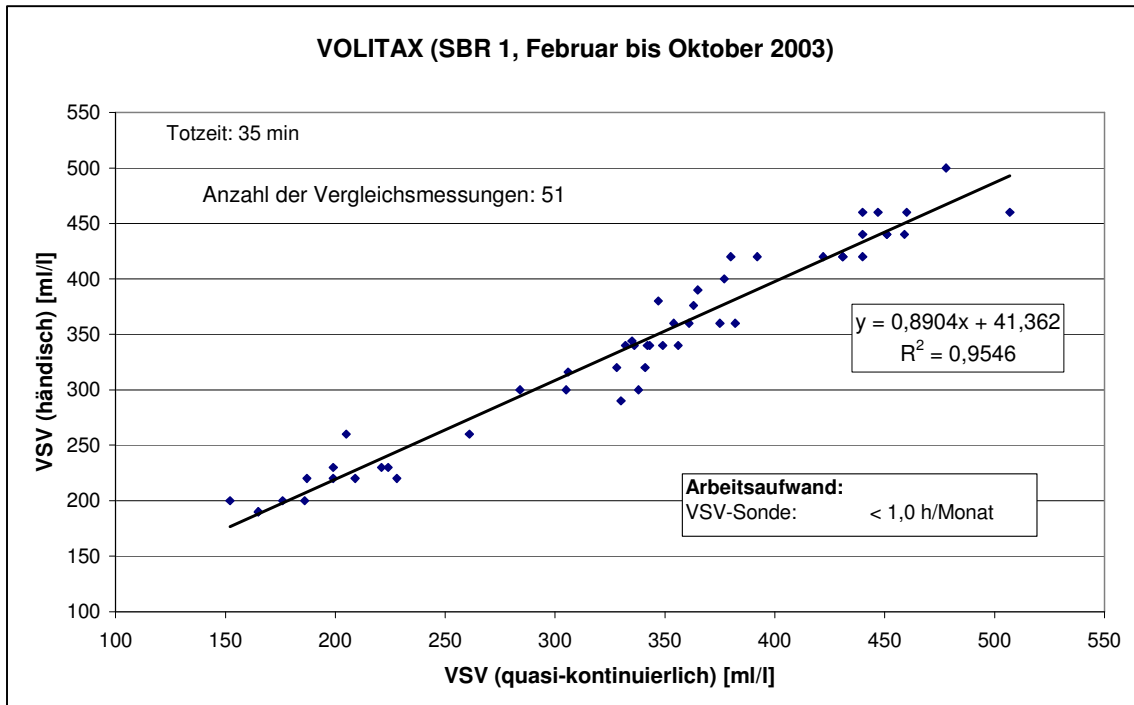
Werden zur Optimierung des Klarwasserabzugs online-TS-Sonden eingesetzt, die in einem großen Anwendungsbereich (z.B. 1 mg/l bis 10 g/l TS) eingesetzt werden können, so bietet es sich an, diese auch für Zwecke einer Überschussschlammabzugsregelung einzusetzen. Abbildung 8.4 zeigt den bereits aus Abbildung 5.8 bekannten Verlauf der Messsignale einer am Dekanter im SBR 1 angebrachten TS-Sonde, allerdings in nicht-logarithmischer Darstellung, da der Fokus diesmal auf den TS-Konzentrationen während der biologisch aktiven Phase liegt.

Es ist klar erkennbar, dass der TS innerhalb der Reaktionsphase gewissen Schwankungen unterliegt, die eine korrekte Ermittlung des TS per Hand stark erschweren. Da die online-Sonde aber kontinuierlich misst, besteht die Möglichkeit, diese Schwankungen auszugleichen. Daher wurde die Abbildung ergänzt um den Mittelwert des TS bzw. die aus TS und Wasserspiegel resultierende Schlammmenge im Reaktor in der letzten belüfteten Phase des jeweiligen Zyklus. Es wird deutlich, dass ein ÜS-Regelungskonzept auf der Grundlage der im Reaktor vorhandenen Schlammmenge viel versprechend erscheint. Dies gilt vor allem dann, wenn man diese über (gleitende) Mittelwerte in bestimmten Phasen eines Zyklus ermittelt, wodurch vereinzelt auftretende Ausreißerwerte eliminiert werden. Aussichtsreich erscheint außerdem der Einsatz eines quasi-kontinuierlichen VSV-Messgerätes. Im Reaktor 1 wurde daher ein solches Messgerät (Typ: VOLITAX, LANGE GROUP [2002B]) getestet, das ca. alle 40 min einen VSV-Messwert liefert.

Wie Abbildung 8.5 zeigt, sind die automatisch ermittelten VSV-Werte sehr gut vergleichbar mit den per Hand ermittelten Werten. Die Automatisierung dieser Messung erscheint sinnvoll, da es durch Anbindung des Messgerätes an das Prozessleitsystem und einen Abgleich mit anderen Messgrößen (Belüfterleistung, Rührwerksleistung etc.) möglich ist, nur solche Messungen zu dokumentieren bzw. zur Betriebsführung und/oder MSR-Zwecken heranzuziehen, die im volldurchmischten Medium ermittelten wurden. Die Kosten für ein derartiges Messgerät können Tabelle 8.9 entnommen werden; sie liegen zwar deutlich über denen von TS- und Schlammspiegelmessungen, auf der anderen Seite ersparen sie aber dem Betriebspersonal im täglichen Betrieb auch Zeit. Wird parallel zum VSV auch der TS online ermittelt, so kann auch automatisch der ISV ermittelt werden.



**Abb. 8.4:** Messsignale der am Dekanter des SBR 1 angebrachten TS-Sonde ergänzt um den TS-Mittelwert und die Schlammmenge im Reaktor in dem jeweils letzten belüfteten Schritt eines Zyklus



**Abb. 8.5:** Vergleich zwischen händisch ermittelten VSV-Werten und den Werten einer VSV-Sonde (in situ) (Typ: VOLITAX, Fa. LANGE GROUP [2002B])

**Tab. 8.9:** Dynamische Kostenrechnung für den Einsatz einer VSV-Messung (ZS: 5 % p.a., BZ: 50 a, ND: ca. 8 a) (1 Stück)

Kostenkomponenten:	Brutto-Betrag	Disk.-faktor	Barwert
Erstinvestition	8.000 €	1,0000	8.000 €
Ersatzinvestition (ca. alle 8 Jahre)	8.000 €	1,7969	14.400 €
Verschleißteile	100 €/a	18,2559	1.800 €
Personalkosten (12 h/a·25 €/h)	300 €/a	18,2559	5.500 €
Barwert (inkl. Personal/exkl. Personal)			29.700/24.200 €

### 8.2.5 MSR-Strategien zur Bewirtschaftung des Mengenausgleichs

In Kapitel 8.2.3 wurden Ansätze zur Optimierung der Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase vorgestellt. Wird dabei der Dekantierprozess kontinuierlich mit Hilfe einer TS-Sonde überwacht, kann verhindert werden, dass es zu einem Schlammabtrieb kommt bzw. eine gewisse TS-Konzentration im abgezogenen Klarwasser überschritten wird. Durch dieses Sicherheitskonzept entfällt eine wesentliche Aufgabe des Flächenfilters im Ablauf der Kläranlage Messel. Wird der TS-Schwellenwert für den Klarwasserabzug nur ausreichend niedrig gewählt (z.B. 5 mg/l TS), so verliert der Flächenfilter auch noch seine zweite Funktion, nämlich die Reduzierung der CSB-, BSB<sub>5</sub>- und P<sub>ges</sub>-Ablaufwerte durch das Abfiltrieren eines Teils der verbliebenen Feststoffe<sup>38</sup>. Mit einer solchen Maßnahme wäre es vertretbar, ein planmäßiges Überfüllen des Mengenausgleichs bzw. eine teilweise oder vollständige Umgehung des Filters durchzuführen. Dies ist wichtig, da der Flächenfilter – für eine Erhöhung der Zuflussmenge über 230 m<sup>3</sup>/h bzw. 2·Q<sub>T,x</sub> hinaus – den hydraulischen Engpass im Gesamtsystem „KA Messel“ darstellt.

#### 8.2.5.1 Planmäßiges Überfüllen des Mengenausgleichs

Eine Möglichkeit, den hydraulischen Engpass „Filter“ zu beseitigen, besteht darin, den Mengenausgleich planmäßig zu überfüllen, da ab einem Wasserspiegel von 1,95 m der Beckenüberlauf im Mengenausgleich anspricht. Der Vorteil dieser Variante ist, dass sie sich äußerst einfach realisieren lässt und der Mengenausgleich dennoch einen Großteil der im Ablauf der Reaktoren noch verbleibenden abfiltrierbaren Stoffe aufgrund der Sedimentationswirkung zurückhalten kann. Diese Stoffe werden bei Entleerung des Beckens über den Filter geführt und somit im System „Kläranlage“ zurückgehalten.

Obwohl zunehmend mehr SBR-Kläranlagen mit nachgeschalteten Filtern ausgestattet werden, stellt die Kombination „SBR mit Mengenausgleich und Filter“ aber noch eher die Ausnahme dar. Das Programm lässt sich dennoch sinnvoll auf alle SBR-Kläranlagen übertragen, die einen Mengenausgleich inkl. Notüberlauf besitzen.

#### 8.2.5.2 Teil- bzw. Vollumgehung des Filters

Die beiden anderen Möglichkeiten, den hydraulischen Engpass zu beseitigen, bestehen darin, den vorhandenen Bypass zu nutzen, um den Filter im Teilstrom zu betreiben bzw. ganz zu umgehen. Da die Dekantierleistung unter anderem von der Wasserspiegeldifferenz

zwischen dem Reaktor und dem Mengenausgleich abhängig ist, können diese Strategien, insbesondere bei guten Schlammabsetzeigenschaften, die hydraulische Leistungsfähigkeit der Kläranlage weiter erhöhen, ohne dass auf eine ausgleichende Wirkung des Mengenausgleichs verzichtet werden muss. Dabei ist z.B. das folgende Grundprinzip denkbar:

Befindet sich keiner der beiden Reaktoren in der Dekantierphase, so läuft alles wie bisher: der gesamte Inhalt des Mengenausgleichs wird über den Filter geführt. D.h., dass der Bypass nicht genutzt wird und der Zufluss zum Filter auf max. 230 m<sup>3</sup>/h begrenzt wird. Ist einer der beiden Reaktoren im Dekantierprogramm, so würde kontinuierlich das noch zu dekantierende Volumen aus dem aktuellen Wasserspiegel im Reaktor und dem Absenkziel errechnet und die Dekantierzeit abgeschätzt. Ist das im Mengenausgleich noch verfügbare Volumen ausreichend, um das noch zu dekantierende Volumen (abzüglich eines Schätzwertes für das in der Restdauer aus dem Mengenausgleich abfließende Volumen) aufzunehmen, dann wird alles über den Filter geführt. Reicht das verfügbare Volumen nicht aus, wird der Bypass geöffnet. Das Regelungskonzept strebt in diesem Fall einen Wasserspiegel im Mengenausgleich von 1,15 m an, da ab diesem Wert ca. 230 m<sup>3</sup>/h dem Filter zugeführt werden.

Bei vollständiger Umgehung des Filters lässt sich die Wirkung des Mengenausgleichs ebenfalls nutzen; der Abfluss aus der Kläranlage muss nicht schlagartig, sondern kann kontinuierlich erhöht werden. Dies kann dann sinnvoll sein, wenn das Einleitgewässer sensibel auf hydraulischen Stress reagiert.

Eine Übertragung derartiger Konzepte auf andere Kläranlagen kann dann sinnvoll sein, wenn diese über einen Mengenausgleich, mit und/ohne nachgeschalteten Filter, verfügen bzw. in ein ähnlich kleines Gewässer wie die KA Messel einleiten. Dann können derartige Ansätze – angepasst an die dortigen Randbedingungen – mit dazu beitragen, die hydraulischen Spitzen während des Dekantierprozesses so weit wie möglich zu reduzieren, ohne das Potenzial der Dekantierregelung zu sehr einzuschränken.

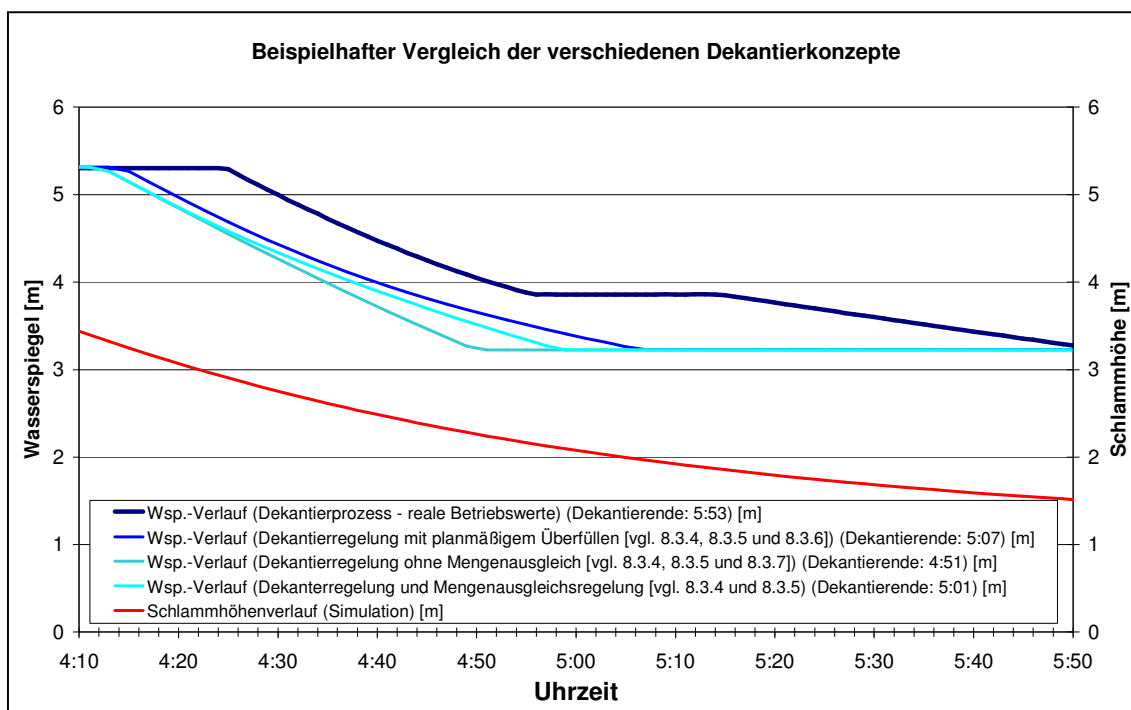
### **8.2.5.3 Beispiel für den Nutzen der verschiedenen Bewirtschaftungskonzepte**

Abbildung 8.6 zeigt einen beispielhaften Vergleich zwischen der bisherigen rein timer-gestützten Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase und den in den Abschnitten 8.2.3 bzw. 8.2.5 vorgestellten Sedimentations-, Dekantier- und Mengenausgleichskonzepten.

Mit Ausnahme der unterschiedlichen Regelungs- und Steuerungskonzepte herrschten bei allen Simulationsläufen identische Randbedingungen (z.B. identischer Schlammhöhenverlauf, gleiche Minimal- und Maximalfüllstände), sodass die unterschiedlichen Konzepte unmittelbar miteinander verglichen werden können. Wie schon zuvor ausgeführt, zeigt auch Abbildung 8.6, dass das bisher für SBR-Anlagen übliche starre, rein timergestützte Sedimentations- und Dekantierprogramm, das für ungünstige Randbedingungen (z.B. hohe Schlammindizes, ungünstige Füllstände im Mengenausgleich infolge Filterspülung o.ä.) ausgelegt wurde, im Normalfall zu unnötig langen Sedimentations- und Dekantierzeiten führt. Nach dem bisherigen Programm wäre in diesem Beispiel der Dekantierprozess um 5:53 Uhr beendet worden. Eine Programmkombination aus den in den Abschnitten 8.2.3 und 8.2.5.1 vorgestellten MSR-Konzepten auf Basis eines planmäßigen Überstaus würde hingegen den

<sup>38</sup> Die Messungen auf der Kläranlage Messel belegen, dass im Normalbetrieb die TS-Konzentration im abgezogenen Klarwasser unterhalb von 5 mg/l TS liegen und daher die zusätzliche Reinigungsleistung des

Dekantierprozess bereits um 5:07 Uhr ( $\Delta$  0:46 h) beenden. Die Einbindung des in 8.2.5.2 vorgestellten Mengenausgleichsprogramms würde den Dekantierprozess noch einmal um einige Minuten verkürzen ( $\Delta$  0:52 h), da die Dekantierleistung u.a. abhängig ist von dem Wasserspiegelunterschied zwischen SBR und Mengenausgleich. Folgerichtig könnte bei vollständiger Umgehung des Filters der Dekantierprozess in diesem Beispiel sogar bereits um 4:51 Uhr ( $\Delta$  1:02 h) beendet werden. An dieser Stelle muss angemerkt werden, dass die Simulation mit konstanten Dekanteröffnungswinkeln (wie zur Zeit üblich) durchgeführt und die Dekanter somit nicht mit der vollen hydraulischen Leistungsfähigkeit betrieben wurden. Bei ähnlich günstigen Absetzeigenschaften wie in Abbildung 8.2 könnte die Dekantierzeit noch weiter verkürzt werden, da in dem hier betrachteten Beispiel ein eher ungünstiger Schlammhöhenverlauf gewählt wurde.



**Abb. 8.6:** Vergleich verschiedener Sedimentations- und Dekantierstrategien

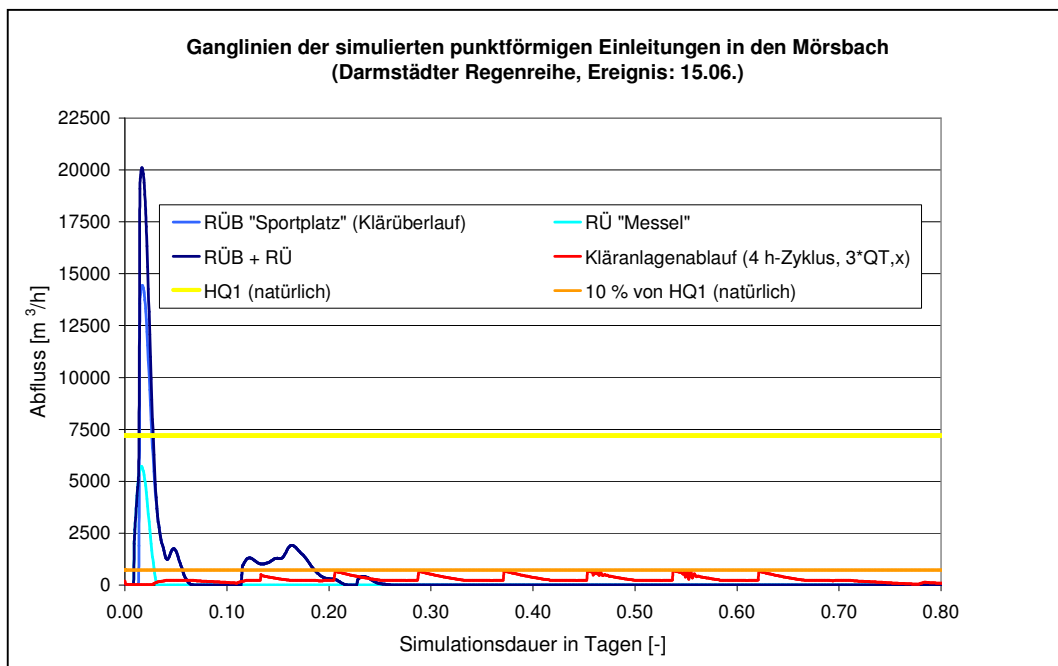
Eine Erhöhung der Zulaufmenge zur Kläranlage hat zwangsläufig auch eine Erhöhung der Ablaufmenge zur Folge. Wegen des Diskontinuitätsprinzips können hieraus Belastungsspitzen erfolgen. Wie die Simulationsergebnisse zeigen, können diese – z.B. beim planmäßigen Überfüllen des Mengenausgleichs – bis zu ca. 700 m<sup>3</sup>/h (inkl. den 230 m<sup>3</sup>/h, die über den Filter ablaufen) betragen. Dieser Wert entspricht auch der Grenze der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Ablaufleitung. Allerdings wird dieser Spitzenwert immer nur kurzzeitig erreicht. Ein Abfluss von 700 m<sup>3</sup>/h erscheint im ersten Augenblick recht hoch. Vergleicht man diesen Wert aber mit den Volumina, die an den Sonderbauwerken im Kanalnetz in den Mörsbach entlastet werden, so relativiert sich dieser Eindruck. Bei der Langzeitsimulation auf Basis der Darmstädter Regenreihe konnten kurzzeitige Entlastungsspitzen – d.h. von wenigen Minuten Dauer – von bis zu 20.000 m<sup>3</sup>/h errechnet werden (vgl. dazu den Abschnitt 7.2.1.2 und Abbildung 8.7). Hinzu kommt, dass die Ablaufspitzen der Kläranlage wegen der Randbedingungen des Diskontinuitätsprinzips meist erst

---

Flächenfilters praktisch vernachlässigbar ist (vgl. dazu die Ausführungen in Kapitel 5.2).



einige Stunden nach Beginn eines Regenereignisses auftreten werden. Zu diesem Zeitpunkt wird die Wasserführung im Mörsbach wegen der angeschlossenen Regenauslässe der Trennkanalisation, Drainagen etc. bereits angestiegen sein. Durch Bewirtschaftung des Mengenausgleichs kann zudem der Kläranlagenablauf allmählich kontinuierlich gesteigert werden. Angesichts dieser Randbedingungen sind negative Auswirkungen auf den Mörsbach infolge hydraulischen Streß wohl eher durch die Entlastungsbauwerke zu erwarten als infolge einer erhöhten Kläranlagenablaufmenge. Im Übrigen beträgt der maximale Abfluss der Kläranlage etwas weniger als 10 % des naturnahen jährlichen Durchflussscheitelwertes  $HQ_1$  von  $7.200 \text{ m}^3/\text{h}$ . Nach dem BWK-Merkblatt M 3 [2001] ist demnach alleine aus dem Kläranlagenablauf kein ökologisch unverträglich hoher Einleitungsabfluss zu erwarten.



**Abb. 8.7:** Entlastungs- bzw. Abflussganglinien der für den Mörsbach relevanten punktförmigen Einleitungen (Basis: Kanalnetz- und Kläranlagensimulation für das Ereignis der Darmstädter Regenreihe vom 15.06.)

### 8.2.6 Außerplanmäßige Beschickung der SB-Reaktoren

Wenn der Vorlagebehälter voll ist, schalten die Einlaufpumpwerke ab; ein Umstand der eigentlich im Normalbetrieb nicht auftreten sollte, sofern die Kläranlage ausreichend dimensioniert worden ist und entsprechend betrieben wird. Wegen des fixen Volumens des Vorlagebehälters kann diese Situation aber bei einem erhöhten Mischwasserzufluss unter Umständen häufiger auftreten, besonders in der Zwischenzeit zwischen Beginn des erhöhten Zuflusses und dem Umschalten aller Reaktoren in den verkürzten Regenwetterzyklus. Diese Problematik gilt im Übrigen auch für SBR-Anlagen mit Trennsystem, die hydraulische Probleme infolge eines hohen Anteils an Fehlschlüssen, Fremdwasseranfall o.ä. haben.

Neben den bisher vorhandenen Betriebsarten Füllen, Mischen etc. bietet es sich daher an, einen weiteren Status einzuführen, nämlich ein außerplanmäßiges Beschicken der Reaktoren außerhalb der eigentlichen Füllphasen. Erklärtes Ziel ist dabei, den Vorlagebehälter

bei Mischwasserzufluss möglichst schnell wieder leer zu fahren. Dazu sollen alle auf der Anlage zur jeweiligen Zeit vorhandene Speicher- und Behandlungsvolumina genutzt werden. Es liegt deshalb nahe, das freie Volumen eines Reaktors zu nutzen, wenn sich dieser in

- der Reaktions- oder Bio-P-Phase oder
- im Pausen-Modus oder
- im de-facto-Pausenmodus befindet, wie z.B.
  - beim ÜS-Abzug am Ende eines Zyklus oder
  - wenn die Dekantierphase aufgrund des vorzeitigen Erreichens des Absenkziel faktisch bereits beendet ist.

Als Startsignal für diese Zwangsbeschickung kommen z.B. die in Kapitel 8.2.1 beschriebenen Umschaltkriterien infrage.

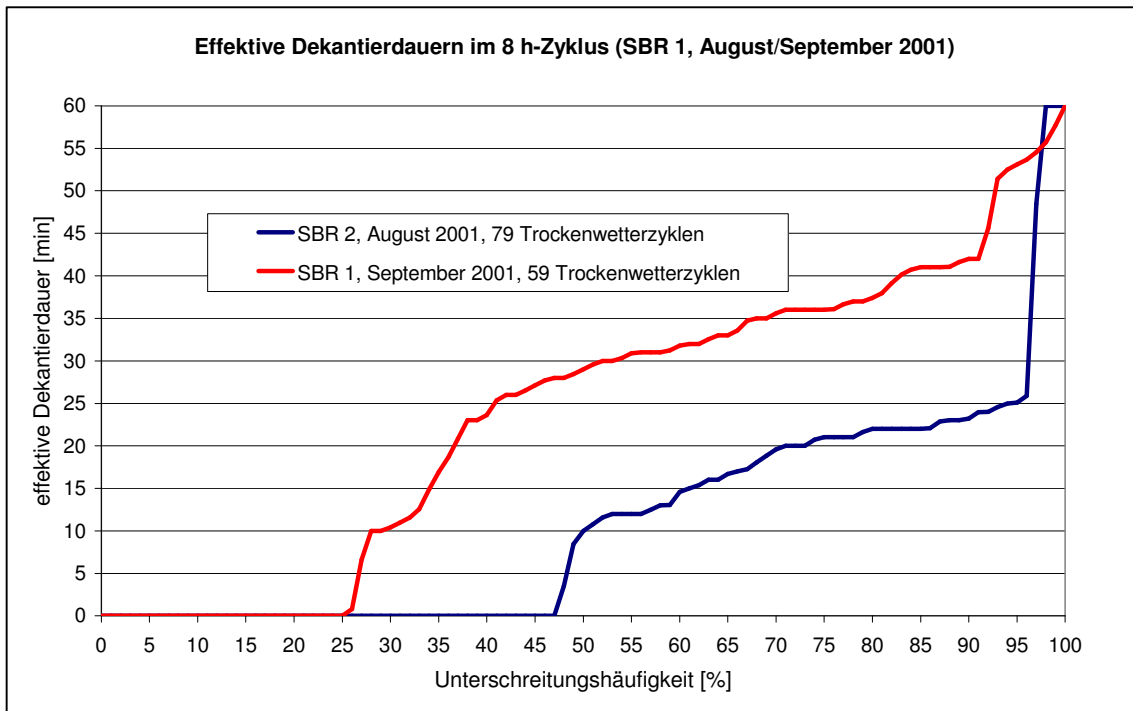
Der Einsatz von Prozessmesstechnik (z.B.  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ ) würde es gestatten, auch die aktuellen Konzentrationen im Reaktor für die Entscheidungsfindung heranzuziehen, ob ein Reaktor zwangsbeschickt werden soll oder nicht, denn bei Kläranlagen mit hohen Anforderungen an den Überwachungswert kann ansonsten ein unkontrolliertes Beschicken zu Überschreitungen des Überwachungswertes führen. In diesem Fall böte es sich an, den Zwangsbeschickungsvorgang nur dann einzuleiten, wenn keine Gefahr einer Überschreitung des Überwachungswertes besteht oder aber den Zyklus dynamisch zu verlängern, sobald die Gefahr besteht. Bei Kläranlagen, die weniger strenge Überwachungswerte einhalten müssen als die KA Messel, dürfte dies jedoch meist nicht erforderlich sein. Hier wird es ausreichend sein, im Zyklusprogramm Phasen zu definieren, zu denen eine Zwangsbeschickung unzulässig ist.

Auf das Potenzial eines derartigen Ansatzes sei kurz eingegangen.

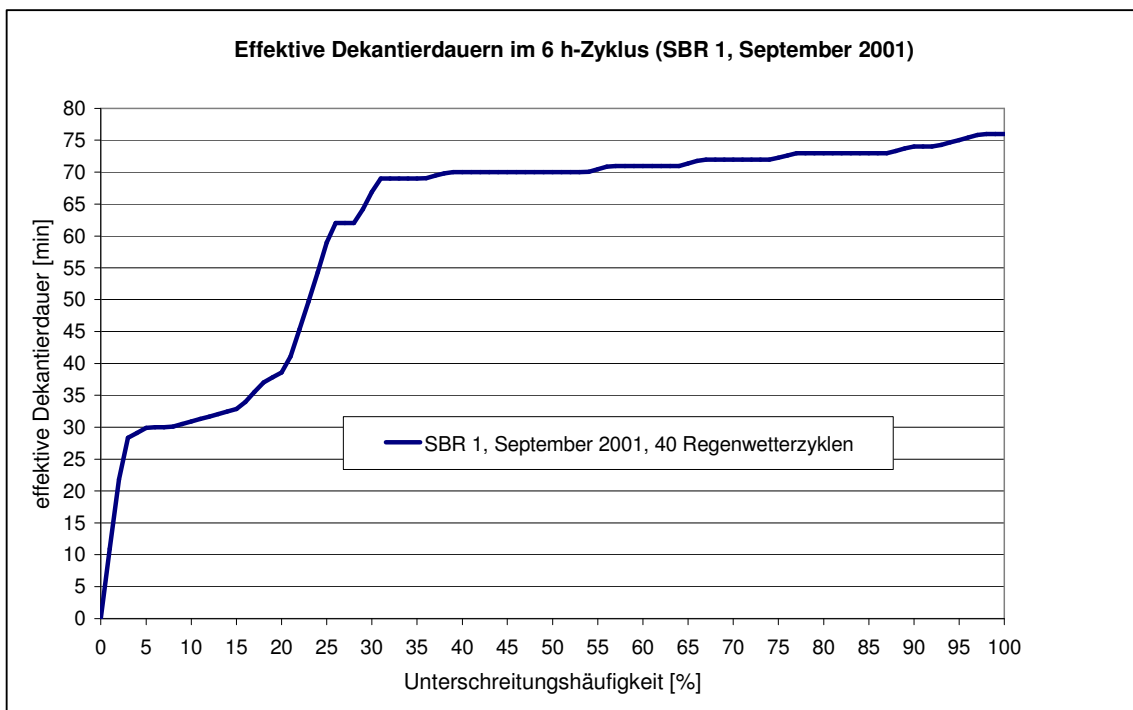
Im Kapitel 5 (siehe auch Abbildung 5.26) wurde erläutert, dass es phasenweise auch während größerer Regenereignisse noch freie Behandlungs- und Speicherkapazitäten in den Reaktoren bzw. in der Vorlage gibt. Dass es sich bei dem aufgeführten Beispiel keinesfalls um einen Einzelfall handelt, belegen die Abbildungen 8.8 und 8.9. Hier sind Unterschreitungshäufigkeiten der effektiven Dekantierdauern im August 2001 (SBR 2, Trockenwetterzyklen) bzw. September 2001 (SBR 1, Trocken- und Regenwetterzyklen) dargestellt <sup>39</sup>. Die Unterschreitungshäufigkeiten veranschaulichen, dass in den seltensten Fällen die maximale Dekantierdauer von 60 min (Trockenwetter) bzw. 76 min (Regenwetter) voll ausgeschöpft wurde. Im August 2001 wurde im SBR 2 sogar in 45 % aller Zyklen überhaupt kein Klarwasser angezogen, da der Reaktor innerhalb der jeweiligen Zyklen nicht mit Abwasser beschickt wurde; in diesen Fällen wäre es möglich gewesen, mit der außerplanmäßigen Zwangsbeschickung bereits während der Sedimentationsphase zu beginnen und damit den Beginn eines neuen Zyklus vorzeitig einzuleiten.

<sup>39</sup> Im August 2001 sind ca. 69 mm Niederschlag gefallen, der größte Teil davon (51 mm) aber bereits in der ersten August-Woche. Insgesamt gab es daher in diesem Monat 20 Trockenwettertage. Der Niederschlag im September 2001 betrug 102 mm. Da die Regentage relativ gleichmäßig über diesen Monat verteilt waren, gab es aufgrund von Regennachlauf und Beckenentleierungsphasen nur wenige Tage mit Trockenwetterzufluss.

Abbildung 8.9 verdeutlicht, dass auch bei Regenwetterzyklen die maximale Dekantierzeit nicht immer erforderlich ist; auch hier wäre es in vielen Fällen möglich gewesen, mit der Wiederbefüllung des Reaktors deutlich früher zu beginnen. Neben der besseren Auslastung der vorhandenen freien Volumina würde ein früheres Wiederbefüllen bei Mischwasserzufluss sich auch aus Sicht der Reinigungsleistung positiv bemerkbar machen, da dieser Zeitraum auch bereits zur Abwasserreinigung genutzt werden kann, z.B. für Bio-P und Denitrifikation.



**Abb. 8.8:** Kurve der Unterschreitungshäufigkeit der effektiven Dekantierdauer (TW)



**Abb. 8.9:** Kurve der Unterschreitungshäufigkeit der effektiven Dekantierdauer (RW)

### 8.2.7 Optimierung der Nitrifikation

Die Nitrifikationsphase besteht in Messel im Allgemeinen aus zwei Routinen, dem reinen „Belüften“ und dem „Belüften und Rühren“. Die Nitrifikationsphase läuft dabei – das gilt auch für die meisten SBR-Kläranlagen - rein zeitgesteuert ab. In Kapitel 5 wurde bereits ausgeführt, dass dies aus Sicht einer Energieminimierung nicht besonders effektiv ist; bei niedrigen Überwachungswerten für  $\text{NH}_4\text{-N}$  bieten starre Zyklussteuerungen zudem auch keinen sicheren Schutz gegen Grenzwertüberschreitungen. Im Falle der Kläranlage Messel und anderer Anlagen, die ähnlich niedrige  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswerte einhalten müssen, liegt es nahe,  $\text{NH}_4$ -Messgeräte nicht nur zur Überwachung einzusetzen, sondern sie auch in Konzepte zur Belüftungsregelung einzubinden. Durch die online-Messung von  $\text{NH}_4\text{-N}$  und ggf. auch anderer Qualitätsparameter (z.B.  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) besteht zudem die Möglichkeit, den Reinigungsprozess vorzeitig zu beenden, wenn die entsprechenden Gütekriterien erfüllt sind bzw. die Zyklusdauer automatisch zu verlängern (z.B. jeweils um eine  $\frac{1}{4}$  Stunde)<sup>40</sup>, wenn dies am Ende der planmäßigen biologisch aktiven Phase nicht der Fall sein sollte (vgl. dazu die dynamische Zyklusanpassung in Abschnitt 8.2.2).

Generell existieren eine Vielzahl von möglichen Belüftungsregelungen auf Basis von  $\text{NH}_4$ -Messgeräten und ggf. anderen Messgrößen (z.B.  $\text{NO}_3\text{-N}$ ), die zur Optimierung der Belüftungsphase eingesetzt werden können (vgl. OLSSON UND NEWELL [1999]). Entsprechend dem Grundsatz „KISS“ ist es im Falle Messel - und vermutlich auch anderer kleinerer SBR-Kläranlagen - sinnvoll, ein möglichst einfaches Regelungskonzept zu verwenden.

Nahe liegend ist, die herkömmliche Belüftungsregelung leicht zu modifizieren, indem der Sauerstoffsollwert nicht mehr starr vorgegeben wird, sondern durch einen Sauerstoffsollwertgeber ermittelt wird, der sich wiederum an der gemessenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration bzw. der zeitlichen Veränderung der Konzentration orientiert. Um die Kosten für die Implementierung möglichst gering zu halten, sollte der Belüftungsregler zweckmäßigerweise in eine bereits vorhandene zeitgeführte Ablaufsteuerung eingebunden werden, und zwar in der Weise, dass das Programm entweder abgebrochen wird, wenn eine vorher definierte Maximaldauer der Belüftungsphase erreicht wird oder ein bestimmter  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Grenzwert oder ein Grenzwert für die zeitliche Veränderung der Abnahme des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration erreicht ist.

Bei Realisierung eines derartigen Konzeptes stellt sich die Frage nach einem geeigneten Messgerät, wobei z.Zt. prinzipiell zwei Alternativen zur Verfügung stehen:

- Herkömmliche  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozessphotometer haben sich in der Praxis bewährt, weisen jedoch eine Totzeit auf, die es ggf. bei der Konzeption eines Reglers zu beachten gilt.
- Ionensensitive in-situ Ammoniumsonden besitzen praktisch keine Totzeit, befinden sich aber erst in der Einführungsphase; der Beweis ihrer Praxistauglichkeit steht noch aus.

Nachfolgend soll daher kurz auf diese beiden Alternativen eingegangen werden:

**Online-Ammonium-Prozessphotometer** befinden sich seit vielen Jahren erfolgreich im Einsatz. Derartige Messgeräte, die z.B. nach der DIN-äquivalenten Indophenolblau-Methode messen, sind in der Lage, einen breiten Messbereich (z.B. 0,1 bis 20,0 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) zu-

<sup>40</sup> In diesem Fall muss die aktuelle Zyklusdauer des anderen Reaktors ebenfalls um diesen Betrag verlängert werden, um die Synchronisation beizubehalten.

verlässig abzudecken. Dies ist für Messung eines Batchprozesses besonders wichtig, da bei diesem naturgemäß starke Konzentrationsschwankungen auftreten können. Höherwertige Geräte können ca. alle 5 min einen Messwert liefern. Damit dieses Messintervall aber auch voll ausgenutzt werden kann, muss für jeden Reaktor ein Messgerät zur Verfügung stehen. Die theoretische Möglichkeit, auf etwas kostengünstigere Zweikanalmessgeräte (d.h. ein Messgerät misst abwechselnd die Proben beider Reaktoren) auszuweichen, erscheint wegen der damit verbundenen Nachteile (z.B. längere Messintervalle, erforderliche Synchronisation der Probenströme) bzw. der Randbedingungen der hier angedachten Konzepte (z.B. wechselnder Master) nicht sinnvoll. Ferner gilt es zu beachten, dass online-Prozessphotometer meist noch eine separate Probennahme bzw. -aufbereitung benötigen. Diesen Zweck können z.B. sog. automatische in situ-Probenfiltrationssysteme erfüllen, die sich seit einiger Zeit auf dem Markt befinden. Bei diesen Systemen sitzen die selbstreinigenden Filtermodulträger im Belebungsbecken. Über Pumpen wird dann das Permeat den Messgeräten zugeführt. Im Falle Messel bietet es sich an, die Prozessphotometer in der Maschinenhalle zu installieren, die zwischen den beiden Reaktoren angeordnet ist. Dadurch können die Leitungswege (< 15 m) kurz gehalten werden. Hierdurch wird ein Nachteil der Prozessphotometer abgemildert: Die Totzeit, die durch die Probenahme und Probenaufbereitung sowie die notwendige Analyse entsteht, kann dadurch auf maximal 15 bis 20 min begrenzt werden, was für einen Batchprozess noch in einem akzeptablen Bereich liegt. Die Kosten für ein derartiges Gerät (inkl. Probenaufbereitung) können Tabelle 8.10 entnommen werden. Erste Ergebnisse mit einem derartigen Ammonium-Prozess-Photometer können den Anhängen 8.1 bzw. 8.2 entnommen werden.

Seit wenigen Jahren gibt es auch erste ionensensitive **Ammonium- und Nitrat-Sonden** auf dem Markt, die nicht nur den Vorteil haben, dass die Totzeit vernachlässigbar gering ist, sondern auch in Hinblick auf Anschaffung und Betrieb deutlich günstiger (< 10.000 €) sind als die Prozessphotometer. Die Entwicklung in diesem Bereich lässt somit den berechtigten Schluss zu, dass schon in wenigen Jahren der Einsatz von Ammonium-Online-Messgeräten auch auf kleineren Anlagen wirtschaftlich möglich ist. Im Moment stellen sie jedoch - zumindest für die gewünschten Zwecke - noch keine Alternative zu den Prozessphotometern dar; dies zeigen die bisherigen Erfahrungen des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern mit zwei derartigen Geräten auf verschiedenen Kläranlagen. Negativ bemerkbar machten sich insbesondere die geringen Standzeiten, da die Sonden mindestens im Wochenrhythmus kalibriert werden mussten. In einem Fall konnte trotz sorgfältiger Auswahl eines geeigneten Messortes, intensiver Betreuung durch den Messgerätehersteller und Kalibrierung im Abstand weniger Tage keine befriedigenden Messwerte ermittelt werden; u.a. wurden plötzlich auftretende Ammoniumspitzen nicht zuverlässig detektiert und teilweise um ein Mehrfaches unterschätzt.

Zum Potenzial eines in Steuerungs- und Regelungszwecke eingebundenen  $\text{NH}_4$ -Prozessphotometers zur Verkürzung der Zyklusdauer bei Mischwasser bzw. einer Energieoptimierung sei auf die Ausführungen im Kapitel 5.3 verwiesen. So kann z.B. durch eine 5 %-Energieeinsparung ein Deckungsbeitrag erwirtschaftet werden, der die Kosten der Messgeräte um ca. 1.000 €/a reduziert bzw. durch eine 60 bis 90 min Verkürzung des Regenwetterzyklus die hydraulische Kapazität um 16 bis 25 % erhöht werden. Ein Vergleich dieses Wertes mit Tabelle 8.10 zeigt jedoch, dass sich ein Einsatz eines  $\text{NH}_4$ -Messgerätes für eine

Anlage von ca. 5.000 EW nur dann rechnen kann, wenn es im Zusammenhang mit einem integrierten Konzept notwendig ist <sup>41</sup>.

**Tab. 8.10:** Dynamische Kostenrechnung für den Einsatz eines NH<sub>4</sub>-Prozessphotometers (inkl. Probenaufbereitung) (ZS: 5 % p.a., BZ: 50 a, ND: ca. 8 a) (1 Stück)

Kostenkomponenten:	Brutto-Betrag	Disk.-faktor	Barwert
Erstinvestition	15.500 €	1,0000	15.500 €
Ersatzinvestition (ca. alle 8 Jahre)	15.500 €	1,7969	27.900 €
Verschleißteile und Chemikalien	2.200 €/a	18,2559	40.200 €
Personalkosten (52 h/a·25 €/h)	1.300 €/a	18,2559	23.700 €
Barwert (inkl. Personal/exkl. Personal)			107.300/83.600 €

### 8.2.8 Weitere Möglichkeiten der Optimierung

Es existieren noch eine Reihe weiterer Optimierungsmöglichkeiten, die durch den Einsatz von Messtechnik realisiert werden können. Diese sollen aber hier nur andiskutiert werden, da sie nicht im originären Zusammenhang mit dem Ziel einer Ertüchtigung der Kläranlage für Zwecke einer erhöhten Mischwasserbehandlung zu sehen sind, sondern eher dem Bereich „Optimierung des Trockenwetter- bzw. Normalbetriebs“ zuzuordnen sind, wie z.B.:

- **Kanalnetzsteuerung:** Gelingt es, die hydraulische Kapazität der KA Messel deutlich zu erhöhen – d.h. auf über 345 m<sup>3</sup>/h – kann auch über eine einfache Form der Kanalnetzsteuerung, z.B. eine wasserstandsbasierte Verbundsteuerung des Regenüberlaufbeckens bzw. Stauraumkanals, nachgedacht werden; ggf. auch unter Einbindung der in Tabelle 7.3 dargestellten Funktion. Das hieraus resultierende Verbesserungspotenzial liegt in der Größenordnung der in Abschnitt 7.2.2 dargestellten Ergebnisse. Für größere Gemeinden mit deutlich mehr Sonderbauwerken dürfte eine Kanalnetzsteuerung ein höheres Emissionsminderungspotenzial besitzen. Dies gilt besonders dann, wenn das Beckenvolumen ungleich verteilt ist und das Gebiet ungleich überregnet wird.
- **Optimierung des Denitrifikationsprozesses:** Die auf der Kläranlage Messel vorhandenen Nitratsonden könnten auch in entsprechende MSR-Konzepte integriert werden, z.B. für Zwecke einer effizienteren Substratzugabe aus dem Vorlagebehälter oder zur Optimierung der Denitrifikationsphase. Die z.Zt. in Messel eingesetzten in situ-Nitrat-Prozess-Sonden haben sich als zuverlässig und wartungsarm erwiesen (siehe auch Anhang 8.3). Gleichzeitig können die Messdaten der Nitratsonden auch in die Ermittlung des möglichen Austauschvolumens einbezogen werden. So könnte z.B. das maximale Austauschvolumen bei Mischwasserzufluss von 50 % wieder reduziert werden, sobald die Gefahr besteht, dass der Überwachungswert für N<sub>ges,anorg</sub> nicht mehr eingehalten wird.
- **Dosierung externer Kohlenstoffquellen bzw. von Fällmitteln:** Dies ist für Messel aufgrund des relativ hohen Überwachungswertes für N<sub>ges</sub> und P<sub>ges</sub> nicht relevant, könnte aber für andere Anlagen bedeutsam sein; es ist daher denkbar, die Denitrifikations- und/oder Bio-P-Leistung – auch bei Mischwasserzufluss – durch den Einsatz von NO<sub>3</sub>- bzw. PO<sub>4</sub>-Messgeräten und entsprechenden Regelungen zu steigern bzw. ggf. Fällmittel oder externe Kohlenstoffquellen zu dosieren. In einigen Fällen müssen externe Kohlen-

<sup>41</sup> Zumindest wenn man die Vorteile einer erhöhten Betriebssicherheit und Transparenz nicht berücksichtigt.

stoffquellen nicht teuer gekauft werden, sondern stehen kostengünstig in der Umgebung zur Verfügung (z.B. Reststoffe aus der Weinbereitung). Im Falle einer Optimierung der Denitrifikation könnten die externen C-Quellen in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration, der noch verbleibenden Denitrifikationszeit und der Denitrifikationsgeschwindigkeit (ermittelt über den zeitlichen Verlauf der Nitratkonzentration) dosiert werden; dies kann vor allem in Phasen sehr geringer Abwassermengen interessant sein, in denen die Reaktoren meist nur 1 mal pro Zyklus beschickt werden.

- **Optimierung der Trübwasserzugabe:** Der Einsatz umfangreicher Messtechnik gestattet auch eine Optimierung der Trübwasserzugabe, besonders wenn – wie in Messel möglich – das Trübwasser direkt in die einzelnen Reaktoren dosiert werden kann.
- **Optimierung der mechanischen Vorreinigung bzw. des Einlaufpumpwerks:** Durch eine Erhöhung der Zuflussmenge geht die Abscheideleistung des Sandfangs zwangsläufig zurück. Denkbar wäre es daher, den Zufluss zur Kläranlage nur dann zu erhöhen, wenn eine erhöhte Mischwasserbeschickung unbedingt erforderlich ist. Diesbezüglich wichtige Informationen können die Wasserstandsmessungen in den Sonderbauwerken bzw. die Daten der Niederschlagsmessstation liefern.

### 8.2.9 Simultane aerobe Stabilisierung

Zahlreiche SBR-Anlagen – insbesondere die kleineren Kläranlagen unter 20.000 EW – basieren auf dem Prinzip der simultanen aeroben Schlammstabilisierung. Dieses Prinzip setzt jedoch ein ausreichend hohes Schlammalter voraus. So schlägt beispielsweise das ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 [2000C] für derartige Anlagen ein Bemessungsschlammalter von 25 Tagen vor, jedoch werden vereinzelt (z.B. im Saarland) auch Kläranlagen auf nur 20 Tage Schlammalter bemessen. Im Normalbetrieb haben diese Kläranlagen, die auf 20 bis 25 d bemessen worden sind, keine Probleme mit der Stabilisierung des Belebtschlammgemischs.

Die zuvor beschriebenen MSR-Konzepte haben natürlich einen Einfluss auf das Schlammalter, sodass es immer zu prüfen gilt, ob auch noch mit den geplanten Maßnahmen eine simultan-aerobe Stabilisierung gewährleistet werden kann.

Für Messel bedeutet dies konkret:

Nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A] wird das Schlammalter bestimmt mit Hilfe der mittleren Verweilzeit des belebten Schlammes ( $\theta_x$ ) und dem Verhältnis der Dauer der Reaktionsphase ( $t_R$ ) zur Gesamtzyklusdauer ( $t_Z$ ).  $\theta_x$  (z.Zt.  $\approx$  41 d) wird infolge einer erhöhten Mischwasserbeschickung nur geringfügig verringert (ca. 1 bis 2 d). Da die diskutierten MSR-Konzepte eine Optimierung aller Zyklusphasen anstreben, wird sowohl die Gesamtzyklusdauer als auch die Dauer der Reaktionsphase und die Gesamtdauer der Sedimentation-, Klarwasserabzugs- und ÜS-/Pausenphasen (in Summe oft biologisch nicht aktive Phase genannt) verkürzt. In einem 4 h-Zyklus, wie im Beispiel 8.3 verwendet, würde die Dauer der biologisch nicht aktiven Phase (d.h. im Wesentlichen Sedimentation und Klarwasserabzug) von zur Zeit 147 min (6 h-Regenwetterzyklus) auf ca. 100 min (4 h-Zyklus) verringert. Die Dauer der Reaktionsphase geht demnach von 213 min (6 h-Regenwetterzyklus) auf nur noch 140 min (4 h-Zyklus) zurück. Da alle Phasen verkürzt werden, sind die Auswirkungen auf das Verhältnis  $t_R/t_Z$  jedoch gering; im 6 h-Zyklus beträgt  $t_R/t_Z$  ca. 0,59, im 4 h-Zyklus ca. 0,58.

D.h. das rechnerische Schlammalter beträgt auch im Falle eines 4 h-Zyklus noch ca. 23 d, was für eine simultan-aerobe Stabilisierung ausreichend hoch ist.

Dennoch können Situationen auftreten, in denen eine simultan-aerobe Stabilisierung gefährdet ist, z.B. im Falle einer sehr weitgehenden Energieoptimierung. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, das aerobe Schlammalter kontinuierlich mit Hilfe der Prozessdaten zu abzuschätzen. Auf der Kläranlage Messel würden z.B. für eine derartige automatische Abschätzung genug Informationen zur Verfügung stehen (z.B.  $\text{NO}_x\text{-N}$ ,  $\text{O}_2$  in den Reaktoren, Statusmelder der Belüftungsaggregate und Rührwerke, IDM in der ÜS-Schlammleitung), v.a. wenn die messtechnische Ausstattung um TS-Messungen ergänzt wird. Besteht die Gefahr, dass eine simultan-aerobe Stabilisierung nicht mehr gewährleistet ist, so könnte die Überwachungsroutine entsprechende Gegenmaßnahmen einleiten, wie z.B. Verlängerung der belüfteten Phase im Normalbetrieb. Ist trotz dieser Maßnahmen eine simultan-aerobe Stabilisierung nicht mehr gewährleistet, so kann z.B. auch darüber nachgedacht werden, den belebten Schlamm getrennt-aerob zu stabilisieren (vgl. dazu z.B. ATV [1996]).



### 8.3 *Beispiel für die Effizienz einer erhöhten Mischwasserbehandlung*

Die Kläranlagensimulation lieferte wichtige Erkenntnisse über das Optimierungspotenzial sowie die Stärken und Schwächen der Kläranlage Messel. Die Darstellung sämtlicher Ergebnisse der computergestützten Untersuchung würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen. In diesem Abschnitt soll deshalb nur beispielhaft das Optimierungspotenzial der Kläranlage Messel erläutert und der finanzielle Aufwand für die Realisierung des dazu erforderlichen integrierten Ansatzes aufgeführt werden:

Nachfolgend werden die Simulationsergebnisse von 19 im IST-Zustand – auf Basis der Darmstädter Niederschlagsreihe – entlastungsrelevanten Niederschlagsereignissen vorgestellt. Für alle diese Entlastungsereignisse wurden eine integrierte Simulation für Kanalnetz und Kläranlagen durchgeführt und zwar

- für den IST-Zustand (max. Kläranlagenzufluss: 230 m<sup>3</sup>/h) bzw.
- einen SOLL-Zustand (max. Kläranlagenzufluss: 345 m<sup>3</sup>/h).

Die Kläranlagensimulation wurde dabei mit Hilfe des kalibrierten Modells für eine Abwassertemperatur von 12 °C durchgeführt. Die Fraktionierung erfolgte entsprechend Anhang 8.5. Weiterhin wurde – abweichend zu der Vorgehensweise bei der Langzeitsimulation in Kapitel 7<sup>42</sup> – ein für Messel typischer Trockenwettertagesgang in das Schmutzfrachtmodell implementiert, um ungünstige Lastfallkombinationen (z.B. Spülstoß bzw. Beckenentleerung tritt zeitgleich mit der Trockenwettertagesspitze auf) besser erfassen zu können.

Um den erhöhten Zufluss bewältigen zu können, war es im SOLL-Zustand erforderlich, die Zyklusdauer im Regenwettermodus von 6 h auf nur noch 4 h zu verkürzen. Zur Optimierung dieses verkürzten Zyklus wurde auf einige der zuvor beschriebenen MSR-Konzepte zurückgegriffen. Wegen der kurzen Dauer fanden insbesondere die Sedimentations- und Dekantierkonzepte Anwendung, die in den Abschnitten 8.2.3 bzw. 8.2.5 (planmäßige Überfüllung des Mengenausgleichsbehälters) erläutert wurden. Die maximale Gesamtdauer für Sedimentation und Dekantierung wurde auf ca. 100 min verkürzt und es wurde mit variablen Austauschvolumen gearbeitet. Bei einem 4 h-Zyklus ist es wichtig, die belüftete Phase möglichst zu optimieren und für einen ausreichenden Sauerstoffeintrag zu sorgen, da ansonsten die Gefahr erhöhter Ammoniumablaufwerte besteht. Bei den Simulationsläufen, auf denen die nachfolgenden Ergebnisse beruhen, wurde aus Kostengründen auf die Einbindung eines Ammoniummessgerätes für Regelungsaufgaben bewusst verzichtet. Um dennoch den NH<sub>4</sub>-N-Grenzwert mit möglichst hoher Sicherheit einhalten zu können, wurde die belüftete Phase, die etwa 50 % der Zyklusdauer ausmacht, so konzipiert, dass während dieser Phase neben dem für den jeweiligen Reaktor vorgesehenen Gebläse auch immer das Stand-By-Gebläse zur Verfügung steht. Auf der KA Messel wurde die Erfahrung gemacht, dass die Zuschaltung der Rührwerke während der belüfteten Phase für einen besseren Sauerstoffeintrag sorgen. Im verkürzten 4 h-Zyklus werden deshalb die Rührwerke auch während der gesamten belüfteten Phase betrieben. Die Beschickung erfolgt jeweils in der ersten Stunde eines Zyklus, d.h. die Belüftung erfolgt auch während eines Teils der Beschickungsphase. Weiterhin wurde bei beiden Simulationsläufen eine einfache

<sup>42</sup> Bei der Langzeitsimulation wurde mit einem konstanten Trockenwetterzufluss gerechnet.

Beckenverbundsteuerung des SKO „Grube Messel“ in Abhängigkeit des Wasserstands im RÜB „Sportplatz“ verwendet.

Die Ergebnisse dieser Simulationsläufe können wie folgt zusammengefasst werden:

1. In allen Fällen war es möglich, die Kläranlage mit 345 m<sup>3</sup>/h durchgehend zu betreiben.

**Tab. 8.11:** Vergleich der simulierten Maximalwerte in der 2 h-MP für CSB, NH<sub>4</sub>-N und N<sub>ges,anorg</sub> im KA-Ablauf während entlastungsrelevanter Niederschlagsereignisse (inkl. Beckenentleerungsphase) (Basis: Darmstädter Niederschlagsreihe)

Parameter	C <sub>CSB,2h,AKA</sub> [mg/l]		S <sub>NH<sub>4</sub>,2h,AKA</sub> [mg/l]		S <sub>anorgN,2h,AKA</sub> [mg/l]	
	2·Q <sub>T,x</sub> bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3·Q <sub>T,x</sub> bzw. 345 m <sup>3</sup> /h	2·Q <sub>T,x</sub> bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3·Q <sub>T,x</sub> bzw. 345 m <sup>3</sup> /h	2·Q <sub>T,x</sub> bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3·Q <sub>T,x</sub> bzw. 345 m <sup>3</sup> /h
21.03.	21,1	22,5	0,88	1,96	7,3	7,3
24.04.	21,3	23,3	2,45	1,92	7,3	7,6
28.04.	21,1	22,7	1,24	1,71	7,6	7,7
22.05.	21,1	24,4	2,51	1,71	9,4	10,6
15.06.	21,2	22,4	1,24	1,57	7,2	7,2
20.06.	21,1	22,4	1,10	1,76	7,3	7,3
23.06.	21,1	22,7	1,18	1,84	7,7	7,8
10.07.	21,2	22,9	2,11	2,64	7,4	7,8
23.07.	21,1	22,7	0,83	1,73	7,3	7,7
02.08.	21,1	23,3	1,57	2,40	7,3	7,8
13.08.	21,1	22,4	0,93	1,80	7,3	7,3
28.08.	21,2	22,6	2,41	1,67	7,3	7,6
30.08.	21,2	24,0	1,33	2,32	7,8	8,0
02.09.	21,1	22,5	0,91	1,76	7,8	7,6
03.09.	21,3	22,5	0,74	1,76	7,3	7,6
11.09.	21,1	22,4	1,19	1,87	7,3	7,8
28.09.	21,1	22,7	1,62	1,64	7,3	7,7
01.10.	21,2	22,4	2,82	1,32	7,2	8,1
09.10.	21,1	25,5	2,06	2,61	9,2	9,5

2. In Tabelle 8.11 sind die bei dem jeweiligen Entlastungsereignis im Kläranlagenablauf ermittelten CSB-, NH<sub>4</sub>-N- und N<sub>ges,anorg</sub>-Maximalkonzentration in der 2 h-Mischprobe aufgelistet. Die Tabelle belegt, dass zwar die erreichten Spitzen im Ablauf bei einer erhöhten Mischwasserbehandlung meist über denen im IST-Zustand ermittelten Werten liegen, die Überwachungswerte für CSB (45 mg/l), NH<sub>4</sub>-N (3 mg/l) und N<sub>ges,anorg</sub> (18 mg/l) aber dennoch eingehalten werden. Der Umstand, dass im Einzelfall die NH<sub>4</sub>-N-Spitzenwerte im Ablauf der Kläranlage bei erhöhter Mischwasserbeschickung unterhalb der Vergleichswerte im IST-Zustand liegen, ist auf folgenden Zusammenhang zurückzuführen:

Im 6 h-Zyklus muss mit zwei Beschickungen pro Zyklus gearbeitet werden, um den maximalen Mischwasserzufluss von  $230 \text{ m}^3/\text{h}$  behandeln zu können (vgl. dazu auch Kapitel 5.4). Aus diversen Gründen (v.a. wegen Synchronisationsproblemen) steht aber das Stand-by-Gebläse nicht während der gesamten Dauer der Belüftungsphase im 6 h-Zyklus zur Verfügung. In Situationen, in denen eine hohe Schmutzfracht (z.B. infolge Spülstoß oder Beckenentleerung) während der zweiten Beschickungsphase dem Reaktor zugeführt wird, kann es daher vorkommen, dass der 6 h-Zyklus bezüglich Nitrifikation etwas schlechter abschneidet als der 4 h-Zyklus. Die CSB-Spitzen im Ablauf der Kläranlage liegen hingegen bei erhöhter Mischwasserbeschickung immer etwas über den Vergleichswerten des 6 h-Zyklus. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei erhöhter Mischwasserbeschickung ein Teil des gereinigten Abwassers am Filter vorbeigeführt werden muss. In diesem Teilstrom liegt daher der Anteil der partikulären CSB-Fractionen etwas höher. Da aber der Klarwasserabzug von einer TS-Sonde überwacht und daher Schlammabtrieb verhindert wird, ist eine sichere Einhaltung des CSB-Überwachungswertes auch bei erhöhter Mischwasserbeschickung möglich.

3. Die mittleren CSB-,  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{ges,anorg}}$ -Konzentrationen im Kläranlagenablauf sind in Tabelle 8.12 aufgelistet. Die Ermittlung erfolgte dabei volumengewichtet über die Dauer der Mischwasserbehandlung (inkl. Beckenentleerungsphasen). Es wird deutlich, dass zwar die Ablaufwerte bezüglich aller drei Parameter bei erhöhter Mischwasserbehandlung im Mittel über den Vergleichswerten des IST-Zustands liegen, aber keine signifikante Verschlechterung der Reinigungsleistung beobachtet werden konnte. D.h. die Dauer der Belüftungsphase ist auch bei einem 4 h-Zyklus noch ausreichend, sofern die Belüftungsregelung entsprechend optimiert wird, um eine nahezu vollständige Nitrifikation zu erzielen. Die eigentliche Denitrifikationsphase (unbelüftet+gerührt) muss zwar im 4 h-Zyklus (von 56 min im 6 h Zyklus auf nur noch ca. 20 min pro Zyklus) nochmals deutlich reduziert werden, dennoch bricht die Denitrifikationsleistung nicht ein, da insbesondere am Anfang der belüfteten Phasen noch eine simultane Denitrifikation stattfindet und auch die Denitrifikation während der Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase für den Reinigungserfolg nicht zu vernachlässigen ist; letztere wird durch die Verkürzung der Zyklusdauer jedoch nicht wesentlich beeinträchtigt.
4. Tabelle 8.13 belegt, dass angesichts dieser günstigen Ergebnisse eine erhöhte Mischwasserbehandlung aus Sicht einer Emissionsminderung eine sinnvolle Maßnahme darstellt. Die Tabelle zeigt eine CSB-Gesamtbilanz für die einzelnen Entlastungsereignisse sowie über alle betrachteten Ereignisse. Es wird deutlich, dass die während der Ereignisse emittierten CSB-Frachten aus Kanalnetz und Kläranlage durch eine erhöhte Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage deutlich reduziert werden können. Bezüglich der entlastungsbedingten CSB-Frachten kann im Mittel eine Reduktion von 27 % erzielt werden. Bezogen auf die gesamten CSB-Frachten kann immerhin noch eine Reduktion von 13 % erreicht werden. Bereinigt man die Bilanz um die Emissionen an gelöst-inertem CSB, die weder durch Maßnahmen auf der Kläranlage noch im Bereich der Mischwasserbehandlung verringert werden können, so ist das Ergebnis noch besser. Ohne die gelöste und inerte Komponente gehen die CSB-Gesamtemissionen sogar um 19 % zurück. Die um die gelöste und inerte Komponente bereinigten TKN-Gesamtemissionen bleiben im Mittel aller Ereignisse unverändert.

**Tab. 8.12:** Vergleich der simulierten mittleren CSB-, NH<sub>4</sub>-N- und N<sub>ges,anorg.</sub>-Konzentrationen im Kläranlagenablauf während der Dauer entlastungsrelevanter Regenereignisse (inkl. Regenbeckenentleerungsphase) (Basis: Darmstädter Niederschlagsreihe)

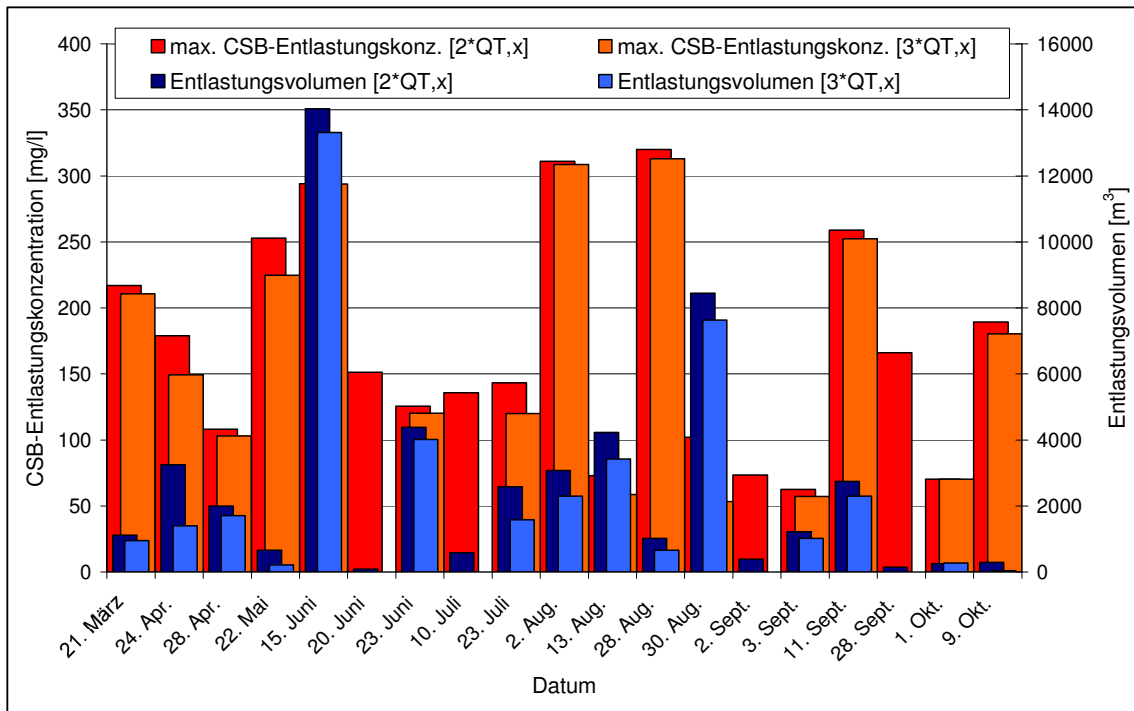
Parameter	C <sub>CSB,AKA</sub> [mg/l]		S <sub>NH<sub>4</sub>,AKA</sub> [mg/l]		S <sub>anorgN,AKA</sub> [mg/l]	
	2·Q <sub>T,x</sub> bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3·Q <sub>T,x</sub> bzw. 345 m <sup>3</sup> /h	2·Q <sub>T,x</sub> bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3·Q <sub>T,x</sub> bzw. 345 m <sup>3</sup> /h	2·Q <sub>T,x</sub> bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3·Q <sub>T,x</sub> bzw. 345 m <sup>3</sup> /h
21.03.	19,8	21,4	0,46	1,03	6,1	6,8
24.04.	18,7	20,1	0,77	0,68	5,3	5,4
28.04.	19,3	20,7	0,62	0,76	6,7	7,2
22.05.	19,7	21,7	0,90	0,74	7,2	8,1
15.06.	19,0	20,2	0,41	0,45	5,9	5,9
20.06.	19,9	21,4	0,76	1,22	6,6	7,5
23.06.	19,2	20,5	0,30	0,47	6,2	6,1
10.07.	19,1	20,5	0,82	1,05	5,2	5,9
23.07.	19,0	20,3	0,45	0,61	5,7	5,8
02.08.	18,2	19,8	0,54	0,65	6,0	6,2
13.08.	18,9	20,1	0,54	0,72	6,2	5,9
28.08.	19,8	21,6	0,80	0,80	6,2	5,6
30.08.	18,6	20,2	0,39	0,48	6,6	7,1
02.09.	19,2	20,5	0,49	0,60	6,8	6,6
03.09.	19,1	20,5	0,28	0,60	6,5	6,6
11.09.	19,3	20,8	0,46	0,63	6,0	6,0
28.09.	19,5	21,0	0,74	0,81	6,4	6,3
01.10.	18,7	20,2	0,88	0,71	6,4	7,1
09.10.	19,5	21,9	1,12	1,12	7,6	8,4
<b>Mittelwert</b>	<b>19,2</b>	<b>20,7</b>	<b>0,62</b>	<b>0,74</b>	<b>6,3</b>	<b>6,6</b>

5. Tabelle 8.13 verdeutlicht zudem, dass durch eine erhöhte Mischwasserbehandlung die Anzahl der Entlastungsereignisse von 19 (IST-Zustand) auf 15 (SOLL-Zustand) reduziert werden kann; ein weiteres Entlastungsereignis (09.10.) kann zudem fast vollständig verhindert werden.
6. Aus Abbildung 8.10 ist ersichtlich, dass es sich bei den verhinderten Entlastungen zwar meist nur um kleinere Ereignisse mit geringem Entlastungsvolumen handelt, diese Ereignisse aber durchweg hohe maximale CSB-Entlastungskonzentrationen aufweisen, die wiederum bei niedriger Wasserführung im Mörsbach für diesen potenziell kritisch sein können (vgl. dazu auch Abschnitt 7.2.1.2).

**Tab. 8.13:** Vergleich der simulierten CSB-Frachten aus Kanalnetz und Kläranlage bei den entlastungsrelevanten Regenereignissen der Darmstädter Niederschlagsreihe (inkl. Regenbeckenentleerungsphase)

	Kläranlage		Kanalnetz		Gesamtsystem	
	$B_{CSB,AKA}$ [kg]		$B_{CSB}$ [kg]		$B_{CSB}$ [kg]	
Zufluss/ Ereignis	2· $Q_{T,x}$ bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3· $Q_{T,x}$ bzw. 345 m <sup>3</sup> /h	2· $Q_{T,x}$ bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3· $Q_{T,x}$ bzw. 345 m <sup>3</sup> /h	2· $Q_{T,x}$ bzw. 230 m <sup>3</sup> /h	3· $Q_{T,x}$ bzw. 345 m <sup>3</sup> /h
21.03.	66	75	173	143	239	218
24.04.	172	222	339	136	511	358
28.04.	91	104	143	119	234	223
22.05.	109	130	148	45	257	175
15.06.	81	100	1.184	1.104	1.265	1.204
20.06.	69	76	13	0	82	76
23.06.	73	86	254	229	327	315
10.07.	153	176	63	0	216	176
23.07.	113	141	250	139	363	280
02.08.	241	278	454	300	695	578
13.08.	124	148	135	77	259	225
28.08.	80	95	232	142	312	237
30.08.	120	146	277	247	397	393
02.09.	85	99	27	0	112	99
03.09.	75	85	53	43	128	128
11.09.	85	101	396	337	481	438
28.09.	94	104	23	0	117	104
01.10.	100	108	16	16	116	124
09.10.	107	125	52	7	159	132
<b>Summe</b>	<b>2.039</b>	<b>2.400</b>	<b>4.232</b>	<b>3.084</b>	<b>6.271</b>	<b>5.484</b>
<b>ohne <math>S_i</math></b>	<b>278</b>	<b>478</b>	<b>3.288</b>	<b>2.410</b>	<b>3.566</b>	<b>2.887</b>

7. Die Simulationsergebnisse zeigten ferner, dass es auch bei einer erhöhten Mischwasserbehandlung von bis 345 m<sup>3</sup>/h immer wieder Phasen gibt, in denen ausreichend Speichervolumen im Vorlagebehälter und/oder Behandlungsvolumen in den Reaktoren vorhanden gewesen wäre, um die Zykluszeit von 4,5 h oder gar 5 h erhöhen zu können und dennoch eine ausreichend hohe hydraulische Durchsatzleistung gewährleisten zu können. Im Zusammenhang mit einer dynamischen und flexiblen Zyklussteuerung bedeutet dies, dass es in diesen Fällen möglich gewesen wäre, die Reinigungsleistung durch eine stufenweise Verlängerung der Zyklusdauer weiter zu verbessern; dies gilt insbesondere beim Einsatz von NH<sub>4</sub>- und NO<sub>3</sub>-Messgeräten.



**Abb. 8.10:** Mittlere CSB-Entlastungskonzentrationen und Entlastungsvolumina für die simulierte Einzelereignisse

8. Weiterhin konnten in der Simulation Fälle beobachtet werden, in denen es möglich gewesen wäre, die Zyklusdauer auf weniger als 4 h (z.B. 3,0 bzw. 3,5 h) zu verkürzen und dennoch die Überwachungswerte einzuhalten (z.B. in den Nachtstunden oder Phasen, wo der Mischwasserabfluss nur noch gering verschmutzt ist). Auch hier besteht im Zusammenhang mit einer flexible Zyklussteuerung und entsprechender online-Messtechnik noch weiteres Optimierungspotenzial.
9. Es erscheint daher durchaus sinnvoll, den maximalen Zufluss zur Kläranlage variabel zu gestalten (vgl. „Integrierter Ansatz“ (Möglichkeit 2), Kapitel 2.1). Denkbar ist, den Zufluss zur Kläranlage in Abhängigkeit vom Füllstand der Vorlage zu regeln, um auch das dort vorhandene Speichervolumen möglichst vollständig zu nutzen. Da die Trockenwettertagesgänge in Messel (und auch anderen kleineren Gemeinden) sehr ausgeprägt sind, kann beispielsweise auch bei Mischwasserzufluss eine deutliche Erhöhung der CSB- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen zu bestimmten Tageszeiten bzw. eine starke Verringerung dieser Werten in den Nachtstunden beobachtet werden. Es liegt nahe, dieses Phänomen unter Umständen auch bei einer Einbindung der Vorlage in ein MSR-Konzept zu beachten. Vorstellbar ist z.B., am Ende der Nacht den Zufluss zu drosseln, um ihn zwischen 06:00 und 08:00 deutlich erhöhen zu können. Derartige Konzepte erfordern allerdings den Einsatz komplexer MSR-Technik und müssen auch prädiktive Komponenten enthalten.
10. Wie in Kapitel 8.2.9 ausgeführt, ist auch im 4 h-Zyklus die simultan-aerobe Stabilisierung des belebten Schlammes gewährleistet.

Prinzipiell belegen diese Beispiele, dass eine deutlich erhöhte Mischwasserbehandlung bereits mit relativ einfachen Mitteln technisch möglich sein sollte und auch ein integrierter

Betrieb mit einer zwar erhöhten, aber dennoch quasi-starren maximalen Zulaufmenge (vgl. „Integrierter Ansatz“ (Möglichkeit 1), Kapitel 2.1), ökologisch sinnvoll erscheint.

Aber auch aus ökonomischer Sicht ist ein solcher Ansatz interessant. Kalkuliert man die Kosten für die erhöhte Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage in diesem Beispiel und stellt man sie dem Einsparpotenzial im Bereich des Kanalnetzes gegenüber, so kommt man zu den Ergebnissen aus Tabelle 8.14. Diese verdeutlichen, dass eine erhöhte Mischwasserbehandlung unter den Randbedingungen dieses Beispiels ökonomisch vorteilhaft ist <sup>43</sup>. Die Ergebnisse sind umso bemerkenswerter, weil im Kapitel 7 spezifische Investitionskennwerte neueren Datums angesetzt wurden, die bereits die Baukrise der letzten Jahre widerspiegeln. Es versteht sich daher von selbst, dass bei einem Anziehen der Baukonjunktur integrierte Ansätze ökonomisch noch vorteilhafter werden. Gleiches gilt für größere Kläranlagen: Wenn integrierte Konzepte bereits für 5.000 EW wirtschaftlich sein können, dann werden diese für größere Anlagen höchst wahrscheinlich auch ökonomisch sinnvoll sein. Die Kosten für die Implementierung der angedachten Mess-, Steuerungs- und Regelungskonzepte wurden explizit nicht ausgewiesen. Im Falle eines modernen PLS dürften sie sich aber in Grenzen halten, zumal die meisten der ausgewiesenen Strategien einfach umsetzbar sind; die Implementierungskosten dürften daher in aller Regel die grundsätzliche Vorteilhaftigkeit einer erhöhten Mischwasserbehandlung nicht in Frage stellen. Dennoch gilt es in jedem Einzelfall – wie es heute üblich sein sollte – die monetäre Vorteilhaftigkeit einer siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahme mit Hilfe einer detaillierten betriebswirtschaftlichen und/oder gesamtwirtschaftlichen Kostenvergleichsrechnung, Kosten-Nutzen-Rechnung o.ä. zu prüfen.

**Tab. 8.14:** Vergleich zwischen den Kosten (Barwerte) und Nutzen einer erhöhten Mischwasserbehandlung (Einsparpotenzial: siehe Tab. 7.6, 7.7, 8.2, 8.7, 8.8 und 8.10) <sup>44</sup>

Gerät (Anzahl)	Barwert inkl. Personalkosten	Barwert ohne Personalkosten
1 Regenschreiber	16.400 €	10.900 €
2 TS-Sonden	35.200 €	24.200 €
2 Schlammspiegelmessungen	41.400 €	30.400 €
<b>Zwischensumme 1</b>	<b>93.000 €</b>	<b>65.500 €</b>
2 NH <sub>4</sub> -Photometern inkl. Probenaufb.	214.600 €	167.200 €
abzgl. Energieeinsparungen (5 %)	- 18.300 €	- 18.300 €
<b>Zwischensumme 2</b>	<b>289.300 €</b>	<b>214.400 €</b>
Einsparpotenzial „RÜB“	610.500 €	535.700 € <sup>45</sup>
Einsparpotenzial „SKO“	448.200 €	398.000 € <sup>46</sup>

<sup>43</sup> D.h. auch ohne monetäre Berücksichtigung anderer Faktoren wie Betriebssicherheit, erhöhte Transparenz etc.

<sup>44</sup> Das Ergebnis ist stabil und hält auch einer Sensitivitätsanalyse stand. Für nahezu alle sinnvollen Kombinationen verschiedener Nutzungsdauern und Zinssätze bleibt der integrierte Ansatz monetär vorteilhaft.

<sup>45</sup> hier: ohne Betriebskosten

<sup>46</sup> siehe vorangegangene Fußnote

## 8.4 Prädiktive Steuerungs- und Regelungsstrategien

### 8.4.1 Vorbemerkungen

In den Kapiteln 7 und 8.3 wurde das Emissionsminderungspotenzial integrierter Ansätze vorgestellt. Ein großer Teil dieses Potenzials kann durch eine Erhöhung des starren Drosselabflusses von  $2,0 \cdot Q_{T,x}$  auf 2,5 bis  $3,0 \cdot Q_{T,x}$  erschlossen werden<sup>47</sup>. Um aber das gesamte Potenzial zu nutzen, bedarf es eines integrierten Betriebs, der den Drosselabfluss zur Kläranlage in Abhängigkeit der aktuellen Leistungsfähigkeit der Kläranlage und ggf. des Kanalnetzes dynamisch anpasst<sup>48</sup>.

In Hinblick auf einen echten dynamischen integrierten Betrieb einer SBR-Kläranlage gilt es einige Punkte zu beachten.

- Die vorgegebenen Überwachungswerte im Ablauf der Kläranlage müssen sicher eingehalten werden. Im Sinne einer Reduzierung der akuten und verzögerten mischwasserbedingten Emissionen muss die Abwasserreinigung für CSB und  $\text{NH}_4\text{-N}$  sehr weitgehend erfolgen. Um aber möglichst viel Abwasser behandeln zu können, sollte der Reinigungsprozess aber auch nicht länger als erforderlich andauern.
- Die Dauer des Reinigungsprozesses hängt neben dem angestrebten Reinigungsziel auch wesentlich von der stofflichen Belastung des Abwassers ab, diese kann jedoch v.a. bei Mischwasserzufluss starken variieren. Bei stark verdünntem Mischwasserzufluss dürfte es z.B. möglich sein, die Zyklusdauer auf 3 Stunden zu verkürzen.
- Die Leistungsfähigkeit einer SBR-Kläranlage und damit die erforderliche Zyklusdauer hängt aber nicht nur von der Belastung, sondern auch von zahlreichen anderen Faktoren ab, wie z.B. der Abwassertemperatur, dem Trockensubstanzgehalt im Reaktor oder dem Schlammindex. Einige dieser Faktoren unterliegen aber – z.B. jahreszeitlich bedingt – starken Schwankungen.
- Die gewählte Zyklusart (z.B. 3 h, 4 h, 6 h oder 8 h) bestimmt für einige Stunden die hydraulische Kapazität der Kläranlage. Da es nicht immer möglich ist – z.B. wegen bestimmter Restriktionen in der Zyklussteuerung oder strenger Überwachungswerte – die Dauer eines bereits begonnenen Zyklus beliebig an die Randbedingungen anzupassen, können sich hieraus Zwangspunkte für einen dynamischen integrierten Betrieb ergeben.

Um alle Reserven effektiv nutzen zu können, bedarf es daher eines komplexen Mess-, Steuerungs- und Regelungskonzeptes, das auch eine prädiktive Komponente besitzt, da es damit möglich wäre, die aktuelle Leistungsfähigkeit der (Teil-)Systeme bzw. bestimmte Prozesse und ggf. auch die Belastung vorherzusagen. Dies würde neue Möglichkeiten zur Optimierung des gesamten Abwassersystems erschließen. Derart komplexe MSR-Strategien bauen in der Regel auf Methoden des Softcomputing („Künstliche Intelligenz (KI)“) bzw. deterministischen Computermodellen auf. Neben diesen Kanalnetz- und Kläranlagen(-teil-)modellen standen im Abwasserbereich bisher v.a. genetische Algorithmen (GA), Fuzzy Logik (FL), Neuro-Fuzzy (NF) und neuronale Netze (NN) im Mittelpunkt des wissenschaftlichen Interesses.

<sup>47</sup> vgl. Möglichkeit 1 in Abschnitt 2.1

<sup>48</sup> vgl. Möglichkeit 2 in Abschnitt 2.1



Diese KI-Methoden haben jedoch aus siedlungswasserwirtschaftlicher Sicht einige Nachteile:

- **Geringe Transparenz:** Die Entscheidungsfindung ist – von Fuzzy Logik einmal abgesehen – meist nicht oder nur eingeschränkt nachzuvollziehen. Eine hohe Transparenz ist jedoch wichtig, damit MSR-Konzepte dauerhaft vom Betriebspersonal akzeptiert werden und sich auch in der Praxis durchsetzen können.
- **Geringe Geschwindigkeit:** Einige Softcomputing-Methoden erscheinen in der Theorie zwar viel versprechend, scheitern aber in der Praxis noch immer an der verfügbaren Rechenleistung. Schnelle Entscheidungen sind z.B. mit genetischen Algorithmen nur möglich, wenn die Modelle stark vereinfacht oder der Optimierungsalgorithmus vorzeitig beendet wird; dies hat jedoch Auswirkungen auf die Zuverlässigkeit der Entscheidung.
- **Zuverlässigkeit der Eingangsdaten:** Für das Training neuronaler Netze o.ä. werden zuverlässige Daten – insbesondere Messwerte – benötigt, die aber im täglichen Betrieb von Abwasseranlagen wegen der ungünstigen Randbedingungen oft nicht oder nur zeitweise zur Verfügung stehen.
- **Schwierigkeiten bei der Beschaffung von Wissen:** Das Erwerben von Regel- und Expertenwissen ist oft aufwendig bzw. in Einzelfällen überhaupt nicht möglich.
- **Hohe Kosten:** Für die Entwicklung und Implementierung komplexer MSR-Strategien fallen häufig sehr hohe Kosten an, sodass sich deren Einsatz meist nur für größere Kläranlagen finanziell lohnt.

Mit Einschränkungen gelten diese Nachteile auch für deterministische Modelle. Dies trifft z.B. auch für online-Modelle zu, die ständig aktiv sind, verschiedene Betriebsstrategien testen und ggf. auch steuerungs- und regelungstechnisch in den Betrieb eingreifen<sup>49</sup>. Im Übrigen ist zu bedenken, dass jedes Modell nur ein vereinfachtes Abbild der Wirklichkeit darstellt und dessen Anpassung an eine bestimmte Anlage aufwendig sein kann. Es liegt daher nahe, über prädiktive Steuerungskonzepte nachzudenken, die eine Form von Softcomputing verwenden, das die erwähnten Nachteile nicht besitzt. Eine relativ neue, aber viel versprechende Methodik ist das Case-Based Reasoning (CBR).

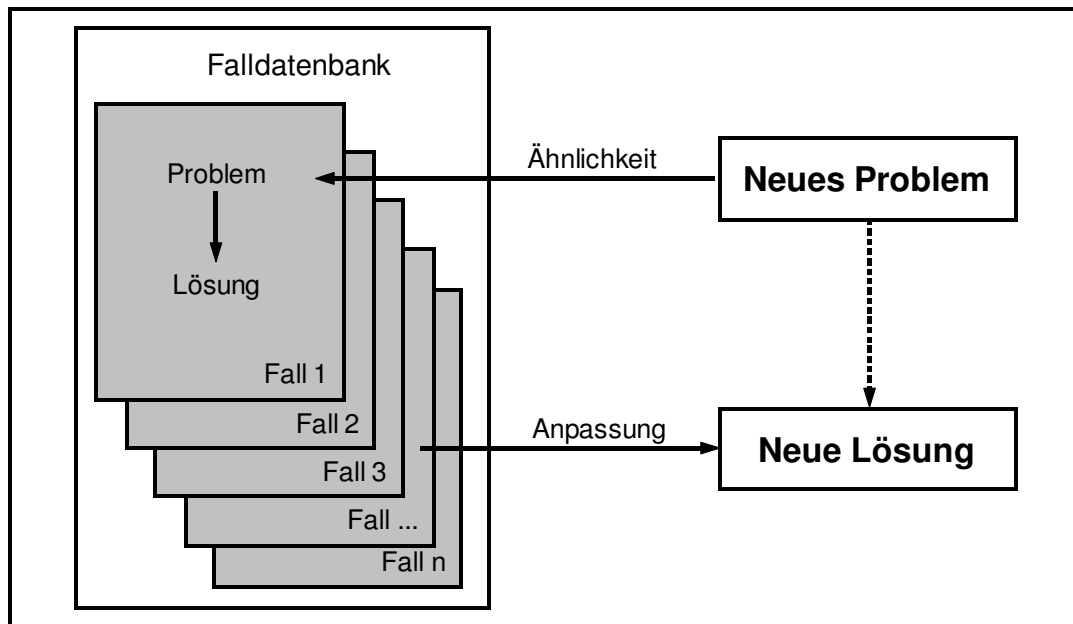
## 8.4.2 Prädiktive SBR-Zyklussteuerung auf der Basis multipler CBR-Modelle

### 8.4.2.1 Allgemeines

Das Case-Based Reasoning (CBR), im deutschsprachigen Raum auch als Fallbasiertes Schließen (FBS) bekannt, ist eine relativ neue Form der künstlichen Intelligenz, die erst seit den 1990er Jahren allmählich an Bedeutung gewinnt; erste Ansätze gehen jedoch bereits auf die erste Hälfte der 1980er Jahre zurück. Nach KOLODNER [1993] (zitiert in BERGMANN [1997]) beruht CBR auf der Art und Weise, wie Menschen ihr Erfahrungswissen nutzen, um neue Probleme zu lösen und überträgt diesen Entscheidungsfindungsprozess auf den Computer. Der Mensch kann mit Hilfe seiner Erfahrungen die Lösung eines

<sup>49</sup> Beispiel: Das in Kapitel 6 vorgestellte Kläranlagenmodell (inkl. der detaillierten Nachbildung aller MSR-Strategien, Dekanter, Pumpen etc.) benötigt auf einem Intel Pentium IV (CPU 1500 MHz, 256 MB RAM) für einen Tag Simulationsdauer noch ca. 3 min Rechenzeit. Wegen der kurzen Fließzeiten im System scheitert

bekanntem Problem auf ein neues Problem übertragen. Dabei kommt es selten vor, dass sich ein Fall, der bereits erfolgreich gelöst wurde, exakt wiederholt. Folglich ist auch eine alte Lösung häufig nur eine ungenaue, aber dennoch ausreichend genaue Lösung für ein neues Problem. Hier knüpft CBR an, dessen Idee darin besteht, neue Probleme zu lösen, indem sie mit bereits gelösten verglichen werden. Dies setzt die Annahme voraus, dass die Lösungen zweier ähnlicher Probleme ebenfalls ähnlich sind (Abbildungen 8.11 und 8.12). Die künstliche Intelligenz dieses datenbankbasierten Werkzeugs steckt somit in der Fähigkeit, Ähnlichkeiten zwischen verschiedenen Fällen zu erkennen.



**Abb. 8.11:** Einfaches CBR-Modell (Quelle: BERGMANN [1997])

Vereinfacht kann der Lösungsweg durch den sogenannten CBR-Zyklus (Abbildung 8.12) beschrieben werden. Nach Eingabe des neuen Problems wird zunächst ein ähnlicher Fall aus der Fallbasis ausgewählt (Retrieval-Phase). In der sog. Reuse-Phase wird die Lösung des ähnlichsten Falls übernommen. Im dritten Schritt (Revise-Phase) wird die Lösung auf ihre Brauchbarkeit getestet und bei Bedarf verändert. Die neue Lösung wird dann ggf. wieder in der Retain-Phase in das System eingebracht.

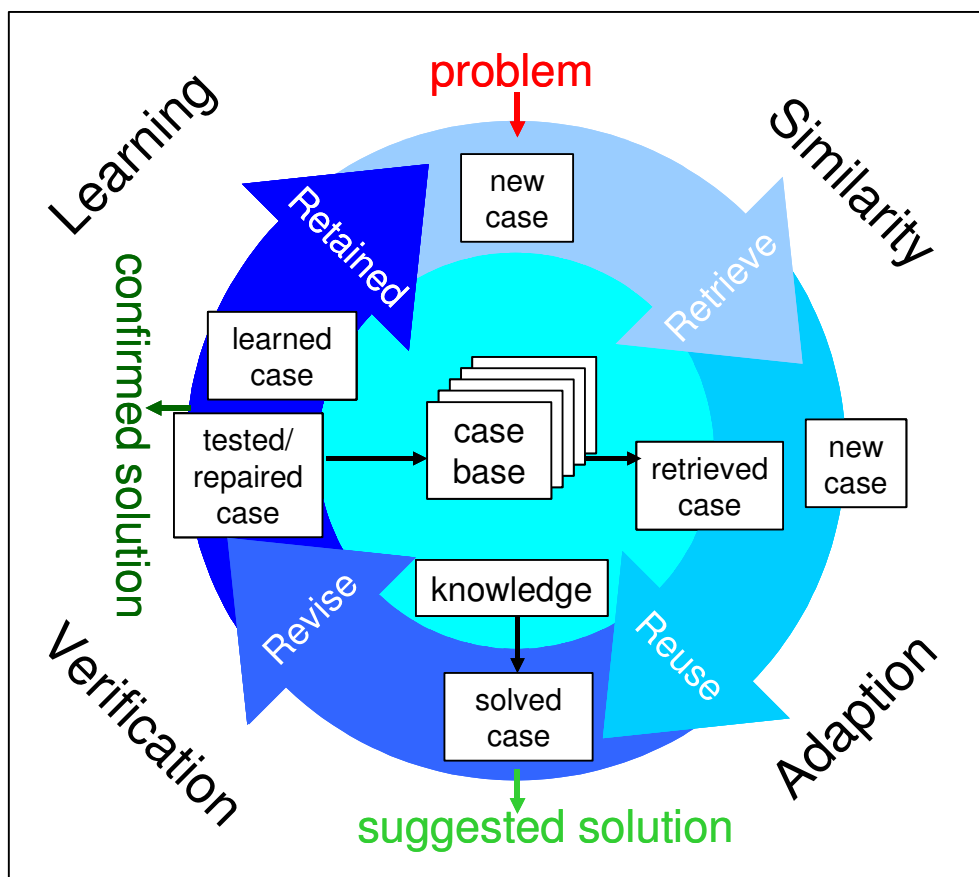
Die Vorteile von CBR sind in folgenden Aspekten (u.a. nach BERGMANN [1997]) zu sehen:

- Das Verfahren ist schnell und kommt daher auch mit großen Datenmengen zurecht.
- Das CBR-Modell baut auf realen Betriebsdaten auf und nicht auf Modellansätzen.
- Fallbasierte Systeme erfordern weniger spezialisiertes Wissen, wie z.B. Fuzzy Logik, das auf Regelwissen aufbaut oder deterministische Modelle, das Expertenwissen voraussetzt. Fallwissen ist zudem relativ einfach zu akquirieren, wohingegen das Erwerben von regelbasierten Wissen oder detailliertes Modellwissen oft recht aufwendig sein kann. Fallwissen ist zudem einfacher zu warten als Regelwissen<sup>50</sup>.

daher der Einsatz eines online-Simulators mit entsprechenden Algorithmen zur Zyklusoptimierung – von den hohen Kosten einmal abgesehen – zur Zeit noch an fehlender Rechenleistung.

<sup>50</sup> In einigen Fällen ist Modellwissen auch noch nicht vorhanden bzw. lässt sich mit den heutigen Mitteln noch nicht erwerben.

- Das Wissen in den Fallbasen, die Ähnlichkeitsbeurteilung und die Adaption von Lösungen können gelernt werden.
- Da sich CBR stark an der menschlichen Art Probleme zu lösen orientiert, ist das Prinzip leicht verständlich und die Art und Weise, wie eine Lösung ermittelt wurde, nachvollziehbar. Dies gilt nicht zuletzt deswegen, weil der ausgewählte Fall bzw. die Lösungsanpassung dem Benutzer ausgegeben werden können. Damit ist eine wichtige Voraussetzung erfüllt, dass das Verfahren vom Betriebspersonal akzeptiert wird.
- Mit jedem Fall, der der Falldatenbank hinzugefügt wird, wächst die Wahrscheinlichkeit, dass beim nächsten Mal ein ähnlicher Fall gefunden werden kann, d.h. die Güte des CBR-Modells nimmt mit jedem Fall weiter zu. Durch geeignete Techniken, auf die hier nicht genauer eingegangen werden kann, lässt sich die Gefahr, Fehlentscheidungen aufgrund unzuverlässiger Daten zu treffen, vermindern.



**Abb. 8.12:** CBR-Zyklus (nach einer Zeichnung in AAMODT UND PLAZA [1994])

BERGMANN [1997] führt die Motivation für den Einsatz von CBR u.a. auf die folgenden Gründe zurück:

- Reduzierung des Akquisitionsaufwands für Wissen
- Einfache Wartung des Wissens
- Bessere Qualität der Lösungen
- Höhere Effizienz bei der Problemlösung

- Effektivere Nutzung vorhandener Datenbestände
- Höhere Benutzerakzeptanz

Das Case-Based Reasoning (CBR) ist eine leistungsfähige und vielversprechende Technologie, die ihr Potenzial bereits bei den verschiedensten industriellen Anwendungen unter Beweis gestellt hat (BERGMANN ET AL. [1999]). Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft ist diese Softcomputing-Methode jedoch noch nahezu unbekannt. Erst wenige Anwendungen werden in der Literatur beschrieben, z.B. von SCHMITT ET AL. [2002], die über ein CBR-basiertes Expertensystem zur Diagnose von Bläh- und Schwimmschlammproblemen und zur Ermittlung geeigneter Gegenmaßnahmen berichten. FENNER UND SAWARD [2002] berichten über einen Ansatz für ein CBR-basiertes Expertensystem zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit und Abschätzung des Zustands von älteren Kanalnetzen. SÀNCHEZ-MARRÉ [1996] entwickelte das sog. DAI-DEPUR-System, das auf einer mehrstufigen Software-Architektur bzw. multiplen Fall- und Regelbasen aufbaut, um die verschiedenen Anforderungen an ein Entscheidungsunterstützendes System (EUS) auf Abwasseranlagen zu erfüllen. Im Rahmen dieses Expertensystems wurde CBR für Diagnosezwecke eingesetzt. Bezüglich Details dieser Technologie sei auf RICHTER [2000] bzw. AAMODT UND PLAZA [1994] verwiesen.

#### **8.4.2.2 Einsatzmöglichkeiten für CBR im Bereich der SBR-Steuerung**

Ein wesentlicher Modellbaustein eines prädiktiven Konzeptes könnte eine CBR-basierte Zyklussteuerung sein. Die Chancen für den erfolgreichen Einsatz von CBR erscheinen im Zusammenhang mit der Steuerung eines SBR aus folgenden Gründen erfolgsversprechend:

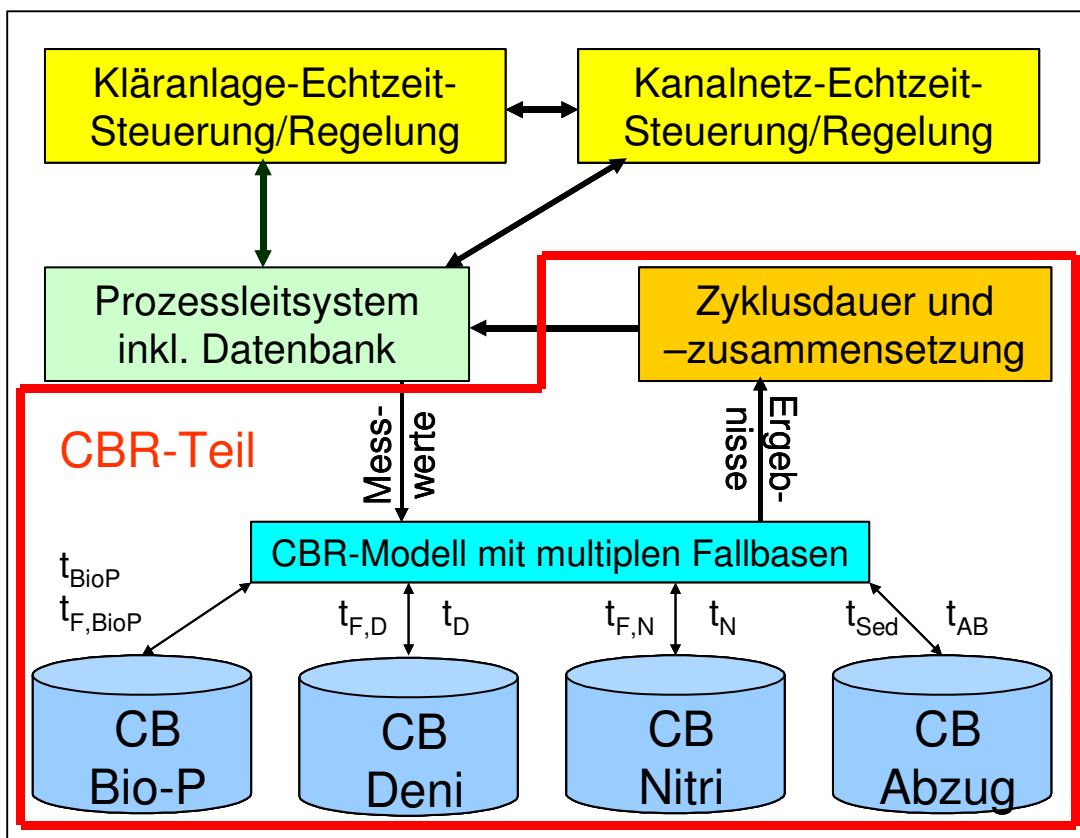
- Wegen des Zyklusprinzips sind Anfang und Ende des Reinigungsprozesses und jeder einzelne Teilschritt zeitlich klar definiert (vgl. Abb. 3.1). Die zeitliche Komponente kann mit Hilfe des Prozessleitsystems exakt erfasst werden. Mit gewissen Einschränkungen ist es auch möglich, Anfang und Ende der Prozesse abzuschätzen; dies gilt besonders dann, wenn für den jeweiligen Prozess wichtige Größen messtechnisch erfasst werden.
- Bei üblichen Zyklusdauern durchläuft jeder SB-Reaktor zwischen 2 und 6 Zyklen pro Tag; einzelne Schritte (z.B. Beschickung, Belüften) können sich je nach Zyklusgestaltung auch häufiger wiederholen. Durch diesen Umstand lassen sich sehr schnell große Falldatenbanken aufbauen, sodass die Akquisition von Fallwissen kein Problem sein sollte.
- Da datenbankorientiert, ist CBR sehr schnell und besitzt gegenüber einigen anderen Werkzeugen, wie z.B. online-Modellen und Optimierungsalgorithmen (z.B. GA) einen deutlichen Geschwindigkeitsvorteil. Dieser Vorteil ist besonders in kleineren Einzugsgebieten von Bedeutung, da hier oft nur wenige Minuten zwischen Beginn eines Niederschlagsereignisses und einer deutlichen Erhöhung des Kläranlagenzuflusses liegen.

Wie bereits erwähnt, werden bereits heute auf SBR-Kläranlagen zahlreiche Messgrößen erfasst. Die zuvor beschriebene Entwicklung im MSR-Bereich lässt zudem den Schluss zu, dass zukünftig noch deutlich mehr Messgrößen erfasst werden.

Der Einsatz dieser Messtechnik in Verbindung mit modernen Prozessleitsystemen würde es daher gestatten

- den zeitlichen Verlauf wichtiger Prozessdaten (z.B. Schlamm Spiegelverlauf während der Sedimentations- und Dekantierphase) zu dokumentieren bzw.
- im Nachgang, die für den Reinigungserfolg erforderliche Dauer der einzelnen Phasen bzw. des Gesamtzyklus zu ermitteln und diese in einer Falldatenbank abzulegen.

Damit ergeben sich Perspektiven für eine CBR-basierte prädiktive Steuerung von SBR-Anlagen. Wegen des Diskontinuitätsprinzips der SBR-Kläranlagen wäre es beispielsweise zu Beginn eines Regenereignisses denkbar, aufgrund bestimmter aktueller Prozessgrößen der Kläranlage (TS, ISV, Temperatur) sowie anderer Informationen (Anzahl der dem Regenereignis vorangegangener Trockenwettertage, Tageszeit etc.) die erforderliche Zyklusdauer abzuschätzen. Daraus kann wiederum die aktuell verfügbare maximale hydraulische Kapazität der SBR-Kläranlage abgeschätzt und dementsprechend das Kanalnetz gesteuert werden. Wegen der hohen Komplexität des Reinigungsprozesses und der damit verbundenen Vielzahl relevanter Prozessmessgrößen wäre es jedoch unzweckmäßig, eine solche prädiktive Steuerung auf nur einem CBR-Modell aufzubauen, da dies eine extrem hohe Anzahl von Fällen benötigen würde, um zuverlässig zu arbeiten. Sinnvoll wäre es hingegen, eine solche Steuerung auf verschiedenen CBR-Modellen aufzubauen, die jeweils die erforderliche Dauer eines Reinigungsschrittes prognostizieren (Abbildung 8.13).



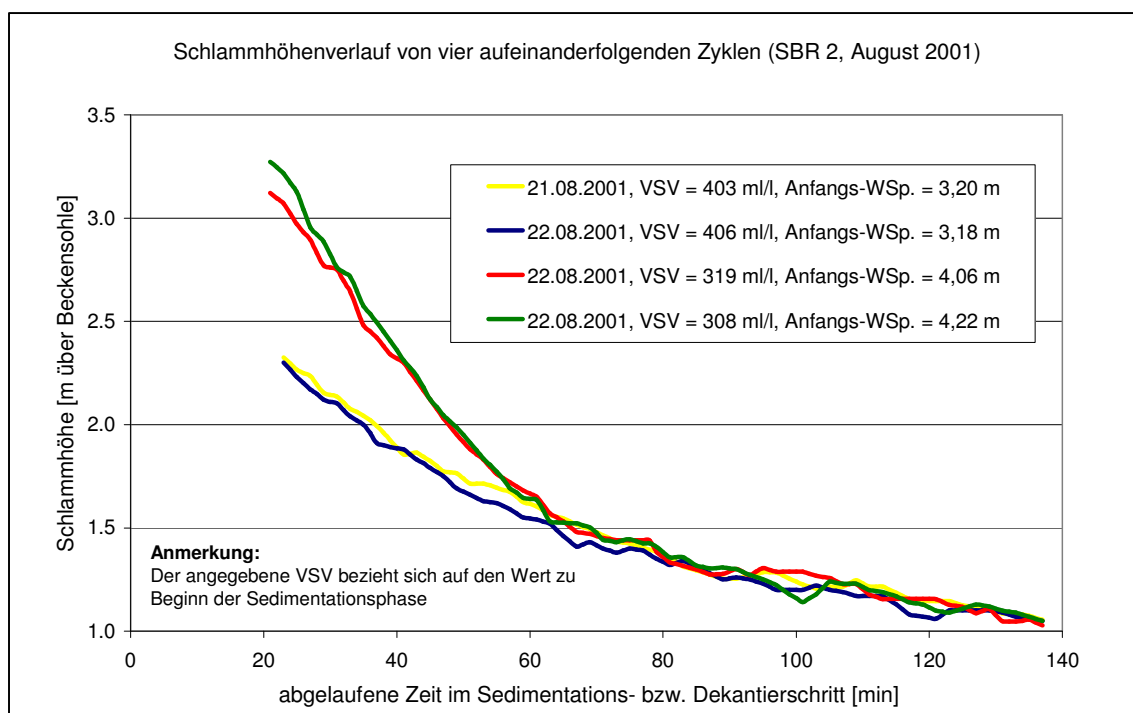
**Abb. 8.13:** Möglicher Aufbau eines CBR-basierten prädiktiven SBR-Controllers

Aus den Ergebnissen aller CBR-Modelle könnte dann die erforderliche Dauer des Gesamtzyklus ermittelt werden; bei mehreren Reaktoren kann es erforderlich sein, aus Gründen der Synchronisation die Gesamtdauer dann auf volle Viertel oder halbe Stunden aufzurunden. Nach einer entsprechenden Fallwissenakquisitionsphase (z.B. 0,5 bis 1,0 Jahr) könnte ein solches System dann die Zyklussteuerung übernehmen. Die für die Umsetzung eines

solchen CBR-Systems voraussichtlich erforderliche Messtechnik ist in Anhang 8.6 dargestellt; ein Vergleich mit Abbildung 4.3 zeigt den erforderlichen Ergänzungsbedarf. In diesem konkreten Fall würden aus der zusätzlich anzuschaffenden Messtechnik und der erforderlichen CBR-Software Jahreskosten in Höhe von ca. 25.000 € (ohne Personalkosten) bis 35.000 € (mit Personalkosten) anfallen. Auf anderen Anlagen, auf denen bereits eine umfangreichere messtechnische Grundausstattung vorhanden ist, dürften die Kosten für ein solches System niedriger liegen<sup>51</sup>. Im Anhang 8.7 ist eine detaillierte Version der Abbildung 8.13 dargestellt, in der auch einige mögliche Modellgrößen dargestellt sind. Nachfolgend wird ein erster Modellbaustein vorgestellt, der entwickelt wurde um den Schlamm Spiegelverlauf während der Sedimentations- und Dekantierphase vorherzusagen, und damit auch die erforderliche Dauer dieser beiden Zyklusphasen.

#### 8.4.2.3 CBR-Modell zur Prognose des Schlammhöhenverlaufs

Wie bereits in der Literatur dokumentiert (z.B. KEUDEL UND DICHTL [2000]), konnte auch auf der Kläranlage Messel beobachtet werden, dass die Sinkgeschwindigkeit des Belebtschlammes unter anderem abhängig ist von dem Schlammvolumen zu Beginn des Sedimentationsprozesses und der Art des letzten Behandlungsschrittes vor Beginn der Sedimentationsphase. Hieraus folgt, dass Schlamm Spiegelverläufe unter ähnlichen Randbedingungen in der Regel auch ähnlich verlaufen, wie das Beispiel aus Abbildung 8.14 zeigt.



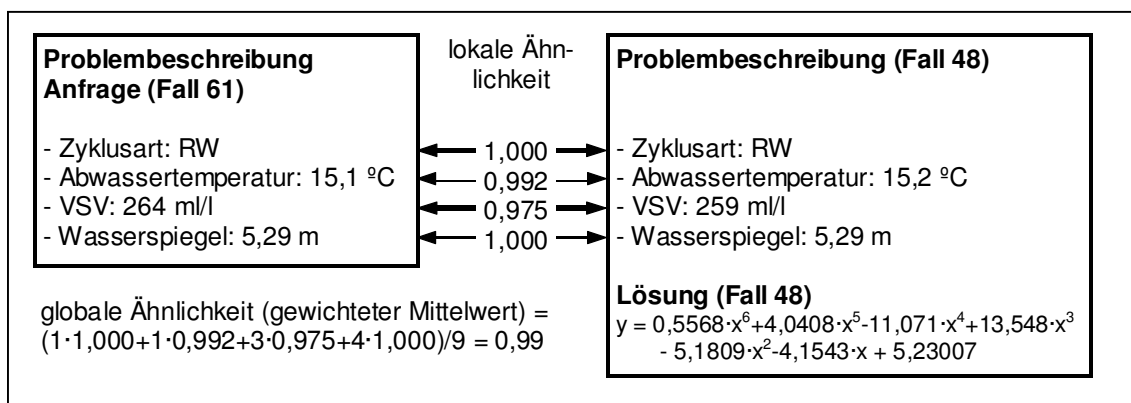
**Abb. 8.14:** Schlammhöhenverlauf (SBR 2) während der Sedimentations- und Dekantierphase von vier aufeinander folgender Trockenwetterzyklen. Der angegebene VSV ist bezogen auf das Schlammvolumen zu Beginn der Sedimentation.

Aus diesem Sachverhalt resultieren in Verbindung mit einer Schlammspiegelmessung – und ggf. einer Schlammvolumenmessung – aussichtsreiche Möglichkeiten in Bezug auf den Einsatz von CBR zur Prognose von Schlammhöhenverläufen, denn die in der Literatur be-

<sup>51</sup> Bei neueren SBR-Kläranlagen mit mehr als 10.000 EW gehört mindestens ein Satz NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>-</sup> und PO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Messgeräte meist schon zur Grundausstattung.

schriebenen Ansätze und Untersuchungen zur Beschreibung der Belebtschlamm-Wasser-Trennung (z.B. KEUDEL [2002]) zeigen, dass es diesbezüglich deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Anlagen geben kann und damit keine einfachen allgemeingültigen deterministischen Modelle existieren, die das Absetzverhalten zuverlässig beschreiben. Aus diesem Grund wurde ein offline-CBR-Modell zur Prognose des Schlammhöhenverlaufs entwickelt, das als Technologiedemonstrator und zugleich als erster Baustein des zuvor beschriebenen CBR-basierten SBR-Controllers verstanden werden kann. Grundlage dieses Modells, das mit Hilfe des Programms CBR-works 4 (EMPOLIS [2000]) erstellt wurde, waren zahlreiche Betriebsdaten, die im Jahr 2001 über einige Monate in einem der beiden Reaktoren der KA Messel erhoben wurden. In diesem Modell wurde die Ähnlichkeit zweier Fälle durch einen Vergleich von vier unterschiedlichen Kriterien ermittelt, nämlich dem Wasserspiegel, dem Vergleichsschlammvolumen (händisch ermittelt), der Zyklusart<sup>52</sup> und der Temperatur (Abbildung 8.15).

Die gemessenen Schlammspiegelverläufe wurden als Polynome angenähert und in der Falldatenbank abgelegt. Als Ähnlichkeitsfunktionen kamen nur lineare Funktionen – ermittelt nach dem Euklidischen Distanzmaß – bzw. Matrixähnlichkeiten (ja/nein) zur Anwendung. Die für jeden Faktor bzw. Fall ermittelten lokalen Ähnlichkeiten wurden wiederum mit Hilfe von Gewichtungsfaktoren zu einer globalen Ähnlichkeit zusammengefasst. Auf der Basis der globalen Ähnlichkeit wurden anschließend die im Vergleich zum neuen Problem ähnlichsten archivierten Fälle gesucht. Weiterhin ist anzumerken, dass aus Vereinfachungsgründen bei dem Modell auf eine Anpassung des Abfragewasserspiegels an den Wasserspiegel des Vergleichsfalls verzichtet wurde, was zwangsläufig einen gewissen Fehler zur Folge hat.

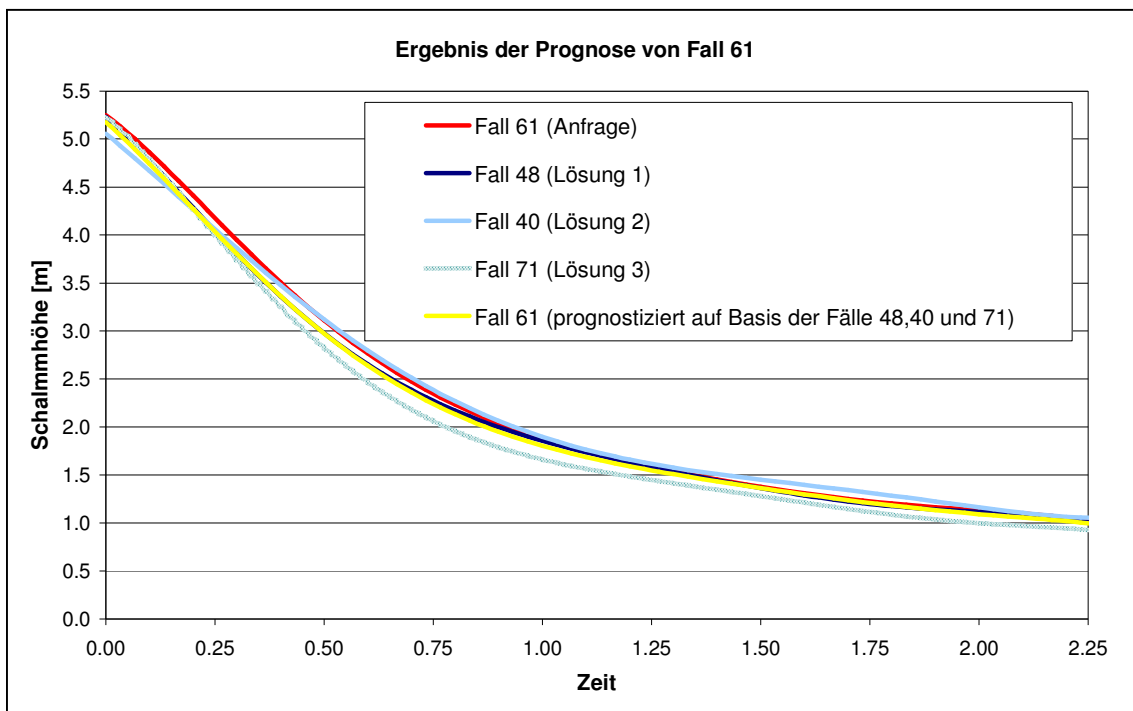


**Abb. 8.15:** Beispiel einer Ähnlichkeitsberechnung bei der Problembeschreibung

Bereits mit diesem relativ einfachen CBR-Modell, dessen Falldatenbasis nur aus 30 repräsentativen Fällen – die allerdings mittels statistischer Kriterien aus über 120 als zuverlässig eingestuften Schlammspiegelverläufen ausgewählt wurden – besteht, konnten gute Ergebnisse erzielt werden. Der prognostizierte Schlammspiegel wurde dabei als gewichtete Funktion der drei zur Anfrage ähnlichsten Fälle bzw. ihrer Schlammspiegelverläufe ermittelt. Abbildung 8.16 zeigt ein Beispiel für eine gute Prognose des Schlammhöhenverlaufs, da die Abweichung zwischen dem vorhergesagten und dem gemessenen Verlauf immer kleiner als 0,15 m ist. Trotz diese Vereinfachungen lagen die Abweichungen zwischen der Prognose

<sup>52</sup> Der letzte Schritt vor Sedimentation im Trockenwetterzyklus ist „Mischen“, im Regenwetterzyklus dagegen „Belüften“ (vgl. dazu auch Abschnitt 5.4.3.2).

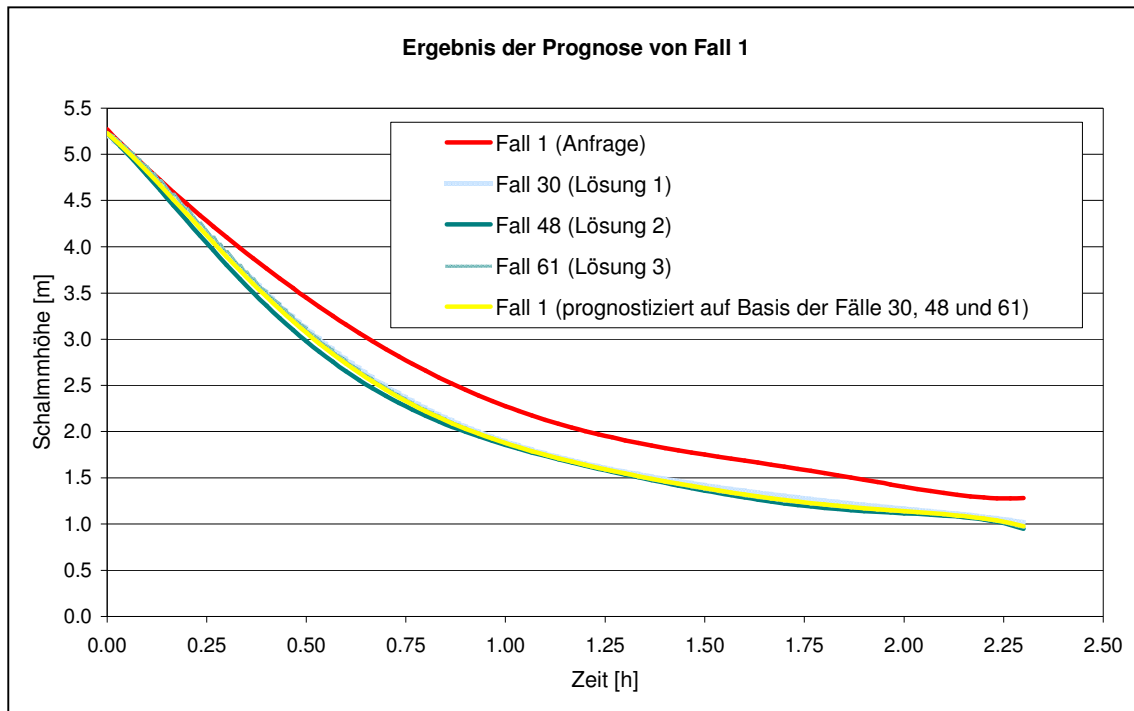
und gemessenen Verlauf im ungünstigsten Fall nur bei etwa 0,5 m (Abbildung 8.17)<sup>53</sup>. Dies ist ein Wert, der deutlich geringer ist als übliche Mindestabstände (z.B. 0,8 bis 1,0 m) zwischen Wasser- und Schlamm Spiegel, die man aus Sicherheitsgründen beim Klarwasserabzug anstrebt, um Schlammabtrieb zu verhindern; bei einer Unterschätzung der Schlammspiegelsinkgeschwindigkeit sind größere Abweichungen ohnehin nicht von Bedeutung, da nicht die Gefahr eines Schlammabtriebs besteht. Wird in der Datenbank kein ausreichend ähnlicher Fall gefunden, besteht zudem die Möglichkeit, auf den herkömmlichen starren Zyklus auszuweichen, da dieser aus Sicherheitsgründen immer hinterlegt werden muss; schließlich muss der Betrieb der Anlage auch beim Ausfall wichtiger Messgrößen weiterlaufen.



**Abb. 8.16:** Beispiel einer guten Prognose des Schlammhöhenverlaufs

<sup>53</sup> Es gilt zu beachten, dass der Messfehler der Schlammspiegelsonde bis zu ca. 20 cm betragen kann.





**Abb. 8.17:** Beispiel einer schlechten Prognose des Schlammhöhenverlaufs

Ein solches CBR-Modell erscheint gut geeignet, die Grundlage für eine vollständige Ausschöpfung des Optimierungspotenzials der Sedimentations- und Dekantierdauer zu bilden (vgl. dazu Abschnitt 8.2.3). Da in der Regel Dekanterkennlinien zur Verfügung stehen bzw. sich aus den Betriebsdaten der Anlage ermitteln lassen, würde es ein CBR-Modell gestatten, die erforderliche Dauer der Sedimentations- und Dekantierphase unter den jeweiligen aktuellen Betriebsbedingungen recht genau zu prognostizieren und diese beiden Phasen dementsprechend zu steuern. Zweckmäßigerweise wird man dennoch die Schlamm Spiegel- bzw. TS-Sonde in ein Sicherheitskonzept einbinden, um Schlammabtrieb für den Fall zu verhindern, dass das CBR-Modell den Schlammhöhenverlauf völlig falsch prognostiziert. Eine Weiterentwicklung des Modells erscheint somit sinnvoll, da zu erwarten ist, dass das Modell mit zunehmender Fallbasis immer genauer arbeiten wird und die Fehlerquelle „Händische VSV-Ermittlung“ durch den Einsatz eines VSV-Messgerätes reduziert werden kann.

### 8.5 Checklisten „Integrierte MSR-Strategien für SBR-Kläranlagen“

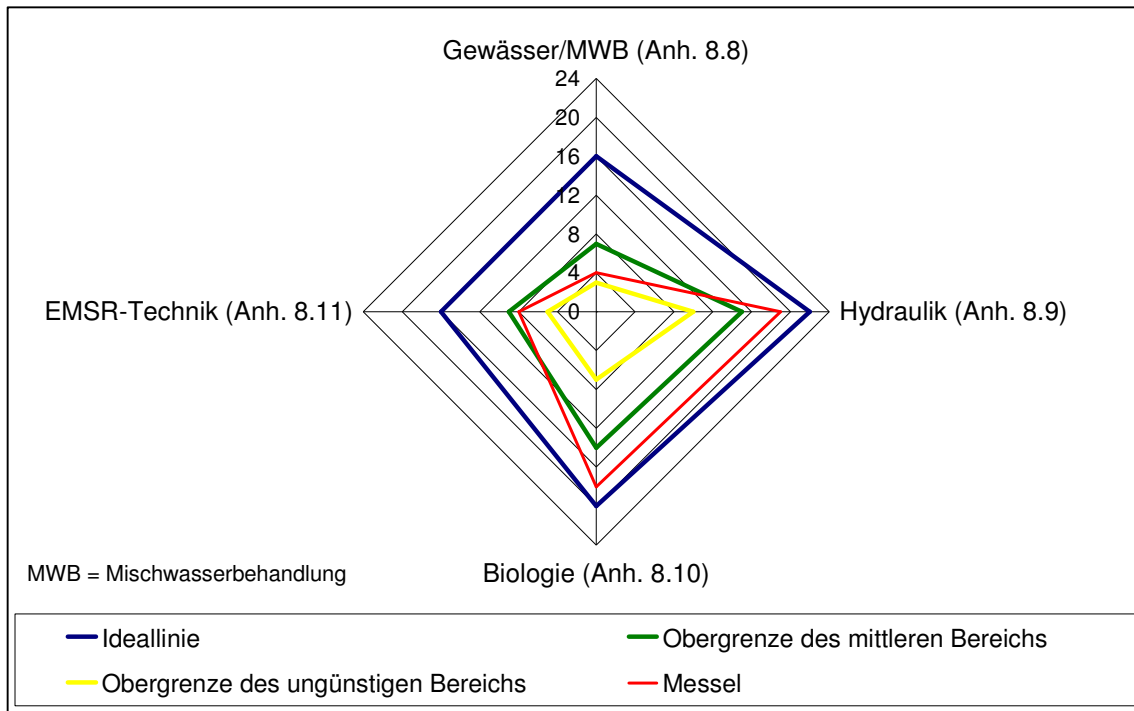
Im Rahmen dieser Arbeit wurden umfangreiche Untersuchungen, Messungen etc. auf der Kläranlage Messel bzw. im Kanalnetz durchgeführt; nicht nur in der Simulation, sondern auch in der Großtechnik. Derart detaillierte Untersuchungen sind zwangsläufig mit einem erheblichen finanziellen, personellen und organisatorischem Aufwand verbunden. Es versteht sich von selbst, dass nicht für jede SBR-Kläranlage derart aufwendige Untersuchungen durchgeführt werden können, um das im Einzelfall vorhandene ökonomische und ökologische Potenzial einer integrierten Betriebsführung zu ermitteln. Für eine nennenswerte Verbreitung integrierter Ansätze ist es daher wichtig, dass Bewertungskonzepte bzw. Checklisten entwickelt werden, mit deren Hilfe es möglich ist, im Vorfeld einfach und schnell abzuschätzen, ob die praktische Umsetzung eines derartigen Konzeptes ökonomisch und/oder ökologisch sinnvoll ist. Aufbauend auf den in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnissen, wurde daher der Rohentwurf einer solchen Checkliste entwickelt (Anhang 8.8

bis 8.11), der auf dem Grundprinzip der von SCHILLING ET AL. [1996] publizierten Checkliste zur Ermittlung der Steuerungswürdigkeit von Kanalnetzen (Anhang 8.14 bzw. 8.15) basiert. Die Checkliste für SBR-Kläranlagen mit Mischkanalisation besteht aus den vier Teilbereichen:

- **Gewässer bzw. Mischwasserbehandlung:** In dieser Checkliste (Anhang 8.8) soll anhand von vier Kriterien geprüft werden, ob aus Sicht des Gewässerschutzes oder aufgrund erforderlicher Sanierungsmaßnahmen bei der Mischwasserbehandlung akuter Handlungsbedarf besteht, aus dem sich ein ökologisches und/oder ökonomisches Verbesserungspotenzial ableiten lässt.
- **Hydraulische Betrachtung der Kläranlage:** Die Checkliste (Anhang 8.9) umfasst 11 Kriterien und dient der Abschätzung der hydraulischen Reserven bzw. Randbedingungen.
- **Biologische Stufe:** Mit Hilfe dieser Checkliste (Anhang 8.10) Bei dieser Checkliste wird anhand von 6 Kriterien überprüft, inwieweit eine erhöhte Mischwasserbehandlung möglich ist, ohne dass die Reinigungsleistung zurückgeht oder gar die Gefahr einer Überschreitung der Überwachungswerte besteht.
- **Prozessleit- und EMSR-Technik:** Die Umsetzung der in diesem Kapitel beschriebenen Maßnahmen setzt gewisse Standards bei der Prozessleittechnik bzw. das Vorhandensein von Messtechnik voraus. Mit dieser Checkliste (7 Kriterien) werden daher die Randbedingungen in diesem wichtigen Bereich erfasst (Anhang 8.11). Für jede dieser Checklisten erfolgt eine separate Bewertung.

Die Zusammenführung der einzelnen Ergebnisse zur Gesamtbeurteilung erfolgt mit Hilfe der Abbildung 8.18 (bzw. Anh. 8.12) und den ergänzenden Erläuterungen im Anhang 8.13.

Zum besseren Verständnis wurde die KA Messel in den ausgewiesenen Anhängen beispielhaft bewertet. Aus dieser Bewertung (Abb. 8.18) resultiert, dass die Randbedingungen auf der Kläranlage Messel für einen integrierten Ansatz ausreichend gut sind. Da aber nur wenige online-Messgeräte zur Grundausstattung gehören, ist in diesem Bereich ggf. ein erheblicher Investbedarf erforderlich. Der Mörsbach ist zwar besonders schützenswert, allerdings besteht z.Zt. keine Sanierungsaufgabe im Bereich der Mischwasserbehandlung. D.h. in einem solchen Fall gilt es sorgfältig zu prüfen, ob die Umsetzung eines integrierten Ansatzes wirtschaftlich und ökologisch sinnvoll ist, z.B. auf der Grundlage einfacher dynamischer Grobmodelle für Kanalnetz und Kläranlage. Natürlich handelt es sich bei diesen Checklisten nur um einen Rohentwurf. Dies gilt nicht zu letzt, weil aus einer einzigen – wenn auch einer sehr detaillierten – Untersuchung keine abgesicherten Aussagen für andere SBR-Anlagen getroffen werden können. Die im Rahmen weiterer ähnlicher Projekte zu gewinnenden Erkenntnisse sollten daher in eine Modifizierung/Ergänzung dieser Checklisten einfließen.



**Abb. 8.18:** Gesamtbewertung der Checklisten aus den Anhängen 8.8 bis 8.11

### 8.6 Zwischenfazit – Integrierte MSR-Strategien für SBR-Kläranlagen

Es wurden einige MSR-basierte Ideen vorgestellt, die geeignet erscheinen, die Leistungsfähigkeit der Kläranlage Messel und anderer SBR-Anlagen deutlich zu erhöhen. So erscheint es realistisch, dass es bereits mit relativ geringem Mitteleinsatz möglich ist, die Kläranlage Messel derart zu ertüchtigen, dass statt bisher 230 zukünftig 345 m<sup>3</sup>/h (und ggf. noch mehr) behandelt werden können, ohne dass die Reinigungsleistung signifikant zurückgeht. Im Zusammenhang mit den Ergebnissen aus Kapitel 7 kann damit gezeigt werden, dass eine erhöhte Mischwasserbehandlung nicht nur ökologisch interessant ist, sondern sich bereits für eine SBR-Kläranlage mit 5.000 EW unter entsprechenden Randbedingungen wirtschaftlich rechnen kann.

## 9 Zusammenfassung, Fazit und Ausblick

### 9.1 Zusammenfassung

Die Mischwasserkanalisation mit ihren Entlastungsbauwerken und die Kläranlage sind in ihren Auswirkungen auf die Gewässer als Einheit zu betrachten. Es bedarf deshalb ganzheitlicher Konzepte, um zu einer optimalen Lösung für Planung und Betrieb des Abwassersystems zu gelangen, die den Anforderungen des Gewässerschutzes gerecht wird.

In den letzten Jahren wurden zahlreiche derartige integrierten Ansätze entwickelt bzw. Untersuchungen durchgeführt, die belegen, dass die Emissionen aus dem Abwassersystem, die Investitionen und ggf. auch die Betriebskosten vermindert werden können. Die Arbeiten beschränkten sich bisher jedoch nahezu ausschließlich auf simulationsgestützte oder halbertechnische Machbarkeitsstudien. Weiterhin standen nahezu ausschließlich konventionelle Durchlaufkläranlagen im Mittelpunkt des Interesses. Grundlegende Untersuchungen für SBR-Anlagen fehlen bislang.

Dies war der Anlass für die vorliegende Arbeit, in der untersucht wurde, ob und in welcher Weise die SBR-Technologie in integrierte Konzepte einbezogen werden kann. Besonders interessierte dabei die Frage der Fähigkeit des SBR-Verfahrens, mit erhöhten Mischwasserzuflüssen fertig zu werden, denn vereinzelt wird noch immer die These vertreten, dass eine erhöhte Mischwasserbehandlung mit einer SBR-Anlage nicht umgesetzt werden kann.

Ausgehend vom Stand und der Bewertung der Mischwasserbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland wurde zunächst eine Übersicht über Konzepte zum integrierten Betrieb von Kanalnetz und Kläranlage, die jeweiligen Ziele und die damit erreichten Ergebnisse gegeben. Es wurden Randbedingungen erläutert, die dafür sprechen, dass integrierte Ansätze nicht länger nur – wie noch meist üblich – auf theoretische Ansätze beschränkt bleiben müssen, sondern auch in der abwassertechnischen Praxis mit Erfolg angewendet werden können. Dafür sprechen, abgesehen von den wirtschaftlichen Zwängen, den schärferen Gewässerschutzbestimmungen, den Fortschritten in der Prozessleit-, Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik auch die mittlerweile sehr leistungsfähigen und ausgereiften Technologien der Abwasserreinigung. Zukünftig ist daher mit einer raschen Umsetzung der Ansätze in die abwassertechnischen Praxis zu rechnen.

Diese Thesen galt es auch für das SBR-Verfahren zu prüfen.

Das SBR-Verfahren wurde zunächst – unter Auswertung zahlreicher Literaturangaben – dargestellt und die Vor- und Nachteile gegenüber dem Durchlaufverfahren diskutiert. Es wurde erläutert, dass das Verfahren, bei dem alle Reinigungsschritte in einem Reaktor stattfinden, äußerst leistungsfähig und sehr flexibel ist. Mit Hilfe moderner Prozessleitsysteme ist es z.B. möglich, die Zyklusdauer, die Dauer der einzelnen Behandlungsschritte und andere Größen (z.B. das Austauschvolumen) den jeweiligen Abwasserverhältnissen anzupassen. Diese prinzipiell hohe Flexibilität ist ein Grund dafür, dass das Aufstauverfahren zunehmend Verbreitung findet, auch für Kläranlagen mit Anschlusswerten von mehr als 20.000 EW. Zahlreiche Betriebserfahrungen zeigen, dass SBR-Kläranlagen, bei sorgfältiger Planung und geeigneter technischer Ausstattung, sehr gute Reinigungsleistungen erzielen und sich gut zur Mischwasserbehandlung eignen. Viele SBR-Anlagen verfügen außerdem über ein erhebliches Optimierungspotenzial, weil Reserven, die systemimmanent sind und/oder aus der üblichen Bemessung resultieren, oft

nicht ausgeschöpft werden. Auch die hohe Flexibilität, die das SBR-Verfahren bietet, bleibt wegen den noch vorherrschenden starren zeitgeführten Zyklussteuerungen meist ungenutzt.

Es galt daher zu untersuchen, ob nicht durch konsequente Nutzung von Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik, SBR-Kläranlagen optimiert und zusammen mit der Mischkanalisation integriert betrieben werden können. Für detaillierte Untersuchungen wurde die KA Messel (5.500 EW<sub>CSB,120</sub>), die im Sommer 2000 in Betrieb ging, ausgewählt; eine SBR-Anlage mit Vorlagebehälter, zwei Reaktoren, Mengenausgleich sowie einem leistungsfähigen Prozessleitsystem. In ihrer maschinen- und elektrotechnischen Ausstattung ist sie vergleichbar mit einigen anderen in den letzten Jahren in Deutschland gebauten Anlagen.

Eine zunächst durchgeführte Untersuchung der hydraulischen Leistungsfähigkeit ließ erkennen, dass die Kläranlage Messel, die seinerzeit nach den technischen Regelwerken – insbesondere dem ATV-Arbeitsblatt A 131 [1991] und dem ATV-Merkblatt M 210 [1997A] – bemessen worden ist, erhebliche Leistungsreserven aufweist, die sich aus hohen Sicherheitsstandards (z.B. redundante Pumpensysteme) und der Verwendung standardisierter bzw. modulartiger Baugruppen, die innerhalb gewisser Bandbreiten verwendet werden können, ergeben. Diese Voraussetzungen gestatten es, die SBR-Anlage mit deutlich höheren Abwassermengen als dem Bemessungswert von 230 m<sup>3</sup>/h zu betreiben. Die anschließend durchgeführte Analyse der Reinigungsleistung brachte das Ergebnis, dass auf der KA Messel beträchtliches Optimierungspotenzial vorhanden ist, das aus der Bemessung (z.B. Berücksichtigung von Einwohnerzuwächsen, Schlammindex) oder günstigen verfahrenstechnischen Gegebenheiten, z.B. idealen Sedimentationsbedingungen, resultiert.

Es liegt nahe, diese Verfahrensreserven zu nutzen, um höhere Mischwasserzuflüsse in der Kläranlage zu behandeln und damit die Emissionen aus den Entlastungsbauwerken vermindern zu können. Zu diesem Zweck wurden in einem nächsten Schritt detaillierte Kanalnetz- und Kläranlagenmodelle für das Abwassersystem der Gemeinde Messel erstellt, mit denen das Verbesserungspotenzial ermittelt wurde. Dabei fanden die Programme KOSMO, MATLAB/SIMULINK und SIMBA Verwendung. Es konnte gezeigt werden, dass die Modelle – nach entsprechender Kalibrierung – die Realität ausreichend genau abbilden.

Im nächsten Schritt wurde mit dem Kanalnetzmodell eine Langzeitsimulation für den IST-Zustand durchgeführt. Die Ergebnisse lassen erkennen, dass eine weitere nennenswerte Reduktion der Gewässerbelastung in diesem Gebiet nur durch eine Verbesserung der Mischwasserbehandlung zu erreichen ist. Um das Potenzial zur Emissionsminderung abschätzen zu können, wurden anschließend mit dem Kanalnetzmodell Simulationen für verschiedene Varianten vorgenommen, die auf gezielten Veränderungen von Drosselabflüssen und Speichervolumina an den einzelnen Sonderbauwerken beruhen. Aus den Resultaten ist zu folgern, dass integrierte Ansätze bereits für kleinere ländliche Gemeinden wie Messel ökologische und ökonomische Vorteile bieten können. Allerdings müssen die Voraussetzungen dafür gegeben sein oder aber geschaffen werden, dass die Kläranlage die erhöhten Mischwassermengen auch zufriedenstellend bewältigen kann, ohne dass die Reinigungsleistung deutlich zurückgeht. Diese Fragestellung war Gegenstand weiterer Untersuchungen.

Es wurden daher MSR-Konzepte mit der Zielsetzung entwickelt, die Vorteile des SBR-Verfahrens effektiver als bisher zu nutzen und deren Schwächen so weit wie möglich zu mindern. Bei der Entwicklung der Konzepte fanden ausschließlich Direktparameter Ver-

wendung. Außerdem wurde Wert darauf gelegt, dass die Vorschläge einfach und kostengünstig zu realisieren sind, eine Übertragbarkeit auch auf andere Kläranlagen gewährleistet ist und Synergieeffekte beim Einsatz der Messgeräte genutzt werden können.

Umfangreiche Untersuchungen galten u.a. der Frage, wie sich auftretender oder zu erwartender Mischwasserzufluss frühzeitig erkennen lässt, als Voraussetzung dafür, die hydraulische Leistungsfähigkeit der Kläranlage durch Verkürzung der Zyklusdauer möglichst schnell erhöhen zu können. Als besonders wirksam erscheint diesbezüglich in der Simulation der Einsatz hochauflösender Niederschlagsgeber.

Vorteile gegenüber der bisherigen Verfahrensweise verspricht die Verwendung einer flexiblen Zyklussteuerung mit wechselnden Master-Reaktoren und einer dynamischen Anpassung der Zyklusdauer. Durch Regelung bzw. Steuerung der Sedimentations- und Dekantierphase mit Hilfe einer Schlammspiegelmessung, ggf. ergänzt um eine TS-Messung, lässt sich die Zeit für diese Phase und damit für den gesamten Zyklus deutlich verkürzen. Weiteres Potenzial zur Erhöhung der hydraulischen Leistungsfähigkeit ergibt sich aus einer Verkürzung der Reaktionsphase, insbesondere wenn  $\text{NH}_4^-$  und/oder  $\text{NO}_3^-$ -Messungen verwendet werden. Dies zeigen sowohl die Betriebsdaten als auch die Modellrechnungen. So erscheint es realistisch, dass es bereits mit relativ geringem Mitteleinsatz möglich ist, die KA Messel derart zu ertüchtigen, dass sie statt bisher  $230 \text{ m}^3/\text{h}$  bzw.  $2 \cdot Q_{T,x}$  zukünftig  $345 \text{ m}^3/\text{h}$  bzw.  $3 \cdot Q_{T,x}$  ( $\approx 3,8 \cdot Q_{S,x} + Q_F$ ) (und ggf. noch mehr) behandeln kann, ohne dass die Reinigungsleistung signifikant zurückgeht, die Überwachungswerte überschritten werden oder die simultane aerobe Stabilisierung gefährdet ist. Im Zusammenhang mit den Ergebnissen der Schmutzfrachtsimulation konnte dabei auch nachgewiesen werden, dass eine erhöhte Mischwasserbehandlung nicht nur aus Sicht einer weiteren Verringerung der Emissionen aus punktförmigen Quellen interessant ist, sondern sich im Einzelfall bereits für eine SBR-Kläranlage mit nur ca. 5.000 EW wirtschaftlich rechnen kann. Der Rohentwurf einer Checkliste zur Ermittlung des ökonomischen und ökologischen Verbesserungspotenzial kann den Anhängen 9.1 bis 9.6 entnommen werden.

Im Anschluss an die Simulation mit konventionellen Steuerungs- und Regelungsstrategien wurde der Einsatz einer prädiktiven Steuerungs- und Regelungsstrategie diskutiert, die zukünftig eine wichtige Rolle bei der Optimierung von Abwassersystemen spielen könnte. Die Grundidee beruht dabei auf dem Case-Based Reasoning (CBR), einer noch relativ neuen und weitgehend unbekannt Form datenbankbasierter künstlicher Intelligenz. An einem CBR-Modell zur Prognose des Schlammhöhenverlaufs während der Sedimentations- und Dekantierphase wurde das Konzept exemplarisch erläutert. Es bedarf jedoch noch umfangreicher Entwicklungsarbeiten bis zu einer praktischen Umsetzung.

## **9.2 Fazit und Ausblick**

Im Kapitel 1.2 wurden die wesentlichen Ziele dieser Arbeit definiert. Die im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse lassen diesbezüglich folgendes Fazit zu:

Das SBR-Verfahren ist sehr gut zur Mischwasserbehandlung geeignet, wie z.B. die KA Messel seit über 3 Jahren im täglichen Betrieb unter Beweis stellt. Die sehr hohe Flexibilität, die dem SBR-Verfahren eigen ist, qualifiziert dieses Verfahren sogar für integrierte Ansätze bzw. eine erhöhte Mischwasserbehandlung mit deutlich mehr als  $2 \cdot Q_{T,x}$ . Dies setzt jedoch voraus, dass man SBR-Kläranlagen nicht länger mit starren Zyklusprogrammen betreibt, die die Dauer einer jeden Reinigungsphase fest vorgeben, sondern stattdessen flexibel Pro-

grammen entwickelt, die die Dauer der einzelnen Prozessphasen dynamisch an die aktuellen Betriebsdaten anpassen. Die technischen Voraussetzungen sind hierfür bereits gegeben: Moderne Prozessleitsysteme sind äußerst leistungsfähig und gestatten auch die Umsetzung komplexer Steuerungs- und Regelungskonzepte. Auch im Bereich der Messtechnik stehen heute leistungsfähige Geräte zur Verfügung, die es gestatten, nicht nur die klassischen Größen (z.B.  $O_2$ , Durchfluss, Wasserspiegel), sondern auch andere wichtige Prozessgrößen wie  $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$ ,  $PO_4-P$ , Schlamm Spiegel und TS – auch im Batchbetrieb – zuverlässig zu ermitteln. Auch die Anbindung anderer Informationen an das PLS, wie z.B. Wasserstände an den einzelnen Sonderbauwerken im Kanalnetz bzw. Niederschlagsdaten, lässt sich mittlerweile mit relativ wenig Aufwand bewerkstelligen. Moderne SBR-Anlagen wie die KA Messel, die in den letzten Jahren in Deutschland errichtet und maschinen- und anlagentechnisch adäquat ausgerüstet worden sind, verfügen im Normalbetrieb oft über ein erhebliches Optimierungspotenzial sowohl bei Trocken- als auch bei Regenwetter. Diese Reserven resultieren zum einen aus der Bemessung (z.B. 85 %-Fracht, 10 °C Abwassertemperatur, Zuschlag für Bevölkerungszuwachs), den verfahrenstechnischen Vorteilen des SBR-Prinzips (z.B. günstige Bedingungen für die Abtrennung des belebten Schlamm am Ende eines Zyklus) und nicht zuletzt den hohen Sicherheitsstandards (z.B. redundante Pumpen, Reservegebläse).

Angesichts dieser Gegebenheiten erscheint ein integrierter Betrieb von Kanalnetz und SBR-Kläranlage möglich. Wichtig dabei ist vor allem, dass die Schwächen des SBR-Verfahrens aus Sicht der Mischwasserbehandlung – d.h. vor allem die diskontinuierliche Beschickung der Reaktoren und die starre zeitabhängige Zyklussteuerung – und die daraus resultierenden Zwangspunkte (z.B. begrenztes Vorlagevolumen) durch Einsatz von MSR-Technik abgemildert oder gar beseitigt werden. Weiterhin gilt es gezielt alle Phasen eines SBR-Zyklus zu optimieren, da die Zyklusdauer und das Austauschvolumen entscheidend ist für die hydraulische Kapazität einer SBR-Kläranlage. Besonders vielversprechend ist hierbei die MSR-gestützte Optimierung der Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase sowie der Nitrifikationsphase.

Letztendlich belegen die durchgeführten Untersuchungen, dass die Umsetzung integrierter Ansätze für SBR-Kläranlagen nicht nur technisch möglich, sondern bereits für kleinere SBR-Kläranlagen (< 10.000 EW) ökologisch und ggf. ökonomisch sinnvoll erscheint.

Hieraus resultiert ein erhebliches Verwertungspotenzial, denn integrierte Ansätze können nicht nur für bestehende Kanalnetze und Kläranlagen, sondern auch für noch vollständig neu zu bauende Abwassersysteme, eine kostengünstige Möglichkeit darstellen, das Emissionsniveau aus Kanalnetz und SBR-Kläranlage weiter zu verringern. Die Ergebnisse dieser Arbeit können daher für Kommunen, Verbände und privatwirtschaftliche Ver- und Entsorgungsunternehmen interessant sein, in deren Einzugsbereich die Mischwasserbehandlung noch ausgebaut und/oder die Kläranlage saniert werden muss.

Bis dahin gilt es jedoch noch einige Hürden zu überwinden:

Nachdem die durchgeführten Untersuchungen gezeigt haben, dass ein integrierter Ansatz für die SBR-Kläranlage Messel Erfolg versprechend ist, müssen die entwickelten MSR-Strategien nun in der Praxis erprobt und verifiziert werden. Dieser Schritt wird in Kürze erfolgen. Parallel dazu muss an der Weiterentwicklung der aufgeführten MSR-Strategien gearbeitet werden, um ein volldynamisches Betriebsführungskonzept zu entwickeln. Diesbezüglich erscheint die Entwicklung des beschriebenen CBR-Controllers aussichtsreich, da die

KA Messel (und andere modere SBR-Anlagen) mittlerweile die EMSR-technischen Voraussetzungen für ein solches System weitgehend erfüllen. Entsprechende CBR-Software, die mit modernen Prozessleitsystem kommunizieren kann, ist bereits kommerziell verfügbar.

Auch wenn die KA Messel typisch für eine ganze Reihe anderer SBR-Kläranlagen ist, erscheint es dennoch sinnvoll, die Untersuchungen auch auf andere Anlagen auszudehnen. Dies gilt besonders für diejenigen SBR-Kläranlagen, die anders bemessen wurden, deren Belastungscharakteristik unterschiedlich ist oder die auf einer Sonderform des SBR-Verfahrens beruhen. Interessant erscheint vor allem auch die Ausdehnung der Forschungsaktivitäten auf anaerob stabilisierende SBR-Anlagen oder aerob stabilisierende Anlagen mit einem Bemessungsschlammalter von nur 20 d (z.B. im Saarland üblich). Auch Kläranlagen mit Kampagnebelastung (z.B. in Weinbaugebieten) erscheinen diesbezüglich attraktiv, da sie außerhalb der Kampagne über erhebliche Reserven verfügen, die ggf. auch für Zwecke einer erhöhten Mischwasserbehandlung genutzt werden können. Besonders viel versprechend für weitere Forschungsaktivitäten erscheint daher die in Kürze in Bau gehende saarländische SBR-Kläranlage Saarbrücken-Eschringen (11.500 EW), die bereits in der Planungsphase in wichtigen Bereichen (z.B. bei der mechanischen Vorreinigung, Dekantern, variables Austauschvolumen) für eine erhöhte Mischwasserbehandlung in Höhe von  $4 \cdot Q_{S,x} + Q_F$  dimensioniert worden ist.

Innerhalb und außerhalb Deutschlands gibt es zahllose SBR-Kläranlagen, die an eine Trennkanalesation angeschlossen sind (z.B. in den USA). Etliche dieser Kläranlagen werden infolge Fehlschlüssen, hohem Fremdwasseranfall o.ä. bei Regenwetter hydraulisch sehr hoch belastet (vgl. dazu z.B. FIELD UND O'CONNOR [2002]) und sind in Extremfällen sogar gezwungen, – was jedoch in Deutschland nicht zulässig ist – Schmutzwasserüberläufe zu aktivieren und Abwasser mit einem ungünstigen Mischungsverhältnis direkt in die Vorfluter einzuleiten. Daher erscheint es erstrebenswert, auch einmal das Potenzial einer erhöhten Mischwasserbehandlung für eine derart problembelastete SBR-Kläranlagen zu untersuchen, um zu prüfen, ob hierdurch Entlastungen aus dem Schmutzwasserkanal vermieden werden können.

Sobald erste Erkenntnisse aus der Großtechnik vorliegen, muss weiterhin angestrebt werden, die gewonnenen Erkenntnisse auch in Richtlinien (z.B. Ergänzung/Überarbeitung des ATV-Merkblattes M 210 [1997A]) einfließen zu lassen.

Prinzipiell stehen die Chancen für die Realisierung weiterer derartiger Projekte für SBR-Kläranlagen gut, da bereits heute in Deutschland mehr als 150 kommunale SBR-Kläranlagen existieren, zahlreiche davon mit Mischkanalesationen. Von einigen dieser Anlagen ist bereits bekannt, dass noch erheblicher Sanierungsbedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung besteht. Berücksichtigt man die Tatsache, dass nicht nur in Teilen Deutschlands, sondern vor allem auch im Ausland noch nennenswerter Erneuerungsbedarf im Kläranlagenbereich besteht, das Mischsystem in einigen Teilen Europas bzw. der Welt weit verbreitet ist und das SBR-Verfahren aufgrund seiner Vorteile immer häufiger Anwendung findet, kann man davon ausgehen, dass es in Zukunft noch viele Kläranlagen geben wird, die in ähnlicher Form wie die Kläranlage Messel realisiert werden. Hieraus ergeben sich Verwertungsmöglichkeiten, denn diese Kläranlagen könnten zukünftig bei Mischwasserzufluss nicht mehr (wie bisher) mit einem starren Bemessungszufluss beschickt, sondern entsprechend ihrer aktuellen Leistungsfähigkeit betrieben werden. Nicht nur zukünftige, sondern auch bestehende Kläranlagen und Kanalnetze könnten dann in Hinblick auf eine



Minimierung der Gesamtemissionen bei gleichzeitiger Reduzierung der Betriebs- und (z.B. im Falle eines Neu- bzw. Erweiterungsbedarfs) auch der Investitionskosten optimiert werden.

Es versteht sich aber von selbst, dass nicht für jede SBR-Kläranlage derart aufwendige Untersuchungen durchgeführt werden können, wie im Falle der Kläranlage Messel. Wichtig für eine nennenswerte Verbreitung integrierter Ansätze ist daher, dass Bewertungskonzepte bzw. Checklisten entwickelt werden, mit deren Hilfe es möglich ist, im Vorfeld einfach abzuschätzen, ob die praktische Umsetzung eines derartigen Konzeptes ökonomisch und ökologisch sinnvoll ist. Aufbauend auf den bei dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse, wurde daher der Rohentwurf einer solchen Checkliste entwickelt (Anhang 8.8 bis 8.13). Die im Rahmen weiterer ähnlicher Projekte zu gewinnenden Erkenntnisse sollten in eine Modifizierung/Ergänzung dieser Checkliste einfließen.

Letztendlich haben es aber auch die großen SBR-Anlagenbauunternehmen in der Hand, die Verbreitung integrierter Ansätze zu begünstigen. Sie haben in den letzten Jahren zahlreiche SBR-Kläranlagen erbaut, die in vielen Teilen (z.B. bei Prozessleit- und EMSR-Technik oder der maschinentechnischen Ausstattung) ähnlich konzipiert und ausgerüstet worden sind. Die Entwicklung standardisierter und modularer MSR-Konzepte würde es diesen Herstellern gestatten, integrierte Konzepte mit relativ wenig Aufwand auf bereits gebauten Kläranlagen nachzurüsten bzw. noch zu bauende Anlagen von Anfang an damit auszustatten.

### **9.3 Epilog**

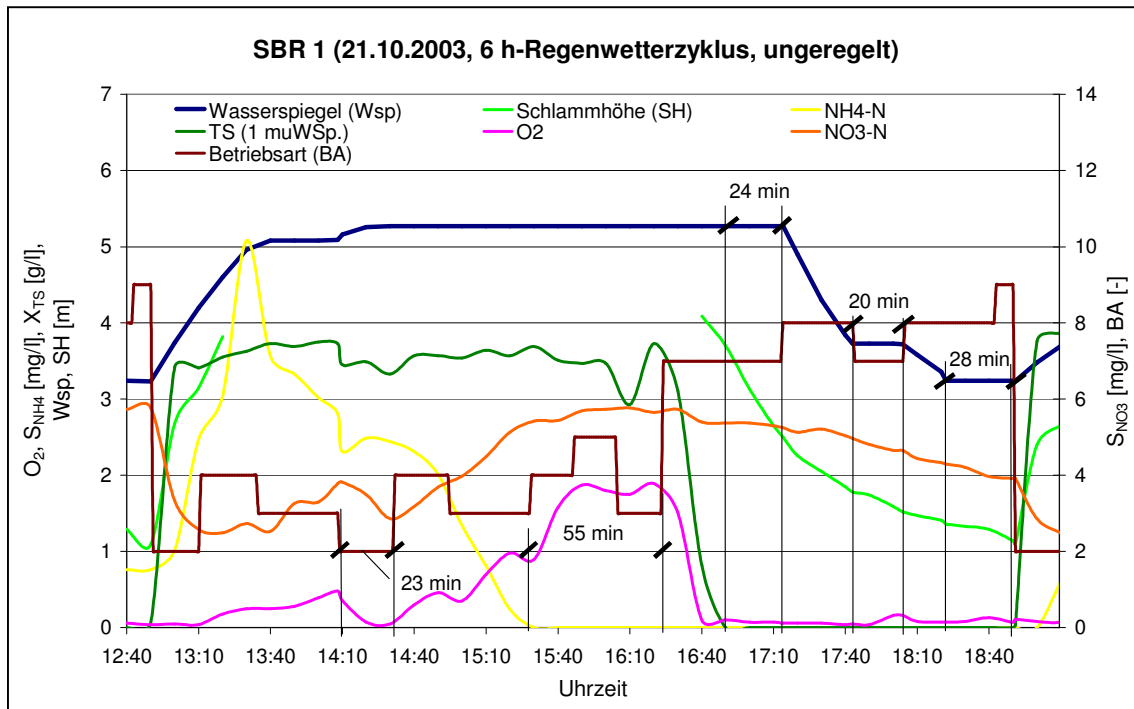
Ende August 2003 wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes auf der Kläranlage Messel zahlreiche zusätzliche online-Prozessmessgeräte installiert. In jedem Reaktor werden nun  $O_2$ ,  $NO_x$ -N,  $NH_4$ -N,  $PO_4$ -P, TS, Schlamm Spiegel und Wasserspiegel kontinuierlich erfasst; im SBR 1 wird zudem der VSV quasi-kontinuierlich ermittelt und in der Überschussschlammleitung wurde eine weitere TS-Sonde installiert. Demnächst wird eine TS- und eine SAK-Sonde am RÜB „Sportplatz“ installiert, um wahlweise die organische Verschmutzung im Zulauf zur Kläranlage bzw. im Klärüberlauf des RÜB kontinuierlich zu erfassen. Schließlich steht die Anbindung eines hochauflösenden Niederschlagsgebers an das PLS unmittelbar bevor.

Damit sind in Kürze die Randbedingungen erfüllt, um die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten integrierten MSR-Strategien auch in der Praxis zu erproben. Zur Zeit werden die installierten Messgeräte auf ihre Zuverlässigkeit getestet; seit August wurden u.a. über 300 Vergleichsmessungen durchgeführt. Die ersten Ergebnisse sind sehr viel versprechend, da die eingesetzten Geräte zuverlässig funktionieren und im gesamten Messspektrum genau messen (vgl. dazu Abbildung 8.1 bis 8.4). Der Arbeitsaufwand für die Inbetriebhaltung der Messtechnik liegt im Bereich oder unterhalb der im Kapitel 8 aufgeführten Stundensätze.

In den letzten Monaten wurden auch einige Niederschlagsereignisse erfasst. Einige der dabei gewonnenen Erkenntnisse sollen anhand einiger Beispiele vorgestellt werden.

Abbildung 9.1 zeigt wichtige Prozessgrößen im SBR 1 bei Mischwasserzufluss am 21.10.2003. In dieser Abbildung wurden neben den Verläufen der wichtigsten Prozessgrößen auch das Optimierungspotenzial dargestellt. In allen Phasen des dargestellten 6 h-Regenwetterzyklus ist erhebliches Optimierungspotenzial erkennbar: Im 4 h-Zyklus wäre eine zweite Beschickungsphase nicht erforderlich (Einsparpotenzial: 23 min). In der Nitrifikationsphase können mindestens 55 min eingespart werden, da  $NH_4$ -N bereits um ca.

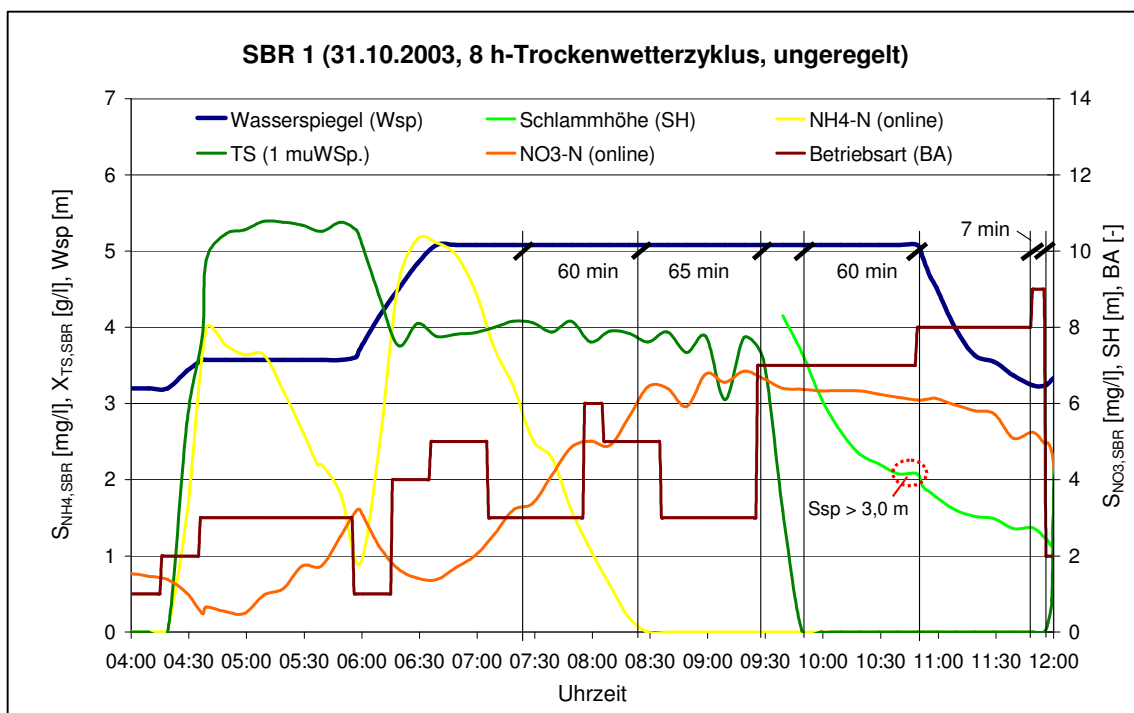
15:30 vollständig eliminiert worden ist. Die erste Sedimentationsphase kann um ca. 24 min verkürzt werden, da sowohl der Abstand zwischen Schlamm- und Wasserspiegel bereits nach ca. 30 min ausreichend groß ist und die TS-Konzentration im abziehenden Klarwasser (jeweils 1 m unterhalb des Wasserspiegels gemessen) unter 10 mg/l liegt; aus gleichem Grund kann auf die Zwischensedimentationsphase ebenfalls verzichtet werden (20 min). Im konkreten Fall wurde der Dekantierprozess sogar vorzeitig beendet; inkl. den Pausenzeiten können somit weitere 28 min eingespart werden. In Summe resultiert hieraus ein Potenzial zur Verkürzung der Zyklusdauer um 150 min; d.h. in diesem Beispiel wäre es möglich gewesen, die Zyklusdauer von 6 h auf 3,5 h zu reduzieren.



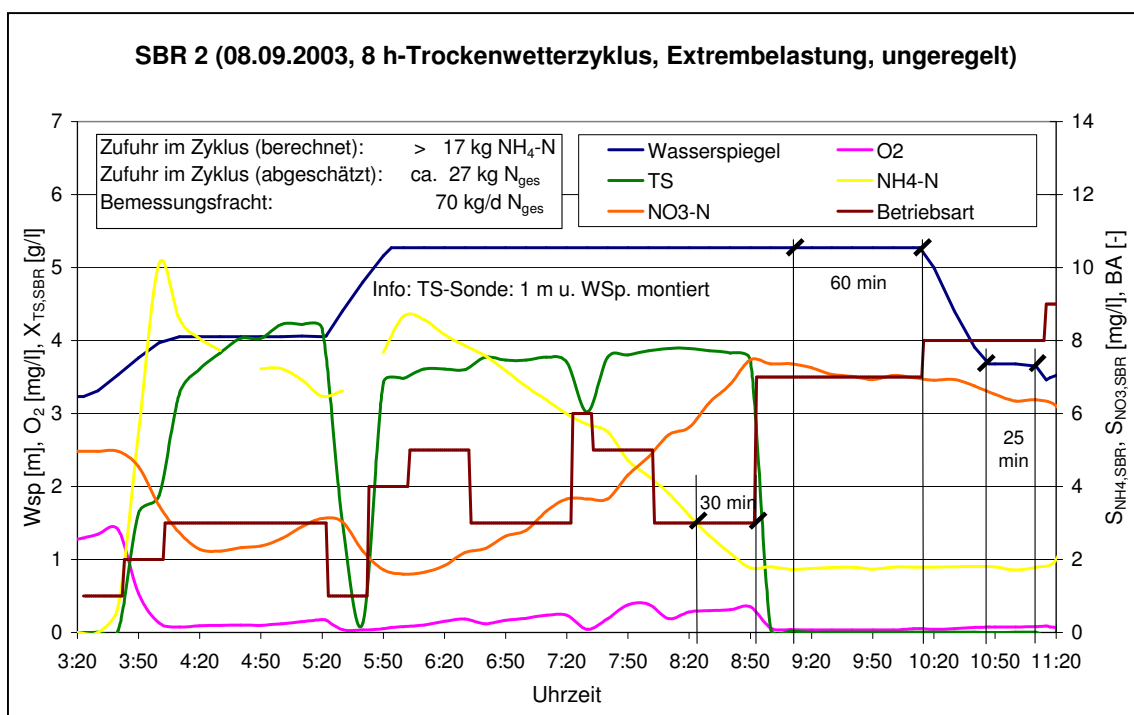
**Abb. 9.1:** Ganglinien wichtiger Prozessgrößen im SBR 1 (21.10.2003) in einem 6 h-Regenwetterzyklus (Abwassertemperatur im Zulauf: 10 bis 13 °C) <sup>54</sup>

Bei Abbildung 9.2 handelt es sich um einen 8 h-Trockenwetterzyklus im SBR 1, in dessen Verlauf ein Niederschlagsereignis auftrat. Ein Großteil dieser Belastung wurde während der zweiten Beschickungsphase (ab 6:00 Uhr) dem Reaktor zugeführt. Auch hier ist ein hohes Optimierungspotenzial zu erkennen. Mittels einer dynamischen Zyklusdaueranpassung hätte dieser Zyklus um 132 (< 0,1 mg/l NH<sub>4</sub>-N) bis 192 min (≈ 3 mg/l NH<sub>4</sub>-N) verkürzt werden können; es wäre dadurch sehr viel früher möglich gewesen, im weiteren Verlauf des Niederschlagsereignisses in den verkürzten Regenwetterzyklus umzuschalten. Bemerkenswert ist an den beiden Ereignissen aus Abbildung 9.1 bzw. 9.2 auch, dass während der Sedimentations-, Klarwasserabzugs- und Pausenphase jeweils etwas mehr als 2 kg NO<sub>3</sub>-N denitrifiziert wurden.

<sup>54</sup> Betriebsart (BA): 1 = statisches Beschicken, 2 = Beschicken und Mischen, 3 = Belüften, 4 = Beschicken und Belüften, 5 = Belüften und Mischen, 6 = Mischen, 7 = Sedimentation, 8 = Klarwasserabzug, 9 = ÜS/Pause



**Abb. 9.2:** Ganglinien wichtiger Prozessgrößen im SBR 1 (31.10.2003) in einem 8 h-Regenwetterzyklus (Beginn eines Niederschlagsereignisses, Abwassertemperatur im Zulauf: 10 bis 12 °C)<sup>55</sup>



**Abb. 9.3:** Ganglinien wichtiger Prozessgrößen im SBR 2 (08.09.2003) in einem 8 h-Regenwetterzyklus (Beginn eines Niederschlagsereignisses, Abwassertemperatur im Zulauf: 16 bis 18 °C)<sup>56</sup>

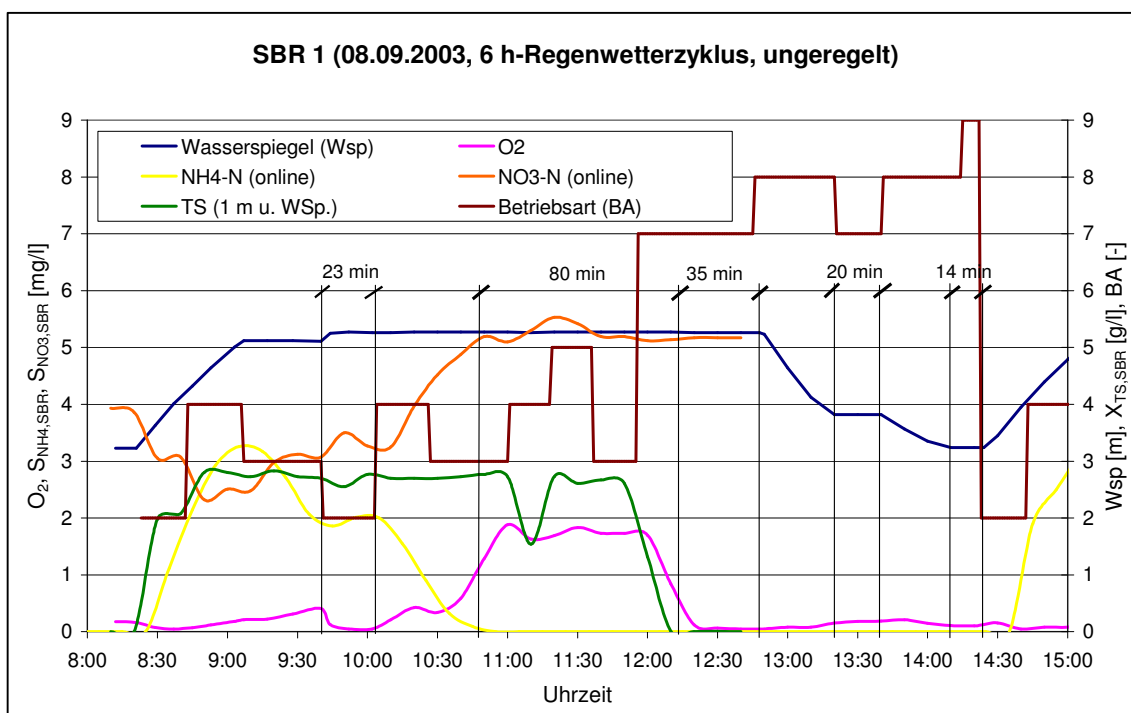
<sup>55</sup> Betriebsart (BA): siehe vorangegangene Fußnote

<sup>56</sup> Betriebsart (BA): siehe vorangegangene Fußnote

Zum Abschluss soll noch ein „Worst Case“ vorgestellt werden (Abbildung 9.3 bzw. 9.4). Am 08.09.2003 wurde ein Niederschlagsereignis erfasst, dem eine ausgeprägte Trockenwetterperiode vorausging. So betrug z.B. der mittlere Tageszufluss in den letzten 40 Tagen vor diesem Niederschlagsereignis nur 709 m<sup>3</sup>/d (Median: 617 m<sup>3</sup>/d, Maximum: 1.817 m<sup>3</sup>/d). Während dieser Zeit erfasste der Niederschlagsgeber eine Gesamtniederschlagshöhe von nur 23 mm. Eine Folge dieser Randbedingung war, dass der SBR 2 zu Beginn des Niederschlagsereignisses mit einer sehr hohen Schmutzfracht belastet wurde, die vermutlich aus einem Spülstoß resultierte (Abbildung 9.3). Eine Abschätzung ergab, dass während dieses Zyklus dem SBR 2 ca. 27 kg N<sub>ges</sub> zugeführt wurden (Mittlere Belastung der Kläranlage: 48 kg/d N<sub>ges</sub>).

Die CSB-Fracht konnte leider nicht genau abgeschätzt werden, jedoch dürfte diese ebenfalls sehr hoch gewesen sein, da die O<sub>2</sub>-Konzentration über die gesamte Zyklusdauer niedrig war. Trotz dieser ungünstigen Randbedingungen wird auch hier der NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswert sicher eingehalten und es ist auch hier noch ein Potenzial zur Zyklusdauerverkürzung erkennbar (85 bis 115 min).

Abbildung 9.4 zeigt den nachfolgenden Zyklus im SBR 1; dieser hat bereits in den verkürzten 6 h-Regenwetterzyklus umgeschaltet. In diesem Zyklus ist das Potenzial zur Zyklusdauerverkürzung wieder sehr hoch. In Summe hätte die Zyklusdauer um 172 min verkürzt werden können, d.h. es wäre möglich gewesen, einen 3 h- bzw. 3,5 h-Zyklus zu verwenden.



**Abb. 9.4:** Ganglinien wichtiger Prozessgrößen im SBR 1 (08.09.2003) in einem 6 h-Regenwetterzyklus<sup>57</sup>

Alle diese Abbildungen – und zahlreiche weitere bisher dokumentierte Mischwasserereignisse – veranschaulichen eindrucksvoll das erhebliche Potenzial der Kläranlage Messel in Hinblick auf einen großtechnischen integrierten Betrieb; nicht zuletzt, weil auch noch im

<sup>57</sup> Betriebsart (BA): siehe vorangegangene Fußnote

Bereich der Belüftung Verbesserungspotenzial vorhanden ist. Die von Zyklus zu Zyklus stark wechselnden Belastungsverhältnisse sprechen zudem dafür, einen echten dynamischen integrierten Betrieb in Angriff zu nehmen (z.B. mit Hilfe des CBR), um das Potenzial zur Verminderung der Emissionen aus Mischwasserentlastungen voll auszunutzen.

## Literaturverzeichnis

- AAMODT UND PLAZA [1994]:** A. Aamodt and E. Plaza, *Case-Based Reasoning: Foundational Issues, Methodological Variations, and System Approaches*, AI Communications, Vol. 7, Nr. 1, pp. 39-59, 1994, IOS Press
- AbwAG [1994]:** N.N, *Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer in der Fassung der Bekanntmachung vom 3. November 1994*, BGBl. I Nr. 80 vom 18.11.1994, S. 3370 bzw. [www.umweltdaten.de/down~d/aag.pdf](http://www.umweltdaten.de/down~d/aag.pdf)
- AbwV [2002]:** N.N, *Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (AbwV – Abwasserverordnung) vom 15. Oktober 2002*, BGBl. Nr. I vom 23.10.2002 S. 4047, ber. 2002 S. 4550
- ALEX ET AL. [1999]:** J. Alex, L.P. Risholt, and W. Schilling, *Integrated modeling system for simulation and optimization of wastewater systems*, 8<sup>TH</sup> International Conference of Urban Storm Drainage (ICUSD), Sydney Australia, Proceedings, Vol. 1, pp. 1553-1560, 1999, Pergamon by Elsevier Science Ltd., UK
- ALEX UND TSCHEPETZKI [2001]:** J. Alex und R. Tschepetzki, *Simulation und regelungstechnische Optimierung von SBR-Anlagen*, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Band 14, 2001, Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern
- ALLEY UND SMITH [1981]:** W.M. Alley and P. Smith [1981], *Estimation of Accumulation Parameters for Urban Runoff Quality Modelling*, Water Resources Research, Vol. 17, No. 6, pp. 1657-1664, 1981
- ARDERN UND LOCKETT [1914]:** E. Ardern and W.T. Lockett, *Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters*, J. Soc. Chem. Ind., 33, 523, zitiert in IWA [2001A]
- ATV [2003]:** *ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198 „Bemessungsgrundlagen für Abwasseranlagen“*, ATV-DVWK-Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ehemals Abwassertechnische Vereinigung (ATV)), 2003, Hennef
- ATV [2001]:** *ATV-DVWK-Merkblatt M 177 „Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen – Erläuterungen und Beispiele“*, ATV-DVWK-Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ehemals Abwassertechnische Vereinigung (ATV)), 2001, Hennef
- ATV [2000A]:** *ATV-DVWK-Merkblatt M 260 „Erfassen, Darstellen, Auswerten und Dokumentieren der Betriebsdaten von Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe der Prozessdatenverarbeitung“*, ATV-DVWK-Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ehemals Abwassertechnische Vereinigung (ATV)), 2000, Hennef
- ATV [2000B]:** *Merkblatt M 253 „Automatisierungs- und Leittechnik auf Abwasseranlagen“*, ATV-DVWK-Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ehemals Abwassertechnische Vereinigung (ATV)), 2000, Hennef
- ATV [1991, 2000C]:** *ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“*, Abwassertechnische Vereinigung (ATV), Hrsg., 1991 bzw. 2000, Hennef
- ATV [1999]:** *ATV-Arbeitsbericht „Energiebilanzierung auf Kläranlagen“*, ATV-Fachausschuss 3.1 „Allgemeine Fragen“, Abwassertechnische Vereinigung (ATV), Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA) (Vertrieb), 1999, Hennef

- ATV [1998]:** *Geschichte der Abwasserentsorgung, 50 Jahre ATV 1948 – 1998*, Abwassertechnische Vereinigung ATV, 1998, Hennef
- ATV [1997A]:** *Merkblatt ATV - M 210 „Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb“*, Abwassertechnische Vereinigung (ATV), Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA) (Vertrieb), 1997, Hennef
- ATV [1997B]:** *ATV-Arbeitsbereich „Auswirkungen der Mischwasserbehandlung auf den Betrieb von Kläranlagen“*, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.12.1. In: *Korrespondenz Abwasser*, Heft 8, S. 1419-1428, 1997
- ATV [1997C]:** *ATV-Arbeitsbericht „Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen – Grundlagen und Vorprüfung (Teil 2) sowie Hinweise zur biologischen Beurteilung mischwasserbelasteter Gewässer“*, 2. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1 „Beeinflussung der Gewässergüte durch Mischwassereinleitungen“, KA - *Korrespondenz Abwasser*, Heft 5/1997, 44. Jahrgang, S. 922-927, 1993, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg. und Verlag), Hennef
- ATV [1996]:** *ATV-Handbuch „Klärschlamm“ – Kapitel 4: Schlammstabilisierung*, Abwassertechnische Vereinigung (ATV) (Hrsg.), 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn, Berlin
- ATV [1994]:** *Merkblatt M 165 „Anforderungen an Niederschlags-Abfluß-Berechnungen in der Stadtentwässerung“*, Abwassertechnische Vereinigung (ATV), 1994, Hennef
- ATV [1993]:** *ATV-Arbeitsbericht „Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen – Grundlagen und Vorprüfung“*, 1. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1 „Beeinflussung der Gewässergüte durch Mischwassereinleitungen“, KA - *Korrespondenz Abwasser*, Heft 5/1993, 40. Jahrgang, S. 802-806, 1993, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg. und Verlag), Hennef
- ATV [1977, 1992]:** *ATV-Arbeitsblatt A 128 „Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regentlastungen in Mischwasserkanälen“*, Abwassertechnische Vereinigung (ATV), 1977 bzw. 1992, Hennef
- BAZURRO ET AL. [1999]:** N. Bazzurro, A. Gallea, and C. Lasagna, *Integrated planning and management of urban drainage, wastewater treatment and receiving water system: the experience of AMGA*, 8<sup>TH</sup> International Conference of Urban Storm Drainage, Proceedings, Vol. 1, pp. 340-348, 1999, The Institution of Engineers, Australia
- BERGMANN ET AL. [1999]:** R. Bergmann, S. Breen, M. Göker, M. Manago, and S. Wess, *Developing Industrial Case-Based Reasoning Applications, The INRECA-Methodology*, LNAI 1612, 1999, Springer
- BERGMANN [1997]:** R. Bergmann, *Grundlagen fallbasierter Schließens, Unterlagen zur Vorlesung, Fachbereich Informatik*, Universität Kaiserslautern, <http://www.wagr.informatik.uni-kl.de/~bergmann/CBRVL2k1/>, 1997
- BEVER UND DURCHSCHLAG [1997]:** J. Bever und A. Durchschlag, *Minimierung der Gesamtemission aus Kanalnetz und Kläranlage mittels Simulationsrechnung*, KA - *Korrespondenz Abwasser*, Heft 3/97, 44. Jahrgang, S. 449-457, 1997, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg. und Verlag), Hennef
- BÖHM ET AL. [2002]:** E. Böhm, T. Hillenbrand, J. Liebert, J. Schleich und R. Walz, *Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz*, Forschungsbericht 299 21 289 (UBA-FB 00021), 2002, Texte 12/02 des Umweltbundesamt, ISSN 0722-186X

- BORCHARDT [1992]:** D. Borchardt, *Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen*, Dissertation, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität – Gesamthochschule Kassel, Band 10, 1992, Kassel
- BRANDT ET AL. [1988]:** T. Brandt, B. Jacobi und H. Zaiß, *Beschreibung des Modells SMUSI*, in: Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz (SuG), Heft 3, Mai 1988, S. 75-118, SuG-Verlagsgesellschaft, Hannover
- BROMBACH [2002A]:** H.-J. Brombach, *Urban Stormwater Practice in Germany*, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, 2002, Portland, USA
- BROMBACH [2002B]:** H.-J. Brombach, *Abwasserkanalisation und Regenbecken im Spiegel der Statistik*, KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (vormals: KA – Korrespondenz Abwasser), Jahrgang 49, Nummer 4, S. 444-452, 2002, GFA, Bad Hennef
- BROMBACH UND WÖHRLE [1997]:** H.-J. Brombach und C. Wöhrle, *Gemessene Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken*, KA - Korrespondenz Abwasser, Heft 1/97, 44. Jahrgang, S. 44-59, 1997, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg. und Verlag), Hennef
- BRUNNER [1975]:** P.G. Brunner, *Die Verschmutzung des Regenabflusses im Trennverfahren*, Band 29, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, 1975, München
- BRUNS [1999]:** J. Bruns, *Dynamische Koppelung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluss*, Dissertation, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 151, 1999, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart, Oldenbourg-Verlag, München
- BÜRCEL [2002]:** B. Bürgel, *Rechtliche und gewässerbezogene Anforderungen an die Regen- und Mischwasserbehandlung*, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Band 15, 2002, Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern
- BWK [2001]:** *BWK-Merkblatt 3 „Ableitungen von Anforderungen an Niederschlagswasser-einleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“*, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V., Hrsg., 2001, Düsseldorf
- CLIFFORDE ET AL. [1999]:** I.T. Clifforde, B. Tomicic, and O. Mark, *Integrated wastewater management - a European vision for the future*, 8<sup>TH</sup> International Conference of Urban Storm Drainage, Proceedings, Vol. 2, pp. 1041-1049, 1999, The Institution of Engineers, Australia
- COHEN ET AL. [1997]:** A. Cohen, G. Janssen, S.D. Brewster, R. Seeley, A.A. Boogert, A.A. Graham, M.R. Mardani, N. Clarke, and N.K. Kasabov, *Application of computational intelligence for on-line control of a sequencing batch reactor (SBR) at Morrinsville sewage treatment plant*, Water Science and Technology, Vol. 35, No. 10, pp. 63-71, 1999, Pergamon by Elsevier Science Ltd., Great Britain
- DATA [2000]:** *DATA Street Hessen*, Hessisches Landvermessungsamt (Hrsg.), 2000, Abdruck gemäß den Lizenzbedingungen erlaubt



- DEMOULIN ET AL. [1997]:** G. Demoulin, M.C. Goronszy, K. Wutscher, and E. Forsthuber, *Co-current nitrification/denitrification and biological P-removal in cyclic activated sludge plants by redox controlled cycle operation*, Water Science and Technology, Vol. 35, No. 1, pp. 215-224, 1997, by Elsevier Science Ltd., Great Britain
- DENNIS UND IRVINE [1979]:** R.W. Dennis and R.L. Irvine, *Effect of fill to react ratio on sequencing batch biological reactors*, J. Wat. Pollut. Control Fed., 51, pp. 244-263, zitiert in IWA [2001A]
- EMPOLIS [2000]:** empolis (ehemals technno GmbH), *Reference Manual Version CBR Works 4*, 2000, Kaiserslautern
- ERBE [2002]:** V. Erbe, *Kanalnetzsteuerung – Überblick über umgesetzte Projekte und Erfahrungen aus der Praxis*, Dresdner Berichte, Band 19, 2002, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft (Hrsg.), TU Dresden, Dresden
- EU-WRRL [2000]:** N.N., *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1, DE, 22.12.2000
- EU-ARL [1991, 1998]:** N.N., *Richtlinie des Rates vom des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG)* [ABl. vom 30. Mai 1991, Nr. L 135, S. 40], *geändert durch Richtlinie 98/15/EG vom 27. Februar 1998* [ABl. 1998, Nr. L 67, S. 29], siehe auch unter [www.goinform.de/demo/eurecht/eu1991/r910271.pdf](http://www.goinform.de/demo/eurecht/eu1991/r910271.pdf)
- FENNER UND SAWARD [2002]:** R. A. Fenner and G. Saward, *Towards Assessing Sewer Performance and Serviceability using Knowledge Based Systems*, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, 2002, Portland, USA
- FIELD UND O'CONNOR [2002]:** R. Field and T.P. O'Connor, *Control Strategy for Storm-generated Sanitary-sewer Overflows*, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, 2002, Portland, USA
- FISCHER [1998]:** J. Fischer, *Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum*, Dissertation, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität – Gesamthochschule Kassel, Band 19, 1998, Kassel
- FUCHS ET AL. [2003]:** S. Fuchs, S. Lucas, H. Brombach, G. Weiß und B. Haller, *Fremdwasserprobleme erkennen – methodische Ansätze*, KA - Abwasser, Abfall (ehemals KA – Korrespondenz Abwasser), Heft 1/2003, 50. Jahrgang, S. 28-32, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg.), Hennef
- FUJITA [2002]:** S. Fujita, *Full-Fledged Movement on Improvement of the Combined Sewer System and Flood Control Underway in Japan*, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, 2002, Portland, USA
- GALLENT [1999]:** W. Gallent, *Ausführung von SBR-Anlagen für Mischabwasser*, Wasser Abwasser Praxis (WAP), Heft 4, S. 27-32, 1999, Bertelsmann Fachzeitschriften GmbH, Gütersloh

- GÖTTLE [1978]:** A. Göttle, *Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung – Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebiete*, Band 23, Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, 1978, München
- GROTEHUSMANN UND KAUFMANN [1991]:** H. Grotehusmann und F. Kaufmann, *Einsparung von Speichervolumen für die Regenwasserbehandlung durch Erhöhung des zulässigen Mischwasserabflusses zur Kläranlage*, *abwassertechnik*, Heft 3/1991, S. 48-50
- GROTTKER [1987]:** M. Grottker, *Regenwasserbehandlung in Trennsystemen*, Band 66, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, 1987, Hannover
- GRUNDACKER [2002]:** F. Grundacker, *Untersuchung der Schlammstabilisierung bei diskontinuierlich belüfteten Belebungsanlagen bei tiefen Temperaturen*, Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, Technische Universität Graz, Band 40, 2002
- GÜNTHERT UND REICHERTER [2001]:** F.W. Günthert und E. Reicherter, *Investitionskosten der Abwasserentsorgung*, 2001, Oldenbourg Industrieverlag, München
- HAMAMOTO ET AL. [1997]:** Y. Hamamoto, S. Tabata, and Y. Okubo, *Development of the intermittent cyclic process for simultaneous nitrogen and phosphorus removal*, *Water Science and Technology*, Vol. 35, No. 1, pp. 145-152, 1997, Pergamon by Elsevier Science Ltd., UK
- HANSEN ET AL. [1999]:** J. Hansen, U. Leinweber, M. Thomas, and T.G. Schmitt, *Integrated Design of Sewerage System and Wastewater Treatment Plant*, 11<sup>th</sup> European Sewage and Refuse Symposium, Munich, 4-8 May 1999, Documentation, Liquid Wastes Section, pp. 31-48, GFA - Verlag für Abwasser, Abfall und Gewässerschutz, Hennef
- HANSEN UND LEINWEBER [2000]:** J. Hansen und U. Leinweber, *Ergebnisse der dynamische Simulation zur integrierten Planung des Entwässerungssystems und der Kläranlage Eschringen*, 2000, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern, unveröffentlicht
- HANSEN UND LEINWEBER [1999]:** J. Hansen und U. Leinweber, *Dynamische Simulation zur integrierten Planung von Entwässerungssystem und Kläranlage*, in: Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 12, 1999, Dynamische Simulation als Werkzeug zur optimierten Planung und Betriebsführung von Abwasserreinigungsanlagen, S. 107-136, Kaiserslautern
- HANSEN [1997]:** J. Hansen, *Der Einsatz von Fuzzy Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen*, Dissertation, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Heft 10, 1997, Universität Kaiserslautern
- HARREMOES UND JOHANSEN [1996]:** P. Harremoes und N.B. Johansen, *Seeverschmutzung durch Nährstoffe aus der Regenentlastung*, KA – Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 43, Nummer 3, S. 196ff, GFA, Bad Hennef, 1996
- HEINZMANN [1993]:** B. Heinzmann, *Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen*, VDI Fortschritte-Berichte, Reihe 15: Umwelttechnik, Nr. 113, 1993

- HELMREICH ET AL. [2000]:** B. Helmreich, D. Schreff, and P.A. Wilderer, *Full scale experiences with small sequencing batch reactors in Bavaria*, Wat. Sci. Tech., Vol. 41, No. 1, pp. 89-96, 2000, UK
- HERNEBRING ET AL. [1999]:** C. Hernebring, O. Mark, and L.G. Gustafsson, *Optimising operating strategies for sewers and wastewater treatment plants by use of RTC and integrated modelling*, 8<sup>TH</sup> International Conference of Urban Storm Drainage, Proceedings, Vol. 1, pp. 418-425, 1999, The Institution of Engineers, Australia
- HOLM ET AL. [2000]:** N.C. Holm, A. Schönfeld, H. Lünenschloß und A. Mennerich, *Betriebs- und großtechnische Versuchsergebnisse mit dem DIC-SBR-Verfahren auf der Kläranlage Bruchmühlen*, KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (vormals: KA – Korrespondenz Abwasser), Jahrgang 47, Nummer 1, S. 73-81, 2000, GFA, Bad Hennef
- HOPKINS ET AL. [2000]:** L.N. Hopkins, P.A. Lant, and R.B. Newell, *Using the Flexibility Index to compare Batch and continuous activated sludge process*, Proc. 2<sup>nd</sup> International Symposium on Sequencing Batch Reactor Technology, Narbonne, France, Vol. 1, pp. 57-66, 2000
- HUBER UND DICKINSON [1992]:** W.C. Huber and R.E. Dickinson, *Storm Water Management Model (SWMM) – Users Manual*, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, 1992, Athens, Georgia, USA
- IFAK [2001]:** IFAK System GmbH, *Benutzerhandbuch SIMBA 4.0*, 2001, Magdeburg
- IN.-MIN. BA.-WÜ. [1972]:** N.N., *Richtlinien für die Anordnung und Bemessung von Regenentlastungs- und Regenwasserbehandlungsanlagen beim Mischverfahren*, Innenministerium Baden-Württemberg, Gbl. Nr. 33, S. 1120, 1972
- IRVINE UND DAVIS [1971]:** R.L. Irvine and W.B. Davis, *Use of sequencing batch reactors for waste treatment*, in CPC International, Corpus Christi, Texas, 26<sup>th</sup> Annual Purdue Industrial Waste Conference, Purdue University, pp. 450-462. West Lafayette: Ann Arbor Science Publ., zitiert in IWA [2001A]
- IWA [2001A]:** *Sequencing Batch Reactor Technology*, Scientific and Technical Report Nr. 10, 2001, International Water Association (IWA), IWA Publishing, London, UK
- IWA [2001B]:** *River Water Quality Model No.1*, Scientific and Technical Report Nr. 12, 2001, International Water Association (IWA), IWA Publishing, London, UK
- IWA [2000]:** *The Activated Sludge Models (1, 2, 2d and 3)*, IWA Task Group for Mathematical Modelling for Design and Operation of Wastewater Treatment, Scientific and Technical Report Nr. 9, 2000, International Water Association (IWA), IWA Publishing, UK
- KATSOGIANNIS ET AL. [1999]:** A.N. Katsogiannis, M.E. Kornaros, and G.K. Lyberatos, *Adaptive optimization of a nitrifying sequencing batch reactor*, Water Research, Vol. 33, No. 17, pp. 3569-3576, 1999, Pergamon by Elsevier Science Ltd., Great Britain
- KAZMI UND FURUMAI [2000]:** A.A. Kazmi, and H. Furumai, *Field investigations on reactive settling in an intermittent aeration sequencing batch reactor activated sludge process*, Water Science and Technology, Vol. 41, No. 1, pp. 127-135, 2000, Pergamon by Elsevier Science Ltd., UK

- KAYSER [2001]:** R. Kayser, *ATV-DVWK-Kommentar zum ATV-DVWK-Regelwerk, Bemessung von Belebungs- und SBR-Anlagen*, 2001, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg.), Hennef
- KAYSER [1995]:** R. Kayser, *Bemessung von Belebungsanlagen im Aufstaubetrieb*, Das Gas- und Wasserfach, Heft 12, S. 625-627, 1995
- KEUDEL [2002]:** L.O. Keudel, *Bestimmung des Absetzverhaltens von belebtem Schlamm zur Bemessung von Kläranlagen nach dem Sequencing Batch Reactor (SBR)-Verfahren*, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Heft 67, 2002, Braunschweig
- KEUDEL UND DICHTL [2000]:** L.O. Keudel, and N. Dichtl, *Settling Characteristics of Activated Sludge in Sequencing Batch Reactors obtained from Full-scale Experiences*, Proc. 2<sup>nd</sup> International Symposium on Sequencing Batch Reactor Technology, Narbonne, France, Vol. 1, pp. 75-83, 2000
- KOCH ET AL. [2001A]:** G. Koch, M. Kühni, and H. Siegrist, *Calibration and Validation of an ASM 3-based Steady-State Model for Activated Sludge Systems – Part I, Prediction of Nitrogen Removal and Sludge Production*, Water Research, Vol. 35, No. 9, pp. 2235-2245, 2001, Pergamon by Elsevier Science Ltd., UK
- KOCH ET AL. [2001B]:** G. Koch, M. Kühni, L. Rieger, and H. Siegrist, *Calibration and Validation of an ASM 3-based Steady-State Model for Activated Sludge Systems – Part II, Prediction of Phosphorus Removal*, Water Research, Vol. 35, No. 9, pp. 2246-2255, 2001, Pergamon by Elsevier Science Ltd., UK
- KOCH ET AL. [2000]:** G. Koch, M. Kühni, W. Gujer, and H. Siegrist, *Calibration and Validation of Activated Sludge Model No. 3 for Swiss Municipal Wastewater*, Water Research, Vol. 34, No. 14, pp. 3580-3590, 2000, Pergamon by Elsevier Science Ltd., UK
- KOLODNER [1993]:** J. Kolodner, *Case-based Reasoning*, 1993, Morgan Kaufmann
- KRAMPE [2001]:** J. Krampe, *Das SBR-Membranbelebungsverfahren*, Dissertation, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 163, 2001, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart, Oldenbourg-Verlag, München
- KREBS ET AL. [1999]:** P. Krebs, K. Merkel, and V. Kühn, *Dynamic Changes in Wastewater Composition during Rain Runoff*, Proceedings 8<sup>th</sup> ICUSD, 1999, Sydney, Australia, pp.920ff
- LAWA [1994]:** *Leitlinien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen*, Hrsg., 1994, 5. Auflage
- LAMMERSEN [1997]:** R. Lammersen, *Immissionsbezogene Anforderungen an die Stadtentwässerung*, SuG 38, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, 1997, Hannover
- LANGE GROUP [2002A]:** *Prozess-Photomer, PHOSPHAX compact, Bedienungsanleitung, DOC023.72.03102.Jan02*, 2002, Fa. Lange Group, Düsseldorf
- LANGE GROUP [2002B]:** *Schlammvolumen-/SV-Index-Messung, VOLITAX, Bedienungsanleitung, DOC023.72.03095.Aug02*, 2002, Lange Group, Düsseldorf
- LANGE GROUP [2001A]:** *Prozess-Sonde NITRATAX Plus, Bedienungsanleitung, BDA 372*, 2001, Fa. Lange Group, Düsseldorf

- LANGE GROUP [2001B]:** *Ammonium-Prozess-Photometer, AMTAX Inter 2, Bedienungsanleitung, BDA 453, 2001, Fa. Lange Group, Düsseldorf*
- LANGE GROUP [2001C]:** *Prozess-Sonden-UV-Absorption, UVAS plus, Bedienungsanleitung, DOC023.72.03066.Jul01, 2001, Fa. Lange Group, Düsseldorf*
- LANGE GROUP [2001D]:** *Schlamm Spiegel-Sonde, SONATAX, Bedienungsanleitung, DOC023.72.03100.Mai01, 2001, Fa. Lange Group, Düsseldorf*
- LANGE GROUP [2001E]:** *Prozess-Photometer für Trübung und Trockensubstanz, SOLITAX, Bedienungsanleitung BDA 376, 2001, Fa. Lange Group, Düsseldorf*
- LANGE GROUP [2001F]:** *Probenahme und Probenvorbereitung, FILTRAX, Bedienungsanleitung, DOC023.72.03045.Dez01, 2001, Fa. Lange Group, Düsseldorf*
- LANGERGRABER ET AL. [2003]:** G. Langergraber, L. Rieger, S. Winkler, J. Alex, J. Wiese, C. Owerdieck, M. Ahnert, J. Simon, and M. Maurer: *Proposal of general guidelines for high quality simulation studies of wastewater treatment plants, Proceedings 9th IWA Conference, September 2003, Prag, Tschechei*
- LEINWEBER [2002]:** U. Leinweber, *Anforderungen an die Modellierung bei der integrierten Betrachtung von Entwässerungssystem und Kläranlage, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Band 16, Technische Universität Kaiserslautern, 2002, Kaiserslautern*
- LONDONG UND SAUER [2001]:** J. Londong und S. Sauer, *MSR-Konzepte für Kläranlagen – Stand der Technik, KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (ehemals KA - Korrespondenz Abwasser), Heft 6/2001, 48. Jahrgang, S. 778-785, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg.), Hennef*
- LFUBW [2001]:** *Regenwasserbehandlung und Kläranlagen – Leistungsreserven erkennen und nutzen, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft, Band 16, 2001, Karlsruhe*
- MÄNNEL [2000]:** W. Männel, *Skriptum "Betriebswirtschaftslehre III – Kostenrechnung", Kurseinheit 3 „Moderne Verfahren und Systeme der Kosten- und Leistungsrechnung“, Nr. 0047-3-03-S1, April 2000, Fachbereich Wirtschaftswissenschaften, Fernuniversität Hagen*
- MARK ET AL. [2002]:** O. Mark, S. Weesakul, and N.Q. Hung, *Modeling the Interaction Between Drainage System, Wastewater Treatment Plant and Receiver Water in Pattaya Beach, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, 2002, Portland, USA*
- MFU-SAARLAND [2001]:** Ministerium für Umwelt – Saarland, *Aktion Wasserzeichen – Förderprogramm zur Regenwasserbewirtschaftung, 2001, Saarbrücken*
- MIKKELSEN UND NYHUIS [1996]:** K.A. Mikkelsen und G. Nyhuis, *Dimensionierung von SBR-Anlagen, Handbuch des SBR-Verfahrens, 1996, Cyclar Abwassertechnik*
- MILOJEVIC [1995]:** N. Milojevic, *Kapitel 10 - Aufwand für den Bau und Betrieb der Kanalisation, ATV-Handbuch „Bau und Betrieb der Kanalisation“, ATV (Hrsg.), 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn, Berlin*
- O'CONNOR UND FIELD [2002]:** T.P. O'Connor and R. Field, *U.S. EPA Capstone Report: Control System Optimization, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, 2002, Portland, USA*

- OLES [1991]:** J. Oles, *Verfahren zur Dimensionierung von SBR-Anlagen zur Nitrifikation und Denitrifikation*, 1991, Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg, ISSN 0724 – 0783
- OLSSON UND NEWELL [1999]:** G. Olsson and B. Newell, *Wastewater Treatment Systems – Modelling, Diagnosis and Control*, 1999, IWA Publishing, London, ISBN: 1 900222 15 9
- PAULSEN [1987]:** O. Paulsen, *Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennentwässerung*, Band 62, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, 1987, Hannover
- PASVEER [1959]:** A. Pasveer, *Contribution to the development in activated sludge treatment*, J. Proc. Inst. Sewage Purif., 4, 436, zitiert in IWA [2001A]
- PECHER [1999]:** K.H. Pecher, *Kosten der Regenwasserableitung*, Wasser Abwasser Praxis (WAP), Heft 3/1999, S. 35-38, Bertelsmann Fachzeitschriften GmbH, Gütersloh
- PENG ET AL. [2001]:** Y. Peng, J. Gao, S. Wang, and M. Sui, *Use pH and ORP as fuzzy control parameters of denitrification in SBR process*, Proceedings IWA World Congress, 2001, Berlin
- RAUCH AND HARREMOES [1999]:** W. Rauch, and P. Harremoes, *Genetic algorithms in real time control applied to minimize transient pollution from urban wastewater systems*, Water Research, Vol. 33, No. 5, pp. 1265-1277, 1999, Pergamon by Elsevier Science Ltd., Great Britain
- ROELEVELD ET AL. [2002]:** P.J. Roeleveld and M.C.M. van Loosdrecht, *Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands*, Water Science and Technology, Vol. 45, No. 6, pp. 77-87, 2002, Pergamon by Elsevier Science Ltd., Great Britain
- ROSENWINKEL ET AL. [1999]:** K.H. Rosenwinkel, K. Seggelke, and T. Gigerl, *Künftige Mischwasserbelastungen kommunaler Kläranlagen*, Schriftenreihe GWA der RWTH Aachen, Bd.172, S. 29-1 - 29-16, 1999, Aachen
- RICHTER [2000]:** M.M. Richter, *Fallbasiertes Schließen*, *Handbuch der künstlichen Intelligenz*, S. 407 - 430, 2000, 3. überarbeitete Auflage, Oldenbourg-Verlag, München, Wien
- RIEGER ET AL. [2001]:** L. Rieger, G. Koch, M. Kühni, W. Gujer, and H. Siegrist, *The EAWAG-Bio-P-Module for Activated Sludge Model No. 3*, Water Research, Vol. 35, No. 16, pp. 3887-3903, 2001, Pergamon by Elsevier Science Ltd., Great Britain
- SÀNCHEZ-MARRÈ [1996]:** M. Sánchez-Marrè, *DAI-DEPUR – An integrated Supervisory Multi-level Architecture*, PhD thesis, 1996, Universitat Politècnica de Catalunya, Spanien
- SCHILLING [1996]:** W. Schilling (Hrsg.), *Praktische Aspekte der Abflusssteuerung in Kanalnetzen*, 1996, R. Oldenbourg Verlag, München - Wien
- SCHLEYPEN ET AL. [1996]:** P. Schleypen, I. Michel und H.E. Siewert, *Einsatz der SBR-Technologie in kleineren Kläranlagen im ländlichen Raum*, Wasser Abwasser Praxis (WAP), Heft 1/96, S. 46-51, Bertelsmann Fachzeitschriften GmbH (Hrsg. und Verlag), Gütersloh
- SCHMITT ET AL. [2002]:** S. Schmitt, A. Stahl, and J. Hansen, *A CBR Approach to Identification and Counteraction for Harmful Microorganisms in Wastewater Treatment Plants*, Proceedings International Conference on Artificial Intelligence, 2002, Las Vegas, USA

- SCHMITT [2002]:** T.G. Schmitt, *Praxis und Perspektiven der Mischwasserbehandlung*, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Band 15, 2002, Universität Kaiserslautern
- SCHMITT [1994]:** T.G. Schmitt, *Auswirkung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung auf den Schmutzstoffaustrag in Mischsystemen*, KA - Korrespondenz Abwasser, Heft 5/1994, 45. Jahrgang, S. 914-921, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg.), Hennef
- SCHMITT ET AL. [1999]:** T.G. Schmitt, J. Wiese, U. Leinweber, and A. Welker, *Effects of source control measures in urban storm water management of combined sewer systems*, 8<sup>TH</sup> International Conference of Urban Storm Drainage, Proceedings, pp. 1350-1357, 1999, The Institution of Engineers, Australia
- SCHMITT [1991]:** T.G. Schmitt, *KOSMO – Kontinuierliche Schmutzfrachtmodellierung – Modellbeschreibung*, Ingenieurbüro ASAL + Partner (Kaiserslautern) und bpi (Hannover), Kaiserslautern, unveröffentlicht
- SCHNEIDER UND SCHOLZ [1998]:** T. Schneider und K. Scholz, *Kosteneinsparungen durch Schmutzfrachtberechnungen und Gesamtemissionsbetrachtungen*, KA – Korrespondenz Abwasser, Heft 7/1998, 45. Jahrgang, S. 1257-1265, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg. und Verlag), Hennef
- SCHREFF [2003]:** D. Schreff, *SBR-Anlagen – Stand der Technik*, Tagungsunterlagen, ATV-Lehrertag 2003, Wiesbaden-Naurod, ATV-DVWK-Landesverband Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland
- SCHREFF [2001]:** D. Schreff, *SBR-Anlagen – Stand der Technik*, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Band 14, Technische Universität Kaiserslautern Kaiserslautern
- SCHREFF UND WILDERER [1999]:** D. Schreff und P.A. Wilderer, *Bestandsaufnahme und neue Entwicklungen bei der SBR-Technologie*, 14. Kolloquium Dresden, Dresdner Berichte Band 14, S. 147-168, 1999, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft (Hrsg.), TU Dresden, Dresden
- SCHÜTZE ET AL. [2002]:** M. Schütze, A. Campisano, H. Colas, W. Schilling, and P.A. Vanrollegham, *Real-time control of urban wastewater systems – where do we stand today?*, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, 2002, Portland, USA
- SEGELKE [2002]:** K. Seggelke, *Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage zur Reduzierung der Gewässerbelastung*, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 124, 2002, Hannover
- SEGELKE UND ROSENWINKEL [2002]:** K. Seggelke und K.H. Rosenwinkel, *Einsatz der online-Simulation von Kanalnetz und Kläranlage zur Regelung des Kläranlagenzuflusses*, Dresdner Berichte, Band 19, 2002, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft (Hrsg.), TU Dresden, Dresden
- SEGELKE UND ROSENWINKEL [2000]:** K. Seggelke und K.H. Rosenwinkel, *Online-Simulation of the WWTP to minimise the total emissions of WWTP and sewer system*, Proceedings INTERURBA II, pp. 107ff, 2000, Lisbon, Portugal

- SEIBERT-ERLING [2001]:** G. Seibert-Erling, *Planung, Ausschreibung, Vergabe und Abnahme von Automatisierungs- und Leitsystemen für Kläranlagen*, KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (ehemals KA - Korrespondenz Abwasser), Heft 6/2001, 48. Jahrgang, S. 818-826, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg.), Hennef
- SIEKER UND DURCHSCHLAG [1988]:** F. Sieker und A. Durchschlag, *Neue Aspekte der Bemessung von Mischwassereinleitungen – Teil III: Dimensionierung von Speicheranlagen im Nachweisverfahren*, KA - Korrespondenz Abwasser, Heft 11/88, 35. Jahrgang, S. 1195-1202, 1988, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg.), Hennef
- SIEKMANN ET AL. [1999]:** Siekmann + Partner, *Steuerung von SBR-Anlagen zur biologischen Abwasserreinigung – Kläranlage Nürburgring*, 1999, Forschungsvorhaben Deutsche Bundesstiftung Umwelt (zitiert in SCHREFF [2001])
- STATISTISCHES BUNDESAMT [2002]:** *Angaben des statistischen Bundesamtes* im Internet unter [www.statistischesbundesamt.de](http://www.statistischesbundesamt.de) verfügbar
- STEINMETZ ET AL. [2002]:** H. Steinmetz, J. Wiese, and T.G. Schmitt, *Efficiency of SBR Technology in Municipal Wastewater Treatment Plants*, Water Science and Technology, Vol. 46, No. 4-5, pp. 293, 2002, Pergamon by Elsevier Science Ltd., Great Britain
- STEINMETZ [2001]:** H. Steinmetz, *Bemessung von SBR-Anlagen*, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Band 14, 2001, Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern
- STEINMETZ [2000]:** H. Steinmetz, *Reinigungsleistungen von SBR-Anlagen*, wwt/awt, Heft 6/2000, Verlag Bauwesen, Berlin
- TAT [2000]:** TAT Ingenieurgesellschaft m.b.H., *Fuzzy-Belüftungssteuerung*, Heft 2/2000, S. 32, Verlag Bauwesen, Berlin
- TEICHGRÄBER [1998]:** B. Teichgräber, *Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb – Bemessung und Anwendung*, Korrespondenz Abwasser Heft 5/1998, 45. Jahrgang, S. 886-900, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg. und Verlag), Hennef
- THEMATHWORKS [2001]:** *MATLAB – The Language of Technical Computing*, Version 6.1, Users Manual, 2001, TheMathWorks Inc.
- THÖLE [1999]:** D. Thöle, *Dynamische Simulation von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemissionen*, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (ISAH), Heft 106, Hannover
- TOMICIC ET AL. [2001]:** B. Tomicic, A. Lützen, and O. Mark, *Integrated Modelling of the Sewer System and the Receiving Waters for the Island of Ischia*, Proceedings Urban Drainage Modelling 2001, pp. 548ff, 2001, Orlando, Florida, USA
- TOMLINS ET AL. [2001]:** Z. Tomlins, M. Thomas, J. Keller, J.M. Audic, and V. Urbain, *Nitrogen Removal in a SBR Using the OGAR Process Control System*, Proceedings IWA World Congress 2001, Berlin
- TSCHEPETZKI UND JUMAR [2000]:** R. Tschepetzki und U. Jumar, *MSR-Konzepte für Kläranlagen – eine Bestandsaufnahme der ATV-Landesgruppe Nord-Ost*, gwf – Wasser • Abwasser, Heft 11/2000, S. 780-785
- UBA [2002]:** *Umweltdaten Deutschland 2002*, Umweltbundesamt, Berlin

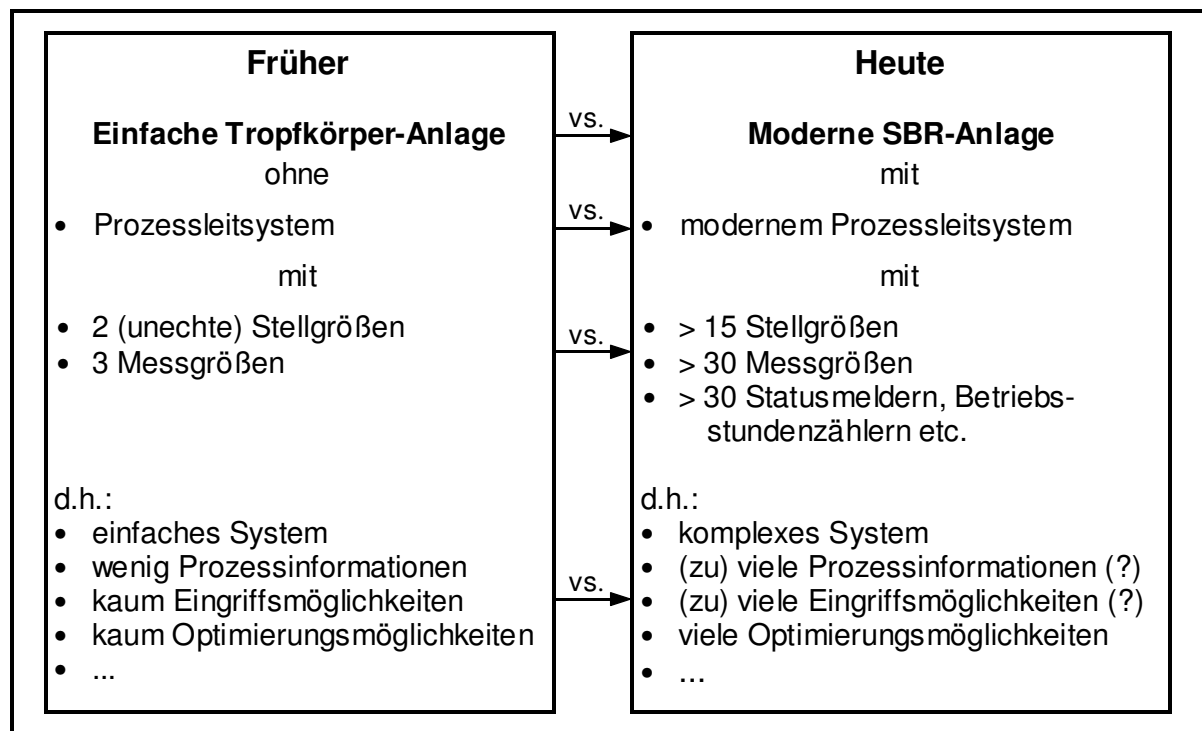


- VDMA [1997]:** „Anlagen und Komponenten zur biologischen Abwasserreinigung mit SBR-Anlagen (Aufstauanlagen)“, VDMA-Einheitsblatt 24427, Vereinigung Deutscher Maschinen- und Anlagenbauer
- VOGEL ET AL. [1998]:** F. Vogel, C. Hubele und G. Riedel, *Kommunale Abwasserreinigung in Potsdam-Nord mit zyklischen Belebungsverfahren*, Wasser & Boden, Heft 12/98, 5. Jahrgang, S. 25-28, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin
- WALTHER UND ROHLFING [1999]:** H. Walther, and R. Rohlfing, *Optimized design and operation of storage and treatment capacities for simultaneous reconstruction of drainage networks and treatment plant taking into account real-time control*, 8<sup>TH</sup> International Conference of Urban Storm Drainage, Proceedings, Vol. 1, pp. 426-431, 1999, The Institution of Engineers, Australia
- WELKER [2003]:** A. Welker, persönliche Mitteilung, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern
- WEYAND UND WILLEMS [1999]:** M. Weyand und G. Willems, *Behandlung von Niederschlagswasser im Mischsystem*, gwf – Wasser • Abwasser, Heft 12/1999, S. 816-826
- WICHERN ET AL. [2001A]:** M. Wichern, F. Obenaus, P. Wulf, and K.H. Rosenwinkel, *Modelling of full-scale wastewater treatment plants with different treatment processes using the Activated Sludge Model No. 3*, Water Science and Technology, Vol. 44, No. 1, pp. 49-54, IWA Publishing
- WICHERN ET AL. [2001B]:** M. Wichern, K.H. Rosenwinkel und M. Lübken, *Einsparpotenziale bei der Auslegung von SBR-Kläranlagen*, wwt/awt, Heft 7, 2001, S. 35 – 38, Verlag Bauwesen, Berlin
- WILDERER UND IRVINE [1984]:** P.A. Wilderer und R.L. Irvine, *Sequencing Batch Reactor Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung – Konzept, Wirkungsmechanismen und Betriebserfahrungen*, GWA Nr. 69, S. 521-548
- YU ET AL. [1997]:** R.F. Yu, S.L. Liaw, C.N. Chang, H.J. Lu, and W.Y. Cheng, *Monitoring and control using on-line ORP on the continuous flow activated sludge batch reactor system*, Water Science and Technology, Vol. 35, No. 1, pp. 57-66, 1997, Pergamon by Elsevier Science Ltd., UK
- XANTHOPOULOS UND HAHN [1992]:** C. Xanthopoulos und H.H. Hahn, *Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss, Abschlussbericht von Teilprojekt 2 des BMFT-Forschungsprojektes „Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen und befestigten Flächen – Phase I“*, Band 2, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, 1992, Karlsruhe

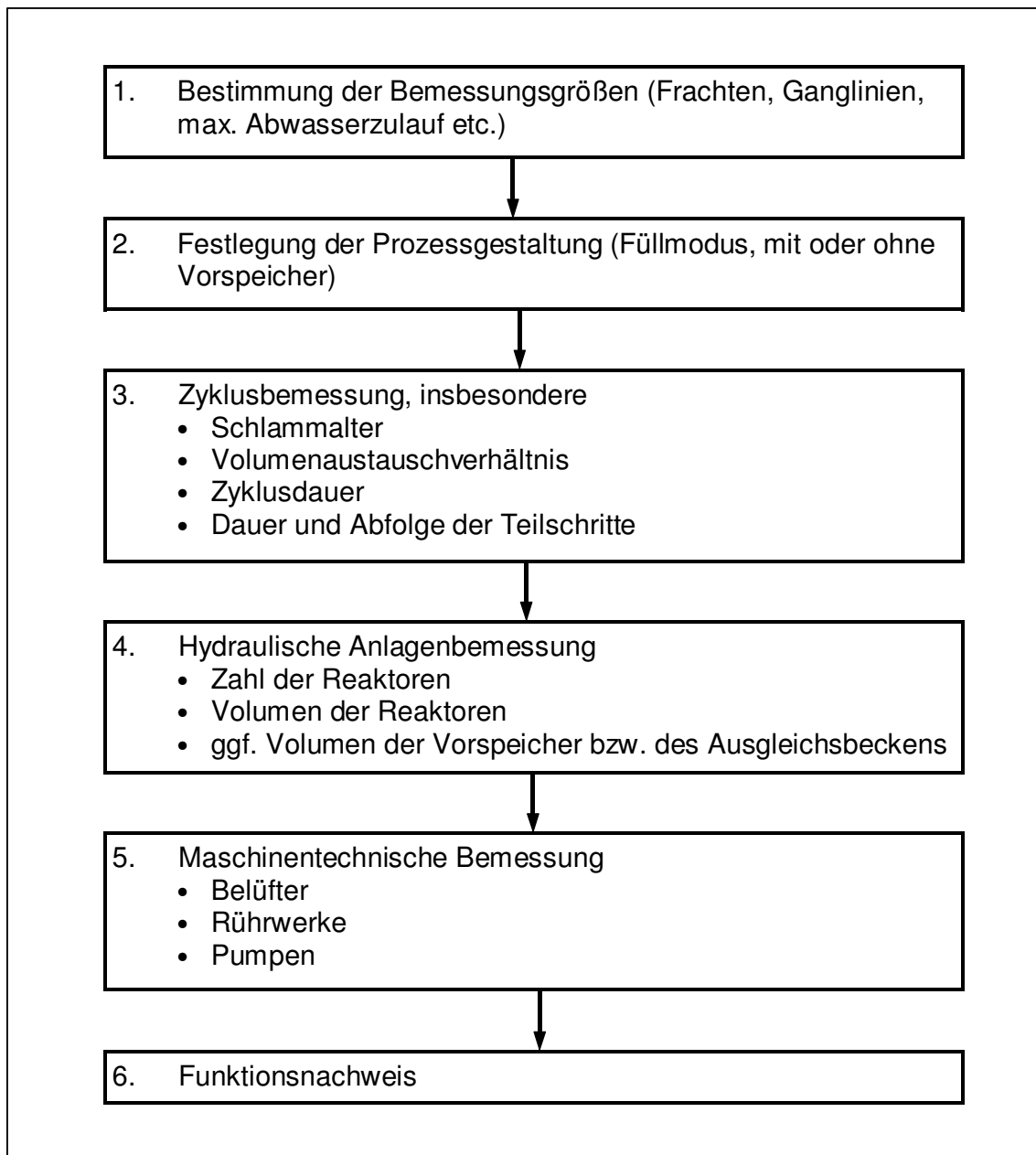
## Anhang

**Anh. 2.1:** Entwicklung des Projektkostenbarwertes bei Anschaffung von Messtechnik (Ausgangsinvestition: 100.000 €) über einen Zeitraum von 40 Jahren in Abhängigkeit der Messtechnik-Deflationsrate (0, 1, 2, 3 % p.a.) und der wirtschaftlichen Nutzungsdauer der Messtechnik (8, 10 Jahre), Zinssatz: 0 % p.a.

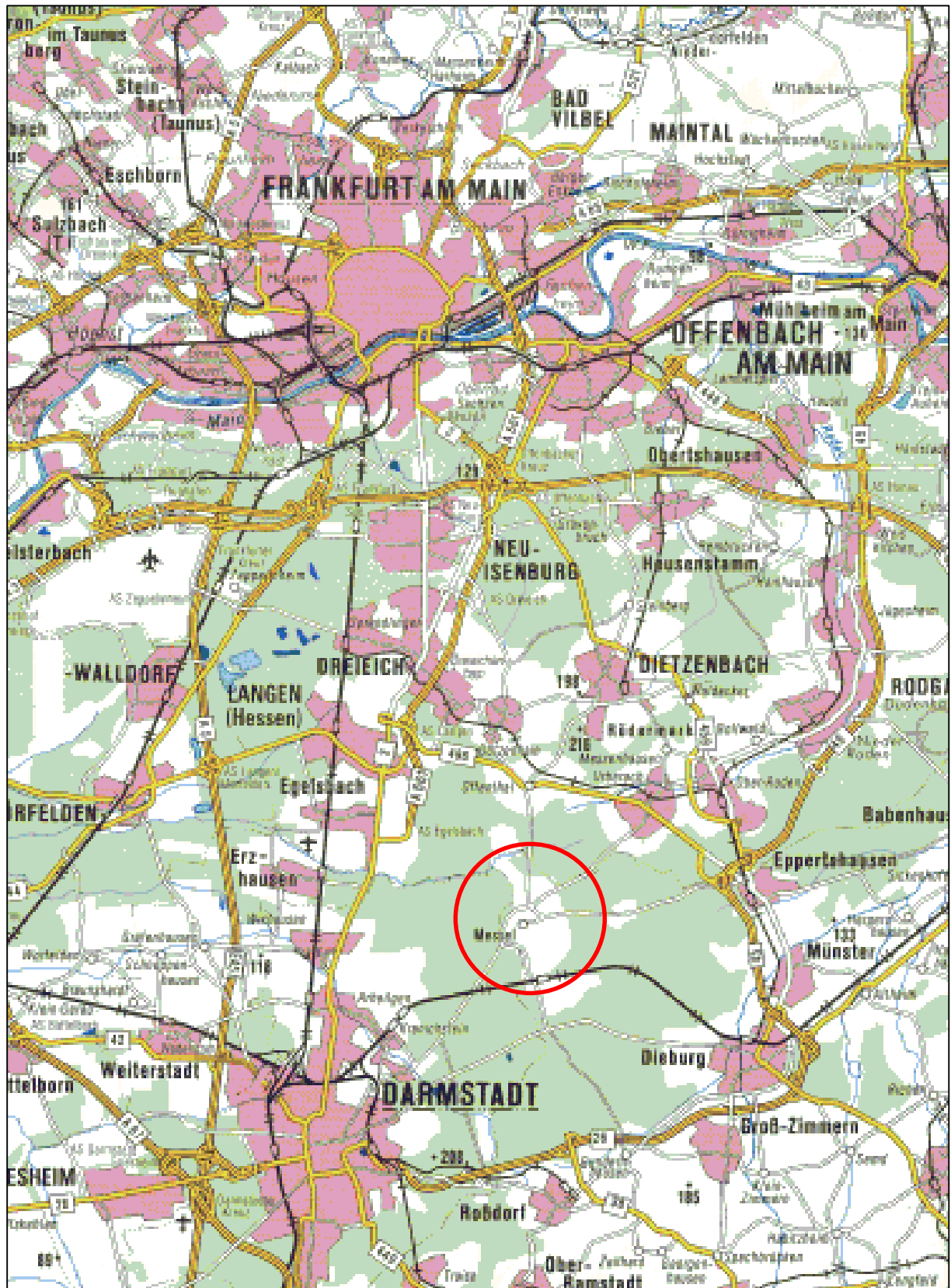
Deflation/ Nutzungsdauer	0 % p.a.	1 % p.a.	2 % p.a.	3 % p.a.
8 Jahre	500.000 €	428.486 €	371.422 €	325.672 €
10 Jahre	400.000 €	346.199 €	303.017 €	268.223 €



**Anh. 3.1:** Vergleich der Charakteristika einer alten Tropfkörperanlage mit einer modernen SBR-Kläranlage (5.500 EW)



**Anh. 3.2:** Vorgehensweise bei der Bemessung einer SBR-Kläranlage nach ATV-Merkblatt M 210 [1997A]



**Anh. 4.1:** Lage von Messel im Raum Frankfurt/Main und Darmstadt (Quelle: DATAStreet Hessen 2000, Übersichtskarte 1: 200.000, unmaßstäbliche Darstellung)



**Anh. 4.2:** Luftbild der Gemeinde Messel mit den Ortsteilen Messel (oben) und Grube Messel (unten). Eingezeichnet sind die Standorte der Kläranlage und der Sonderbauwerke (Quelle: EAG)









**Anh. 4.5:** Mörsbach unterhalb der Einleitstelle des RÜB „Sportplatz“ (Q = 1 bis 2 l/s, 30.06.2003)





**Anh. 4.6:** Namenloser Bach im Ortsteil „Grube Messel“ in Höhe der Einleitstelle des SKO „Grube Messel“

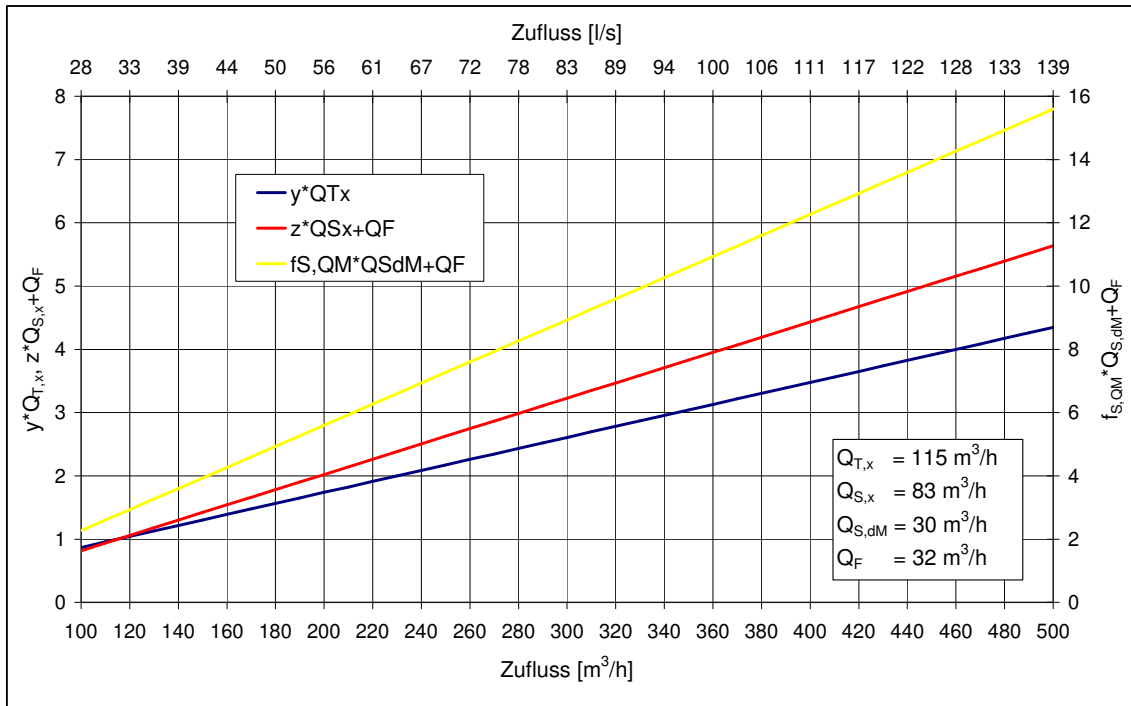
**Anh. 4.7:** Ausgewählte Niederschlagsdaten für Messel im Zeitraum 1990 bis 1999 (Quelle: Deutsche Meteorologische Jahrbücher)

	Jan.-Mär.	Apr.-Jun.	Jul.-Aug.	Aug.-Dez.	Jahr	≥ 1 mm	≥ 10 mm
	mm	mm	mm	mm	mm/a	Anzahl	Anzahl
1990	127	136	110	213	586	111	16
1991	108	121	79	185	493	104	12
1992	161	163	235	201	760	121	21
1993	64	147	193	254	658	131	15
1994	154	215	181	126	676	128	17
1995	332	235	241	128	936	141	30
1996	78	143	152	218	591	116	12
1997	119	143	102	174	538	107	13
1998	105	152	212	240	709	128	16
1999	195	137	174	185	691	125	16
<b>Min</b>	<b>64</b>	<b>121</b>	<b>79</b>	<b>126</b>	<b>493</b>	<b>104</b>	<b>12</b>
<b>Max</b>	<b>332</b>	<b>235</b>	<b>241</b>	<b>254</b>	<b>936</b>	<b>141</b>	<b>30</b>
<b>Mittel</b>	<b>144</b>	<b>159</b>	<b>168</b>	<b>192</b>	<b>664</b>	<b>121</b>	<b>17</b>

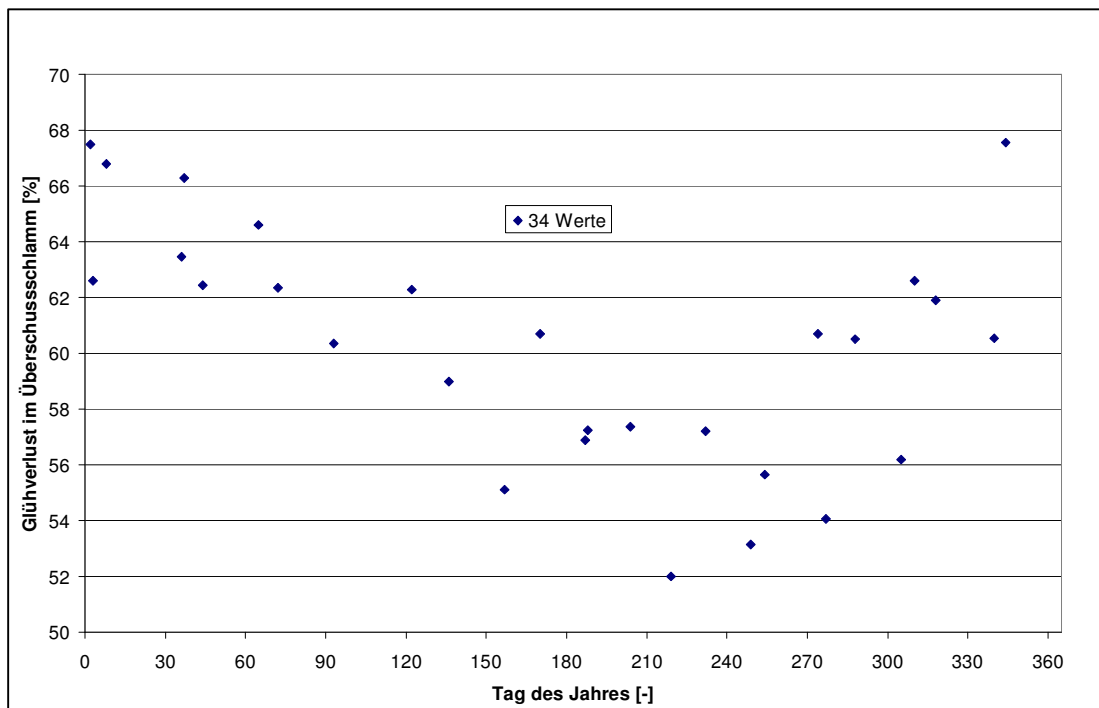




**Anh. 4.8:** Luftbild der Kläranlage Messel (Quelle: EAG)



Anh. 4.9: Umrechnung des Zuflusses (Ausgangsbasis: Werte der Kläranlagenbemessung)



Anh. 5.1: Glühverlust des Überschussschlamms in Abhängigkeit des Jahresverlaufs



**Anh. 5.2:** Bilder eines Absetzversuches zur Ermittlung des VSV am 31.10.2003 (SBR 1, Verdünnung 1:1, VSV =  $2 \cdot 125$  bis  $130 \text{ ml/l} = 250$  bis  $260 \text{ ml/l}$ , Wasserstand im Reaktor zum Zeitpunkt der Probenahme:  $5,13 \text{ m}$ ,  $TS_R = 3,94 \text{ g/l}$ ,  $ISV = 65 \text{ ml/g}$ )

**Anh. 6.1:** Abwasserzusammensetzung, Kinetische und stöchiometrische Parameter des verwendeten Modells – statische Kalibrierung (Bezeichnung entsprechend IWA [2000] bzw. IFAK [2001])

Kürzel	Einheit:	Bezeichnung	Wert	Quelle/Vergleichswerte
Q	[m <sup>3</sup> /d]	Daily Influent flow rate	1,408	
COD	[kg COD/d]	Daily Total COD load (influent)	385,8	
TN	[kg N/d]	Daily Total TN load (influent)	47,3	
S <sub>O2</sub>	[g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ]	Dissolved oxygen (influent)	0	IWA[2000]: 0
S <sub>I</sub>	[% of COD <sub>inf,tot</sub> ]	Inert biodegradable COD (influent)	7	ROELEVELD ET AL. [2002]: 3 – 10 (MW: 6)
S <sub>s</sub>	[% of COD <sub>inf,tot</sub> ]	Readily biodegradable COD (infl.)	28	ROELEVELD ET AL. [2002]: 9 – 42 (MW: 26)
S <sub>NH</sub>	[g N/m <sup>3</sup> ]	Ammonium (influent)	21.4	
S <sub>NO</sub>	[g N/m <sup>3</sup> ]	Nitrite plus Nitrate	0.3	
S <sub>ALK</sub>	[mole HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup> ]	Alkalinity, bicarbonate	7.4	
X <sub>S</sub>	[% of COD <sub>inf,tot</sub> ]	Slowly biodegradable COD (influent)	22	ROELEVELD ET AL. [2002]: 10 – 48 (MW: 28)
X <sub>I</sub>	[% of COD <sub>inf,tot</sub> ]	Inert particulate COD (influent)	38	ROELEVELD ET AL. [2002]: 23 – 50 (MW: 39)
X <sub>H</sub>	[% of COD <sub>inf,tot</sub> ]	Heterotrophic biomass (influent)	5	IWA [2000]: 12
X <sub>A</sub>	[g COD/m <sup>3</sup> ]	Autotrophic, nitrifying biomass (influent)	0.01	IWA [2000]: > 0
X <sub>STO</sub>	[g COD/m <sup>3</sup> ]	Organics stored by heterotrophs (influent)	0.001	IWA [2000]: 0
X <sub>TSS</sub>	[g SS/m <sup>3</sup> ]	Total suspended solids (influent)	143	
i <sub>N,SI</sub>	[g N/g COD]	N content of S <sub>I</sub>	0.06	ROELEVELD ET AL. [2002]: 0.01 – 0.02
i <sub>N,SS</sub>	[g N/g COD]	N content of S <sub>s</sub>	0.04	ROELEVELD ET AL. [2002]: 0.02 – 0.04
i <sub>N,XI</sub>	[g N/g COD]	N content of X <sub>I</sub>	0.03	ROELEVELD ET AL. [2002]: 0.01 – 0.06
i <sub>N,XS</sub>	[g N/g COD]	N content of X <sub>S</sub>	0.06	ROELEVELD ET AL. [2002]: 0.02 – 0.06
i <sub>N,BM</sub>	[g N/g COD]	N content of biomass (X <sub>H</sub> , X <sub>A</sub> )	0.07	KOCH ET AL. [2000]
i <sub>TSS,XI</sub>	[g TSS/g COD]	TSS to COD ratio for X <sub>I</sub>	0.75	IWA [2000]
i <sub>TSS,XS</sub>	[g TSS/g COD]	TSS to COD ratio for X <sub>S</sub>	0.75	IWA [2000]
i <sub>TSS,STO</sub>	[g TSS/g COD]	TSS to COD ratio for X <sub>STO</sub>	0.90	
i <sub>TSS,BM</sub>	[g TSS/g COD]	TSS to COD ratio for X <sub>H</sub> and X <sub>A</sub>	0.90	IWA [2000]
f <sub>SI</sub>	[g COD/g COD]	Production of S <sub>I</sub> in hydrolysis	0.00	IWA [2000]
Y <sub>H,O2</sub>	[g COD/g COD]	Yield coef. for heterotrophs in aerobic growth	0.75	IWA [2000]: 0.63 KOCH ET AL. [2000]: 0.80
Y <sub>H,NO</sub>	[g COD/g COD]	Yield coef. for heterotrophs in anoxic growth	0.60	IWA [2000]: 0.54 KOCH ET AL. [2000]: 0.65
Y <sub>STO,O2</sub>	[g COD/g COD]	Yield coef. for STO in aerobic growth	0.80	KOCH ET AL. [2000]
Y <sub>STO,NO</sub>	[g COD/g COD]	Yield coef. for STO in anoxic growth	0.70	KOCH ET AL. [2000]
f <sub>XI</sub>	[g COD/g COD]	Fract. of X <sub>I</sub> generated in biomass lysis	0.20	IWA [2000]
Y <sub>A</sub>	[g COD/g N]	Yield coefficient for autotrophs	0.24	IWA [2000]
k <sub>H</sub>	[g X <sub>S</sub> /(g X <sub>H</sub> ·d)]	Hydrolysis rate constant	9 (0.04)	KOCH ET AL. [2000]
K <sub>X</sub>	[g X <sub>S</sub> /g X <sub>H</sub> ]	Saturation coef. for particulate COD	1.00	IWA [2000]
k <sub>sto</sub>	[g S <sub>S</sub> /(g X <sub>H</sub> ·d)]	Maximum storage rate	12 (0.07)	KOCH ET AL. [2000]
μ <sub>H</sub>	[1/d]	Maximum growth rate on substrate	3 (0.07)	KOCH ET AL. [2000]
η <sub>H,NO3</sub>	[-]	Reduction factor for denitrification	0.5	

**Anh. 6.2:** (Fortsetzung) Kinetische und stöchiometrische Parameter des verwendeten Modells – statische Kalibrierung (Bezeichnung entsprechend IWA [2000] bzw. IFAK [2001])

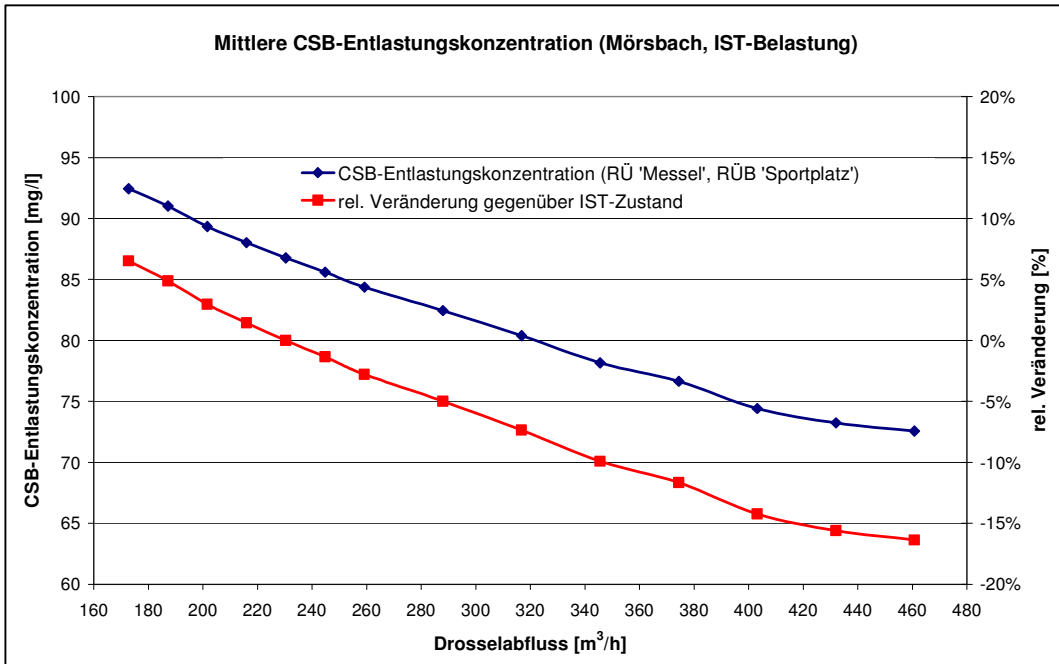
Kürzel	Einheit:	Bezeichnung	Wert	Quelle/Vergleichswerte
$b_H$	[1/d]	Rate constant for lysis and decay	0.3 (0.07)	KOCH ET AL. [2000]
$\eta_{H,end}$	[-]	Reduction factor for $b_H$ under anoxic conditions	0.5	KOCH ET AL. [2000]
$K_{H,O_2}$	[g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ]	Saturation/inhibition coefficient for oxygen, het. growth	0.5	WICHERN ET. AL. [2001]
$K_{H,SS}$	[g COD/m <sup>3</sup> ]	Saturation /inhibition coefficient for readily biodegradable substrates	10	KOCH ET AL. [2000]
$K_{H,NO_3}$	[g N/m <sup>3</sup> ]	Saturation/inhibition coefficient for nitrate	0.5	KOCH ET AL. [2000]
$K_{H,NH_4}$	[g N/m <sup>3</sup> ]	Saturation/inhibition coefficient for ammonium (nutrient)	0.01	KOCH ET AL. [2000]
$K_{H,ALK}$	[mole HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup> ]	Saturation coefficient for alkalinity (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0.1	KOCH ET AL. [2000]
$K_{H,STO}$	[g COD/m <sup>3</sup> ]	Saturation coefficient for storage products	0.1	KOCH ET AL. [2000]
$\mu_A$	[1/d]	Maximum growth rate of $X_{AUT}$	1.3 (0.105)	KOCH ET AL. [2000]
$b_A$	[1/d]	Decay rate of $X_{AUT}$	0.2 (105)	KOCH ET AL. [2000]
$\eta_{N,end}$	[-]	Reduction factor for $b_{AUT}$ under anoxic conditions	0.5	KOCH ET AL. [2000]
$K_{N,O_2}$	[g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ]	Saturation coefficient for oxygen, aut. growth	0.5	KOCH ET AL. [2000]
$K_{N,NH_4}$	[g N/m <sup>3</sup> ]	Saturation coefficient for ammonium (substrate), aut. growth	1.4	KOCH ET AL. [2000]
$K_{N,ALK}$	[mole HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup> ]	Saturation coefficient for alkalinity (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), aut. growth	0.5	KOCH ET AL. [2000]
T	[°C]	Wastewater Temperature	15	

**Anmerkung:**

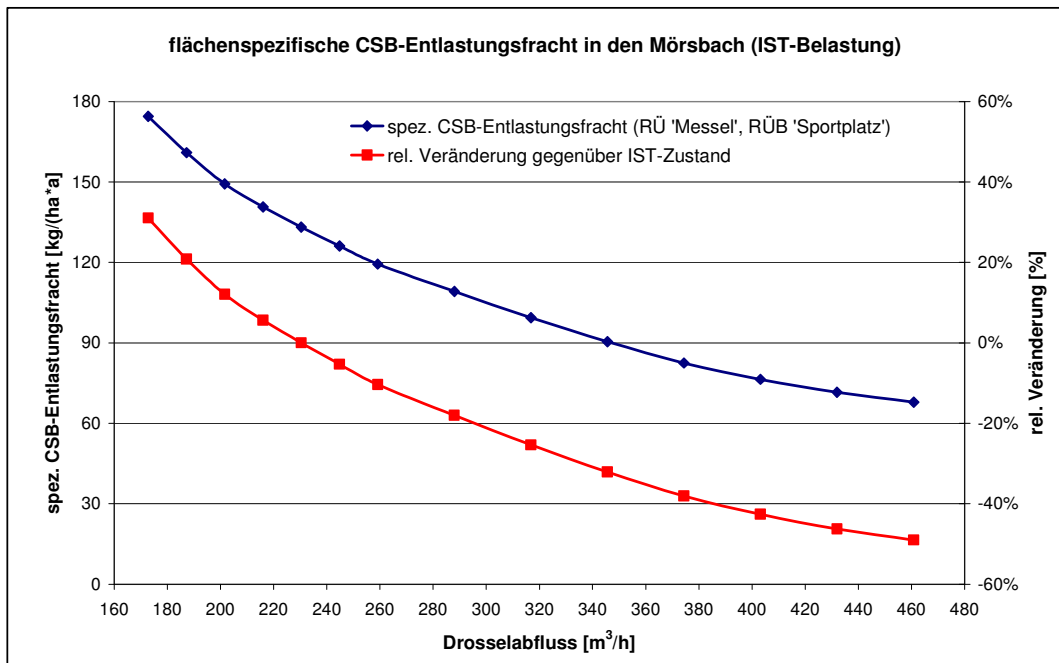
Die Details des unter SIMBA implementierten ASM 3 können IFAK [2001] (siehe v.a. simba\_ref\_deu.pdf, Seite 201ff) entnommen werden.

**Anh. 7.1:** Gewählte mittlere Verschmutzung im Trocken– (TW) und Oberflächenabfluss (OA) (Variante 1) [ $Q_{T,d} = 56 \text{ m}^3/\text{h}$ ] (vgl. dazu Abbildung 5.1 und Tabelle 6.4)

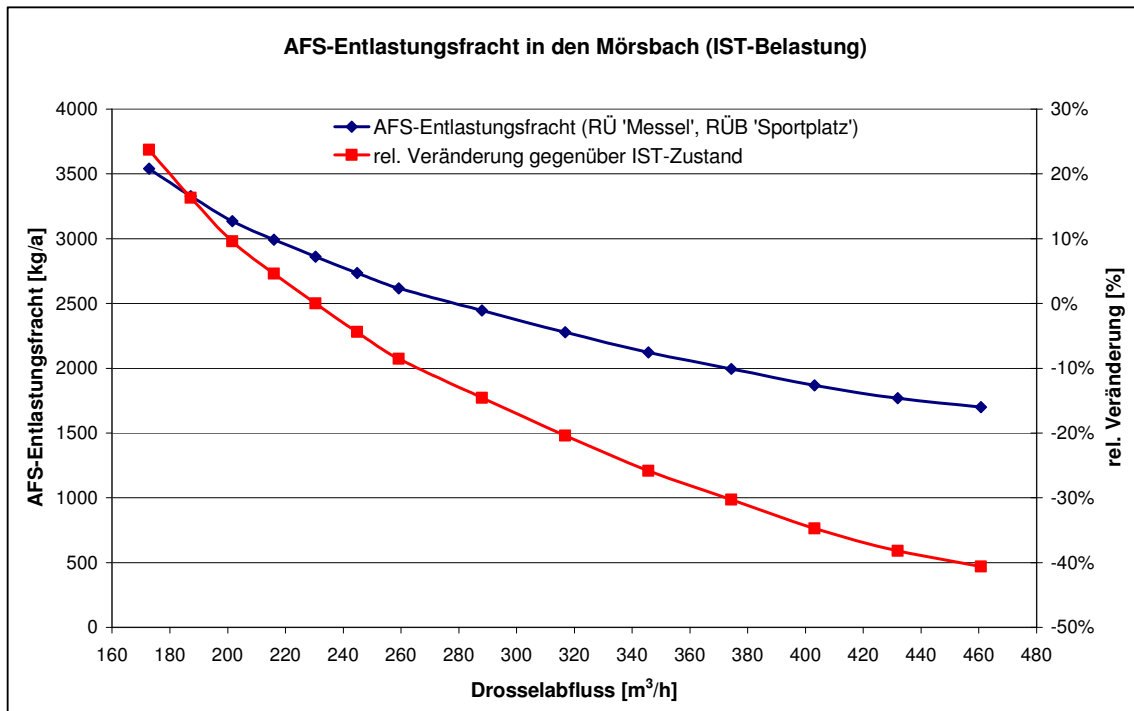
Anteil	Einheit	$B_{CSB}$	$B_{CSB,inert}$	$B_{BSB}$	$B_{TKN}$	$B_{NO_3}$	$B_{NH_4}$	$B_P$	$B_{TS}$
TW	[kg/d]	416	22	209	48	0,5	31	6,9	156
		$C_{CSB}$	$S_{CSB,inert}$	$C_{BSB}$	$C_{TKN}$	$S_{NO_3}$	$S_{NH_4}$	$C_P$	$X_{TS}$
TW	[mg/l]	309	17	155	35,5	0,4	22,8	5,1	116
OA	[mg/l]	107	14	13	3	1,0	1,0	0,11	167



Anh. 7.2: CSB-Entlastungskonz. (Mörsbach) bei veränderten Drosselabflüssen (Var. 1)



Anh. 7.3: flächenspezifische CSB-Entlastungsfracht bei veränderten Drosselabflüssen



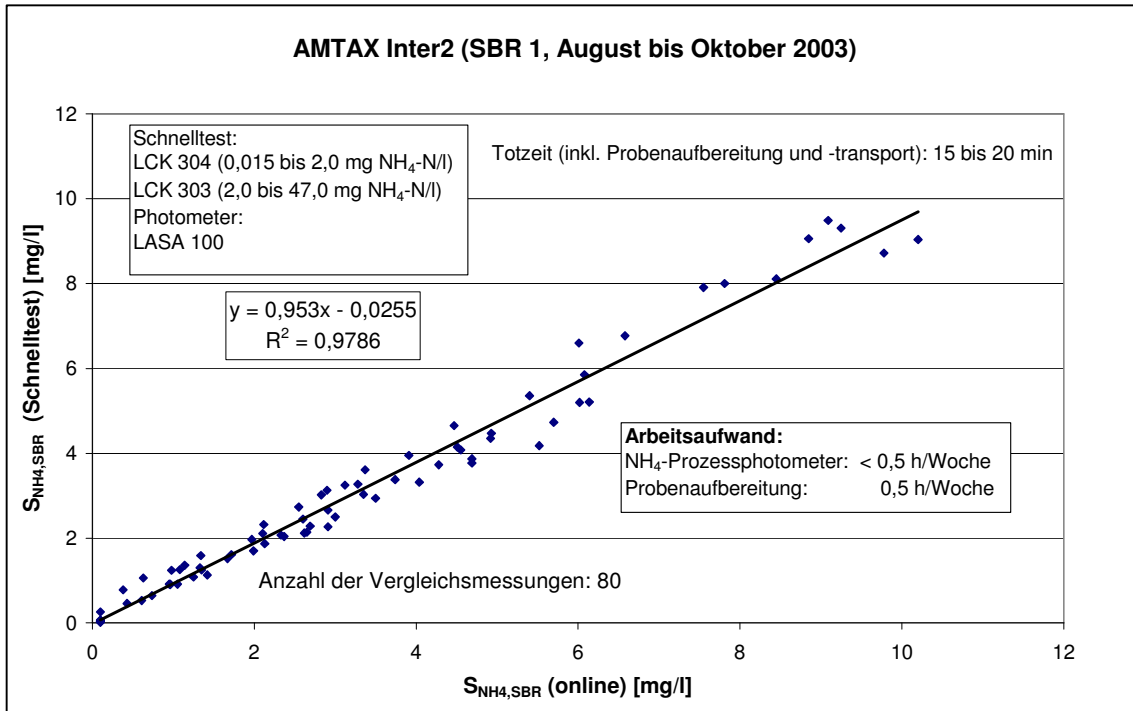
**Anh. 7.4:** AFS-Entlastungsfracht bei veränderten Drosselabflüssen

**Anh. 7.5:** Gewählte mittlere Verschmutzung im Trocken- (TW) und Oberflächenabfluss (OA) [ $Q_{T,d} = 63 \text{ m}^3/\text{h}$ ] (Variante 3) (vgl. dazu Tabelle 6.4)

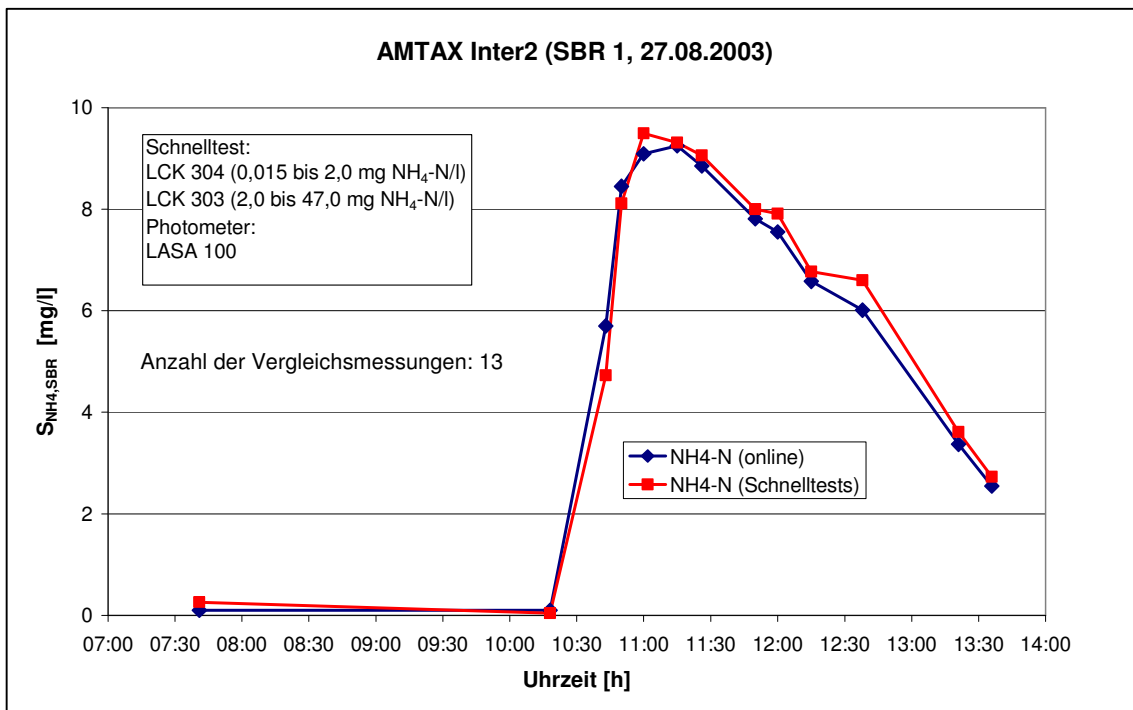
Anteil	Einheit	$B_{\text{CSB}}$	$B_{\text{CSB, inert}}$	$B_{\text{BSB}}$	$B_{\text{TKN}}$	$B_{\text{NO}_3}$	$B_{\text{NH}_4}$	$B_{\text{P}}$	$B_{\text{TS}}$
TW	[kg/d]	580	25	290	63	0,8	52	10	245
		$C_{\text{CSB}}$	$S_{\text{CSB, inert}}$	$C_{\text{BSB}}$	$C_{\text{TKN}}$	$S_{\text{NO}_3}$	$S_{\text{NH}_4}$	$C_{\text{P}}$	$X_{\text{TS}}$
TW	[mg/l]	383	17	192	41,9	0,5	34,6	6,2	162
OA	[mg/l]	107	14	13	3	1,0	1,0	0,11	167

**Anh. 7.6:** Gewählte mittlere Verschmutzung im Trocken- (TW) und Oberflächenabfluss (OA) (Fortsetzung) [ $Q_{T,d} = 63 \text{ m}^3/\text{h}$ ] (Variante 3) (in Anlehnung an BÖHM ET AL. [2002] und WELKER [2003])

Anteil	Einheit	$C_{\text{Cd}}$	$C_{\text{Cu}}$	$C_{\text{Pb}}$	$C_{\text{Zn}}$	$C_{\text{Ni}}$	$C_{\text{Cr}}$	$C_{\text{Hg}}$	$C_{\text{AOX}}$
TW	[ $\mu\text{g/l}$ ]	1,4	72	48	239	19	14	100	0,5
OA	[ $\mu\text{g/l}$ ]	2,8	142	147	522	30	15	112	0,2

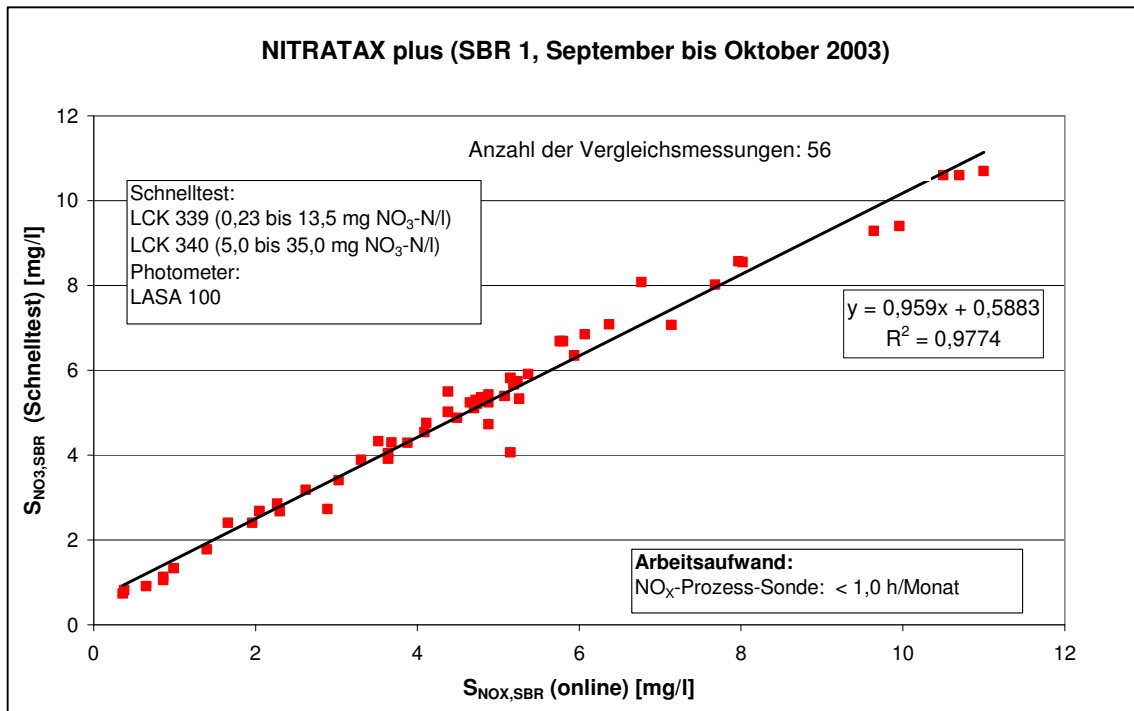


**Anh. 8.1:** Vergleichsmessungen zwischen einem Ammonium-Prozess-Photometer (Typ: AMTAX Inter 2, Fa. LANGE GROUP [2001B], Totzeit (Photometer): ca. 5 min) mit vorgeschalteter Probenvorbereitung (Typ: FILTRAX, Fa. LANGE GROUP [2001F], Totzeit (Probenaufbereitung- und -transport): ca. 10 bis 15 min) und NH<sub>4</sub>-N-Schnelltests

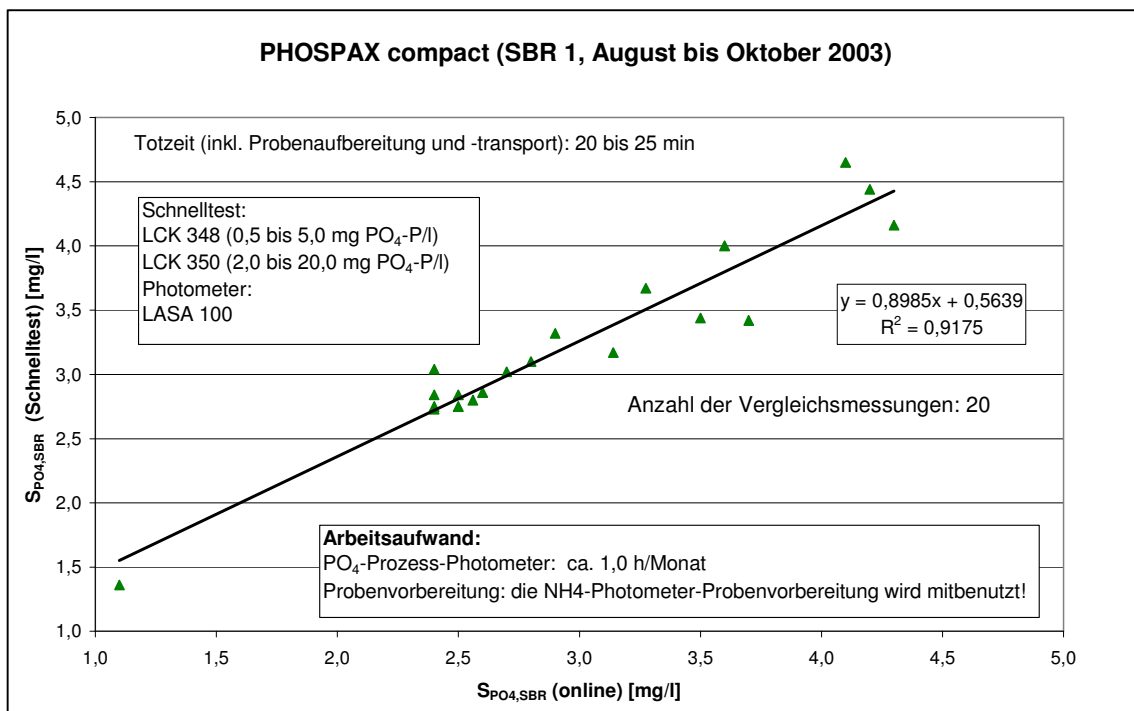


**Anh. 8.2:** Vergleichsmessungen zwischen einem Ammonium-Prozess-Photometer und NH<sub>4</sub>-N-Schnelltests (alle übrigen Angaben: siehe Anhang 8.1)





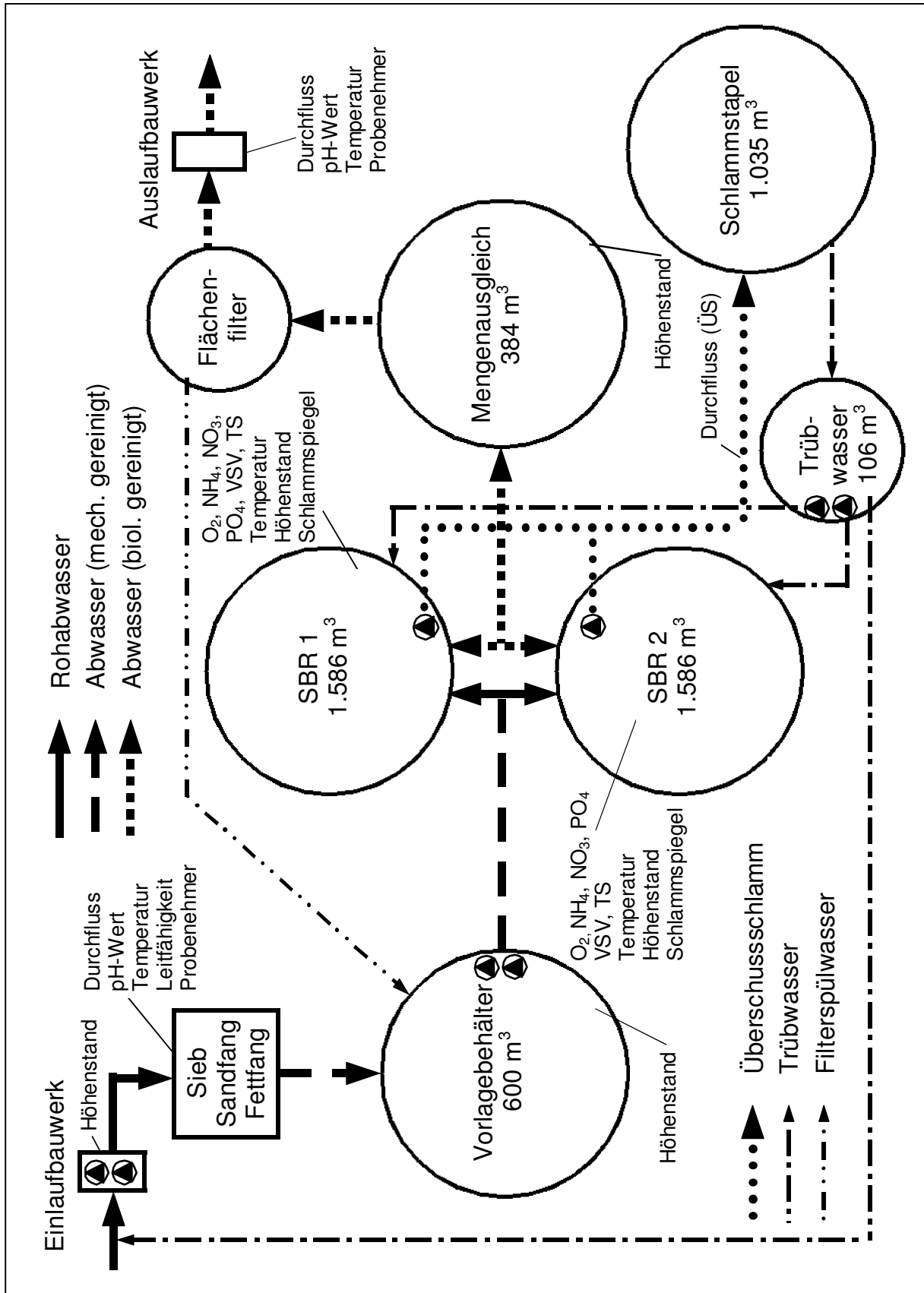
**Anh. 8.3:** Vergleichsmessungen zwischen einer in situ-Nitrat-Prozess-Sonde (Typ: NITRATAX Plus, Fa. LANGE GROUP [2001A]) und NO<sub>3</sub>-N-Schnelltests



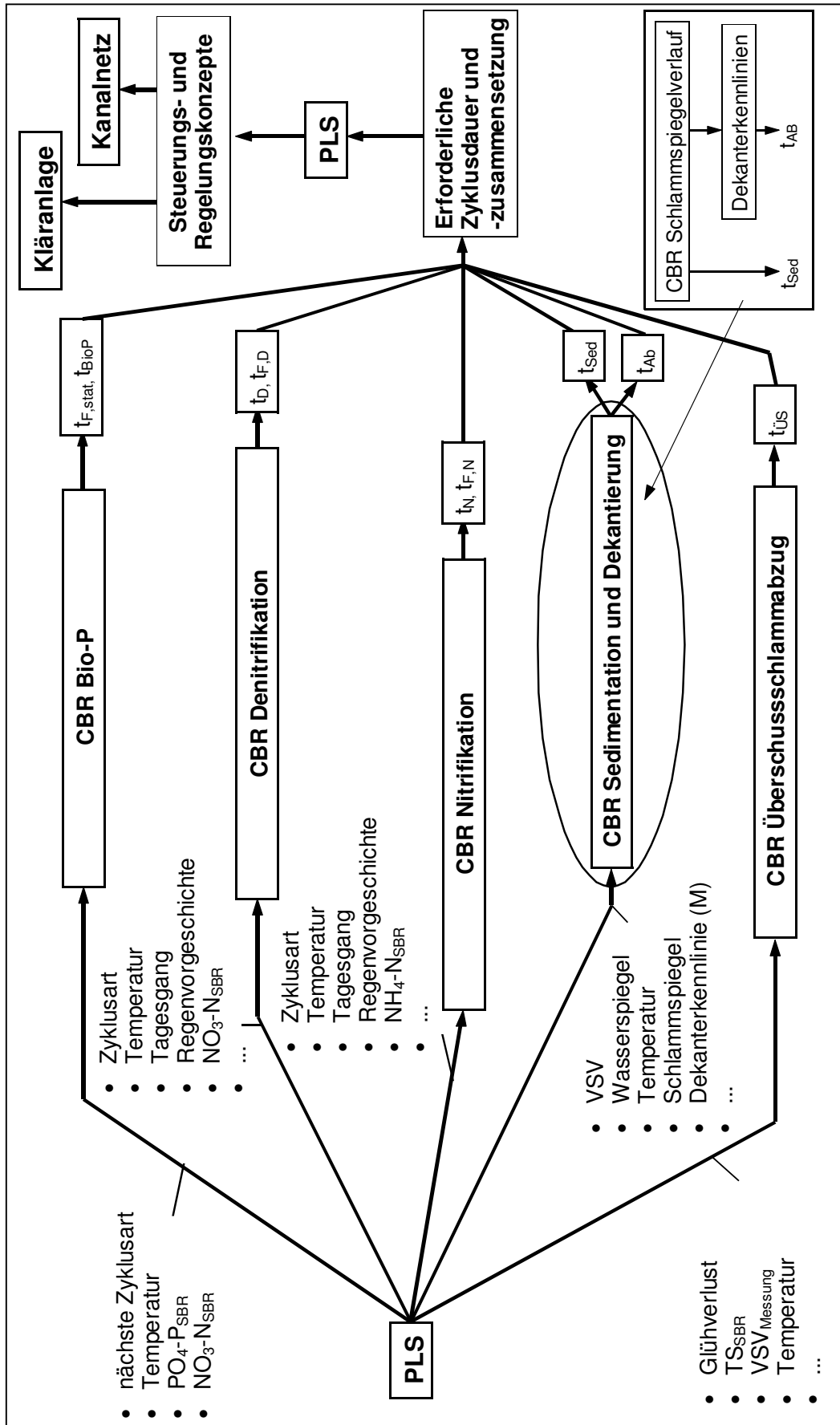
**Anh. 8.4:** Vergleichsmessungen zwischen einem Phosphat-Prozess-Photometer (Typ: PHOSPAX compact, Fa. LANGE GROUP [2002A], Totzeit (Photometer): ca. 10 min) mit vorgeschalteter Probenvorbereitung (Typ: FILTRAX, Fa. LANGE GROUP [2001F], Totzeit (Probenaufbereitung- und -transport): ca. 10 bis 15 min) und PO<sub>4</sub>-P-Schnelltests

**Anh. 8.5:** Fraktionierung bei Mischwasserzufluss in [%] bzw. [mg/l] (Stofffraktionen gemäß IWA [2000], bzgl. Bezeichnungen siehe auch Anh. 6.1)

$C_{CSB}$	$S_S$	$S_I$	$X_I$	$X_S$	$X_H$	$X_A$	$X_{STO}$	$S_{NH_4}$	$X_{TSS}$
direkt aus KN-Modell	5 %	15 mg/l	50 %	über Bilanz	2 %	0,01 mg/l	0,001 mg/l	direkt aus KN-Modell	direkt aus KN-Modell



**Anh. 8.6:** Erforderliche Ausstattung der SBR-Kläranlage Messel für eine vollständige Umsetzung der vorgestellten prädiktiven CBR-basierten SBR-Zyklussteuerung



Anh. 8.7: Grundkonzept einer CBR-basierten SBR-Zyklussteuerung mit multiplen Fallbasen und einer Auswahl möglicher Modellgrößen

**Anh. 8.8:** Checkliste für die Würdigkeit eines integrierten SBR-Betriebs (Teil: Gewässer und Mischwasserbehandlungsmaßnahmen)

1.	Kenndaten bzw. Kriterien	Bewertung (Punkte)		
		gut	OK	schlecht
1.1	Wie viel Speicherräume (z.B. RRR, RÜB, SKO, SKU) müssen noch gebaut werden, um die Anforderungen der ATV-A 128 [1992] o.ä. an die Mischwasserbehandlung zu erfüllen?	> 1 (4)	1 (2)	0 (0)
1.2	Wie viel Speichervolumen muss noch gebaut werden?	> 500 m <sup>3</sup> (4)	200–500 m <sup>3</sup> (2)	< 200 m <sup>3</sup> (0)
1.3	Ist das Einleitgewässer der punktförmigen Emissionsquellen (d.h. KA; RÜ, RÜB etc.) besonders schützenswert (z.B. Naturschutzgebiet, Tourismus) bzw. gelten bereits heute Anforderungen, die in Teilen über das übliche Maß (z.B. nach AbwV [2002]) hinausgehen?	ja (4)		nein (0)
1.4	Muss eine Abgabe auf die Einleitung von Niederschlagswasser entrichtet werden?	ja (4)		nein (0)
Σ	<b>Summe aus 1.1 bis 1.4 (hier: 4 Punkte)</b>	> 7 P. gut	<b>4 – 7 P.</b> <b>OK</b>	< 4 P. schlecht

**Bewertungsschema:**

- **> 7 Punkte:** Die Bedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus Sicht der erforderlichen Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung gut. Da noch Sanierungs-/ Ergänzungsbedarf im Bereich der Mischwasserbehandlung vorhanden ist, besteht die Chance, durch integrierte Ansätze (erhebliche) Investitionen und ggf. auch Betriebskosten zu sparen.
- **4 bis 7 Punkte:** Die Randbedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus Sicht des Gewässerschutzes bzw. der Mischwasserbehandlung prinzipiell ausreichend. Allerdings ist das Potenzial zur Kostenreduzierung eher als gering einzustufen, jedoch können sonstige Randbedingungen (z.B. Naturschutz, Tourismus) einen integrierten Ansatz sinnvoll erscheinen lassen, sofern sich der finanzielle Aufwand in Grenzen hält bzw. das Vorhaben finanziell gefördert wird.
- **< 4 Punkte:** Die Bedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus Sicht des Gewässerschutzes bzw. der Mischwasserbehandlung eher schlecht. Da kein akuter Sanierungsbedarf vorhanden ist, können keine finanziellen Einsparungen durch einen integrierten Ansatz erzielt werden. Aufgrund der ausreichenden Leistungsfähigkeit des Einleitgewässers ist zudem eine deutliche Verbesserung im Bereich des Gewässerschutzes ebenfalls nicht zu erwarten. Damit machen integrierte Ansätze nur dann Sinn, wenn es sich um finanziell stark geförderte Demonstrationsvorhaben o.ä. handelt.

**Anh. 8.9:** Checkliste für die Würdigkeit eines integrierten SBR-Betriebs (Teil: Hydraulik)

	Kenndaten bzw. Kriterien	Bewertung (Punkte)		
<b>2.</b>	<b>Hydraulische Komponente (<math>Q_M = 230 \text{ m}^3/\text{h}</math>)</b>	<b>gut</b>	<b>OK</b>	<b>schlecht</b>
2.1	Maximaler Zufluss aus dem Kanalnetz ( $Q_{\max} = 460 \text{ m}^3/\text{h}$ )	$Q_{\max}/Q_M > 1,50 - (2)$	$Q_{\max}/Q_M 1,25-1,50 - (1)$	$Q_{\max}/Q_M < 1,25 - (0)$
2.2	Einlaufpumpwerk ( $Q_{\max} = 490 \text{ m}^3/\text{h}$ )	$Q_{\max}/Q_M > 1,50 - (2)$	$Q_{\max}/Q_M 1,25-1,50 - (1)$	$Q_{\max}/Q_M < 1,25 - (0)$
2.3	Vorreinigungsmodul ( $Q_{\max} = 360 \text{ m}^3/\text{h}$ )	$Q_{\max}/Q_M > 1,50 - (2)$	$Q_{\max}/Q_M 1,25-1,50 - (1)$	$Q_{\max}/Q_M < 1,25 - (0)$
2.4	Zwischenhebwerk ( $Q_{\max} = 430 - 900 \text{ m}^3/\text{h}$ )	$Q_{\max}/Q_M > 2,00 - (2)$	$Q_{\max}/Q_M 1,50-2,00 - (1)$	$Q_{\max}/Q_M < 1,50 - (0)$
2.5	Vorlagebehälter ( $V_{VLB} = 600 \text{ m}^3$ )	$V_{\max}/Q_M > 3 \text{ h} - (2)$	$V_{\max}/Q_M 2 - 3 \text{ h} - (1)$	$V_{\max}/Q_M < 2 \text{ h} - (0)$
2.6	Austauschvolumen der Reaktoren ( $f_A = 0,4$ )	$f_{a,\max}/f_a > 1,2 - (2)$	$f_{a,\max}/f_a 1,1 - 1,2 - (1)$	$f_{a,\max}/f_a < 1,1 - (0)$
2.7	Zyklusdauer bei Regenwetter (Normalbetrieb) ( $t_z = 6 \text{ h}$ )	$t_z \geq 5,5 \text{ h} - (2)$	$t_z 4,0- 5,5 \text{ h} - (1)$	$t_z < 4,0 \text{ h} - (0)$
2.8	Dekanter ( $Q_{\max} > 680 \text{ m}^3/\text{h}$ )	$f_a \cdot V_R/Q_{\max} < 1 \text{ h} - (2)$	$f_a \cdot V_R/Q_{\max} 1,0 - 1,5 \text{ h} - (1)$	$f_a \cdot V_R/Q_{\max} > 1,5 \text{ h} - (0)$
2.9	Flächenfilter ( $Q_{\max} = 230 \text{ m}^3/\text{h}$ )	$Q_{\max}/Q_M > 1,50 - (2)$	$Q_{\max}/Q_M 1,25-1,50 - (1)$	$Q_{\max}/Q_M < 1,25 - (0)$
2.10	Notumgehungen/Notüberläufe/Bypass	$Q_{\max}/Q_M > 2,00 - (2)$	$Q_{\max}/Q_M 1,50-2,00 - (1)$	$Q_{\max}/Q_M < 1,50 - (0)$
2.11	Verbindungsleitungen	$Q_{\max}/Q_M > 2,00 - (2)$	$Q_{\max}/Q_M 1,50-2,00 - (1)$	$Q_{\max}/Q_M < 1,50 - (0)$
<b><math>\Sigma</math></b>	<b>Summe aus 2.1 bis 2.11 (hier: 19 Punkte)</b>	<b><math>&gt; 15 \text{ P.}</math> gut</b>	<b>11 – 15 P. OK</b>	<b><math>&lt; 11 \text{ P.}</math> schlecht</b>

**Bewertungsschema: Hydraulische Randbedingungen**

- **> 15 Punkte:** Die Bedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus hydraulischer Sicht gut. D.h. würde bei der Überprüfung der hydraulischen Leistungsfähigkeit kein ernsthafter verfahrenstechnischer Engpass identifiziert, dürfte eine Zuflusserhöhung auf deutlich mehr als  $Q_M$  problemlos möglich sein.
- **11 bis 15 Punkte:** Die Randbedingungen für einen integrierten Betrieb sind prinzipiell ausreichend. Allerdings wurden bei der Überprüfung der hydraulischen Leistungsfähigkeit offenbar der ein oder andere verfahrenstechnische Engpass identifiziert, der unter Umständen eine Zuflusserhöhung auf deutlich mehr als  $Q_M$  erschweren könnte. Es muss in diesem Fall genau ermittelt werden, wie viel mehr

Wasser über die Kläranlage gebracht werden kann bzw. welche Maßnahmen (inkl. monetärer Bewertung) erforderlich sind, um die Engpässe zu beseitigen.

- **< 11 Punkte:** Die Bedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus hydraulischer Sicht eher schlecht. D.h. es dürfte ein hoher Aufwand erforderlich sein, um die identifizierten hydraulische Engpässe zu beseitigen.

**Anh. 8.10:** Checkliste für die Würdigkeit eines integrierten SBR-Betriebs (Teil: Biologie)

	Kenndaten bzw. Kriterien	Bewertung (Punkte)		
		gut	OK	schlecht
<b>3.</b>	<b>Stoffliche Belastungskomponente</b>			
3.1	Zulauftracht ( $EW_{IST}$ vs. $EW_{Bem}$ )	$EW_{IST}/EW_{Bem}$ <b>&lt; 0,8 -</b> <b>(4)</b>	$EW_{IST}/EW_{Bem}$ 0,8 – 1,0 (2)	$EW_{IST}/EW_{Bem}$ > 1,0 - (0)
3.2	Überschreitungshäufigkeit der Bemessungs- Abwassertemperatur	<b>&gt; 70 %</b> <b>(2)</b>	40 - 70 % (1)	< 40 % (0)
3.3	Differenz zwischen dem Bemessungswert und dem betrieblichen Mittelwert des Vergleichs- schlammvolumen ( $\Delta VSV = VSV_{Bem} - VSV_{MW}$ ) <sup>58</sup>	<b><math>\Delta VSV</math></b> <b>&gt; 150 ml/l</b> <b>(4)</b>	$\Delta VSV$ 75-150 ml/l (2)	$\Delta VSV$ < 75 ml/l (0)
3.4	Betriebliches Schlammalter $t_{TS}$	<b><math>t_{TS}</math></b> <b><math>\geq 25</math> d</b> <b>(2)</b>	$t_{TS}$ 20-25 d (1)	$t_{TS}$ < 20 d (0)
3.5	Deuten die Betriebsdaten auf ein Optimierungspotenzial im Normalbetrieb (z.B. Energie) hin?	hoch (4)	<b>mittel</b> <b>(2)</b>	niedrig (0)
3.6	CSB -, BSB <sub>5</sub> - und NH <sub>4</sub> -N-Überwachungswerte werden ... eingehalten	<b>sicher</b> <b>(4)</b>		nicht (-6)
<b><math>\Sigma</math></b>	<b>Summe aus 3.1 bis 3.6 (hier: 18 Punkte)</b>	<b>&gt; 14 P.</b> <b>gut</b>	8 – 14 P. OK	< 8 P. schlecht

**Bewertungsschema:**

- **> 14 Punkte:** Die Bedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus Sicht der stofflichen Belastungskomponente gut. Die Anlage verfügt vermutlich über hohe betriebliche Reserven, die z.B. für Zwecke einer erhöhten Mischwasserbehandlung genutzt werden können.
- **8 bis 14 Punkte:** Die Randbedingungen für einen integrierten Betrieb sind prinzipiell ausreichend, da noch gewisse Reserven im Normalbetrieb vorhanden sind, die für Optimierungszwecke genutzt werden könnten. Ggf. können aus dem Einsatz von komplexer MSR-Technik auch wirtschaftliche Synergieeffekte für den Normalbetrieb (z.B. Energieeinsparung) resultieren.
- **< 8 Punkte:** Die Bedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus stofflicher Sicht eher schlecht; dies gilt insbesondere dann, wenn es durch betriebliche Maßnahmen nicht gelingt, die Überwachungswerte sicher einzuhalten.

<sup>58</sup> Hier bezogen auf den VSV bei Mindestfüllstand von 3,3 m, d.h. ggf. umrechnen auf den Maximalfüllstand mit entsprechender Anpassung der Bandbreiten.

**Anh. 8.11:** Checkliste für die Würdigkeit eines integrierten SBR-Betriebs (Teil: Prozessleit- und MSR-Technik)

4.	Kenndaten bzw. Kriterien	Bewertung (Punkte)		
		gut	OK	schlecht
4.1	Entspricht das <b>PLS</b> den Anforderungen des ATV-DVWK-M 260 [2000A], ATV-DVWK-M 253 [2000B] bzw. IWA [2001A]?	<b>Ja</b> <b>(4)</b>		Nein <b>(0)</b>
4.2	Anzahl der vorhandenen <b>NH<sub>4</sub>-Messgeräte</b> ( $A_{NH_4}$ ) durch die Anzahl der Reaktoren ( $A_{SBR}$ )	$A_{NH_4}/A_{SBR} \geq 1$ - <b>(2)</b>	$A_{NH_4}/A_{SBR} 0,5 - 1$ - <b>(1)</b>	$A_{NH_4}/A_{SBR} < 0,5$ - <b>(0)</b>
4.3	Anzahl der vorhandenen <b>NO<sub>3</sub>-Messgeräte</b> ( $A_{NO_3}$ ) durch die Anzahl der Reaktoren ( $A_{SBR}$ )	$A_{NO_3}/A_{SBR} \geq 1$ - <b>(2)</b>	$A_{NO_3}/A_{SBR} 0,5 - 1$ - <b>(1)</b>	$A_{NO_3}/A_{SBR} < 0,5$ - <b>(0)</b>
4.4	Anzahl der vorhandenen <b>TS-Messgeräte</b> ( $A_{TS}$ ) durch die Anzahl der Reaktoren ( $A_{SBR}$ )	$A_{TS}/A_{SBR} \geq 1$ - <b>(2)</b>	$A_{TS}/A_{SBR} 0,5 - 1$ - <b>(1)</b>	$A_{TS}/A_{SBR} < 0,5$ - <b>(0)</b>
4.5	Anzahl der vorhandenen <b>Ssp.-Messgeräte</b> ( $A_{Ssp}$ ) durch die Anzahl der Reaktoren ( $A_{SBR}$ )	$A_{Ssp}/A_{SBR} \geq 1$ - <b>(2)</b>	$A_{Ssp}/A_{SBR} 0,5 - 1$ - <b>(1)</b>	$A_{Ssp}/A_{SBR} < 0,5$ - <b>(0)</b>
4.6	Anzahl der vorhandenen vorhandenen hochauflösenden <b>Niederschlagsgeber</b> ( $A_{NM}$ )	$A_{NM} > 1$ - <b>(2)</b>	$A_{NM} 1$ - <b>(1)</b>	$A_{NM} 0$ - <b>(0)</b>
4.7	Sind die Sonderbauwerke im Kanalnetz (RÜB, RÜ, RRR, PW) an das PLS angebunden	<b>alle</b> <b>(2)</b>	einige <b>(1)</b>	keine <b>(0)</b>
$\Sigma$	<b>Summe aus 4.1 bis 4.7 (hier: 8 Punkte)</b>	<b>&gt; 9 P.</b> gut	<b>6 – 9 P.</b> <b>OK</b>	<b>&lt; 6 P.</b> schlecht

**Bewertungsschema: Prozessleit- und MSR-technische Randbedingungen**

- **≥ 9 Punkte:** Die Bedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus Sicht der MSR- und Prozessleittechnik offensichtlich gut. Der Ergänzungsbedarf dürfte sich in Grenzen halten.
- **6 bis 9 Punkte:** Die Randbedingungen für einen integrierten Betrieb sind prinzipiell ausreichend, sofern das Prozessleitsystem auf einem Stand ist, dass die Umsetzung komplexerer MSR-Strategien ermöglicht. Der messtechnische Ergänzungsbedarf muss bei entsprechenden Kostenvergleichsrechnungen berücksichtigt werden. Dennoch dürfte sich die Anschaffung in vielen Fällen lohnen, zumal die Messgeräte auch meist zur Optimierung des Normalbetriebs eingesetzt werden kann.
- **< 6 Punkte:** Die Bedingungen für einen integrierten Betrieb sind aus Sicht der Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik eher schlecht. Das erforderliche EMSR-technische Revamping der Anlage dürfte sich nur in Ausnahmefällen lohnen (z.B. bei größeren SBR-Anlagen: > 10.000 – 15.000 EW). Generell gilt es in diesem Fall aber zu überlegen, ob eine EMSR-technische Modernisierung der Anlage nicht ohnehin in absehbarer Zeit erforderlich ist, da z.B. das PLS nicht mehr den heutigen Anforderungen genügt. Weiterhin gilt es zu beachten, inwieweit die Überwachungswerte den intensiven Einsatz von NH<sub>4</sub>- oder NO<sub>3</sub>-Messgeräten überhaupt erforderlich machen.





5. Liegt der Polygonzug im konkreten Fall immer zwischen der grünen und gelben Linie, sind die Bedingungen für einen integrierten Ansatz zwar prinzipiell ausreichend, allerdings gilt es sehr sorgfältig zu prüfen, ob eine Umsetzung auch wirtschaftlich vertretbar ist.
6. Befindet sich der Polygonzug zwischen dem Zentrum (d.h. zum Teil unterhalb der gelben Linie) und der grünen Linie, so sind die Randbedingungen für die Umsetzung eines integrierten Konzeptes als eher ungünstig zu bezeichnen. Die Chance, dass ein integrierter Ansatz ökonomisch und/oder ökologisch sinnvoll ist, ist eher gering.
7. Liegt der Polygonzug für den zu prüfenden Fall immer zwischen der gelben Linie und dem Zentrum, so sind die Randbedingungen für einen integrierten Ansatz ungünstig. Eine Umsetzung erscheint nicht sinnvoll.

#### **Anh. 8.14:** Überprüfung der Steuerungswürdigkeit des Kanalnetzes (Textpassage)

Die Überprüfung der Steuerungswürdigkeit des Kanalnetzes erfolgt mit Hilfe der von SCHILLING ET AL. [1996] veröffentlichten Checkliste (Anhang 9.8). Die einzelnen Kriterien werden nachfolgend beschrieben und entsprechend den Gegebenheiten in Messel mit einem *Punktesystem* bewertet.

#### **Entwässerungsgebiet**

Es wird zur Zeit nicht überlegt, einen neuen Generalentwässerungsplan aufzustellen, da alle Bauwerke der Siedlungsentwässerung auf einem genehmigten Stand sind (*0 Punkte*). Das Gefälle der Einzugsgebiete von Messel und Grube Messel liegt im Bereich der Geländeneigungsklasse 1 bis 3 und ist damit aus Sicht der Kanalnetzsteuerung als steil (*0 Punkte*) einzustufen. Relevante Tiefpunkte im Einzugsgebiet der Kanalisation Messel gibt es nur einen, nämlich den Orsteil Grube Messel. Ansonsten kann das Abwasser (mit Ausnahme eines Neubaugebietes) somit der Kläranlage nahezu vollständig im freien Gefälle zugeführt werden. Aus Sicht einer Kanalnetzsteuerung kann das Neubaugebiet vernachlässigt werden (*2 Punkte*). Der Fließweg im Hauptsammler (> DN 800) ist kürzer als 1 km (*0 Punkte*).

#### **Abwasseranfall**

Im Einzugsgebiet sind keine Gebiete mit einer speziellen Verschmutzung des Oberflächenabflusses bekannt (*0 Punkte*). Ein örtlich und zeitlich differenzierter Schmutzwasseranfall ist zur Zeit normalerweise nicht zu beobachten. Da im Moment im Einzugsgebiet nur wenig Gewerbe vorhanden ist, ist aus diesem Bereich nicht mit Starkverschmutzern zu rechnen. Es gibt in dem Gebiet kleinere Übergabepunkt aus Trenngebieten, die aber im Bezug auf die Gesamtbelastung eher von untergeordneter Bedeutung sind. Ein Problem, welches eine zeitlang auftrat, sind illegale Einleitungen in das Kanalnetz. Diese können auf der Kläranlage Messel zu Belastungsspitzen führen. Allerdings ist in letzter Zahl die Anzahl dieser Vorkommnisse aufgrund verschärfter Kontrollen fast vollständig zurückgegangen (*1 Punkt*).

#### **Gewässer**

Der Kläranlagenablauf, die Entlastungen aus dem Regenüberlaufbecken „Sportplatz“ und dem Regenüberlauf RÜ werden alle in den Mörsbach eingeleitet und zwar auf einer Strecke von wenigen hundert Metern. Unmittelbar unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage Messel beginnt zudem ein Naturschutzgebiet. Der SKO „Grube Messel“ leitet hingegen in ein anderes Gewässer ein, was aufgrund der Randbedingungen leistungsfähiger ist. Aufgrund

einer Wasserscheide fließen beide Gewässer nicht unmittelbar zusammen (2 Punkte). Örtliche Unterschiede in der hydraulischen Leistungsfähigkeit (2 Punkte) und stofflichen Belastbarkeit (4 Punkte) sind deshalb zu erwarten.

### **Kanalnetz**

Die Anzahl der aus der Sicht der Kanalnetzsteuerung relevanten Steuereinrichtungen ist recht gering. Sie beschränkt sich zur Zeit auf das Pumpwerk am SKO „Grube Messel“, das Einlaufpumpwerk am RÜB „Sportplatz“ über das der Drosselabfluss des netzabschließenden RÜB „Sportplatz“ geregelt werden könnte. Hinzu kommen zwei Entleerungspumpen im RÜB „Sportplatz“ (2 Punkte). Das Hauptsammlergefälle ist mit weniger als 2 ‰ als flach zu bezeichnen (4 Punkte). Die Anzahl der vorhandenen Entlastungsanlagen beläuft sich in Summe auf 3 Stück (2 Punkte), nämlich die Entlastungen am RÜB „Sportplatz“, RÜ und SKO „Grube Messel“. An Rückhalteanlagen sind zwei, nämlich das RÜB „Sportplatz“ und der SKO „Grube Messel“ vorhanden (2 Punkte), das absolute Speicherbeckenvolumen beträgt ca. 1.850 m<sup>3</sup> (0 Punkte). Das spezifische Speichervolumen befindet sich mit 42 m<sup>3</sup>/ha (inkl. aktivierbares Speichervolumen) in einem hohen Bereich (4 Punkte). Vor dem RÜB „Sportplatz“ fließen die beiden Hauptsammler von Messel zusammen, die vor und während der Füllung des Regenüberlaufbeckens über das Trennbauwerk eingestaut werden (2 Punkte).

### **Betriebliches Netzverhalten**

Lokal begrenzte Überschwemmungsbereiche sind im Kanalsystem der Ortsteile Messel und Grube Messel (0 Punkte). Aufgrund von Beobachtungen ist die Vermutung nahe liegend, dass die beiden Becken ungleichmäßig ausgelastet werden (2 Punkte) und sich auch das Entlastungsverhalten unterscheidet (2 Punkte).

### **Bewertung**

Angesichts des folgenden Bewertungsschemas

- 0 - 20 Punkte:        vermutlich nicht steuerungswürdig
- 21 - 30 Punkte:     vermutlich steuerungswürdig
- > 30 Punkte:        für Steuerung prädestiniert

muss als Ergebnis festgestellt werden, dass das Gesamtkanalisationssystem der Gemeinde Messel mit insgesamt 29 bis 30 Punkten in der Kategorie „vermutlich steuerungswürdig“ liegt.

**Anh. 8.15:** Checkliste für die Steuerungswürdigkeit eines Kanalnetzes

	<b>Kenndaten bzw. Kriterien</b>	<b>Bewertung (Punkte)</b>		
<b>1.</b>	<b>Entwässerungsgebiet</b>			
1.1	Erfordernis eines neuen Generalentwässerungsplans	sofort (2)	später (1)	<b>keine (0)</b>
1.2	Topografie (mittleres Gefälle)	flach < 0,3 % (2)	mittel < 1,0 % (1)	<b>steil &gt; 1,0 % (0)</b>
1.3	Tiefpunkte	keine (2)	<b>einige (1)</b>	viele (0)
1.4	Gebietsausdehnung (Fließweg im Hauptsammler)	lang > 5 km (2)	mittel (1)	<b>kurz &lt; 1 km (0)</b>
<b>2.</b>	<b>Abwasseranfall</b>			
2.1	Gebiete mit spezieller Verschmutzung des Oberflächenabfluss	mehrere (2)	1-2 (1)	<b>keine (0)</b>
2.2	Örtlich und zeitlich differenzierter Schmutzwasseranfall (Starkverschmutzer, Übergabe aus Trennsystemen)	hoch (2)	<b>mittel (1)</b>	<b>keiner (0)</b>
<b>3.</b>	<b>Gewässer</b>			
3.1	Örtliche Unterschiede in der hydraulischen Leistungsfähigkeit	stark (4)	<b>mittel (2)</b>	keine (0)
3.2	Örtliche Unterschiede in der stofflichen Belastbarkeit (z.B. Baden, Fischzucht, Schutzgebiete)	<b>stark (4)</b>	mittel (2)	keine (0)
3.3	Anzahl der Gewässer	mehrere (4)	<b>2 (2)</b>	1 (0)
<b>4.</b>	<b>Kanalnetz</b>			
4.1	Anzahl vorhandener Steuerungseinrichtungen (z.B. Pumpen, Schieber, Wehre)	mehrere (4)	<b>1-2 (2)</b>	keine (0)
4.2	Hauptsammlergefälle	<b>flach &lt; 2 % (4)</b>	mittel (2)	steil > 5 % (0)
4.3	Anzahl vorhandener Entlastungsanlagen	> 6 (4)	<b>(2)</b>	< 2 (0)
4.4	Anzahl vorhandener Rückhalteanlagen	> 4 (4)	<b>(2)</b>	< 1 (0)
4.5	Verzweigungen im Hauptsammlernetz	mehrere (4)	<b>1-2 (2)</b>	keine (0)
4.6	absolutes Speichervolumen (Becken und/oder Kanalstauräume)	> 5.000 m <sup>3</sup> (4)	(2)	<b>&lt; 2.000 m<sup>3</sup> (0)</b>
4.7	spez. Speichervolumen (= abs. Speichervolumen bezogen auf befestigte Fläche)	<b>&gt; 40 m<sup>3</sup>/ha (4)</b>	(2)	< 20 m <sup>3</sup> /ha (4)
<b>5.</b>	<b>Betriebliches Netzverhalten</b>			
5.1	Lokal begrenzte Überschwemmungsbereiche	mehrere (2)	1-2 (2)	<b>keine (0)</b>
5.2	Anzahl von Becken mit ungleichmäßiger Ausnutzung	> 1 (4)	<b>1 (2)</b>	keines (0)
5.3	Ungleichmäßiges Entlastungsverhalten	stark (4)	<b>mittel (2)</b>	gering (0)

## Glossar „SBR-Begriffe“

Nachfolgend werden einige in dieser Arbeit verwendete SBR-Begriffe erläutert. Die Definitionen basieren meist auf dem ATV-Merkblatt M 210 [1997A]. Weitere SBR-spezifischen Fachbegriffe können diesem Merkblatt bzw. IWA [2001A] entnommen werden.

**Absetzphase bzw. Sedimentation:** Zeitintervall, während dessen der belebte Schlamm sedimentiert.

**Arbeitsphase:** Zeitintervall, welches die Zyklusdauer abzüglich der Warte- und Stillstandsdauer(n) umfasst.

**Aufstaubelebung:** deutscher Begriff für Sequencing Batch Reactor

**Belüftungsphase bzw. Belüften:** Zeitintervall, während dessen der Behälterinhalt belüftet wird.

**Dekanter:** Vorrichtung zum Abzug des gereinigten Abwassers

**Füllphase bzw. Füllen:** Zeitintervall, während dessen das zu reinigende Abwasser in das Aufstaubecken eingeleitet wird.

**Klarwasserabzugsphase bzw. Dekantieren:** Zeitintervall, während dessen ein Teil des gereinigten Abwassers abgezogen wird.

**Mengenausgleich:** Speicherbecken, welches dazu dient, dass diskontinuierlich abgezogene gereinigte Abwasser zwischenzuspeichern, um es anschließend kontinuierlich in den Vorfluter einzuleiten.

**Mischphase bzw. Mischen:** Zeitintervall, während dessen der Inhalt des Aufstaubeckens ohne Sauerstoffzufuhr gemischt wird und sich anoxische und/oder anaerobe Milieubedingungen einstellen.

**(Prozess-)Phase oder (Reinigungs-)Schritt:** Einzelner Arbeitsschritt im Abwasserreinigungsprozess eines Zyklus

**Reaktionsphase:** Zeitintervall, während dessen aerobe oder anoxische biologische Prozesse ablaufen.

**Schrittdauer:** Dauer einer Prozessphase

**Stillstandsphase:** Zeitintervall, während dessen ein SBR auf eine neue Beschickung bzw. den Beginn eines neuen Zyklus wartet.

**Überschussschlammabzugsphase:** Zeitintervall, während dessen der Überschussschlamm abgezogen wird. In Messel im Anschluss an die Klarwasserabzugsphase.

**Volumenaustauschverhältnis:** Verhältnis des zugeführten bzw. abgezogenen Abwasservolumens zu dem nutzbaren Gesamtvolumen des Reaktors

**Vorlagebehälter:** Speicherbecken, welches dazu dient, dass der Kläranlage zufließende Abwasser zwischenzuspeichern, um den Zeitraum zwischen den einzelnen Beschickungsphasen zu überbrücken.

**Zyklus:** Zeitintervall, das für die Füllung, die biologischen Prozesse und für die Trennung des belebten Schlammes vom gereinigten Abwasser sowie den Klarwasser- und Überschussschlammabzug und ggf. Stillstandszeiten (Pausen) benötigt wird.

**Zyklusdauer:** Die Summe aller Phasen bzw. Schritte innerhalb eines Zyklus

## Lebenslauf Jürgen Wiese

27.12.1969	geboren in Ludwigshafen am Rhein
1976 – 1980	Besuch der Wilhelm-Leuschner-Grundschule in Ludwigshafen am Rhein
1980 – 1989	Besuch des Max-Planck-Gymnasiums in Ludwigshafen am Rhein
1989 – 1990	15 Monate Wehrdienst als Fernmeldesoldat und LKW-Fahrer in Kastellaun und Gerolstein
WS 1990/91 – WS 1996/97	Studium des Bauingenieurwesens im Fachbereich ARUBI an der Universität Kaiserslautern
1990 – 1997	diverse Praktika bei der Hochtief AG, Niederlassung Mannheim und ASAL Ingenieure GmbH, Kaiserslautern
SS 1992	Vordiplom im Bauingenieurwesen an der Universität Kaiserslautern
1993 – 1997	wissenschaftliche Hilfskraft am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern
WS 1997	Diplom im Bauingenieurwesen an der Universität Kaiserslautern mit den Vertiefungsrichtungen Siedlungswasserwirtschaft, Wasserbau und Baubetrieb/Bauproduktion
seit 3/1997	wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern (seit 2003: TU Kaiserslautern)
seit WS 1997/98	Studium des Wirtschaftsingenieurwesen an der FernUniversität Hagen
WS 2001	Vordiplom im Wirtschaftsingenieurwesen an der FernUniversität Hagen

## Namensregister

- AAMODT UND PLAZA [1994] 152, 153  
 ALEX ET AL. [1999] 11  
 ALEX UND TSCHEPETZKI [2001] 32  
 ALLEY UND SMITH [1981] 71  
 ARDERN UND LOCKETT [1914] 22  
 BAZURRO ET AL. [1999] 11  
 BERGMANN [1997] 150, 151  
 BERGMANN ET AL. [1999] 153  
 BEVER UND DURCHSCHLAG [1997] 12  
 BÖHM ET AL. [2002] 9, 18, 112, 170, cxciiv  
 BORCHARDT [1992] 7  
 BRANDT ET AL. [1988] 84, 171  
 BROMBACH [2002a] 8  
 BROMBACH [2002b] 8, 9  
 BROMBACH UND WÖHRLE [1997] 102, 171  
 BRUNNER [1975] 84, 171  
 BRUNS [1999] 12, 13  
 CLIFFORDE ET AL. [1999] 11  
 COHEN ET AL. [1997] 31  
 DEMOULIN ET AL. [1997] 23, 31  
 DENNIS UND IRVINE [1979] 22  
 ERBE [2002] 11  
 FENNER UND SAWARD [2002] 153  
 FIELD UND O'CONNOR [2002] 164, 172  
 FISCHER [1998] 7, 102, 172  
 FUCHS ET AL. [2003] 48  
 FUJITA [2002] 8  
 GALLEN [1999] 23  
 GÖTTLE [1978] 84, 172  
 GROTHEHUSMANN UND KAUFMANN [1991]  
 GROTTKER [1987] 84, 173  
 GÜNTHER UND REICHERTER [2001] 9,  
 113, 114, 115  
 HAMAMOTO ET AL. [1997] 32  
 HANSEN ET AL. [1999a, 1999b, 2000] 12  
 HARREMOES UND JOHANSEN [1996] 84,  
 173  
 HEINZMANN [1993] 84, 173  
 HELMREICH ET AL. [2000] 30  
 HERNEBRING ET AL. [1999] 11  
 HOLM ET AL. [2000] 27  
 HUBER UND DICKINSON [1992] 71  
 IRVINE UND DAVIS [1971] 24  
 KOCH ET AL. [2000] 92  
 KOCH ET AL. [2000] 85  
 KOCH ET AL. [2001A] 85  
 KOCH ET AL. [2001B] 85  
 KREBS ET AL. [1999] 27  
 LAMMERSEN [1997] 106, 175  
 LANGERGRABER ET AL. [2003] 85, 91, 176  
 LEINWEBER [2002] 13, 27, 71, 84, 176  
 LONDONG UND SAUER [2001] 29  
 MÄNNEL [2000] 16  
 MARK ET AL. [2002] 13  
 MILOJEVIC [1995] 9, 18  
 O'CONNOR UND FIELD [2002] 13  
 OLLSON UND NEWELL [1999] 29  
 OLSSON UND NEWELL [1999] 29, 138, 176  
 PASVEER [1959] 22  
 PAULSEN [1987] 84, 176  
 PECHER [1999] 18  
 PENG ET AL. [2001] 32  
 RAUCH UND HARREMOES [1999] 11  
 RICHTER [2000] 153  
 RIEGER ET AL. [2001] 85  
 SÀNCHEZ-MARRÈ [1996] 153  
 SCHILLING ET AL. [1996] 158, ccv  
 SCHMITT [1991] 71  
 SCHMITT [1993] 71  
 SCHMITT [2002] 10  
 SCHMITT ET AL. [1999] 19  
 SCHMITT ET AL. [2002] 153  
 SCHNEIDER UND SCHOLZ [1998] 12  
 SCHREFF [2001] 23  
 SCHREFF [2003] 30, 31  
 SCHREFF UND WILDERER [1999] 30  
 SCHÜTZE ET AL. [2002] 13  
 SEGDELKE [2002] 27  
 SEGDELKE UND ROSENWINKEL [2000] 11  
 SEGDELKE UND ROSENWINKEL [2002] 11  
 SEIBERT-ERLING [2001] 16  
 SIEKER UND DURCHSCHLAG [1988] 102,  
 178  
 SIEKMANN ET AL. [1999] 58  
 STEINMETZ [2000] 23  
 STEINMETZ [2001] 27, 61  
 TAT [2000] 32  
 TEICHGRÄBER [1998] 28, 30  
 THEMATHWORKS INC. [2001] 72  
 THÖLE [1999] 12  
 TOMICIC ET AL. [2001] 13  
 TOMLINS ET AL. [2001] 31, 179  
 TSCHEPETZKI UND JUMAR [2000] 16  
 VOGEL ET AL. [1998] 31  
 WALTHER UND ROHLFING [1999] 12  
 WELKER [2003] 112  
 WEYAND UND WILLEMS [1999] 18  
 WICHERN ET AL. [2001] 28  
 WICHERN ET AL. [2001A] 92  
 WILDERER UND IRVINE [1984] 22  
 XANTHOPOULOS UND HAHN [1992] 84, 180  
 YU ET AL. [1997] 31

## Extended Abstract

### INTEGRATED REAL-TIME CONTROL FOR A SEQUENCING BATCH REACTOR PLANT AND A COMBINED SEWER SYSTEM

#### 1. Introduction

##### *1.1 Integrated Approaches*

In Germany and some other countries (e.g., UK, France), urban drainage mainly consists of combined sewer systems. That means, sewage and stormwater flow are transported in one sewer. During rain events the amount of combined sewer flow in the sewer system is much larger than that of the dry weather flow. Due to high costs and the limited flexibility of biological processes against high hydraulic loads and high pollution loads, the prescribed maximum influent capacity of the wastewater treatment plant (WWTP) is much lower than that of the combined sewer system. The fraction of combined sewage that surpasses the maximum WWTP inflow rate will either be stored in detention basins and routed to the WWTP later or directly discharged into the receiving water. The pollution caused by these so-called Combined Sewer Overflow (CSO) events might be as high as that caused by the WWTP effluent at the same time; during certain rain events it can even be much higher and cause serious problems (e.g., the death of fish). Until now, most sewer systems with their ancillary structures as well as WWTPs are designed and operated in a static way. One disadvantage of this method is that CSOs can occur even when there are still free storage capacities within the sewer system and/or free treatment capacity in the WWTP. Therefore, integrated real-time control (RTC) strategies, which are trying to reduce total emissions by operating sewer system and WWTP depending on the current capacities of both systems, are more than necessary considering environmental and economic aspects. This particularly applies, because the costs for detention basins, stormwater tanks with overflow structures or other forms of stormwater treatment are high. E.g., in Germany the average specific costs for stormwater tanks amount appr. 1,000 US-\$ per m<sup>3</sup> (e.g., Brombach, 2002). Consequently, in recent years, integrated control strategies have become more important in the field of research. One can find several examples for such approaches in literature (e.g., [Rauch and Harremoes, 1999], [Seggelke and Rosenwinkel, 2002]), but almost all refer to continuous flow plants, because this type is still mostly used in the world.

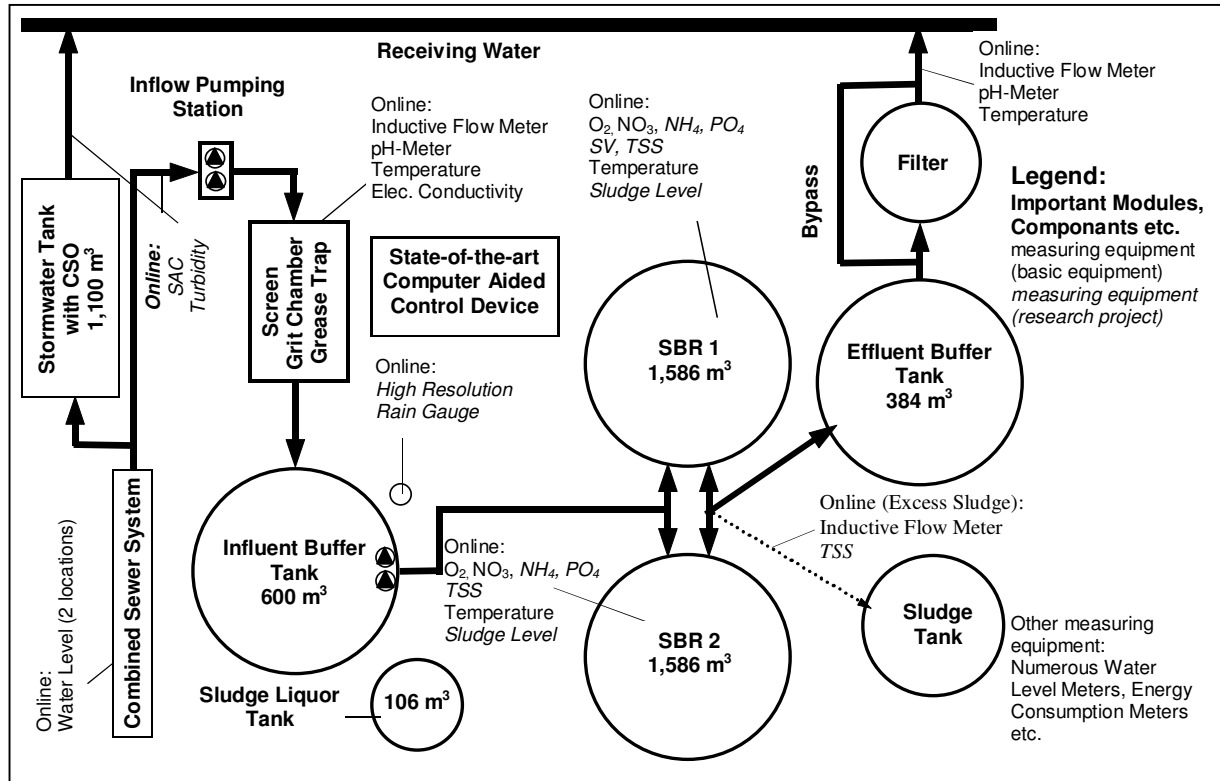
##### *1.2 Combined sewage flow treatment with SBR Technology*

Nowadays, SBR technology is mostly used for industrial and small municipal WWTPs. Even when there is no doubt about the high process flexibility and efficiency in general, there are still many objections to deploy this technology for plants with high hydraulic loads due to combined sewage flow. For instance, a few experts still state that SBR is not suitable to treat combined sewage as well as continuous flow reactors. This is one of the reasons why integrated RTC strategies for SBR plants have not been developed until now. However, SBR plants, which have been designed according to the German guidelines are able to treat combined sewage very well, because the advantages of the SBR technology can also be used treating combined sewage. This especially applies, because the design of a SBR plant according to the German standard ATV-M 210 (1997) cause high procedural reserves as several specific advantages of this technology could not be considered in this static dimensioning process. Furthermore, modern SBR plants are often equipped with numerous



measurement equipment. So, with the help of modern computer-aided control devices (CACD) it is easily possible to adapt the total duration of a cycle, the duration of the different phases, and the volumetric exchange ratio to the current requirements.

Due to these circumstances, it is promising to think about integrated RTC strategies for SBR plants. Therefore, a research project has been initiated to realise an integrated approach for WWTP Messel (Figure 1) in simulation as well as in full scale and to assess the benefits of such an RTC strategy.



**Figure 1:** Scheme of WWTP Messel

## 2 Material and Methods

### 2.1 Description of the catchment area and the WWTP Messel

Messel is a rural township located about 20 km south of Frankfurt/Main and is typical of a lot of other townships in Germany. The catchment area of WWTP Messel covers an area of 1.3 km<sup>2</sup>, an overall impervious area of 0.4 km<sup>2</sup>, and a population of about 3,750. Most of the inhabitants are connected to a combined sewer. The wastewater can be characterized as domestic sewage, because there are only few industrial and commercial dischargers (approximately 500 p.e.). At present, the fraction of infiltration water is about half of the dry weather flow rate. The flow time in the sewer system amounts 1 hour. The annual rainfall is 725 mm/a. There are one CSO structure, one storage chamber (350 m<sup>3</sup>) with an overflow device, and one storage tank (1,100 m<sup>3</sup>) with an overflow device in the catchment area. The storage tank is located at the end of the sewer system. The WWTP Messel (Figure 1), which was put into operation in 2000, consists of a primary treatment, one influent holding tank, two SBRs, one effluent buffer tank, and a final filter. Except for the filter, this configuration is often used in Germany and the equipment of the plant is typical of some other modern SBR plants in FRG, too. The plant was designed for 5,000 p.e. according to the German

guidelines ATV-A 131 (1991) and ATV M-210 (1997) for nitrification, denitrification, biological phosphorus removal, aerobic digestion, and a maximum flow rate of 230 m<sup>3</sup>/h ( $\approx$  7 times the average sewage flow rate plus 1 times the average infiltration water flow rate). The receiving waters in the area are small and very sensitive. Therefore the effluent limits (measured in a 2 hours composite sample) for BOD<sub>5</sub> (9 mg/l), COD (45 mg/l), and NH<sub>4</sub>-N (3 mg/l) are very low.

## 2.2 Basic steps of the investigation

In the first step, detailed models of sewer system and WWTP has been set up. The pollution load simulation was performed by using the simulation model KOSMO (Schmitt, 1993). KOSMO considers relevant processes like surface pollution with an exponential accumulation equation, while surface runoff is computed with a hydrological method. An exponential washoff equation describes surface washoff and sewer flushing. The sewer flow is computed by dynamic flow routing, modelling sewer flow pollution transport as an advective process. Flow control and overflow structures are simulated according to the current actual hydraulic conditions. The sewer model was calibrated with help of a high resolution rain gauge, and data from flow and water level meters. The biological treatment processes in the WWTP were simulated by using a detailed model based on the software SIMBA 4 (IFAK, 2001) and the „Activated Sludge Model No. 3“ (IWA, 2000). The 3-layer SBR-Module, which was used, is able to simulate sludge settling processes, too. The model was calibrated with help of a 11-day monitoring campaign. To realize an integrated simulation of drainage system and WWTP, a bi-directional linking interface between KOSMO and SIMBA has been developed (Hansen et al., 1999). In parallel, the extensive database of the CACD was evaluated to determine the purification efficiency and the potential for optimization. In the second step, a computer-aided development of integrated RTC strategies took place. Furthermore, the model was used for cost-benefit-analyses of the different control strategies. In the last step, which will start soon, the best control strategies will be tested in full scale at WWTP Messel.

## 3 Results and Discussion

### 3.1 Purification efficiency

The purification efficiency of WWTP Messel is stable and good. E.g., even during the winter, where wastewater temperatures have been measured between 6 and 11 °C, a stable nitrification process could be observed (Steinmetz et al., 2001). Thus, the effluent concentrations are low (Table 1). The phosphorus concentrations in the effluent were reached without precipitation.

**Table 1.** Effluent concentrations (all values) (01.06.2000 - 28.02.2003)

	COD	BOD <sub>5</sub>	TN	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	TP
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
5 %- Quantile	15	2	3.3	0.02	2.8	1.0
Average value	21	3	6.4	0.31	6.0	1.8
95 %- Quantile	28	6	10.3	2.10	9.5	3.3

The treatment efficiency of WWTP Messel during combined sewage flow is good, too. Table 2 shows a statistic about the effluent concentrations during wet weather cycle operation. During this time, the cycle duration will be reduced from 8 to 6 hours. Thereby the good treatment efficiency is virtually obtained without the assistance of the surface filter, because the suspended solids concentrations in the effluent of the reactors are very low. Averagely, the filter reduces the effluent concentrations by only 2 mg COD/l or 0.2 mg TP/l. This is caused by the fact, that the duration of the settle and draw phase in the wet weather cycle is similar to that of the dry weather cycle.

**Table 2.** Effluent concentrations (wet weather cycles) (01.06.2000 - 28.02.2003)

	COD	BOD <sub>5</sub>	TN	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	TP
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
5 %-Quantile	14	2	3.3	0.02	2.8	0.94
Average value	19	4	6.1	0.44	5.5	1.59
95 %-Quantile	27	6	9.3	2.56	9.0	2.72

### 3.2 Potential for optimisation

Table 3 clarifies the considerable potential for optimisation. The operational characteristics are almost always below the corresponding design values. As a consequence of the good sludge characteristics, the water/biomass separation during the settle and draw phase is good, too (Table 4).

**Table 3.** Design values versus operational characteristics (01.06.2000 - 28.02.2003)

	Unit	Design value	Operating data (average value)	% of values lower than design value
Wastewater Temperature	[°C]	10	13	73 %
Total Biomass in both SBRs	[kg TSS]	12,000	10,900	76 %
Sludge Volume Index	[ml/g]	95	74	99 %
COD-Load	[kg COD/d]	660	500	not specified
TKN-Load	[kg TKN/d]	70	48	not specified

**Table 4.** Relationship between the settling velocities of the sludge level during the first hour of settle and the sludge volume at the beginning of settle (108 cycles, R = 0,938)

Sludge volume	250 ml/l	300 ml/l	350 ml/l	400 ml/l	450 ml/l
Settling velocity	3.4 m/h	2.7 m/h	2.2 m/h	1.8 m/h	1.6 m/h

Due to safety reasons and German standards almost all of the individual components of the plant have hydraulic reserves. E.g., the redundant influent pumps are able to pump up to 490 m<sup>3</sup>/h. The plant is equipped with a prefabricated screening and grit chamber module, which can be used in a wide load-range. With a few modifications the module can be charged with up to 460 m<sup>3</sup>/h. The redundant pumping station after the influent buffer tank is

able to pump between 430 and 920 m<sup>3</sup>/h depending on the potential difference between the pressure heads in the SBR and influent buffer tank. The SBRs are equipped with floating decanters, which have a high flexibility. Due to good settling characteristics it is easily possible to increase the volumetric exchange ratio from 40 up to 50 %. The decant devices were dimensioned for a hydraulic capacity of 490 m<sup>3</sup>/h, but they are able to decant 700 m<sup>3</sup>/h. The final filter could only be charged with 230 m<sup>3</sup>/h, but it is possible to bypass the filter with more than 680 m<sup>3</sup>/h. So, there is a strong indication that this SBR plant, which was originally designed for only 230 m<sup>3</sup>/h is able to treat flow rates far above this value. The SBRs are equipped with a fine bubble diffused aeration system with one blower for each tank. Furthermore, there is a third stand-by engine, which could be used in case of a high pollution load.

Furthermore, it was found out from full-scale and simulation results, that a total nitrogen reduction of appr. 20 % was achieved during settle and draw. But, the endogenous nitrate respiration was not taken into account within the static dimensioning process according to the German guidelines.

The plant possesses a state-of-the-art CACD and numerous sensors in the sewer system and the WWTP are connected to this system. But, as in many other cases, these measuring devices are used only for monitoring until now.

### 3.3 Results of the pollution load simulation

With the help of the sewer model numerous long-term as well as single-event simulations were carried out to assess the pollution caused by CSOs. It was found out, that despite the fact, that only 8 % of the total amount of sewage flow were directly discharged via CSO structures into the both receiving waters, 25 % of the total COD emissions from point sources are caused by CSOs. The average concentrations during CSO events are 84 mg/l COD resp. 1,6 mg/l NH<sub>4</sub>-N. Especially after long dry weather periods the COD and NH<sub>4</sub>-N concentrations during combined sewer overflow events can be extremely high. In the single-event simulation COD and NH<sub>4</sub>-N concentrations up to 320 mg/l COD resp. 5 mg/l NH<sub>4</sub>-N were calculated. Furthermore, it was found out, that an increase of maximum flow rate to the WWTP can be effective regarding a reduction of the pollution caused by the CSOs. E.g., in the long-term pollution load simulation an increase of the maximum flow rate from 230 to 345 m<sup>3</sup>/h ( $\approx$  11 times the average sewage flow rate plus 1 times the average infiltration water flow rate) led to a reduction of COD load caused by CSOs by 26 %. The number of overflow events could be reduced by 26 %, too (see also Table 5).

### 3.4 Development of integrated real-time control concepts

Due to the promising results of the pollution load simulation several control strategies have been developed to make extensive use of the plant-inherent potentials.

During extended high-flow conditions the normal cycle will be switched automatically to a wet weather cycle to match the additional flow. Thereby, the switch criterion is based on the average flow rate during a 0.5 h period. In order to switch as early as possible from the dry weather cycle mode to a shorter wet weather cycle program, a control strategy has been developed, which is based on measured data from the sewer system (water level data) and the catchment area (rainfall data). Especially the imbedding of rainfall data, which are measured with a high resolution rain gauge, proved to be very effective. In the average, with

the help of this modified criterion it is possible to switch almost 2.5 h early to the wet weather cycle.

A modified cycle duration controller also serves the target to reach as early as possible the maximum hydraulic capacity of the SBR plant. For this purpose, a changing master-slave-principle is used instead of the rigid master-slave-principle, which is used in case of WWTP Messel and a lot of other small SBR plants with more than one reactor. The controller is able to adapt dynamically the duration of the cycle (e.g. 3 h, 4 h, 6 h or 8 h) depending on the current situation. This particularly applies, when  $\text{NH}_4$ -analyzers and  $\text{NO}_3$ -probes are included in the controller. At the moment, a prototype of this controller is tested on WWTP Nortorf (Germany) in full-scale. The WWTP Nortorf is very similar to WWTP Messel, but the requests for the purification efficiency are much less strict.

Due to the fact, that even a small sludge displacement from the reactor into the effluent of the plant can cause an exceeding of the effluent limits, the duration of the settle and draw phase was dimensioned for unfavourable operational conditions. As a consequence of the static dimensioning, the duration of these both cycle phases takes in total 2.3 h. In reality, however, the sludge characteristics of WWTP Messel are usually much better than the comparable design values (see also Table 3). Consequently, a control strategy was developed for the optimisation of the settle and draw phase as well as the volumetric exchange ratio. The controller is mainly based on a sludge level probe as well as a suspended solids probe. With help of such a controller it would be possible in almost every case to reduce the duration of settle and draw to only 1.2 h (40 % volumetric exchange ratio) or 1.7 h (50 % volumetric exchange ratio). Furthermore, several control strategies have been developed to optimise the management of the effluent buffer tank. The primary objective of these controllers is to reduce hydraulic peaks in effluent of the plant. Finally, a real-time control strategy for the sewer system was created to operate the storage chamber depending on the free capacity of the storage tank at the end of the sewer system.

### **3.5 Assessment of the integrated real-time control concepts**

With the help of the integrated model, the ecological and economic aspects of the integrated real-time control strategies have been assessed. The result of numerous single-event simulations was, that it should be possible in almost every case to reduce the duration of the wet weather cycle mode from 6 to 4 hours and to increase the volumetric exchange ratio and thus to increase the maximum flow rate from 230 to 345  $\text{m}^3/\text{h}$  without a significant reduction of the purification efficiency. The official effluent limits were not exceeded. In individual cases (e.g., during longer wet weather phases), it seems even possible to reduce the cycle duration to less than 4 hours resp. to increase the maximum flow rate to more than 345  $\text{m}^3/\text{h}$ . The results (Table 5) show, that integrated RTC is reasonable regarding environmental aspects. This particularly applies, because most of the COD in the effluent of the WWTP is soluble-inert. Furthermore, such an approach is also reasonable regarding economic aspects.

A cost-benefit-analysis has shown, that the total costs for an integrated approach for WWTP Messel can be more than 10,000 US-\$ per year lower than other alternatives, e.g. to built a new storage tanks within the sewer system.

**Table 5.** Comparison: actual state (maximum flow rate: 230 m<sup>3</sup>/h) versus integrated real-time control (maximum flow rate: 345 m<sup>3</sup>/h)

	Unit	230 m <sup>3</sup> /h	345 m <sup>3</sup> /h
Number of combined sewer overflow events	[-]	19	14
Combined sewer overflow volume	[m <sup>3</sup> ]	50,562	40,864
Total COD load (CSO events)	[kg COD]	4,232	3,110
Total COD load (WWTP)	[kg COD]	2,039	2,403
Total COD emissions	[kg COD]	6,271	5,513
Average COD concentration (CSO events)	[mg COD/l]	83,7	75,5
Average COD effluent concentration (WWTP)	[mg COD/l]	19,1	20,7
Average NH <sub>4</sub> -N concentration (CSO events)	[mg NH <sub>4</sub> -N/l]	1,6	1,4
Average NH <sub>4</sub> -N effluent concentration (WWTP)	[mg NH <sub>4</sub> -N/l]	0,63	0,74
Maximum COD concentration (CSO events)	[mg COD/l]	259	212

### 3.6 Development of a case-based predictive SBR Controller

But, despite these very positive results, there are still several problems:

- Due to the discontinuous principle, it is necessary in case of rainfall to switch as early as possible from the dry weather cycle mode to the wet weather cycle mode, because the storage capacity of the influent holding tank is limited.
- The chosen cycle mode determines the hydraulic capacity of the plant for several hours.
- The optimisation potential depends on several factors (e.g., wastewater temperature, sludge characteristics, etc.) and is changing permanently.
- Because of the strict German laws, it is not advisable to exceed the effluent limits considerably.

That means, the whole potential for optimisation can only be used when a control strategy is realised, which is able to act and not only to react. This particularly applies, when the maximum flow rate to WWTP should be increased to more than 345 m<sup>3</sup>/h. Therefore, a controller is developed that is able to predict as early as possible the duration and composition of a cycle, which is necessary to achieve the required purification target. Furthermore, the controller must be able to predict the maximum volumetric exchange ratio. The controller works with the help of Case-Based Reasoning (CBR), a relatively unknown form of artificial intelligence. That means, the controller bases its decisions on past events and situations captured in cases. Despite the fact, that CBR is a powerful technology, which has already proved its potentials in different industrial applications, CBR is not widely used in the field of wastewater treatment until now. The planned predictive controller consists of a CBR system as the core part, which operates on multiple case bases and domain models. Speaking more specifically, almost each process phase in a SBR cycle will be represented by its own case base. Up to now, only the component “settle and draw” of the controller has been developed. So far, this system works offline, i.e. the generated solutions are not to be

returned to the CACD interface. The results produced by this subsystem are very promising. Depending on four attributes (water level, sludge volume, type of cycle, and temperature) the CBR model is able to predict the sludge settling curve during the settle and draw phase with a maximum deviation of appr. 0,5 m. In several cases, the measured and the predicted curve are almost identical. Further information about this predictive controller can be found in Wiese et al. (2003).

#### 4 Conclusions and Outlook

The key findings of this doctoral thesis are:

- There is a strong indication, that it is possible to reduce the total emissions from combined sewer overflow devices and wastewater treatment plants during rainfall events as well as the total costs by operating both systems depending on their current capacities. Thus, integrated real-time control is promising considering environmental and economic aspects, even for small rural catchments with less than 10.000 p.e.
- SBR plants like the WWTP Messel are able to treat dry weather flow as well as combined sewage flow very well.
- SBR plants, which were designed according to the German guidelines, usually possess a lot of potential for optimisation because of procedural and dimensioning reserves. With reference to the results of project "Messel", it seems to be possible to operate SBR plants with flow rates far above their design flow rate by using the plant-inherent optimisation potentials.

In order to verify this hypothesis, full-scale operation will start within the next months.

But, the results are not only interesting for SBR plants with a combined sewer system. In some separate sewer systems storm-generated sanitary-sewer overflows can take place (e.g., Field and O'Connor, 2002), which can cause serious problems for receiving waters, too. In such cases, an integrated approach can also be interesting for a SBR plant with a separate sewer system.

#### 5 References

- ATV (1991, 2000). *ATV-Arbeitsblatt A 131 "Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen" (Guideline ATV-A 131 for the Design of Aeration Plants)*, German Association of Water, Wastewater and Waste (ATV), Hennef, Germany
- ATV (1997). *ATV-Merkblatt M 210 "Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (Guideline ATV-M 210 for the Design of SBR Plants)"*, German Association of Water, Wastewater and Waste (ATV)
- Brombach, H. (2002). *Urban Stormwater Practice in Germany*, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, Portland, USA
- Field, R. and O'Connor, T.P. (2002). *Control Strategy for Storm-generated Sanitary-sewer Overflows*, Proceedings 9<sup>TH</sup> International Conference on Urban Drainage, Portland, USA
- Hansen, J.; Leinweber, U.; Thomas, M., and T.G. Schmitt, *Integrated Design of Sewerage System and Wastewater Treatment Plant*, 11<sup>th</sup> European Sewage and Refuse Symposium, Proceedings, Liquid Wastes Section, pp. 31-48, Munich
- IFAK Systeme GmbH (2001). *Benutzerhandbuch SIMBA 4.0 (Users Manual)*, Magdeburg

- IWA (2001). *Sequencing Batch Reactor Technology, Scientific and Technical Report Nr. 10*, International Water Association (IWA), IWA Publishing, London, UK
- IWA (2000). *The Activated Sludge Models (1, 2, 2d and 3), IWA Task Group for Mathematical Modelling for Design and Operation of Wastewater Treatment*, Scientific and Technical Report Nr. 9, International Water Association (IWA), IWA Publishing, UK
- Rauch, W. and Harremoes, P. (1999). *Genetic algorithms in real time control applied to minimize transient pollution from urban wastewater systems*, Water Research, Vol. 33, No. 5., pp. 1265ff, Published by Elsevier Science Ltd., Great Britain
- Schmitt, T.G. (1993). *Detailed Combined Overflow Simulation regarding New German Guideline A 128*, Proc. 5<sup>th</sup> Conf. Urban Drainage Systems, Niagara Falls, Canada
- Seggelke, K. and Rosenwinkel, K.H. (2000). *Online-Simulation of the WWTP to minimise the total emissions of WWTP and sewer system*, Proceedings INTERURBA II, pp. 107ff, Lisbon, Portugal
- Wiese, J.; Schmitt, S; Bergmann, R. and Schmitt, T.G. (2003). *A Case-Based Predictive Sequencing Batch Reactor Controller*, 18<sup>TH</sup> International Joint Conference on Artificial Intelligence, Environmental Decision Support Systems Workshop, Proceedings, Accapulco, Mexico