



Schlussbericht

Anwendungsorientiertes Forschungsprojekt zur selektiven Anreicherung von Belebtschlamm mit einem gewünscht niedrigen SchlammindeX (mit guten Absetzeigenschaften) mittels spezifischer Entfernung der Belebtschlammfraktionen mit einem höheren SchlammindeX (mit schlechteren Absetzeigenschaften).

- am Beispiel von 2 Durchlaufanlagen -

Antragsteller: 1. Stadt Bad Salzuflen
2. Stadt Oerlinghausen/ Abwasserwerk Oerlinghausen

Beteiligte: LimnoTec Abwasseranlagen GmbH
Aalborg University, Section of Biotechnology
Fachhochschule Bielefeld, Campus Minden

Verfasser in Zusammenarbeit mit Aalborg und Bielefeld:

LimnoTec Abwasseranlagen GmbH
Eickhorster Straße 3
32479 Hille

Inhaltsverzeichnis		Seite
1	Zusammenfassung.....	6
2	Einleitung.....	9
3	Problemstellung.....	10
3.1	Allgemeines	10
3.2	Ausgangssituation der beiden Kläranlagen	11
4	Zielsetzung des Vorhabens	12
5	Vorarbeiten	15
6	Stand des Wissens und der Technik	18
7	Materialien und Methoden	24
7.1	Kläranlage Oerlinghausen.....	24
7.2	Kläranlage Bad Salzuflen	25
7.3	Messkampagne ÜS-Selekt.....	29
7.3.1	Messungen im Rahmen der ÜS-Selekt-Messkampagnen	29
7.3.2	Zeiträume des Betriebes der ÜS-Selekt Systeme.....	30
7.4	Umsetzung des ÜS-Selekt-Verfahrens.....	31
7.4.1	Kläranlage Oerlinghausen.....	31
7.4.2	Kläranlage Bad Salzuflen	33
7.5	Entwicklung einer Regelung zur Schlamm Spiegelstabilisierung.....	34
7.5.1	Vorhabensbeschreibung	35
7.5.2	Bisherige Steuerung.....	36
7.5.3	Voraussetzung und Zielsetzung der Entwicklung	36
7.5.4	Beschreibung der neuen Regelung	37
7.6	Messkampagne für Optimierung der KA Bad Salzuflen	43
7.7	Betriebsdaten der Kläranlagen	43
8	Analyse der Messdaten	45
8.1	Betriebsdatenanalyse.....	45
8.1.1	KA Oerlinghausen	45
8.1.2	KA Bad Salzuflen	56
8.2	Ergebnisse der Studie für die Optimierung der KA Bad Salzuflen	67
8.3	Analyse der Schlammeigenschaften	68
8.3.1	Messkampagnen von LimnoTec.....	68
8.3.2	FISH-Tests (Gensonden)	79
9	Diskussion.....	88

10	Zusammenfassende Bewertung des Verfahrens	94
11	Literatur	95
12	Anlagen.....	100
12.1	Ergebnisse der Analyse der Betriebsdaten der Anlagen.....	100
12.2	Bericht über Optimierung der KA Bad Salzuflen	100
12.3	Bilder der mikroskopischen Untersuchungen des Schlammes	100
12.4	Bericht von Universität Aalborg Microbial Community Analysis of two Full-scale Wastewater Treatment Plants: Oerlinghausen & Bad Salzuflen	100

Tabellenverzeichnis

Seite

Tabelle 8.1 Zusammenstellung der Mittelwerte für Zulauf der KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 – 2010 letzte Zeile: Verhältnis CSB/BSB ₅	46
Tabelle 8.2 Mittelwerte für Ablauf der Kläranlage Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010	49
Tabelle 8.3 Mittelwerte für Biologie der KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010	52
Tabelle 8.4 Temperatur der Biologie der KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010	53
Tabelle 8.5 Mittelwerte für Zulauf der KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010	57
Tabelle 8.6 Mittelwerte für Ablauf der Kläranlage Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010	61
Tabelle 8.7 Mittelwerte für Biologie der KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010	64
Tabelle 8.8 Temperatur der Biologie der KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010	65
Tabelle 8.9 Schlammzusammensetzung KA Oerlinghausen während der Messkampagne (oTS – organische Trockensubstanz, CSB – chemischer Sauerstoffbedarf, TN – Gesamtstickstoff, P – Phosphor, Ca – Kalzium, Mg – Magnesium)	71
Tabelle 8.10 Schlammaktivität, KA Oerlinghausen	72
Tabelle 8.11 Flockenmorphologie, KA Oerlinghausen	73
Tabelle 8.12 Schlammzusammensetzung der KA Bad Salzuflen während der Messkampagne (oTS – organische Trockensubstanz, CSB – chemischer Sauerstoffbedarf, TN – Gesamtstickstoff, P – Phosphor, Ca – Kalzium, Mg – Magnesium)	78
Tabelle 8.13 Schlammaktivität, KA Bad Salzuflen	78
Tabelle 8.14 Flockenmorphologie, KA Bad Salzuflen	79

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abbildung 5.1	Prinzipschema des Verfahrens und Ergebnisse der Vorarbeiten.....	15
Abbildung 7.1	Luftbild KA Oerlinghausen Abkürzungen: SF – Sandfang, ST – Schönungsteich, BG – Betriebsgebäude, BB – Belebungsbecken, NKB - Nachklärung	25
Abbildung 7.2	Lageplanskizze Kläranlage Bad Salzuflen.....	27
Abbildung 7.3	Übersicht der Kläranlage Bad Salzuflen, Abkürzungen: SF – Sandfang, SE – Schlammwässerung, GS – Gasspeicher, VKB – Vorklärung, SS – Schlammwasserspeicher, BG – Betriebsgebäude, BB – Belebungsbecken, NKB - Nachklärung	28
Abbildung 7.4	Fließschema der Kläranlage Bad Salzuflen, Abkürzungen: R – Rechen, VKB - Vorklärung, SF – Sandfang, SE – Schlammwässerung, FT - Faulturm, SS – Schlammwasserspeicher, BB – Belebungsbecken, RS - Rücklaufschlamm, NKB – Nachklärung, NED – Nacheindicker, ÜSS - Überschussschlamm	29
Abbildung 7.5	Einbau von der ÜS-Selekt Anlage im Belebungsbecken auf der KA Oerlinghausen	32
Abbildung 7.6	Einbau von der ÜS-Selekt Anlage auf der KA Oerlinghausen.....	33
Abbildung 7.7	Einbau von der ÜS-Selekt Anlage auf der KA Bad Salzuflen.....	34
Abbildung 7.8	Bisherige Steuerung der Rücklaufschlammmenge	36
Abbildung 7.9	Schematische Darstellung des Prinzips der Schlammspiegelmessung ...	41
Abbildung 7.10	Analyse des Ausgangsignals der Regelung	41
Abbildung 8.1	Zulaufmengen auf der KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 -2010	46
Abbildung 8.2	Konzentrationen von BSB ₅ , CSB und NH ₄ -N im Zulauf KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010	47
Abbildung 8.3	Frachten von BSB ₅ , CSB und NH ₄ -N im Zulauf KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 – 2010	48
Abbildung 8.4	CSB/BSB ₅ und NH ₄ -N/BSB ₅ im Zulauf KA Oerlinghausen.....	49
Abbildung 8.5	Konzentrationen von BSB ₅ und CSB im Ablauf KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010	50
Abbildung 8.6	Konzentrationen von N und P im Ablauf KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010	51
Abbildung 8.7	Verlauf der Temperatur im Belebungsbecken der Kläranlage Oerlinghausen	53
Abbildung 8.8	TS im Belebungsbecken KA Oerlinghausen.....	54
Abbildung 8.9	Schlammbelastungen KA Oerlinghausen	55
Abbildung 8.10	Schlammindexwerte für Belebungsbecken KA Oerlinghausen	56
Abbildung 8.11	Zulaufmengen auf der KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 -2010	57

Abbildung 8.12	Konzentrationen von BSB ₅ , CSB und NH ₄ -N im Zulauf KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010	58
Abbildung 8.13	Frachten von BSB ₅ , CSB und NH ₄ -N im Zulauf KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 – 2010	59
Abbildung 8.14	CSB/BSB ₅ und NH ₄ -N/BSB ₅ im Zulauf KA Bad Salzuflen	60
Abbildung 8.15	Korrelation zwischen den beiden Verhältnissen N _{ges} /BSB ₅ und CSB/BSB ₅ 61	61
Abbildung 8.16	Konzentrationen von CSB im Ablauf KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010	62
Abbildung 8.17	Konzentrationen von N im Ablauf KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010	63
Abbildung 8.18	Verlauf der Temperatur im Belebungsbecken der Kläranlage Bad Salzuflen 65	65
Abbildung 8.19	TS im Belebungsbecken KA Bad Salzuflen	66
Abbildung 8.20	Schlammindexwerte für Belebungsbecken KA Bad Salzuflen	67
Abbildung 8.21	ISV Messwerte der ÜS-Selekt-Messkampagnen, KA Oerlinghausen	69
Abbildung 8.22	ISV, Betriebsdaten und Messwerte der Messkampagne, KA Oerlinghausen 70	70
Abbildung 8.23	TS-Gehalt der analysierten Schlammproben, KA Oerlinghausen	71
Abbildung 8.24	Granulöse Flocken der KA Oerlinghausen	73
Abbildung 8.25	ISV Messwerte in der ÜS-Selekt-Messkampagne, KA Bad Salzuflen.....	75
Abbildung 8.26	ISV, Betriebsdaten und Messwerte der Messkampagne, KA Bad Salzuflen 76	76
Abbildung 8.27	TS-Gehalt in den Schlammproben, KA Bad Salzuflen	77
Abbildung 8.28	Minimale und maximale Anteile der identifizierten Mikroorganismen, KA Oerlinghausen 80	80
Abbildung 8.29	Minimale und maximale Anteile der identifizierten Mikroorganismen, KA Bad Salzuflen 81	81
Abbildung 8.30	Anzahl an Nitritbakterien, KA Oerlinghausen (Activated sludge – gemischte Schlammprobe vom Belebungsbecken, Claryfier - Probe vom ÜS-Selekt-Schlamm) 83	83
Abbildung 8.31	Fadenförmige Bakterien, KA Oerlinghausen	84
Abbildung 8.32	Anzahl der Nitritbakterien, KA Bad Salzuflen (activated sludge – gemischte Schlammprobe vom Belebungsbecken, Claryfier - Probe vom ÜS-Selekt-Schlamm) 86	86
Abbildung 8.33	Fadenförmige Bakterien, KA Bad Salzuflen	87

1 Zusammenfassung

Das anwendungsorientierte Forschungsprojekt zur selektiven Anreicherung von Belebtschlamm, kurz ÜS-Selekt, soll die Einflussfaktoren auf die Schlamm-dichte bei Belebtschlamm-Verfahren untersuchen. Das Projekt wurde von dem MUNLV Düsseldorf und dem RP Detmold finanziell gefördert und auf den Kläranlagen Oerlinghausen und Bad Salzuflen zwischen August 2008 und Juli 2010 durchgeführt. Es wurde mit Unterstützung der beiden KA-Betreiber von den Projektpartnern LimnoTec Abwasseranlagen GmbH (Projektführung), der Aalborg University, Section of Biotechnology und der FH Bielefeld, Campus Minden durchgeführt.

Der Schlammindex als reziproker Wert der Schlamm-dichte ist in der aeroben Abwassertechnik von zentraler Bedeutung für den Absetzprozess in der Nachklärung, wodurch natürlich die Ablaufqualität einer Kläranlage beeinflusst wird. Mit ÜS-Selekt sollen die bis heute weitgehend unklaren Zusammenhänge besser verstanden und für eine robuste Steuerung auf Kläranlagen verfügbar gemacht werden.

Bei ÜS-Selekt geht es um die Selektion von gewünschten Eigenschaften bei Belebtschlamm, analog zur Züchtung in der Pflanzen- und Tierveredelung. Es geht weniger um die Schaffung idealer Milieubedingungen.

Aus dem Nachklärbecken wurden ungeeignete Schlammfraktionen entfernt, um dichtere Rücklaufschlämme im Belebungsbecken, mit niedrigem Schlammindex zu konzentrieren. Dazu wurden in langen Messreihen die typischen Abwasserparameter untersucht und mit analytischen und Gensonden Befunden der Schlammflocken korreliert.

Mit der gewählten Strategie wurde der Schlamm erfolgreich aufkonzentriert und die Reinigungsleistung der Kläranlage erhalten. Ab einem kläranlagen-spezifischen Schlammindex mit granulösen Schlammfraktionen ging die Reinigungsleistung der Kläranlagen allerdings zurück, da während der unbelüfteten Phasen sich die Schlammflocken im Belebungsbecken teilweise abgesetzt haben. Dies könnte eventuell auch mit anderen Betriebszuständen der Kläranlagen, wie dem plötzlichen Absinken der Abwassertemperatur, zusammenhängen.

Das ÜS-Selekt-Verfahren bietet ein großes Potenzial für die Verbesserung der Absetzleistung. Im Rahmen des Projektes wurde gezeigt, dass ÜS-Selekt-Schlamm (Schlamm in der Peripherie des Nachklärbeckens) meistens einen höheren Schlammindex hat, als gemischter Schlamm des Belebungsbeckens. Die Abtrennung dieser Schlammfraktion führt zu einer

signifikanten Reduktion des Schlammindex, wodurch indirekt eine Verbesserung der Reinigungsleistung erzielt werden kann, indem die Gefahr des Schlammabtriebs aus der Nachklärung reduziert wird und/oder der TS_{BB} in der Belebung erhöht werden kann. Dies ist leider durch die Schlammgranulation auf der Kläranlage Oerlinghausen nicht gelungen, da während der Denitrifikationsphase sich der Schlamm mit einem niedrigen Index teilweise abgesetzt hat. Dies ist wiederum die Folge des Mangels der Rührwerkstechnik im Belebungsbecken gewesen.

Die Erfahrungen von Oerlinghausen zeigen, dass die Reduktion des ISVs bzw. angestrebter ISV-Wert an die jeweilige Anlage angepasst werden muss. Wenn die Anlage mit Rührtechnik ausgestattet ist, kann ISV bis auf einen Wert von ca. 50 - 80 ml/g reduziert werden. Bei einer weiteren Reduktion besteht die Gefahr des Auftretens von granulösem Schlamm, dessen Anteil am Belebtschlamm begrenzt sein soll.

Im Rahmen dieses Endberichtes wird die Problemstellung der Schlammselektion sowohl allgemein als auch für die beiden untersuchten Anlagen vorgestellt. Anschließend wird die Zielsetzung des Vorhabens formuliert.

Die Idee des Vorhabens basiert auf einem theoretischen Ansatz. Zu dessen großtechnischer Realisierung mussten die Randbedingungen für den Einsatz der Technik auf den beiden Kläranlagen im Rahmen von Vorarbeiten auf anderen Kläranlagen ermittelt werden. Diese Vorarbeiten werden in Kapitel 5 vorgestellt.

Im Kapitel 6 wird die Literaturrecherche über die Untersuchungen auf dem Gebiet vorgestellt. Anschließend werden in dem Kapitel „Materialien und Methoden“ umfangreich folgende Punkte beschrieben:

- die Verfahrenstechnik des ÜS-Selekt-Verfahrens
- die Untersuchungen im Rahmen der ÜS-Selekt-Messkampagne
- Voruntersuchungen im Rahmen der Optimierung der KA Bad Salzuflen
- Begleitende Arbeiten wie z. B. Entwicklung der Regelung der Schlammspiegels auf der KA Bad Salzuflen

Im Kapitel 8 werden die Analysen der Messdaten vorgestellt. Teilweise werden die Ergebnisse schon in diesem Kapitel diskutiert, wobei die übergreifende Diskussion im Kapitel 9 stattfindet.

Es mussten eine Vielzahl technischer und verfahrenstechnischer Probleme im Vorfeld gelöst werden, um das neue Verfahren großtechnisch zu realisieren.

Das Verfahren hat deutliche Hinweise geliefert, dass eine rein verfahrenstechnische Manipulation des Schlammindex in die gewünschte Richtung möglich ist. Andererseits kann diese Realisierung mit „Nebenwirkungen“ verbunden sein (und war es Falle der KA Oerlinghausen auch tatsächlich), die unerwünscht und durchaus nicht zu unterschätzen sind. Vorrangiges Ziel zukünftiger Untersuchungen sollte daher die möglichst weitgehende Einschränkung dieser Nebenwirkungen sein oder die Realisierung kompensatorischer Maßnahmen

2 Einleitung

In dem Endbericht werden die Ergebnisse des Projektes mit dem Titel:

Anwendungsorientiertes Forschungsprojekt zur selektiven Anreicherung von Belebtschlamm mit einem gewünscht niedrigen Schlammindex (mit guten Absetzeigenschaften) mittels spezifischer Entfernung der Belebtschlamm-Fractionen mit einem höheren Schlammindex (mit schlechteren Absetzeigenschaften)

vorge stellt. Im Folgenden wird das Projekt kurz **ÜS-Selekt** genannt.

Das Projekt wurde von dem MUNLV Düsseldorf und dem RP Detmold finanziell gefördert.

Das Projekt wurde auf den beiden nordrheinwestfälischen Kläranlagen KA Oerlinghausen und KA Bad Salzuflen durchgeführt. Das Vorhaben wurde im August 2008 offiziell gestartet. Dabei mussten einige Vorarbeiten wie Einbau der erforderlichen Technik im Vorfeld gemacht werden. Die Untersuchungen wurden im Juni 2010 abgeschlossen bzw. abgebrochen. Die Auswertung der Messergebnisse sowie der Betriebsdaten der Kläranlagen erfolgte bis Ende August 2010.

Das Projekt wurde mit Unterstützung der beiden KA-Betreiber von den folgenden drei Projektpartnern durchgeführt:

- LimnoTec Abwasseranlagen GmbH
- Aalborg University, Section of Biotechnology
- Fachhochschule Bielefeld, Campus Minden

3 Problemstellung

3.1 Allgemeines

Der Schlammindex (ISV) ist für die Planung und Auslegung von Belebtschlamm-Biologien ein wichtiger (und unsicherer) Bemessungsparameter. Für die Betreiber von Belebungsanlagen ist die Schlammabsetzcharakteristik, gemessen als ISV, die häufigste Ursache für (teilweise gravierende) Betriebsprobleme.

Seit den Anfängen der Belebtschlamm-Technologie vor nunmehr ca. 100 Jahren haben Heerscharen an Betreibern, Verfahrenstechnikern und Mikrobiologen sich mit schlechten Schlammabsetzeigenschaften auseinandersetzen müssen. Man hat jedoch bis auf den heutigen Tag weder ein schlüssiges Verständnis der Ursache-Wirkungszusammenhänge erzielt noch wirklich (auch ökonomisch) befriedigende Möglichkeiten der Beeinflussung entwickelt.

Nur die Diagnostik hat große Fortschritte gemacht, im Wesentlichen auf Grund der Anwendung der Gensonden-Technologie (z.B. FISH) und der molekularen und phylogenetischen Identifikation vieler wichtiger „key players“ des Belebtschlammes. Diese Fortschritte sind höchst spannend; beispielsweise ist mit Hilfe dieser neuen Methoden nachgewiesen worden, dass viele der bedeutendsten Belebtschlamm-Bakterien bis vor kurzem völlig unbekannt waren (z. B. das nitrifizierende Bakterium *Nitrospira* spp. sowie viele Bio-P-Bakterien) und viele von ihnen bis auf den heutigen Tag noch nicht in Reinkultur gezüchtet werden können.

Nur: Was nützen diese Erkenntnisse den leidgeprüften Betreibern von Anlagen mit der permanenten oder zeitweiligen Tendenz zur Blähschlamm-Bildung?

Den Betreibern nützt es zurzeit recht wenig, wenn ihnen mitgeteilt wird, dass irgendeine *Microthrix* spp. Art Hauptverursacher ihrer Schlammindex-Problematik ist (wobei allerdings nicht verschwiegen werden soll, dass einige Dosierchemikalien besser gegen *Microthrix* spp. als gegen z.B. *Nocardia* spp. und umgekehrt wirken).

Auch können die meisten Hypothesen zu den Schlammindex-Ursachen nicht oder nur äußerst aufwendig in „Verfahrens-Therapien“ übersetzt werden.

Dieses F+E Vorhaben berichtet über die Untersuchung auf zwei nordrheinwestfälischen Kläranlagen, wobei ein völlig neuer Ansatz für eine sehr einfache und sehr kostengünstige Möglichkeit entwickelt und realisiert wurde, um auf die Entwicklung des Schlammindezes direkten Einfluss zu nehmen.

Dabei handelt es sich um einen selektionistischen Ansatz, der analog ist zu den Züchtungsansätzen in der Pflanzen- und Tierveredelung: Die gewünschten Eigenschaften werden positiv selektiert und die ungewünschten verworfen.

Diese Selektion zielt direkt gerichtet auf die Zieleigenschaft, den Schlammindez. Als Basis dafür wiederum wird die Tatsache genutzt, dass die Belebtschlamm-Flocken jeder Anlage über eine der gaußschen Glockenkurve oder der Normalverteilung ähnliches Größenspektrum aufweisen und alle vorhandenen Nachklärbeckentypen unmittelbar die Möglichkeit eröffnen, aus diesen Spektren die unerwünschten Flocken selektiv zu entfernen.

3.2 Ausgangssituation der beiden Kläranlagen

Die Untersuchungen wurden auf zwei konventionellen Durchlauf-Belebungsanlagen durchgeführt, die mit Verfahrensstufen zur weitergehenden Nährstoffelimination ausgebaut worden sind. Im „Normalbetrieb“ werden bezogen auf CSB, N und P recht gute Reinigungsleistungen erzielt.

Als problematisch erweisen sich dagegen zeitweise oder dauerhaft erhöhte Schlammindezes, die einen Betrieb mit dem jeweiligen „Wunsch“ – TS_{BB} nicht risikolos gestalten und die im Starkregenfall die Gefahr des Flockenabtriebes aus der Nachklärung beinhaltet.

4 Zielsetzung des Vorhabens

Die im vorangegangenen Kapitel erläuterten Probleme sollen gelöst werden, indem die im Belebtschlamm befindlichen Flocken mit guten Absetzeigenschaften direkt positiv selektiert werden, ggf. auch ohne dass gute indirekte Rahmenbedingungen, wie oben beschrieben, vorhanden sind.

Die zentrale Idee dieses Vorhabens besteht in der direkten selektiven Überschussschlamm-entnahme der Belebtschlamm-Fraktion mit einer höheren Konzentration an schlechter absetzbaren Flocken. Dadurch wird die Konzentration an Flocken mit guten oder besseren Absetzeigenschaften im Gesamtschlamm erhöht und der Schlammindex des Gesamtschlammes somit insgesamt verringert.

Ziel dieses Forschungsvorhabens sind Untersuchungen zu den Auswirkungen der spezifischen Entfernung/Entnahme von Belebtschlamm-Flockenfraktionen (im Rahmen der Überschuss-Schlamm-entnahme) mit einem im Mittel höheren Schlammindex als der mittlere Schlammindex des Gesamtbelebtschlammes, nachfolgend ÜS-Selekt genannt.

Die zu Grunde liegende Problemstellung betrifft alle Ausführungsvarianten von Belebtschlamm-Biologien in durchmischten Reaktionsräumen, die nicht an Trägermaterialien, welcher Art auch immer, gebunden sind. Dies sind: Durchlaufbelebungsanlagen (d. h. mit einem separaten Nachklärbecken) nur für die Kohlenstoffelimination oder auch für die Stickstoffelimination nach den vorgeschalteten, simultanen, intermittierenden, alternierenden oder Kaskadenverfahren als auch Aufstaubelebungsanlagen (so genannte SBR-Anlagen), bei denen mittels intermittierender Belebtschlamm-sedimentation im Reaktor eine Schlamm-Wasser-Trennung stattfindet.

Da nahezu alle SBR-Verfahrensvarianten einen vergleichsweise niedrigen Schlammindex haben und die große Flexibilität der SBR-Verfahren eine Vielzahl an korrigierenden Eingriffen erlauben (z. B. HOLM ET AL., 2000), die den Schlammindex meistens stabil zu senken vermögen, wurden im Rahmen dieses Vorhabens keine SBR Anlagen untersucht.

Das Ziel ist die robuste Realisierung des ÜS-Selekt-Prinzips verfahrenstechnisch unterschiedlicher Durchlaufbiologien mit vergleichsweise einfachen Mitteln:

Über einen Zeitraum von 2 Jahren wurden die Entwicklungen der Schlammindizes mittels 2 – 4 - mal monatlich durchgeführter Probenahmen und Analysen detailliert untersucht. Diese Untersuchungen wurden schon ca. ein halbes Jahr vor Beendigung der Umbaumaßnahmen zur ÜS-Selekt Realisierung begonnen, um ein detailliertes Bild der voran gegangenen Ist-Situation zu gewinnen.

Neben dem Schlammindeix wurden eine Reihe weiterer Schlammcharakteristika wie OUR (= oxygen uptake rate = Sauerstoff Aufnahme rate), NUR (= nitrate uptake rate = Denitrifikationsrate) und AUR (= ammonium uptake rate = Ammonium Veratmungsrate), bezogen auf den Gehalt an organischer Trockensubstanz (oTS) untersucht. Weiter wurde eine Reihe von chemischen/bio-chemischen/mikrobiologischen Eigenschaften untersucht, bei denen in der Vergangenheit schon gewisse Unterschiede zwischen verschiedenen Schlammfraktionen gefunden wurden (siehe hierzu u.a. SCHMID ET. AL. 2003).

OUR, NUR und AUR sind drei wichtige Leit-Parameter, weil sich der Verdacht aufdrängt, dass sich schneller absetzende, kompaktere Flocken etwas geringere Respirationsraten haben könnten. Hierzu gibt es bisher nur sehr wenige Untersuchungen, wonach z.B. granulöse Flocken (bisher nur bei aeroben granulären SBR Anlagen untersucht) keine nennenswert geringeren spezifischen Respirationsraten haben sollen. Das wäre zwar erfreulich, aber aufgrund der wenigen Untersuchungen sind die Tatsachen nicht allgemein gesichert.

Allerdings ist festzuhalten, dass auf unzähligen Kläranlagen weltweit Respirationsuntersuchungen durchgeführt worden sind (im Rahmen von Routineuntersuchungen oder im Rahmen der unterschiedlichen F+E Vorhaben) aber noch niemals von signifikanten Unterschieden bei unterschiedlichen Schlammindizes. Das ist unter anderem der Grund dafür, dass es unabhängig vom Schlammindeix in der ATV A 131 einheitliche Bemessungswerte für den Sauerstoff-Bedarf der Heterotrophen- und die Nitrifikanten-Atmung gibt.

Ein weiterer Hinweis für die uneingeschränkte Leistungsfähigkeit (hier: Respirationsfähigkeit) von kompakten bzw. granulären Belebungs-flocken kommt aus der großtechnischen anaeroben Respiration: Der weltweite Siegeszug des UASB Verfahrens ist nur möglich geworden, weil die anaeroben Respirationsraten in den so genannten UASB Reaktoren sehr hoch sind und Raumumsatzraten von über 10 kg oTS/(m³ x d) erreicht werden können.

Da im Rahmen des Projektes gezielt andere Belebtschlämme gezüchtet werden, ist es aus unserer Sicht unabdingbar, die Entwicklung wichtiger spezifischer biochemischer und mikrobiologischer Eigenschaften zu untersuchen.

Hierzu gehören auch mikroskopische Charakterisierungen, das Ausmaß an Desintegration sowie Reflockulation unter bestimmten Betriebsbedingungen, die bio-chemische Zusammensetzung (im wesentlichen die TS/oTS Verhältnisse, N und P und CSB sowie Mg, Ca und K Gehalt) sowie die Mikrobiologie (im wesentlichen Anzahl und Art an Nitrifikanten, Denitrifikanten, Bio-P-Bakterien (die so-geannten PAOs), Glykogen-Bakterien (die so genannten GAOs) sowie wichtige unerwünschte Fadenbildner).

Diese zusätzlichen begleitenden Untersuchungen dienen einer Risikoabschätzung der Züchtung eines „anderen“ Belebtschlammtyps mit einem geringeren Schlammindex: Es stellen sich in diesem Zusammenhang z.B. folgende Fragen:

- Sind die Nitri-, Denitrifikations- und Bio-P-Potentiale noch genau so gut oder besser als beim ursprünglichen Schlamm?
- Müssen die Rahmenbedingungen für diese Prozesse ggf. etwas verändert werden?
- Muss beispielsweise für die Realisierung einer nicht veränderten Nitrifikationsleistung der O_2 – Gehalt in der Nitrifikationszone etwas erhöht werden?
- Wird auf Grund des massiven direkten Selektionsdrucks in Richtung schneller absetzbare und kompaktere Flocken die Diversität wichtiger Bakteriengruppen (wie die Nitrifikanten) verändert?

Es war nicht das Ziel dieses Vorhabens, granulären Belebtschlamm zu züchten, weil damit unter Umständen einige negative Konsequenzen verbunden sein können. Insbesondere kann es zu Feinflockenabtrieb durch die parallel zu den Granulas entstehenden Feinflocken kommen. Alle bisherigen Untersuchungen an aeroben granulären Schlämmen haben jedoch keine Beeinträchtigung der Nitri-/Denitrifikation gefunden. Aerobe granulöse Schlämme können sogar Phosphor inkorporieren (biologische P-Elimination). Deshalb sind begleitende mikroskopische Kontrollen erforderlich und durchgeführt worden.

Spätestens ab der Entwicklung von granulärem Belebtschlamm soll durch Verlegung eines Teils der Überschussschlammmentnahme über den ursprünglichen Weg gegengesteuert werden. Auf diese traditionelle Art der Überschussschlammmentnahme wird im Übrigen ohnehin nicht vollständig verzichtet, weil ansonsten die Gefahr besteht, dass sich im Belebtschlamm eine besonders unerwünschte Fraktion schnell absetzbarer Bestandteile anreichert: Feine Sandpartikel. Das Ausmaß der Anreicherung dieser Bestandteile wird daher auch Untersuchungsgegenstand sein, um daraus ableiten zu können, wie groß der Anteil an „traditioneller“ Überschussschlammmentnahme sein sollte.

5 Vorarbeiten

Aus theoretischen Überlegungen (siehe Kapitel 6) sowie auf Basis einiger Laborstudien (siehe u.a. SCHMID ET. AL. 2003) lässt sich ableiten, dass der Schlammindex von Belebtschlämmen eine Art Mittelwert über das unterschiedlich schnelle Absetzverhalten der unterschiedlichen Flocken darstellt.

Da entsprechende Untersuchungen an unterschiedlich interessanten Stellen auf großtechnischen Anlagen unseres Wissens bisher noch nie durchgeführt wurden, wurden auf drei Kläranlagen Vorversuche zum Schlammindexspektrum durchgeführt.

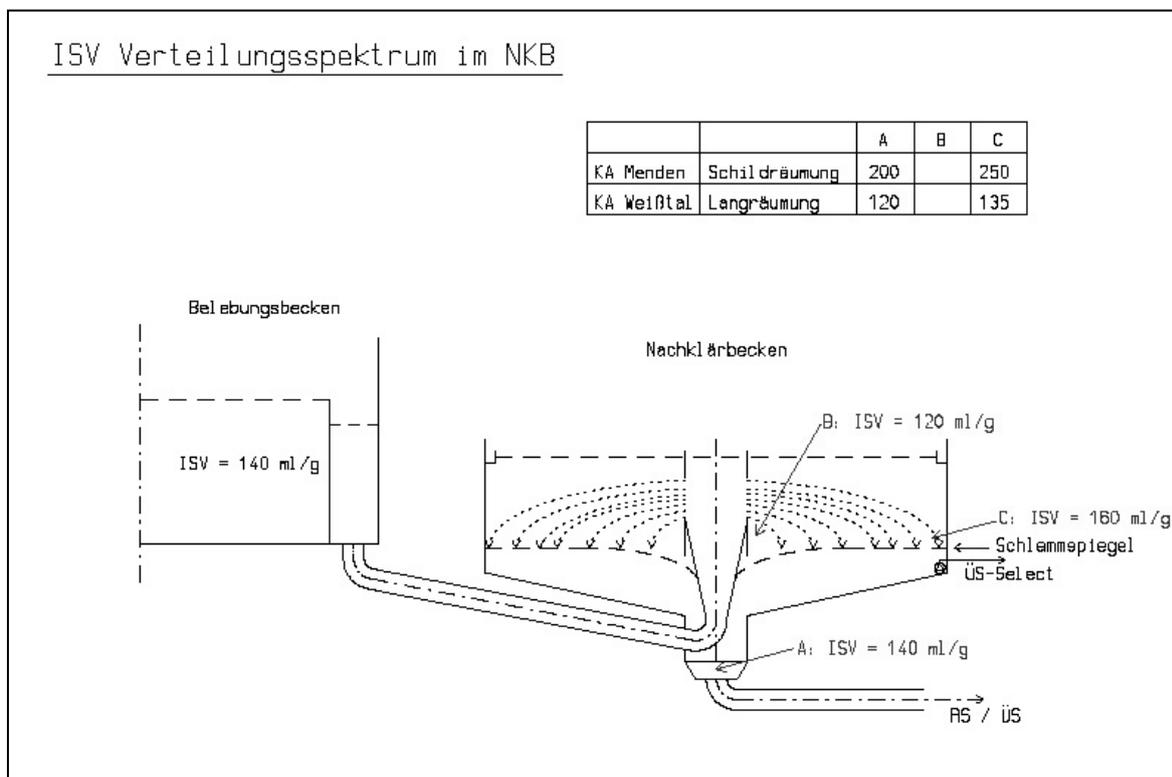


Abbildung 5.1 Prinzipschema des Verfahrens und Ergebnisse der Vorarbeiten

Kläranlage Menden, Durchlaufanlage

Die Kläranlage Menden des Ruhrverbandes wurde im Jahre 2003 - 2006 von der Bietergemeinschaft LimnoTec und Köster Bau schlüsselfertig für 105.000 EW überwiegend kommunales Abwasser errichtet. Nach der Vorklärung erfolgt in einer Kaskadenbiologie ausgelegt auf ca. 16 d Schlammalter die Nitri-/Denitrifikation und chemische/biologische P-Elimination. Über eine zweistraßige Nachklärung (mit je 48 m Durchmesser ausgerüstet mit Schildräumern) erfolgt die Schlamm-Wasser-Trennung. Nach Inbetriebnahme der Biologie im Spätsommer 2004 weist die Anlage einen verhältnismäßig hohen Schlammindex von 150 bis 200 ml/g auf.

Am 29.09.2005 (sowie auch recht konstant die vorangehenden zehn Tage) betrug die Schlammindizes der drei Belebungsbecken 200, 200, 180 ml/g = 193 ml/g (nach 1 : 1 Verdünnung eingestellt auf ca. 1,2 g/l), das entspricht dem mittleren Schlammindex.

Eine Schlammprobe aus der Peripherie des NKB II, auch eingestellt auf 1,2 g/l, ergab einen Schlammindex von 246 ml/g. Daraus lässt sich ableiten, dass eine entsprechend große Fraktion einen Schlammindex von ca. 140 ml/g aufweisen würde. Aus Perspektive dieser Art der Schlammdiskriminierung ergibt sich somit ein sehr hohes Indexspektrum von ca. 140 – 240 ml/g, wobei die 240 ml/g selektiv entnommen werden könnten.

Zentralkläranlage Spenge SBR-Anlage

Die Zentralkläranlage Spenge 22.500 EW, die nahezu ausschließlich kommunales Abwasser annimmt, wurde 2003/2004 von der LimnoTec Abwasseranlagen GmbH erweitert, u.a. um eine neue drei-straßige DIC-SBR-Biologie. Die Anlage ist ausgelegt auf 25 d Schlammalter mit Nitri-/Denitrifikation und chemisch/biologischer P-Elimination. Nach Inbetriebnahme der Biologie im Herbst 2004 weist die Anlage einen stabil niedrigen Schlammindex von 60 bis 80 ml/g auf.

Am 01.09.2005 wurde aus dem Reaktor 3 ca. 30 min nach Sedimentationsbeginn Schlammproben direkt über der Sohle sowie ca. 2,00 m darüber (kurz unterhalb des Schlammspiegels) entnommen. Beide Schlammproben wurden auf 2,9 g/l eingestellt und aus der anschließenden Schlammvolumenbestimmung wurde für die untere Schlammfraktion ein Schlammindex ISV von 71 ml/g ermittelt und für die obere Fraktion 78 ml/g.

Dieses recht geringe Schlammindexspektrum führen wir auf den insgesamt recht niedrigen mittleren Schlammindex zurück.

Kläranlage Weißtal, Durchlaufanlage

Die Kläranlage der Gemeinde Wilnsdorf bei Siegen ist für 20.500 EW dimensioniert. Die Biologie mit vorgeschalteter Denitrifikation ist „nur“ für Nitri-/Denitrifikation ausgelegt. Die Primär- und Überschussschlämme sowie erhebliche Mengen an Fremdschlämmen werden mesophil ausgefault und das Filtratwasser nach der Entwässerung wieder in den Zulauf zur Kläranlage zurückgefördert.

Die ein-straßige Nachklärung ist mit einem Saugräumer ausgerüstet, der punktförmig an drei Stellen (ein Saugrohr an der Peripherie, eins auf halbem Weg zum Zentrum sowie eins nahe am Mittelbauwerk) auf der NKB-Sohle den Belebtschlamm zurückfördert.

Am 05.09.2005 wurden aus dem peripheren und dem zentralen Saugrohr Schlammproben entnommen. Beide wurden auf 2 g/l eingestellt und aus der anschließenden Schlammvolumenbestimmung wurde für die zentrale Fraktion ein Schlammindex von 120 ml/g und aus der peripheren Probe ein Schlammindex von 135 ml/g ermittelt. Es wird vermutet, dass dieses im Vergleich zur KA Menden geringere Schlammindexspektrum u.a. durch den viel geringeren Durchmesser des Nachklärbeckens verursacht wird, wodurch eine geringe Flockenaufspreizung zustande kommt, sowie auch auf den insgesamt geringeren Schlammindex zurückzuführen ist.

6 Stand des Wissens und der Technik

Seit der Entwicklung des Belebungsverfahrens vor nunmehr fast 100 Jahren (ARDERN UND LOCKETT, 1914) hat diese Technologie eine ungeheure Entwicklung und Verbreitung erfahren. Sie ist weltweit das dominierende Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung mit einer schier unübersehbaren Anzahl an Verfahrensvarianten, insbesondere zur Nährstoffelimination.

Diese Entwicklung war nur möglich, weil die Einsichten in die Grundprozesse der Belebungsbiologie in dieser gesamten Zeit stark angewachsen sind und eine bessere Prozesskontrolle ermöglicht haben. Am deutlichsten spiegelt sich das in der Entwicklung der dynamischen Belebtschlamm-Modelle (HENZE ET. AL., 2000) wider, mit denen mittlerweile sehr genau dynamische Abbildungen möglich sind (z. B. RÖNNER-HOLM ET. AL., 2007, HOLM ET. AL., 2005A). Mit diesen Modellen sind die biologischen und chemischen Vorgänge zur Phosphor-Elimination, die Nitrifikation und Denitrifikation, die Kohlenstoffspeicherung und der Kohlenstoffabbau in deterministischer Abhängigkeit von Temperatur, pH-Wert, O₂-Gehalt sowie den grundlegenden C-, N- und P-Fraktionen recht gut dynamisch simulierbar.

Alle Belebtschlamm-Verfahren beinhalten als letzte Behandlungsstufe die Schlamm-Wasser-Trennung. Bei allen Durchlaufverfahren handelt es sich dabei meistens um ein separates nachgeschaltetes Absetzbecken, dem so genannten Nachklärbecken. Die Sedimentationseigenschaften der Belebtschlämme in diesen Nachklärbecken entscheiden letztendlich darüber, ob die vorgenannten biologischen und chemischen Reinigungsprozesse vollständig ablaufen: Bei schlechten, d. h. langsamen Sedimentationseigenschaften des Belebtschlammes gelangt ein Teil davon mit dem behandelten Abwasser in den Ablauf und erhöht so die Konzentration der Überwachungsparameter.

Der Schlammindex (ISV) ist ein Maß für die Absetzgeschwindigkeit des Belebtschlammes. Er ist daher ein sehr wichtiger Parameter bei der Belebtschlamm-Technologie, der allerdings bis zum heutigen Tage allen Versuchen widerstanden hat, sich exakt abbilden oder bemessen zu lassen.

Ausdruck für die bisherige Unwägbarkeit, den Schlammindex einigermaßen genau zu prognostizieren, sind die im ATV Arbeitsblatt „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“ sowie im Aufstaubelebungsanlagen Merkblatt (A 131, 2000 und M 210, 1997) empfohlenen Richtwerte zur Schlammindexbemessung. Für drei Reinigungsziele liegen diese Richtwerte zwischen 100 – 180 ml/g und für das vierte Reinigungsziel (Schlammstabilisierung) bei 75 – 150 ml/g.

Daher ist es geboten, die Einflussfaktoren auf den Schlammindex zu erkunden und in ein wie auch immer geartetes Ursache-Wirkungsgeflecht einzubetten, um diesen dann mittels definierter Betriebseinstellungen oder -umstellungen auf den gewünschten Wert zu bringen.

Das Ausmaß des Problems ist im Rahmen vieler Studien deutlich geworden. Im Kontext einer großen internationalen Studie (die Länder Deutschland, Niederlande, Dänemark und Italien umfassend) wurde bei 42 von 70 untersuchten industriellen Kläranlagen über Probleme der Nachklärung, verursacht durch Blähschlamm-Bildung, berichtet (EIKELBOOM UND GEURKINK, 2001). In England waren 63 % und in Frankreich 25 % aller untersuchten Anlagen von der Blähschlammproblematik betroffen (WANNER, 1994). Im Rahmen einer großen bayerischen Untersuchung (BAUER, 2003) von Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung lagen 14 % der Anlagen mit Schlammindizes über 150 ml/g im Blähschlamm-Bereich. 19 % dieser Anlagen wiesen einen Schlammindex von über 135 ml/g auf, woraus geschlossen wurde, dass diese zeitweise auch unter Blähschlammproblemen leiden.

Bei sehr vielen kommunalen, industriellen und gewerblichen Abwasserreinigungsanlagen sind in den letzten Jahrzehnten eine Unzahl von speziellen Verfahrensschritten entwickelt und realisiert worden, um die Auswirkungen auf den Schlammindex gezielt untersuchen zu können. Einen Überblick darüber gibt der Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1 „Blähschlamm, Schwimmschlamm, biologische Zusatzstoffe“ im ATV Fachausschuss 2.6 Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren (LEMMER ET. AL., 1998).

In allen diesen Fällen ist es dabei das vorrangige Ziel gewesen, Prozessbedingungen zu „finden“ und zu schaffen, die zu einem stabil niedrigen Schlammindex führen. Das ist ökonomisch sehr vorteilhaft, da der Schlammindex über die erzielbare Belebtschlamm-Konzentration und/oder die hydraulische Durchsatzkapazität entscheidet und somit ausschlaggebender Parameter für die Anlagengröße der Belebungs- und Nachklärbecken bzw. SB-Reaktoren ist.

Beispiel: In einem SB-Reaktor oder Belebungsbecken beträgt die Belebtschlamm-Konzentration $TS = 4 \text{ g/l}$. Der Schlammindex beträgt $ISV = 100 \text{ ml/g}$. Dann ist das Schlammvolumen $SV = 4 \text{ g/l} \times 100 \text{ ml/g} = 400 \text{ ml/l}$. Das bedeutet, dass nach einer definierten Absetzzeit der Belebtschlamm auf ca. das halbe Reaktorvolumen reduziert worden ist und die andere Hälfte als Klarwasserüberstand vorhanden ist. Bei einem höheren ISV, z. B. 150 ml/g , wäre das Schlammvolumen $4 \times 150 = 600 \text{ ml/l}$ und nur etwas mehr als ein Viertel des Reaktorinhaltes könnte als Klarwasser entnommen werden, d.h. die hydraulische Durchsatzkapazität dieses Reaktors mit einem höheren Schlammindex wäre nur halb so groß wie die des Reaktors mit dem kleineren Schlammindex.

Außerdem ist ein stabil niedriger Schlammindex ökologisch sehr vorteilhaft, da bei hohen Schlammindizes Probleme wie Schwimm- und Blähschlamm Bildung auftreten (BAUER, 2003).

Schlammabtriebe führen zu erhöhten Ablaufkonzentrationen, auch für den abwasserabgabepflichtigen Parameter. Daraus resultieren dann höhere Abwasserabgabekosten und ggf. auch Bußgelder.

Der heutige Kenntnisstand hinsichtlich der Schlammindex beeinflussenden allgemeine Faktoren nach dem ATV Arbeitsblatt A 131 (ATV 2000)) und dem Merkblatt M 210 (ATV 1997) lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Je nach Verfahrenstechnik und Art der gewerblichen Einflüsse können günstige oder ungünstige Auswirkungen auf den Schlammindex auftreten. Weinbauabwässer wirken sich zum Beispiel größtenteils ungünstig aus, allerdings mit bemerkenswerten Ausnahmen: Die 30.000/60.000 EW DIC-SBR Kläranlage Heßheim in Rheinland-Pfalz (RÖNNER-HOLM UND HOLM, 2003) weist seit Jahren einen stabilen Schlammindex < 50 ml/g auf, auch während der Weinbaukampagnen, die mit einer Frachterhöhung um ca. 100 % bezüglich CSB und BSB₅ verbunden sind.

Auch niedrigere Schlammalter wirken sich oft ungünstig auf den Schlammindex aus.

Betriebsweisen mit stoßweiser Beschickung, wie auf der Kläranlage Heßheim (nach dem „plug flow“ bzw. „feast/famine“ Prinzip, siehe z. B. M 210) wirken sich dagegen überwiegend positiv auf den Schlammindex aus.

Grundsätzlich gilt aber, dass selbst bei Vorhandensein der bekannten positiven Faktoren trotzdem hohe Schlammindizes resultieren können. Selten treten auch niedrige Schlammindizes unter den bekannten ungünstigen Bedingungen auf.

Auch eine Reihe von speziellen Faktoren, wie anaerobe, anoxische und aerobe Selektoren und Zugabe unterschiedlicher Fäll- und Flockungsmittel sind in ihren Auswirkungen auf den Schlammindex untersucht worden (LEMMER ET AL., 1998). Manchmal wurden positive und manchmal negative Auswirkungen festgestellt. Wiederum konnten in keinem Fall generell positive Auswirkungen festgestellt werden: Was bei vielen Anlagen zu einer Verringerung des Schlammindex führte, bewirkte bei anderen Anlagen nahezu nichts oder wirkte sich bei einigen sogar negativ aus.

Beim Einsatz von organischen und anorganischen Zusatzstoffen zur Bekämpfung von Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum konnte bereichsweise nur eine selektive Wirksamkeit festgestellt werden, d.h. nicht alle Blähschlambildner wurden gehemmt (KAPPELLER, 2000). Gleiches wurde für die Wirksamkeit eines neuen „multi component additive“ berichtet (SEKA ET. AL. 2001), das weniger wirksam bei den Faden bildenden Organismen der Nostocoida war und eine deutlich höhere Schlammproduktion verursachte.

Bei der Zugabe der bivalenten Kationen Ca und Mg wurden positive Auswirkungen auf den Schlammindex festgestellt (z. B. SOBECK UND HIGGINS, 2001). Großtechnische Umsetzungen im Rahmen von großen Zudosierungen sind allerdings schwer vorstellbar.

Selbst im Rahmen eines Ansatzes zur Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlammorganismen durch wissenschaftliche Methoden (HANSEN UND SCHMITT, 2004) lautete ein zentrales Ergebnis: „Patentrezepte gibt es derzeit nicht“.

Zu den stabilsten positiven Faktoren gehört die Realisierung des feast/famine Prinzips bei SBR-Anlagen (MC SWAIN ET AL. 2004) und plug flow Konzeptionen bei Durchlaufanlagen. Weitere positive Faktoren sollen strikt anaerobe Bedingungen in Anaerob-Becken, Sauerstoff-Konzentrationen $> 1,5$ mg/l in den belüfteten Becken/Zonen/Phasen und Ammonium-Konzentrationen im Ablauf $< 1,0$ mg/l sowie Aluminium Fällmittel sein (MARTINS ET. AL., 2003; LEMMER UND SCHADE, 2003). Leider gibt es allerdings auch hierfür großtechnische Gegenbeispiele.

Seit einigen Jahren werden Prozessbedingungen, die zur Entwicklung so genannter aerober granulärer Flocken führen, intensiv untersucht (DE BRUIN ET AL. 2004). Hierbei handelt es sich um einen besonderen Typ von Belebtschlamm in SBR-Anlagen mit einem Schlammindex von nur 15 – 40 ml/g.

Mittlerweile sind hierfür aus ökonomischer Sicht realisierbare Verfahrenstechniken entwickelt worden, die im Labormaßstab eine recht stabile Belebtschlamm-Population gewährleisten (ETTERER AND WILDERER 2001). Die CSB-Ablaufkonzentrationen aus solchen Anlagen sind allerdings unakzeptabel hoch und müssen mit nachfolgenden Behandlungsschritten reduziert werden. Diese zu hohen CSB-Werte treten bei Unterschreitung eines granulären Schlammindex von ca. 40 ml/g auf.

Die Stabilität granulärer Flocken ist streng an eine sehr hohe Sauerstoffkonzentration gebunden, die größer 40 % der O_2 -Sättigung liegt. Nur bei deutlich geringeren O_2 -Konzentrationen werden ausreichende Denitrifikationsrate erreicht; dann ist die Desintegration der Granulas allerdings nicht zu vermeiden (MOSQUERA-CORRAL ET. AL. 2005).

Zur großtechnischen Umsetzung des aeroben granulären Belebtschlammverfahrens müssen daher noch gewisse technisch/verfahrenstechnische Hürden überwunden werden.

Alle obigen Verfahren zielen darauf ab, Prozessbedingungen zu realisieren, die mehr oder weniger indirekt einen positiven Selektionsdruck auf schnell absetzbare Flocken ausüben. Dies gelingt deshalb häufiger (aber nicht immer), weil der Belebtschlamm aller Anlagen aus einem Gemisch unterschiedlich schnell absetzbarer Flocken besteht (SCHMID ET. AL., 2003).

Deshalb ist es überhaupt möglich, granulären Schlamm zu züchten: In Labor- oder Pilotabsetzbehältern wird der mit „normalen“ Flocken noch kontaminierte Überstand 2 bis 5 min nach Beginn der Absetzphase dekantiert. Nach einigen Monaten sind nahezu alle normalen Flocken wegselektiert worden und es verbleibt ein fast reiner granulärer (Flockendurchmesser ca. 2 mm, sehr rund und sehr kompakt) Belebtschlamm mit einem ISV von 15 – 40 ml/g.

Der in einer voll durchmischten Biologie gemessene Schlammindeix ist daher eine Art Mittelwert über die Flockenstruktur bzw. Absetzgeschwindigkeit aller Flocken eines Beckens.

Der Grund für die unterschiedliche Absetzgeschwindigkeit der Flocken ist nicht ganz klar. Im Rahmen einiger Arbeiten wurde eine Korrelation zwischen der Flockengröße und der Absetzgeschwindigkeit gefunden (LEE ET. AL., 1996; LI UND YUAN, 2002); Die Absetzgeschwindigkeit erhöht sich mit der Flockengröße. Dieser Befund steht in Übereinstimmung mit Stokes Gesetz. Untersuchungen auf den Kläranlagen Großlappen und Dietersheim (SCHMID ET AL., 2003) konnten dagegen keinen signifikanten Zusammenhang zeigen, obwohl ein sehr ausgeprägtes Größenspektrums der Flocken vorlag (die langsamer absetzbaren Flocken wiesen nur einen leicht erhöhten Anteil kleiner Flocken und fädiger Organismen auf). Erklärt wurde dies mit der sehr spezifischen 3-dimensionalen Struktur von Belebtschlammflocken, auf die das Stokessche Gesetz nicht ohne weiteres anwendbar ist.

Unterschiedliche Belebtschlamm-Bakterien wirken auf die Flockeneigenschaften unterschiedlich (SCHMID ET AL., 2003; KLAUSEN ET AL., 2004; LARSEN ET AL., 2006; MORGAN-SAGASTUME ET AL., 2008). Daher bestimmen die mikrobiellen Populationsstrukturen der Belebtschlamm-Flocken in einem erheblichen Ausmaß deren Absetzeigenschaften.

Es sind nicht nur die fädigen Bakterien, die ganz offensichtlich von Bedeutung sind, auch eine Reihe andere Bakteriengruppen sind von Bedeutung. Mit neuen Methoden basierend auf Gen-Sonden ist es seit neuestem möglich, die meisten der dominanten Bakteriengruppen des Belebtschlammes zu identifizieren und zu quantifizieren, beispielsweise viele fädige Bakterien und die für die Nitrifikation, Denitrifikation und der biologischer P-Elimination zuständigen Bakterien (KONG ET AL., 2005a; 2005b; THOMSEN ET AL., 2006; WAGNER ET AL., 2002, 2006). Somit ist es nunmehr möglich, die Auswirkungen von Veränderungen der Populationsstrukturen auf die Eigenschaften der Belebtschlamm-Flocken, insbesondere auf die Schlammabsetzeigenschaften, im Detail zu untersuchen.

Bei allen bisher realisierten Formen der Überschussschlammnahmen aus Belebtschlamm-Biologien ist nicht zwischen unterschiedlich schnell absetzbaren Flockenfraktionen unterschieden worden, da für alle Entnahmen bisher folgendes gilt:

- 1) Die Entnahmen erfolgen aus den voll durchmischten Behältern (bei einigen SBR-Anlagen) und somit wird zwischen den Flockenfraktionen nicht unterschieden.
- 2) Die Entnahmen erfolgen bei vielen SBR-Verfahren während bzw. am Ende der Sedimentationsphase im Bereich der Reaktorsohle und somit werden tendenziell sogar Fraktionen mit überwiegend guten Absetzeigenschaften entnommen.
- 3) Aus Durchlaufbelebungsanlagen wird der Überschussschlamm aus dem „durchschnittlichem“ Rücklaufschlammstrom entnommen.

Der zentrale Aspekt der neuen Idee zur selektiven Überschussschlammnahme ist genau diese Unterscheidung zwischen verschieden schnell absetzbaren Flockenfraktionen, wobei die langsamer absetzbaren selektiv bevorzugt als Überschussschlamm entnommen werden sollen. Die Folgen der Entstehung der neuen Flockenspektren wurden dabei im Detail untersucht.

7 Materialien und Methoden

Hier werden zunächst die beiden Kläranlagen beschreiben und dann die Methoden der Untersuchungen.

7.1 Kläranlage Oerlinghausen

Die Kläranlage Oerlinghausen ist für 8.000 EW bemessen. Die hydraulischen Belastungen sind 40 m³/h Trockenwetterzufluss und 200 m³/h Regenwetterzufluss. Die Kläranlage ist auf aerobe Schlammstabilisierung ausgelegt. Die KA Oerlinghausen wird nach dem Verfahren der intermittierenden Denitrifikation mit aerober Schlammstabilisierung betrieben. Die Biologie besteht aus einem runden Kombibecken mit einem innenliegenden Nachklärbecken mit Schildräumung.

Dementsprechend verfügt die Anlage über folgende Bauwerke und Kapazitäten:

- Der Rechen
- Der belüftete Sandfang mit Fettfang
- Das Belebungsbecken (ca. 2.400m³)
- Die Nachklärung (ca. 967 m³)
- Schlammwässerung
- Schlammwasserspeicher
- Schönungsteiche

Das Übersichtsbild der Kläranlage kann der Abbildung 7.1 entnommen werden. Damit werden die wichtigsten Gewerke der Kläranlage Oerlinghausen dargestellt.

Die Biologie mit einem so genannten Kombibecken (innenliegendes rundes NKB mit Schildräumung und äußerer Belebungsring) ist nach dem Verfahren der intermittierenden Denitrifikation auf eine weitgehende Nährstoffelimination ausgelegt zur Einhaltung eines $N_{\text{ges,anorg}}$ Überwachungswertes von 15 mg/l, eines CSB Überwachungswertes von 45 mg/l und eines P Überwachungswertes von 2 mg/l.

Im Nachklärbecken erfolgt die Schlamm–Wasser–Trennung. Aus dem Rücklaufschlammstrom wird der Überschussschlamm in einen Vorlagebehälter abgezweigt. Die Biologie weist einen durchgängig recht hohen Schlammindex von ca. 150 ml/g auf mit zeitweiligen Spitzenwerten von bis zu 220 bzw. 250 ml/g.

Hinsichtlich der Art der RS/ÜS/SS-Prozessführung lag für das Vorhaben der günstige Umstand vor, dass eventuell auftretender Schwimmschlamm über einen Ring um das Mittelbauwerk in den RS/ÜS/SS-Schacht abgeführt werden kann. Dieser Weg kann daher auch für einen alternativen ÜS-Abzug genutzt werden.

In Kapitel 7.3 wird die Bedeutung dieses Umstandes sowie die noch erforderlichen geringfügigen Umbauarbeiten näher erläutert.

Im nachfolgend gezeigten Luftbild ist das Kombibecken der Kläranlage Oerlinghausen in der Mitte des Bildes gut zu erkennen.

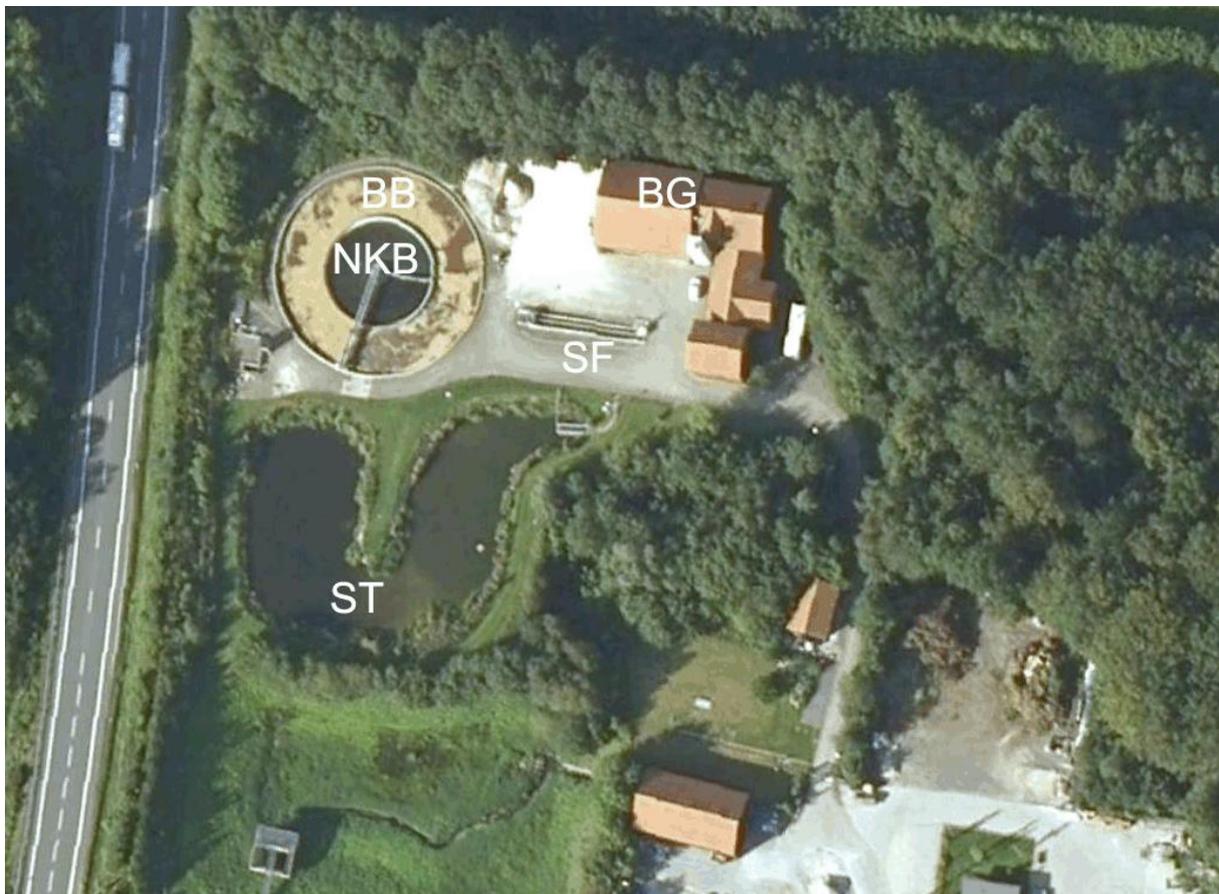


Abbildung 7.1 Luftbild KA Oerlinghausen Abkürzungen: SF – Sandfang, ST – Schönungsteich, BG – Betriebsgebäude, BB – Belebungsbecken, NKB - Nachklärung

7.2 Kläranlage Bad Salzuflen

An die Kläranlage Bad Salzuflen sind ca. 60.000 EW angeschlossen obwohl die Anlage für ca. 96.000 EW dimensioniert wurde. Die hydraulischen Belastungen sind 1.530 m³/h Trockenwetterzufluss und 2.350 m³/h Regenwetterzufluss. Die Kläranlage ist auf anaerobe

Schlammstabilisierung ausgelegt, d.h. die Überschussschlämme werden einer Faulung zugeführt. Dementsprechend verfügt die Anlage über folgende Bauwerke und Kapazitäten:

- Das Rechengebäude
- Der belüftete Sandfang mit Fettfang
- Die Vorklärung (ca. 520 m³)
- Die Belebungsbecken (ca. 19.000 m³)
 - BB1 (ca. 1.900 m³)
 - BB2 (ca. 1.900 m³)
 - BB3 (ca. 7.600 m³)
 - BB4 (ca. 7.600 m³)
- Die Nachklärungen
 - NK 1 (ca. 4.680m³, ca. 1.710 m²)
 - NK 2 (ca. 3.025m³, ca. 900 m²)
- Faultürme
 - Faulturm 1 (ca. 3.000 m³)
 - Faulturm 2 (ca. 2.000 m³)
- Gasspeicher (ca. 500 m³)
- Schlammwässerung
- Schlammwasserspeicher (ca. 1.000 m³)
- Schönungssteiche

Das Übersichtsbild der Kläranlage kann der Abbildung 7.2 und Abbildung 7.3 entnommen werden. Damit werden die wichtigsten Gewerke der Kläranlage Bad Salzuflen dargestellt.

Die Biologie mit vier so genannten Schleifenbecken (mit einem Gesamtvolumen von 19.000 m³) ist nach dem Verfahren der intermittierenden Deni-/Nitrifikation auf weitgehende Nährstoffelimination ausgelegt zur Einhaltung eines $N_{\text{ges,anorg}}$ Überwachungswertes von 15 mg/l, eines CSB Überwachungswertes von 50 mg/l und eines P Überwachungswertes von 0,6 mg/l. Die Belebungsbecken wurden als Umlaufbecken mit Oberflächenbelüftern ausgeführt. Dabei erfüllen die Oberflächenbelüfter zwei Funktionen: das Rühren und das Belüften des belebten Schlammes. Während der unbelüfteten Phasen gewährleisten zusätzliche Rührwerke die erforderliche Umwälzung. Die Biologie weist einen jahreszeitlich stark schwankenden Schlammindex mit erhöhten Werten im Winter von teilweise über 200 ml/g auf.

In zwei runden Nachklärbecken (siehe Abbildung 7.2 und Abbildung 7.3) mit Schildräumung erfolgt die Schlamm-Wasser-Trennung. Aus dem Rücklaufschlammstrom wird der Überschussschlamm direkt in die maschinelle Eindickung abgezweigt.

Jedem NKB ist ein RS/ÜS-Verteilerbauwerk mit separatem ÜS-Schacht zugeordnet. Eventuell auftretender Schwimmschlamm wird über das Mittelbauwerk in den RS-Schacht geführt. Dieser Weg kann für einen alternativen ÜS-Abzug genutzt werden. Auf diesen Umstand sowie auf die noch erforderlichen geringfügigen Umbauarbeiten wird in Kapitel 4 näher eingegangen.

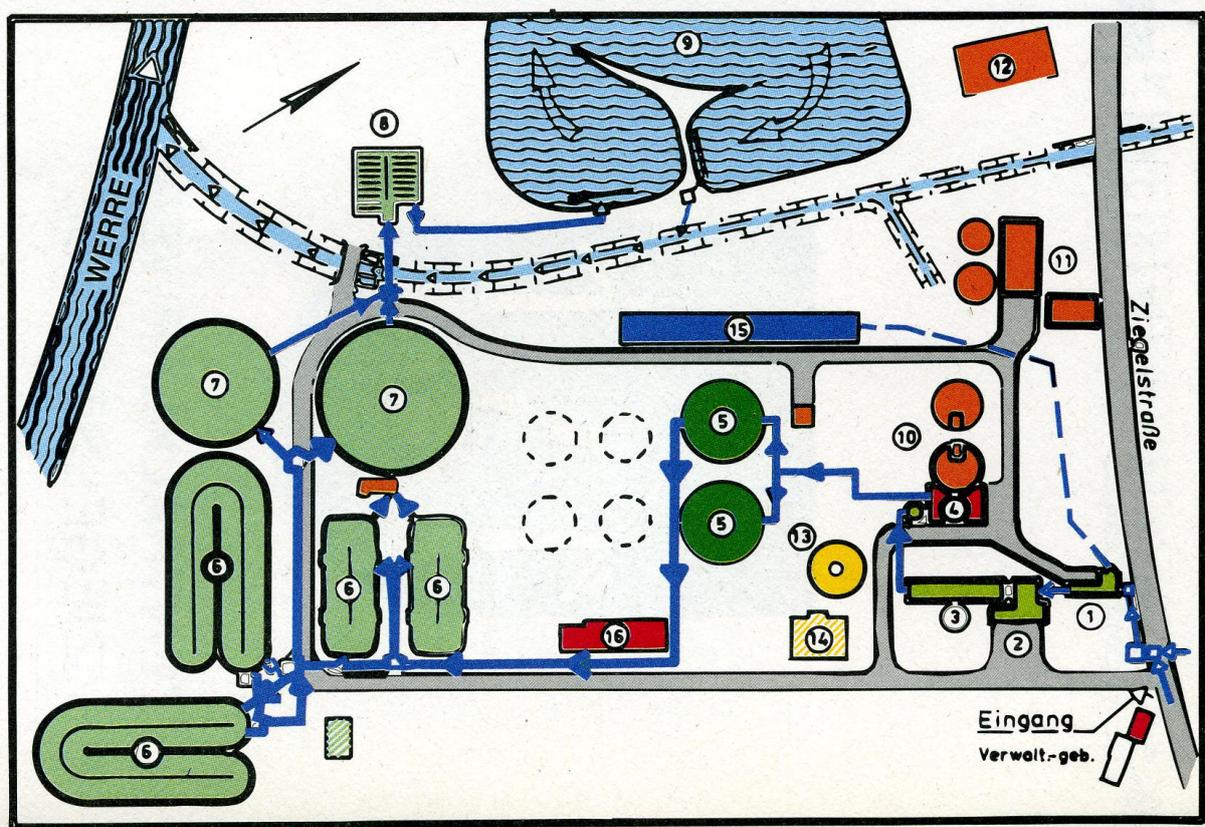


Abbildung 7.2 Lageplanskizze Kläranlage Bad Salzufen



Abbildung 7.3 Übersicht der Kläranlage Bad Salzflen, Abkürzungen: SF – Sandfang, SE – Schlammwässerung, GS – Gasspeicher, VKB – Vorklärung, SS – Schlammwasserspeicher, BG – Betriebsgebäude, BB – Belebungsbecken, NKB - Nachklärung

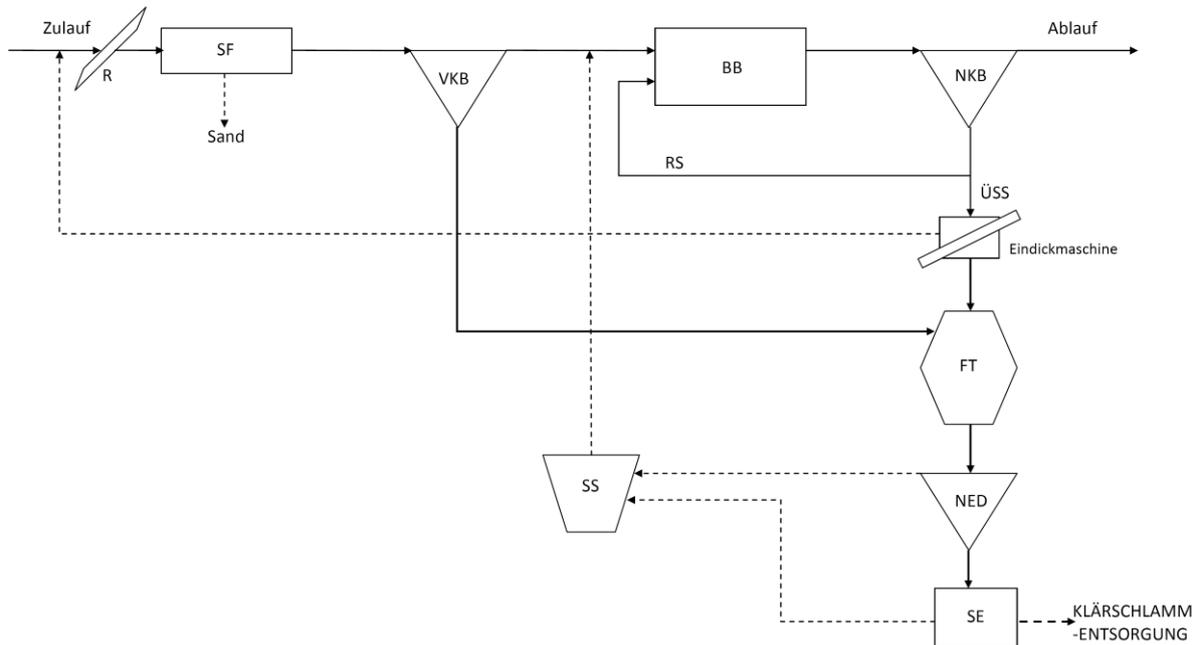


Abbildung 7.4 Fließschema der Kläranlage Bad Salzungen, Abkürzungen: R – Rechen, VKB - Vorklä-
rung, SF – Sandfang, SE – Schlammwässerung, FT - Faulturm, SS – Schlammwasserspeicher, BB
– Belebungsbecken, RS - Rücklaufschlamm, NKB – Nachklärung, NED – Nacheindicker, ÜSS - Über-
schussschlamm

7.3 Messkampagne ÜS-Selekt

7.3.1 Messungen im Rahmen der ÜS-Selekt-Messkampagnen

Im Zeitraum vom August 2008 bis Ende Juni 2010 ist das begleitende Untersuchungspro-
gramm durchgeführt worden. Im Folgenden werden die durchgeführten Untersuchungen
vorgestellt.

Untersuchungen von LimnoTec

Es wurden 2 – 4 monatlich die Entwicklung der Schlammindizes der jeweiligen Biologien
standardisiert gemessen, indem die Schlammproben auf einen definierten TS-Gehalt (1 g/l)
vor der Schlammvolumenbestimmung eingestellt wurden. Zudem wurden die Schlammindi-
zes im neuen ÜS-Strom (= ÜS-Selekt-Schlamm) sowie im alten ÜS-Strom standardisiert be-
stimmt, um die Entwicklung des Schlammindexspektrums zu dokumentieren.

Hinsichtlich aller Schlammindex-Proben wurden diese auch mikroskopisch nach den einschlägigen Methoden bzw. Kriterien charakterisiert.

Die Schlammproben wurden im 2-4 Wochen-Rhythmus auf die beiden Atmungsraten OUR und AUR (d. h. ohne und mit Nitrifikation) untersucht. Je nach unterschiedlicher Entwicklung dieser Atmungsraten wurden die Zeitintervalle der Untersuchungen verkürzt oder verlängert. Für diese Untersuchungen wurde DIN Medium und/oder das jeweils „natürliche“ Zulaufsubstrat verwendet.

Die einfachen chemischen Analysen wie oTS und N, P und CSB in TS wurden wöchentlich durchgeführt.

Untersuchungen von Section of Biotechnology der Universität Aalborg (Dänemark)

Quantitative mikrobiologische Bestimmungen zur Diversität der Nitrifikanten, der PAOs und GAOs sowie der Heterotrophen (hier insbesondere die wichtigen Denitrifikanten) und ausgewählter fädiger Bakterien wurden 1 mal pro ein bis zwei Monate nach der FISH Methode, d. h. mit Gruppen und/oder Art-spezifischen Gen-Sonden durchgeführt.

Zusätzlich wurden mit moderneren Methoden praktisch das ganze bekannte Spektrum an bedeutenden Bakterienarten des Belebtschlammes untersucht.

Untersuchungen von FH Bielefeld, Campus Minden (Wasserverfahrenstechnik)

Die Konzentration an Magnesium (Mg) und Kalzium (Ca) in den Schlammproben wurden regelmäßig im zwei bis vier Wochenrhythmus aus den Proben von LimnoTec untersucht, dabei wurden die DIN-Methoden zur Bestimmung der Konzentrationen angewendet.

7.3.2 Zeiträume des Betriebes der ÜS-Selekt Systeme

Die ÜS-Selekt-Systeme wurden im Laufe der Messkampagne in folgenden Zeiträumen erprobt:

- KA Oerlinghausen: Juni 2009 bis Februar 2010
- KA Bad Salzuflen: März 2009 bis April 2009 und Februar 2010 bis März 2010

7.4 Umsetzung des ÜS-Selekt-Verfahrens

7.4.1 Kläranlage Oerlinghausen

Das Nachklärbecken weist einen Durchmesser von 19,60 m auf; daher wurde eine „normale“ Flockenaufspreizung erwartet.

Es handelt sich um ein NKB mit Schildräumung und RS-Entnahme über den zentralen Schlammsumpf. Der Trockenwetterzulauf zu diesem NKB ist $< 1000 \text{ m}^3/\text{d}$ und bei Regenwetter ca. $5000 \text{ m}^3/\text{d}$. Der gesamte Überschussschlamm-Anfall aus der Biologie beträgt ca. $100 \text{ m}^3/\text{d} = 5 \text{ m}^3/\text{h}$.

Die Entnahme des ÜS-Selekt-Schlammes von der Peripherie des Nachklärbeckens wurde mithilfe einer Tauchmotorpumpe (Kapazität von ca. $30 \text{ m}^3/\text{h}$), die bis auf die Sohle direkt vor dem Räumschild abgesenkt wurde, realisiert. Der selektierte Schlamm wurde zur Sammelrinne am Mittelbauwerk gepumpt (Abbildung 7.5). Bis zum Start des Projektes führte der Ablauf der Sammelrinne (SS-Ringes) in den RS/ÜS Schacht hinein. Daher wurde neben diesem Schacht ein neues „ÜS-Selekt“-Schachtbauwerk errichtet (Abbildung 7.6), in dem die alternative ÜS-Leitung mündet. Über eine neue Tauchmotorpumpe und IDM wurde dieser Überschussschlamm in die vorhandene ÜS-Leitung mit eingebunden.

Der vorhandene ÜS-Weg bleibt bestehen. Zur Dokumentation der Mengenverhältnisse ÜS-neu und ÜS-alt wurde auch diese alte ÜS-Schiene mit einem IDM ausgerüstet.



Abbildung 7.5 Einbau von der ÜS-Selekt Anlage im Belebungsbecken auf der KA Oerlinghausen



Abbildung 7.6 Einbau von der ÜS-Selekt Anlage auf der KA Oerlinghausen

7.4.2 Kläranlage Bad Salzuflen

Auf Grund einer vergleichsweise günstigen Ist-Situation, mit einer separaten Schwimmschlammmentnahme über das Mittelbauwerk des Nachklärbeckens 2, wurde vorgesehen, die selektive Überschussschlammmentnahme aus diesem NKB II über die vorhandene Schwimmschlammleitung zu realisieren. Über eine periphere Entnahme mittels Saugleitung wurde diese alternative ÜS-Entnahme somit über die vorhandene Schwimmschlammsschiene realisiert (Abbildung 7.7). Dieses NKB weist einen Durchmesser von 37,00 m auf; daher wurde eine recht hohe Flockenaufspreizung erwartet. Da nur zwei NKB's vorhanden sind, wurde erwartet, dass sich ein ausgeprägter Selektionsdruck einstellt.

Diese alte Schwimmschlammleitung und die neue ÜS-Selekt-Leitung münden im Rücklaufschlamm(RS)-Schacht. An diesem RS-Schacht angehängt ist ein ÜS-Schacht aus dem mittels Tauchmotorpumpe (mit vorhandenem IDM) der Überschussschlamm entnommen wurde. Deshalb wurde die vorhandene Schlamm-Leitung direkt in den ÜS-Schacht um verlegt, dessen Verbindung zum RS-Schacht reversibel unterbrochen wird. Die erforderlichen Umbau-

maßnahmen zur Realisierung des ÜS-Selekt-Prinzips in der KA Bad Salzuflen waren somit gering.



Abbildung 7.7 Einbau von der ÜS-Selekt Anlage auf der KA Bad Salzuflen

7.5 Entwicklung einer Regelung zur Schlamm Spiegelstabilisierung

Im Rahmen der Messkampagnen auf der KA Bad Salzuflen wurde festgestellt, dass in der Peripherie des Nachklärbeckens sehr oft kein ÜS-Selekt-Schlamm vorliegt, da der Schlamm Spiegel im dem Becken zu niedrig war. Daher wurde im Rahmen des Projektes eine Schlamm Spiegelregelung für die Nachklärung entwickelt, die gewährleisten sollte, dass der Schlamm Spiegel in der Nachklärung der Anlage ausreichend hoch ist, um überhaupt ÜS-Selekt-Schlamm abziehen zu können.

Diese Betriebssituation stellte für die Projektbeteiligten seitens LimnoTec eine große Überraschung dar. Zum einen ist sie auf Basis der „klassischen“ Situation und Betreuung eines Nachklärbeckens mit Schildräumung in so fern ungewöhnlich, als dass nach der Bemessung von Nachklärbecken nach ATV A 131 von 4 horizontalen Schichten auszugehen ist, mit min-

destens 2 Schichten mit Belebtschlamm bis zur Beckenperipherie. Zum anderen ist LimnoTec davon ausgegangen, dass allen Projektbeteiligten klar war, dass zur Durchführung des ÜS-Selekt-Verfahrens an der Beckenperipherie der Nachklärbecken immer Belebtschlamm vorhanden sein muss.

Diese spezifische Betriebssituation war die Folge einer speziellen Rücklaufschlammregelung, wonach insbesondere in Zeiten geringen Zulaufes zur Kläranlage die Rücklaufschlammmenge viel höher war als der Zulauf zur Kläranlage. Dadurch wurden die Nachklärbecken fast vollständig von Belebtschlamm entleert. Das war nach Aussage des Betriebspersonales auch notwendig, um im Falle eines Starkregenereignisses zu vermeiden, dass der Schlamm Spiegel zu stark ansteigt und im schlimmsten Fall zu einem Flockenabtrieb führt. Daher wurde bei der Implementierung der neuen Regelung auch besonders darauf geachtet, dass bei stark ansteigendem Zulauf zur Kläranlage die Rücklaufschlammförderung besonders schnell und früh ansteigt.

Implementierung, Installation sowie Inbetriebnahme der neuen Regelung fanden im Zeitraum August – November 2009 statt. Die Montagearbeiten der neuen Schlammspiegelmessung wurden von LimnoTec Abwasseranlagen GmbH durchgeführt. Die Anbindung der neuen Messtechnik und Implementierung der Steuerungsstrategie wurde von der Stadtverwaltung Bad Salzuflen vergeben.

Die neue Regelung des Schlammspiegels wurde erfolgreich implementiert und ausprobiert. Auf den Einsatz der Regelung wurde jedoch zum Schluss verzichtet, da aufgrund der Aussage von Frau Dr. Hunze, FlowConcept GmbH, (Expertin im Bereich mehrdimensionale Simulation zur Energie- und Verfahrensoptimierung wasser- und abwassertechnischer Anlagen) die Erhöhung des Schlammspiegels in dem Nachklärbecken 2 der Anlage auf Grund der hydrodynamisch mehr als ungenügenden Geometrie des Beckens und des Mittelbauwerkes das Betriebsrisiko erhöhen könnte.

7.5.1 Vorhabensbeschreibung

Im Rahmen des wissenschaftlichen Projektes ÜS-Selekt sollte auf der Kläranlage Bad Salzuflen die Rücklaufschlammmenge anhand einer Schlammspiegelmessung gesteuert werden. Mithilfe der Maßnahme sollte eine ausreichende Menge an Schlamm im Nachklärbecken 2 für das Abziehen des Überschussschlammes von der Beckenperipherie gewährleistet werden. Diese Maßnahme war für die Durchführung der ÜS-Selekt-Strategie notwendig.

7.5.2 Bisherige Steuerung

Anhand von Informationen des Betriebspersonals wurde die Rücklaufschlammmenge bisher nur über den Zufluss zur Kläranlage gesteuert. Der Rücklaufschlamm wurde ausschließlich über Rücklaufschlammumpwerk 2 gepumpt. Die Pumpmenge wurde anhand der linearen Funktion realisiert, die in der Abbildung 7.8 dargestellt wurde.

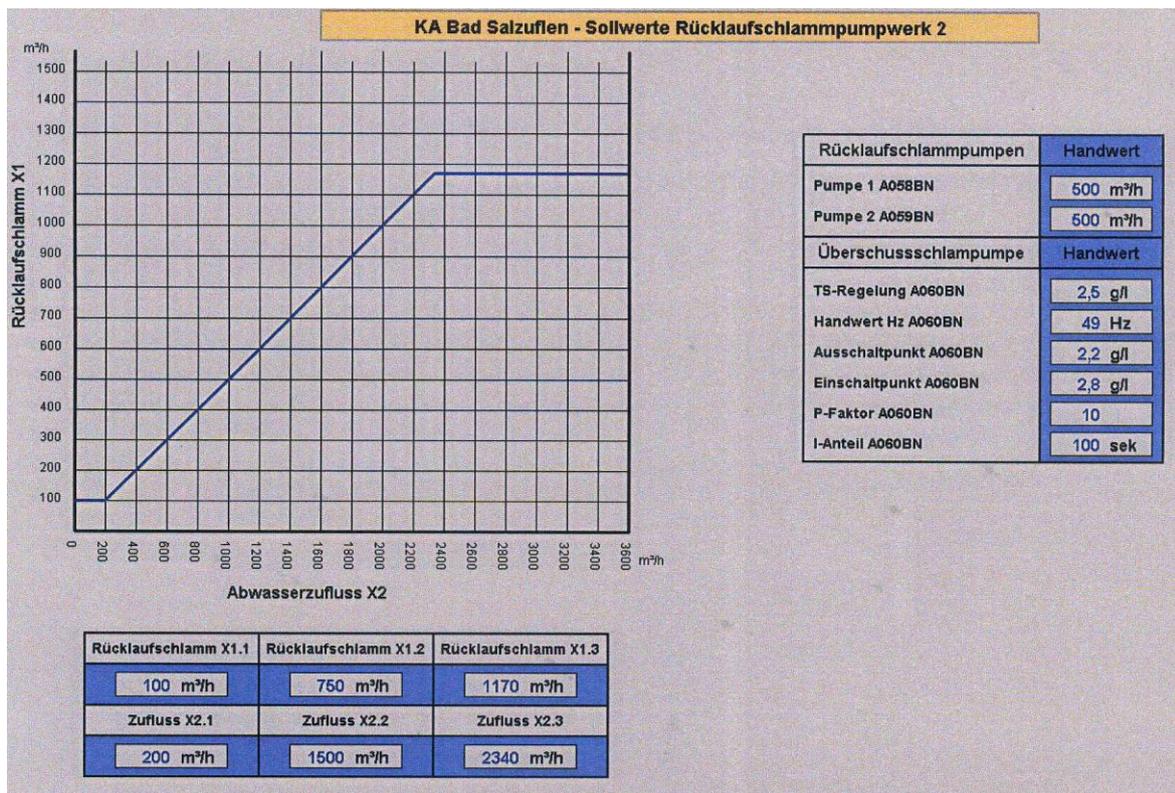


Abbildung 7.8 Bisherige Steuerung der Rücklaufschlammmenge

Die bisherige Steuerung wurde beibehalten – sodass das Umschalten zwischen der alten Steuerung und der neuen Regelung möglich wird.

7.5.3 Voraussetzung und Zielsetzung der Entwicklung

Gemäß der Absprache mit dem Betriebspersonal sollte der Einfluss der Zuflussmenge zur Kläranlage in der neuen Regelung der Rücklaufschlammmenge beibehalten werden.

Somit sollte die neue Regelung folgende Ziele gleichzeitig realisieren:

- Möglichkeit der Implementierung einer Regelungsstrategie basierend auf der Zuflussmenge der KA und Schlammspiegelmessung als Eingangsgrößen der Regelung
- Möglichkeit der Implementierung der neuen Regelungsstrategie mit Schlammspiegelmessung als einzige Eingangsgröße
- Möglichkeit der Anpassung der Regelungsstrategie vor Ort auf der Kläranlage ohne Quellcodeänderung und besonderen EDV-Kenntnisse (z. B. Programmierung)
- Schutz gegen Abtrieb des Belebtschlammes vom Nachklärung bei einem hohem Zufluss zur Anlage (Einsatz der Trendbeobachtung der Durchflussmessung des RÜB)

7.5.4 Beschreibung der neuen Regelung

7.5.4.1 Größen

Liste der Eingangsgrößen der Regelung

- Q_{zu} - Zulaufmenge der Kläranlage [m^3/h]
- H_{SSP} - Schlammspiegelhöhe im Nachklärbecken 2 [m]
- M_{SSP} - Messwert der Schlammspiegelmessung [m]
- $Q_{RÜB}$ - Durchfluss, Regenüberlaufbecken [m^3/h]
- $\Delta Q_{RÜB}$ - Anstieg des Durchflusses innerhalb letzter Stunde, Regenüberlaufbecken [m^3/h]

Liste der Konstanten bzw. gewählten Variablen der Regelung

- A – Konstante in Regel 1 [-]
- B – Konstante in Regel 1 [-]
- C – Konstante in Regel 1 [-]
- $Q_{zu,min}$ - minimale Zulaufmenge der Kläranlage bei der die minimale Rücklaufschlammmenge zurückgeführt wird [m^3/h]
- $Q_{zu,max}$ - maximale Zulaufmenge der Kläranlage bei der die maximale Rücklaufschlammmenge zurückgeführt wird [m^3/h]
- $H_{SSP,min}$ - minimaler Schlammspiegel in dem Nachklärbecken 2 der Kläranlage bei der die minimale Rücklaufschlammmenge zurückgeführt wird [m]
- $H_{SSP,max}$ - maximaler Schlammspiegel in dem Nachklärbecken 2 der Kläranlage bei der die maximale Rücklaufschlammmenge zurückgeführt wird [m]
- H - Höhe der Schlammspiegelsonde über Sohle des Nachklärbeckens [m]

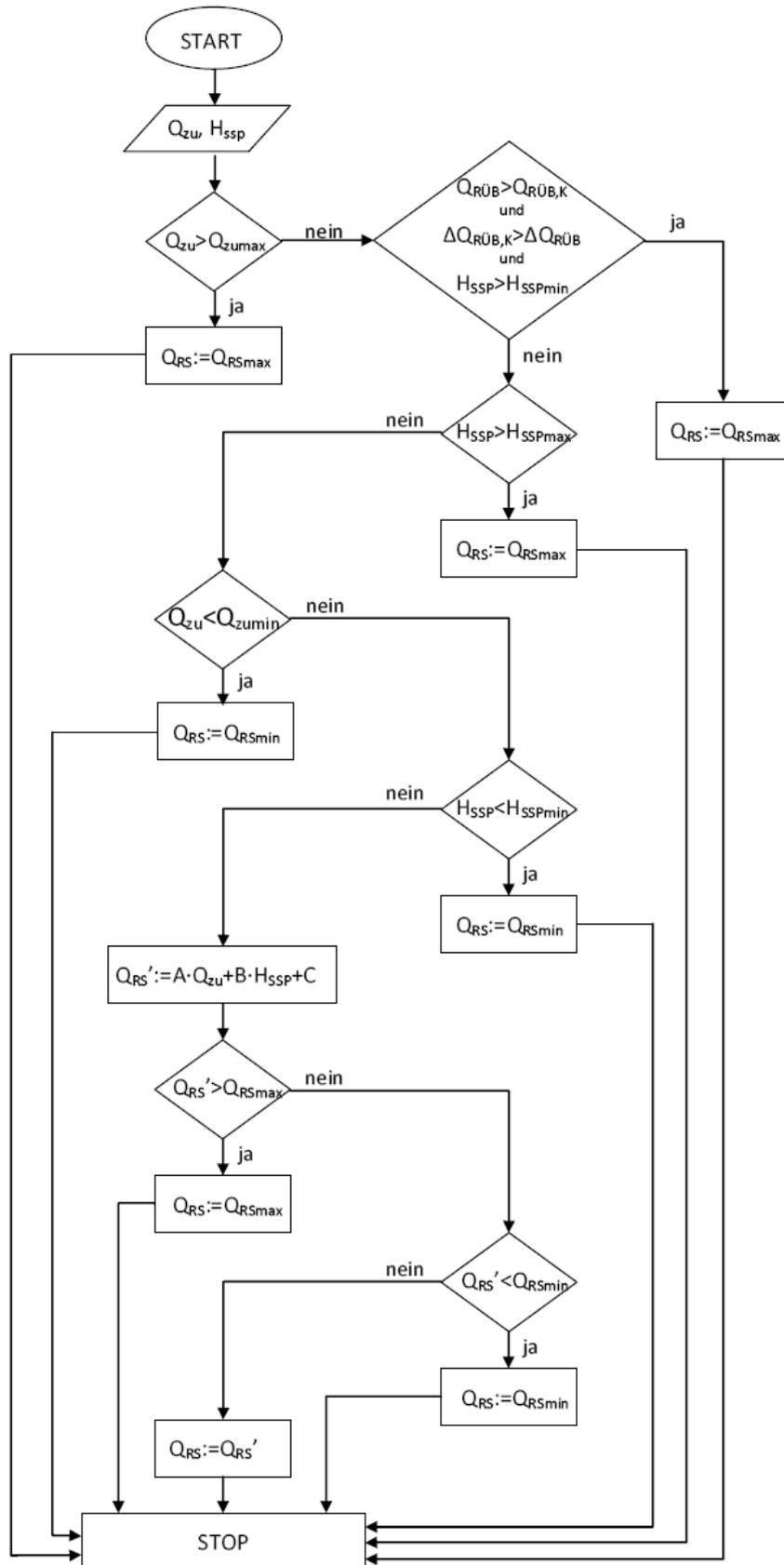
- $Q_{RS,\min}$ - minimale Rücklaufschlammmenge der Kläranlage [m^3/h]
- $Q_{RS,\max}$ - maximale Rücklaufschlammmenge der Kläranlage [m^3/h]
- t_M - Zeitraum der Ermittlung des Gleitmittelwertes für M_{SSP} [Min]
- $Q_{RÜB,K}$ - kritischer Durchfluss, Regenüberlaufbecken [m^3/h]
- $\Delta Q_{RÜB,K}$ - kritischer Anstieg des Durchflusses innerhalb letzter Stunde, Regenüberlaufbecken [m^3/h]

Damit gilt: $H_{SSP} = H - M_{SSP}$

Liste der Ausgangsgrößen der Regelung

- Q_{RS} - Rücklaufschlammmenge der Kläranlage [m^3/h]

7.5.4.2 Algorithmus der neuen Regelung



7.5.4.3 Benutzeroberfläche

Die Werte von allen Konstanten, Eingangsgrößen und Ausgangsgrößen sowie die Zeit über die der Gleitmittelwert der Schlammspiegelmessung gerechnet wird (siehe Kapitel 3), erscheinen auf der Oberfläche. Die Implementierung ermöglicht auch die grafische Darstellung der Größen in Form von Ganglinien.

Die Konstanten sind von der Bedienoberfläche editierbar.

Die Zugriffsrechte wurden von der Betriebsleitung der Kläranlage festgelegt.

7.5.4.4 Datensicherung

Alle Eingangsgrößen, Konstante und Ausgangsgrößen der neuen Regelung wurden in der bestehenden Datenbank der Kläranlage gesichert.

7.5.4.5 Messtechnik

Für die Messung des Schlammspiegels wurde SONATAX sc von Hach Lange GmbH verwendet.

Die Messung wurde auf der Brücke des Nachklärbeckens 2 eingebaut. Da der Schlammssiegel unregelmäßig ist, wird ein Gleitmittelwert über eine bestimmte Zeit ermittelt. Diese Zeit (z. B. 15 Minuten) ist von der Bedieneroberfläche einstellbar.

H_{SSP} - wird von der Sohle bis zum Schlammspiegel gemessen. (siehe Abbildung 7.9)

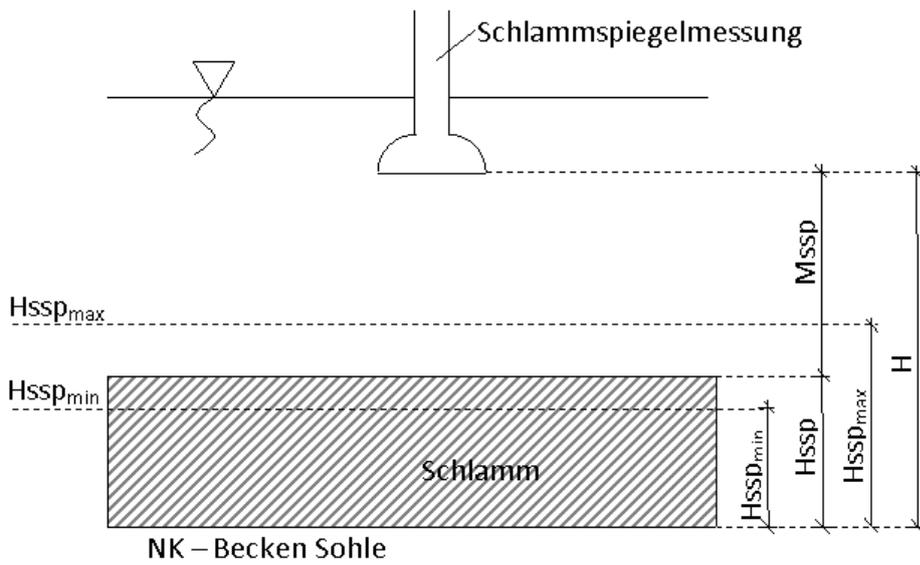


Abbildung 7.9 Schematische Darstellung des Prinzips der Schlammspiegelmessung

7.5.4.6 Ergebnisse der Simulation für die Regelung

Abbildung 7.10 können die Ergebnisse der Simulation für Ermittlung der Parametrierung der Regelung entnommen werden.

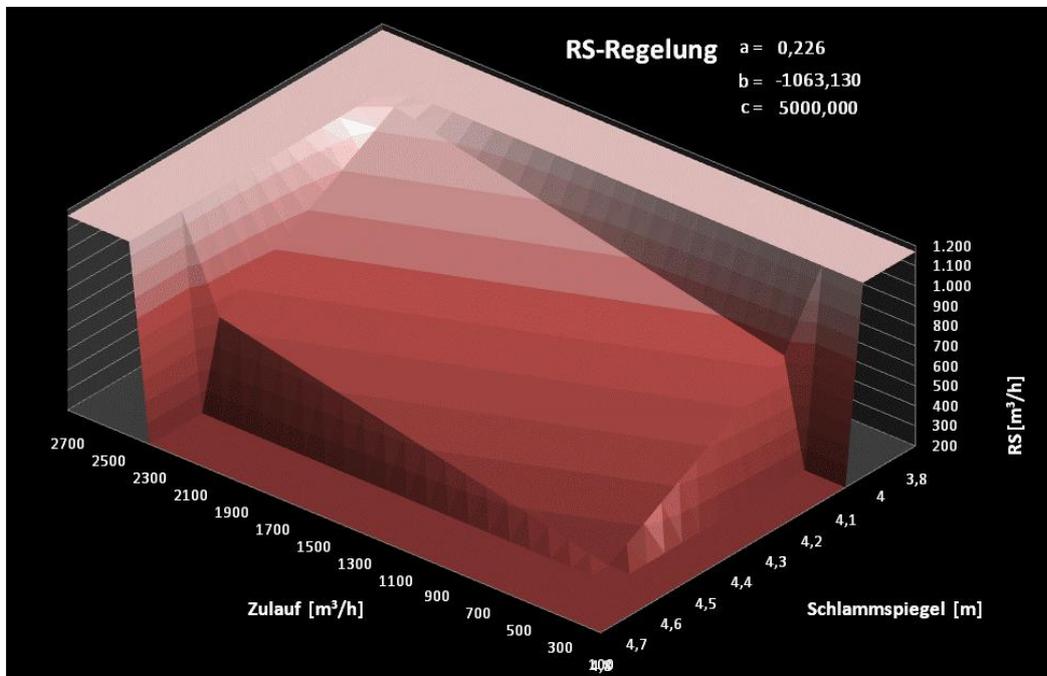


Abbildung 7.10 Analyse des Ausgangsignals der Regelung

7.5.4.7 Betrieb der entwickelten Regelung

Die Regelung wurde im September/Okttober implementiert und in Betrieb genommen. Nach ein paar Wochen des Betriebes wurde die alte Steuerung wieder eingeschaltet. In dieser Zeit hat die Regelung einwandfrei funktioniert. Die Entscheidung zum Abstellen der neuen Regelung erfolgte nach einem Fachgespräch mit Frau Dr. Hunze (Geschäftsführerin von FlowConcept GmbH), das von LimnoTec organisiert wurde. Frau Dr. Hunze hat festgestellt, dass die Nachklärung in Bad Salzuflen keine geeignete Beckengeometrie für die derartige Regelung des Schlammspiegels hat. Dadurch könnte es bei Extremereignissen (Erhöhung des Zuflusses durch Niederschlagswasser) zum Abtrieb des Schlammes von der Nachklärung kommen.

7.6 Messkampagne für Optimierung der KA Bad Salzuflen

Im Winter 2009 fand auf der KA Bad Salzuflen eine Messkampagne im Rahmen einer Studie „Betrieboptimierung der KA Bad Salzuflen“ statt. Die Messergebnisse der Studie wurden für die Charakterisierung der Biologie der Kläranlage mitbenutzt.

Im Rahmen einer Messkampagne im Zeitraum vom 9 bis 16 Februar 2009 wurden von LimnoTec 42 4h-Mischproben vom Zulauf der Biologie (Abwasserstrom inklusive Prozesswasser) analysiert. In jeder Probe wurden folgende Parameter bestimmt: CSB_{ges} , P_{ges} , N_{ges} , BSB_5 und BSB_{20} . Bei den Messungen wurden folgende Messmethoden verwendet:

- CSB_{ges} : Küvetten-Test Typ LCK114 von Hach-Lange.
- P_{ges} : Küvetten-Test Typ LCK350 von Hach-Lange.
- N_{ges} : Küvetten-Test Typ LCK138 und LCK238 von Hach-Lange.
- BSB: System OxiTop® OC110 von WTW.

7.7 Betriebsdaten der Kläranlagen

Für die Beurteilung der Reinigungsleistung sowie des allgemeinen Verhaltens der Kläranlagen wurden Betriebsdaten vom Zeitraum 2006 - 2010 der beiden Kläranlagen analysiert. Für die Analyse wurden folgende Daten von den beiden Anlagen zur Verfügung gestellt.

KA Oerlinghausen

- Zulaufwerte:
 - Zulaufmenge Q (m^3/d),
 - biochemischer Sauerstoffbedarf BSB_5 (mg/l),
 - chemischer Sauerstoffbedarf CSB_{ges} (mg/l),
 - Ammoniumstickstoff NH_4-N (mg/l),
 - Phosphor (mg PO_4-P/l)
- Belebungsbecken und Schlammcharakteristik:
 - Temperatur ($^{\circ}C$), TS (g/l)
 - Schlammvolumenindex ISV (ml/g)
- Ablaufwerte:
 - biochemischer Sauerstoffbedarf BSB_5 (mg/l),
 - chemischer Sauerstoffbedarf CSB_{ges} (mg/l),

- Ammoniumstickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l),
- Nitratstickstoff $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l), Nitritstickstoff $\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/l),
- Gesamtstickstoff N_{ges} (mg/l),
- Phosphor (mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$)

Leider konnten keine Werte des oTS-Gehaltes des Belebtschlammes und N_{ges} im Zulauf der Anlage geliefert werden, was die Aussagekraft der hier durchgeführten Betriebsdatenanalyse etwas einschränkt.

KA Bad Salzuflen

- Zulaufwerte:
 - Zulaufmenge Q (m^3/d),
 - biochemischer Sauerstoffbedarf BSB_5 (mg/l),
 - chemischer Sauerstoffbedarf CSB_{ges} (mg/l),
 - Ammoniumstickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l),
 - Nitratstickstoff $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l), Nitritstickstoff $\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/l),
 - Gesamtstickstoff N_{ges} (mg/l),
 - Phosphor (mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$)
- Belebungsbecken und Schlammcharakteristik:
 - Temperatur ($^{\circ}\text{C}$), TS (g/l)
 - Schlammvolumenindex ISV (ml/g) (nur 2007 – 2010)
- Ablaufwerte:
 - chemischer Sauerstoffbedarf CSB_{ges} (mg/l),
 - Ammoniumstickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l),
 - Nitratstickstoff $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l), Nitritstickstoff $\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/l),
 - Gesamtstickstoff N_{ges} (mg/l),
 - Phosphor (mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$)

Anhand der Daten wurden umfangreiche statistische und grafische Analysen zur Reinigungsleistung der Biologie unter diversen Belastungen und unter wechselnden Jahrestemperaturen durchgeführt.

Bei den überwiegenden Betriebsdaten der Kläranlagen handelt es sich bei Analyse der Messergebnisse um Stichproben. Für die statistische Analyse der Betriebsdaten wurden deswegen ausschließlich Monatsmittelwerte verwendet.

8 Analyse der Messdaten

Im Folgenden wird die Analyse der Betriebsdaten der beiden Anlagen vorgestellt. Für die Analyse wurden Betriebsdaten der beiden Anlagen vom Zeitraum 2006 – 2010 untersucht. Der Umfang der zur Verfügung gestellten Daten wurde bereits im Kapitel 7.6 beschrieben. Da die Parameter in Stichproben bestimmt wurden, wurden für die Analyse daraus Monatsmittelwerte gebildet.

8.1 Betriebsdatenanalyse

Die Messkampagne des Forschungsvorhabens wurde im Zeitraum August 2008 bis Juni 2010 durchgeführt. Die Zeiträume, in denen das ÜS-Selekt-System im Betrieb war, wurden auf den Diagrammen in „rosa“ markiert.

8.1.1 KA Oerlinghausen

8.1.1.1 Zulauf

Die Mittelwerte des Zulaufes der Anlage für die letzten vier Jahre des Betriebes wurden in Tabelle 8.1 zusammengestellt. Die Kläranlage Oerlinghausen ist für 8.000 EW bemessen. Die Analyse der tatsächlichen Frachten im Zulauf der Anlage zeigt, dass die Anlage im Schnitt (anhand Belastungswerte in A 131) tatsächlich mit 6.000 EW betrieben wird. Die Verhältnisse $\text{NH}_4\text{-N/BSB}_5$ und CSB/BSB_5 im Zulauf der Anlage liegen in normalen, tolerierbaren Bereichen. Im Zulauf der Anlage wurden in dem betrachteten Zeitraum keine Messungen von N_{ges} durchgeführt, daher wurde der Wert geschätzt. Für die genaue Analyse wird empfohlen, dass der Gesamtstickstoff im Zulauf bestimmt wird, um die Stickstoffelimination besser nachvollziehen zu können.

Tabelle 8.1 Zusammenstellung der Mittelwerte für Zulauf der KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 – 2010 letzte Zeile: Verhältnis CSB/BSB₅

Parameter	mittlere Konzentration	mittlere Fracht	EW
Zulaufmenge Q		1686 m ³ /d	
biochemischer Sauerstoffbedarf BSB ₅	253 mg/l	410 kg/d	6.826
chemischer Sauerstoffbedarf CSB _{ges}	393 mg/l	625 kg/d	5.210
Ammoniumstickstoff NH ₄ -N	33,7 mg/l	53,1 kg/d	
Gesamtstickstoff N _{ges} (geschätzt)	42,1 mg/l	66,3 kg/d	6.029
Phosphor (PO ₄ -P)	7,9 mg/l	12,5 kg/d	6.969
Verhältnis NH ₄ -N/BSB ₅		0,13	
Verhältnis CSB/BSB ₅		1,53	

Die Zulaufmengen der Anlage schwanken zwischen 1.000 und 3.000 m³/d (siehe Abbildung 8.1). Im Zeitraum der Messkampagne konnten im Hinblick auf Zulaufmengen keine signifikanten Unterschiede im Vergleich zu 2006 und 2007 festgestellt werden.

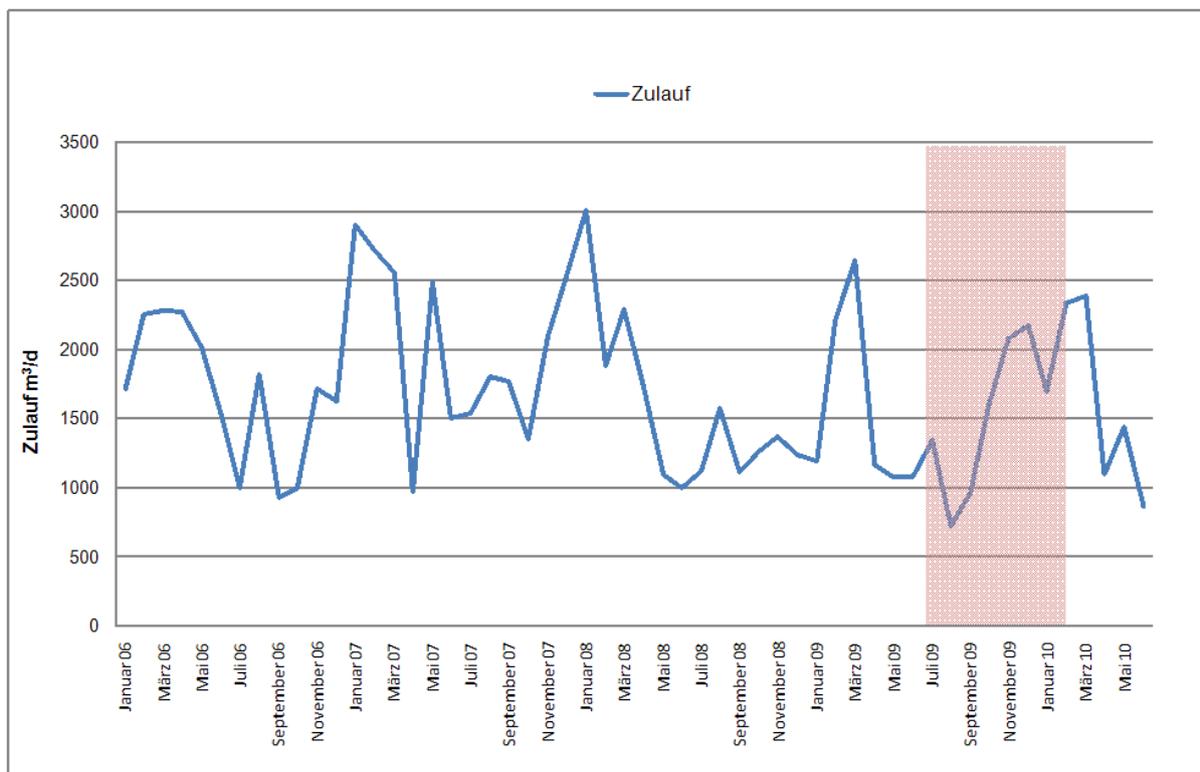


Abbildung 8.1 Zulaufmengen auf der KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 -2010

Die Zulaufkonzentrationen der Anlage schwanken zwischen 200 und 600 mg/l CSB, 150 und 400 mg/l BSB₅ sowie 20 und 46 mg/l NH₄-N (siehe Abbildung 8.2). In den letzten vier Jahren des Betriebes konnten folgende maximale Werte des Monatsmittels beobachtet werden:

- 625 mg/l CSB im Juli 2007
- 520 mg/l BSB₅ im August 2009
- 54,8 mg/l NH₄-N im Januar 2009

Im Zeitraum der Messkampagne konnten keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Konzentrationen im Vergleich zu 2006 und 2007 festgestellt werden.

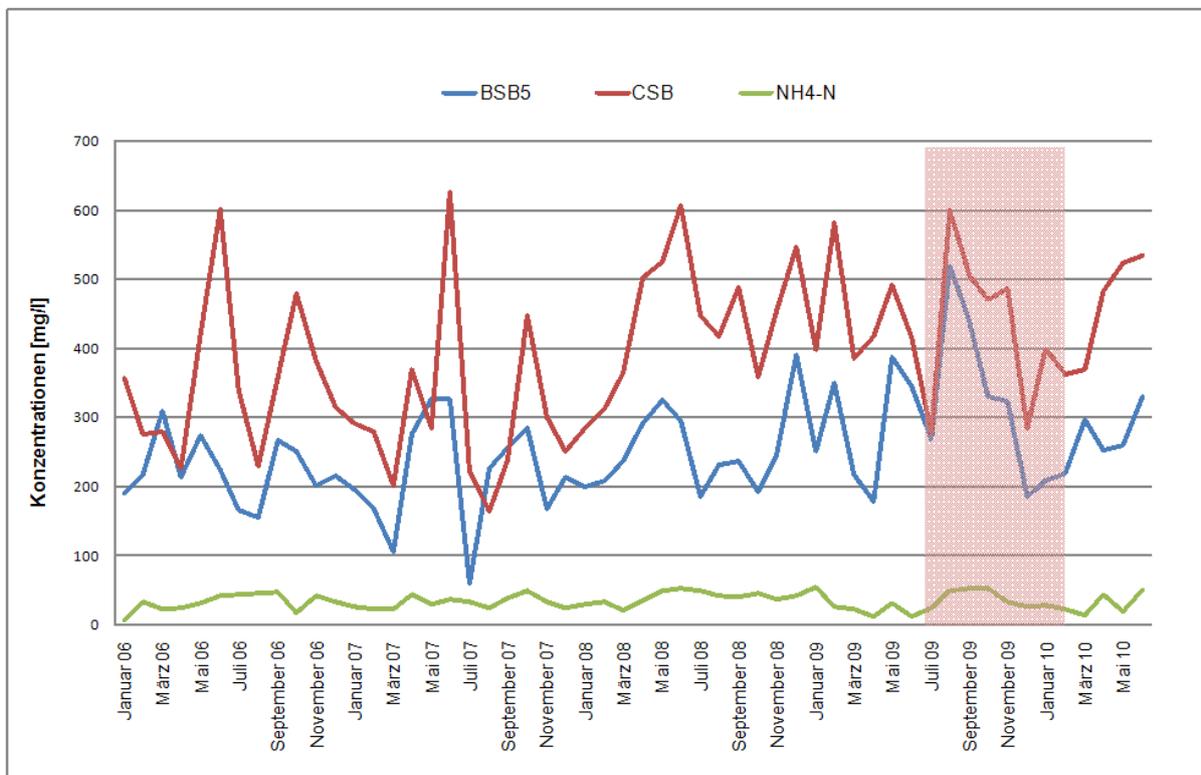


Abbildung 8.2 Konzentrationen von BSB₅, CSB und NH₄-N im Zulauf KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010

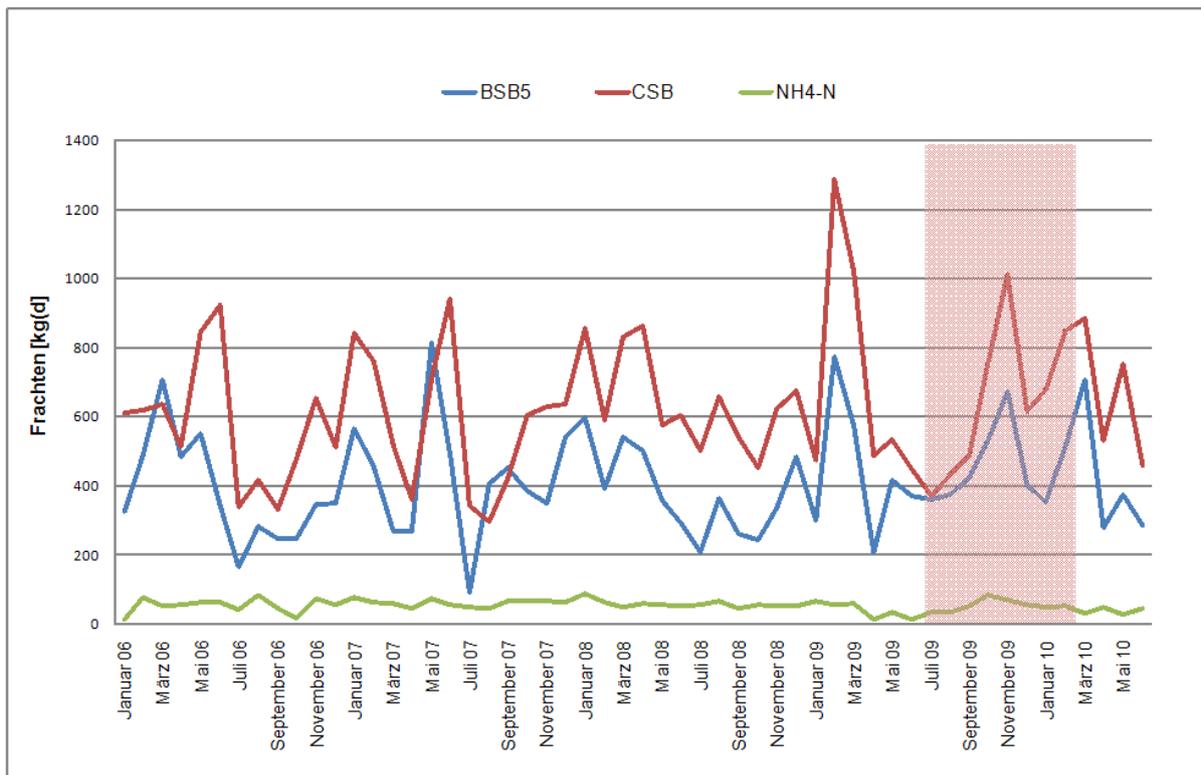


Abbildung 8.3 Frachten von BSB₅, CSB und NH₄-N im Zulauf KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 – 2010

Die Zulauffrachten der Anlage schwanken zwischen 340 und 920 kg/d CSB, 150 und 700 kg/d BSB₅ sowie 36 und 70 kg/d NH₄-N (siehe Abbildung 8.3). In den letzten vier Jahren des Betriebes konnten folgende maximale Werte des Monatsmittels beobachtet werden:

- 1287 kg/d CSB im Februar 2009
- 813 kg/d BSB₅ im Mai 2007
- 88,3 kg/d NH₄-N im Januar 2008

Im Zeitraum der Messkampagne konnten keine besonderen Unterschiede bezüglich der Konzentrationen im Vergleich zu 2006 und 2007 festgestellt werden.

Die Verläufe für die Verhältnisse CSB/BSB₅ und NH₄-N/BSB₅ können der Abbildung 8.4 entnommen werden. Die Werte schwanken in tolerierbaren Bereichen, sodass jederzeit gute Verhältnisse für CSB und N Abbau (vor allem Denitrifikation) herrschten. In den letzten vier Jahren gab es nur einen Monat (Juli 2007), bei dem beide Parameter sehr ungewöhnlich hohe Werte ausgewiesen haben. Die Ablaufwerte der Anlage (siehe Kapitel 8.1.1.2) zeigen jedoch, dass die Biologie die erhöhte Belastung gut verkraftet hat.

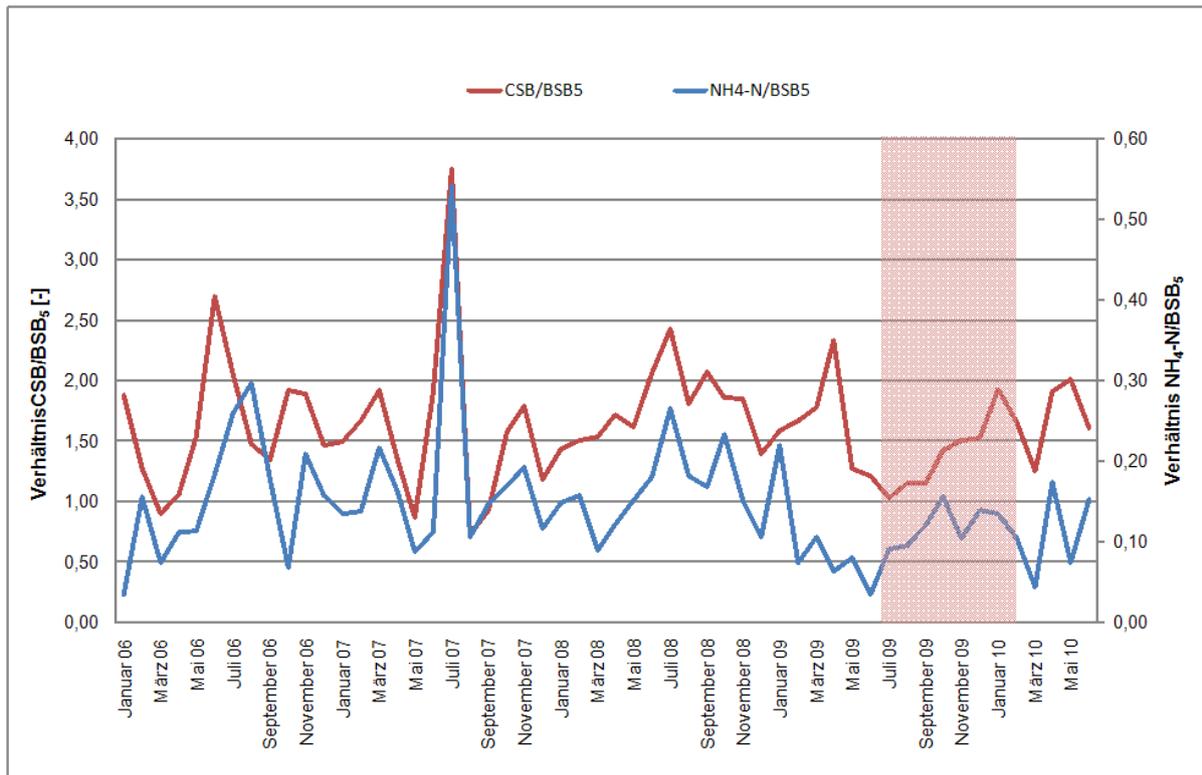


Abbildung 8.4 CSB/BSB₅ und NH₄-N/BSB₅ im Zulauf KA Oerlinghausen

8.1.1.2 Ablauf

Die Durchschnittswerte des Ablaufes für die Kläranlage Oerlinghausen in dem Zeitraum 2006 – 2010 sind in Tabelle 8.2 zusammengestellt. Es wird deutlich, dass die Anlage, im Vergleich zu anderen Anlagen der Größenklasse, im Schnitt gute Ablaufwerte aller Parameter erzielt. Dies ist daran erkennbar, dass alle Ablaufwerte der Anlage im niedrigen Bereich liegen.

Tabelle 8.2 Mittelwerte für Ablauf der Kläranlage Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010

Parameter	mittlere	
	Konzentration	mittlere Fracht
biochemischer Sauerstoffbedarf BSB ₅	5,3 mg/l	8,6 kg/d
chemischer Sauerstoffbedarf CSB _{ges}	21,5 mg/l	35,2 kg/d
Ammoniumstickstoff NH ₄ -N	0,6 mg/l	1,1 kg/d
Nitratstickstoff NO ₃ -N	6,3 mg/l	10,6 kg/d
Nitritstickstoff NO ₂ -N	0,2 mg/l	0,3 kg/d
Gesamtstickstoff N _{ges}	7,2 mg/l	12,1 kg/d

Abbildung 8.5 ist zu entnehmen, dass in dem betrachteten Zeitraum die Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung im Normalfall zwischen 15 und 30 mg/l CSB sowie 3 und 8 mg/l BSB₅ schwanken. Eine signifikante Erhöhung der Ablaufkonzentration der beiden Parameter wurde im Zeitraum ab Januar 2010 festgestellt. Der Wert für CSB ist bis 36 mg/l angestiegen und hat somit den bisher maximalen Wert (in dem betrachteten Zeitraum) von 31 mg/l um ca. 16 % überschritten. Der Wert vom BSB₅ ist bis zu 11 mg/l angestiegen und hat den bisher maximalen Wert (in dem betrachteten Zeitraum) von 9 mg/l um ca. 22 % überschritten.

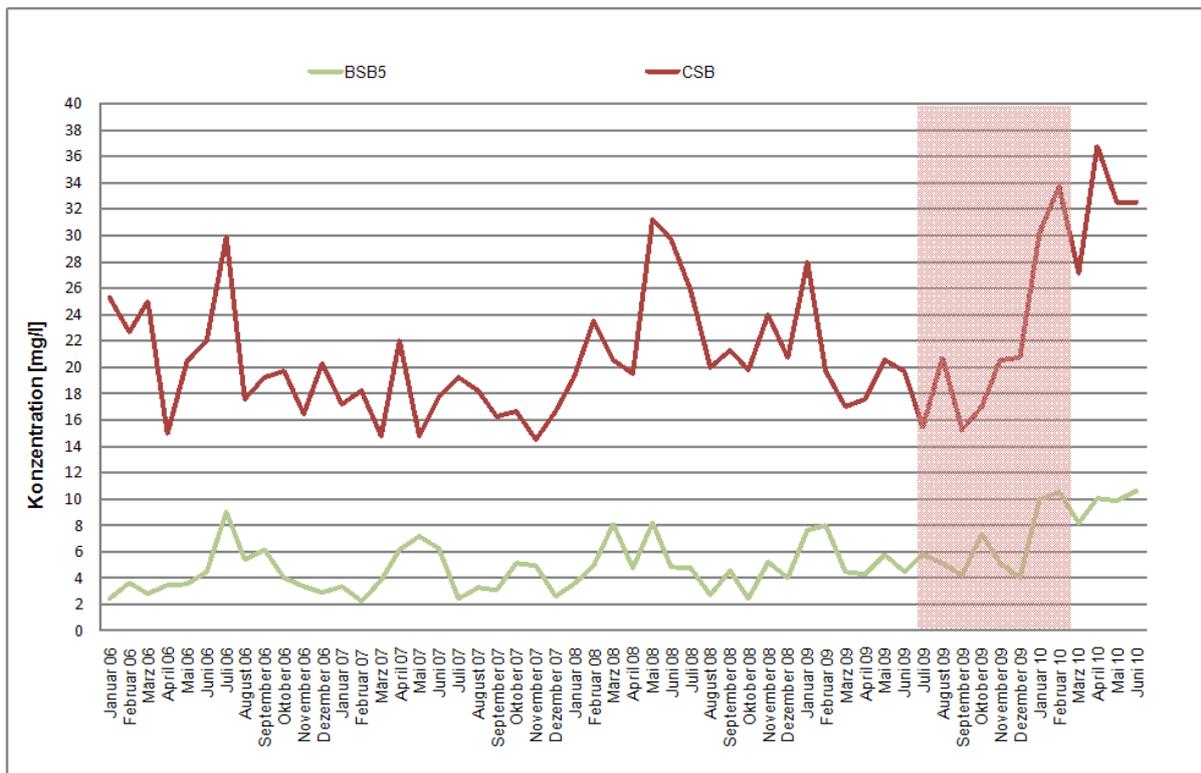


Abbildung 8.5 Konzentrationen von BSB₅ und CSB im Ablauf KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010

Abbildung 8.6 stellt die Ablaufwerte für N und P sowie den Verlauf der Temperatur in der Belebung dar. Es ist deutlich zu sehen, dass parallel zum Abfall der Temperatur in der Belebung im Winter die Konzentration von N_{ges} und NO₃-N ansteigen. Dabei bleiben im Normalfall die Konzentrationen von NH₄-N und NO₂-N auf einem konstant niedrigen Niveau. Dies deutet darauf hin, dass durch einen raschen Abfall der Temperatur die Denitrifikationsleistung der Anlage besonders betroffen ist (wir vermuten, dass das rein betrieblich daran liegt, dass durch Verlängerung der Belüftungsphasen weniger Zeit für die Denitrifikation zur Verfügung steht) Die Vermutung soll raus!. Die NO₃-N Konzentration im Ablauf der Anlage erreichte im Februar 2010 (nachdem ÜS-Selekt abgestellt worden war) einen Wert von 12,6 mg/l. Im Vergleich dazu betrug der Parameter im Januar 2009 10,9 mg/l, somit war der Wert von 2010 um ca. 16 % höher. Bemerkenswert ist allerdings, dass die NO₃-N und N_{ges} Konzentra-

tionen im Zeitraum vom August bis Januar in 2009 (ohne ÜS-Selekt) teilweise sogar noch höher waren.

Im Zeitraum vom November 2009 bis Juni 2010 konnten zusätzlich überdurchschnittlich hohe Konzentrationen von Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) im Ablauf der Anlage beobachtet werden. Die Maximalkonzentration betrug 3,7 g/l. Die Erhöhung von $\text{NH}_4\text{-N}$ trug zur Erhöhung der Gesamtstickstoffkonzentration bei. Dies ist ein klares Zeichen dafür, dass im Winter 2010 die Nitrifikation der Anlage schlechter als in den 3 Jahren zuvor funktionierte.

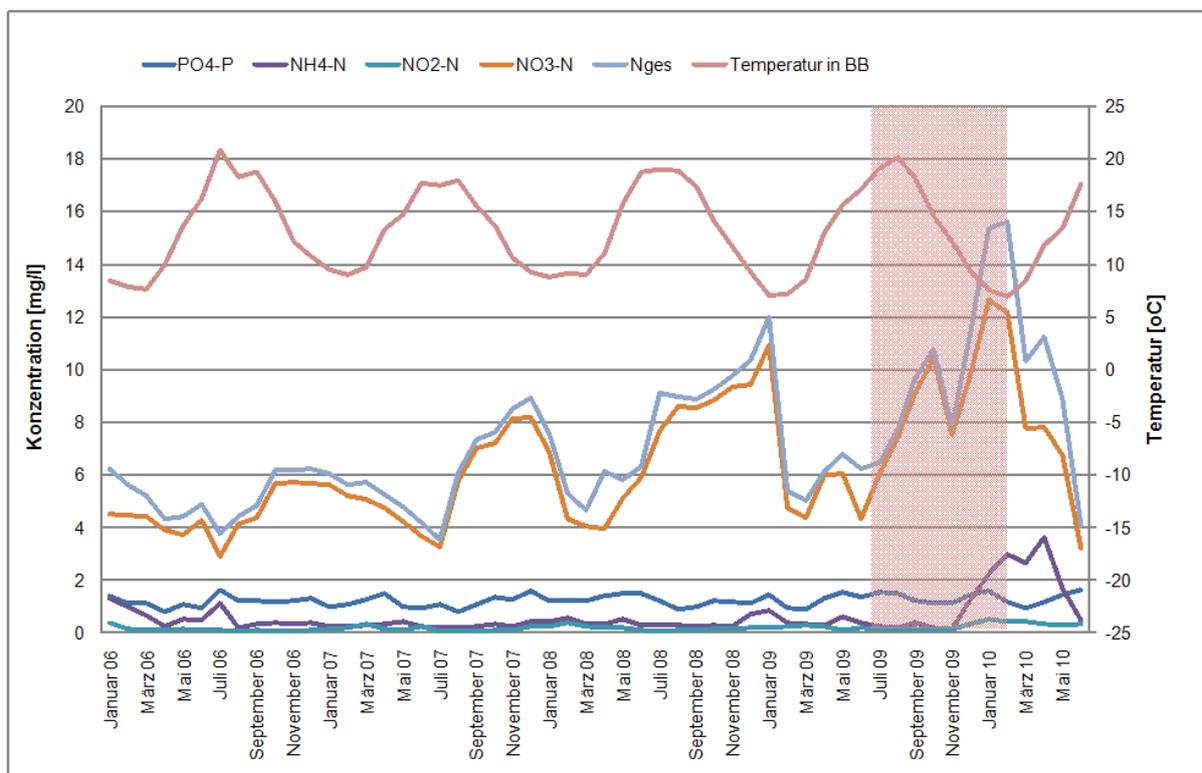


Abbildung 8.6 Konzentrationen von N und P im Ablauf KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010

8.1.1.3 Biologie

Die Mittelwerte der wichtigsten Betriebsdaten der Anlage wurden in Tabelle 8.3 zusammengestellt. Es ist deutlich zu sehen, dass die Schlammbelastung sowie Raumbelastung recht niedrig sind. Die Werte liegen in unteren Bereich für aerob stabilisierte Anlagen. Der Durchschnittswert des Schlammindexes (149 ml/g) ist sehr hoch, was auf schlechte Absetzeigenschaften des Schlammes hindeutet.

Die Eliminationsraten für CSB, BSB und N der Anlage sind hoch. Dies bestätigen auch die sehr niedrigen Durchschnittswerte der Ablaufkonzentrationen (siehe auch Kapitel 8.1.1.2).

Da auf der Anlage keine Messung des Gesamtstickstoffs im Zulauf durchgeführt wurde, wurden die Zulaufkonzentrationen des Parameters geschätzt. Demzufolge wurden auch die Eliminationsraten berechnet.

Tabelle 8.3 Mittelwerte für Biologie der KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010

Biologie		
Parameter	Wert	Einheit
Temperatur	13,14	°C
TS	3,06	g/l
Volumen	2400	m ³
Schlammmasse	7347	kg
hydraulische Belastung	0,70	m ³ /(m ³ d)
BSB ₅ Schlammbelastung	0,0576	kg BSB ₅ /(kgTS d)
BSB ₅ Raumbelastung	0,1706	kg BSB ₅ /(m ³ d)
Schlammindex	149	ml/g
N Eliminationsrate *	77,2%	
N Eliminationsrate **	81,8%	
CSB Eliminationsrate	94,4%	
BSB Eliminationsrate	91,4%	

Im Laufe der letzten vier Jahre des Betriebes (siehe Abbildung 8.7), unterlag die Temperatur im Belebungsbecken der Anlage starken Schwankungen. Sie blieb auch regelmäßig im Winter für eine relativ lange Zeit unter 10 °C. Das Ergebnis der Analyse von Abbildung 8.7 wurde in Tabelle 8.4 präsentiert. Im Hinblick auf die Temperatur in der Belebung herrschten in der Zeitperiode von 2009 bis 2010 die eindeutig ungünstigsten Bedingungen. Ein starker Temperaturabfall der Biozönose (Gradient 2,2 °C/Monat) sowie ein längerer Zeitraum, in der die Biozönose in tiefen Temperaturen arbeiten musste, konnte sehr wahrscheinlich die Biozönose insbesondere die Nitrifikationsleistung der Anlage mindern.

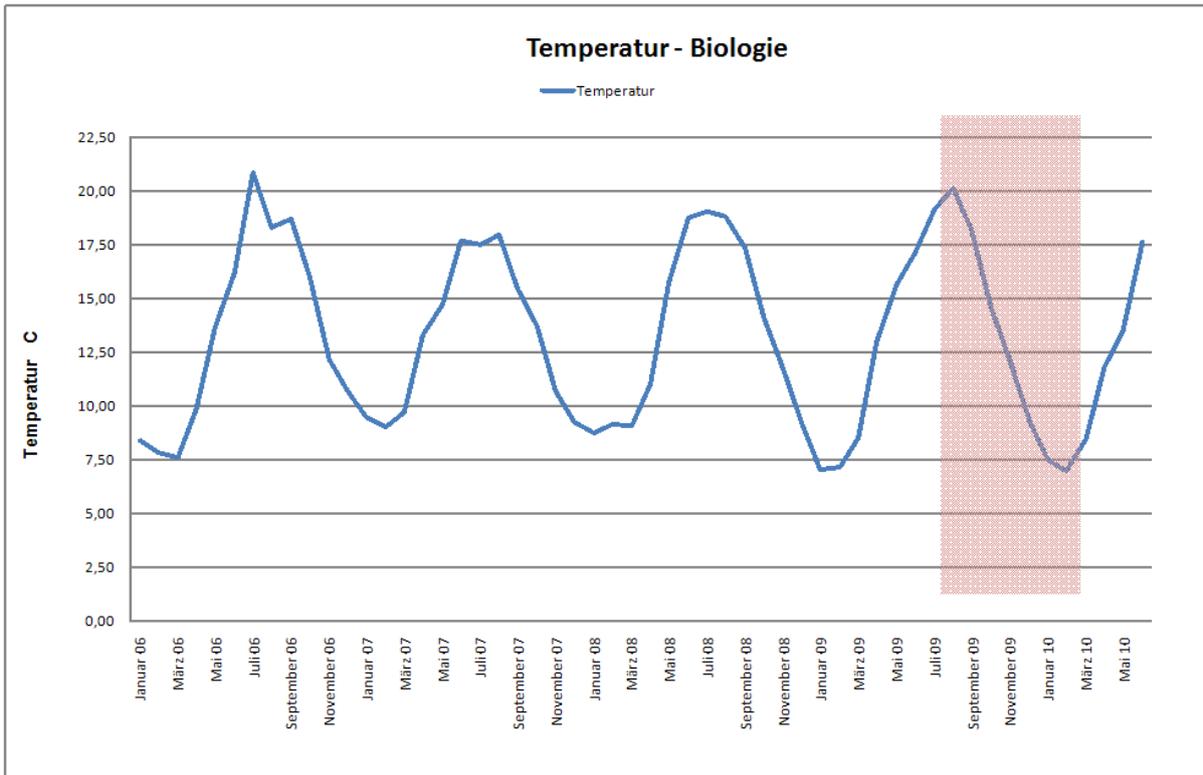


Abbildung 8.7 Verlauf der Temperatur im Belebungsbecken der Kläranlage Oerlinghausen

Tabelle 8.4 Temperatur der Biologie der KA Oerlinghausen im Zeitraum 2006 - 2010

Periode	Max. Temperatur °C	Min Temperatur °C	Temperatur- Differenz °C	Gradient °C/Monat	Dauer unter 10°C Monat
2006 -2007	20,9	9,0	11,9	1,7	3
2007 -2008	18,0	8,8	9,2	1,8	5
2008 -2009	19,0	7,0	12,0	2,0	5
2009 -2010	20,2	7,0	13,2	2,2	5

In den letzten vier Jahren des Betriebes der Anlage wurden die TS Gehalte im Belebungsbecken deutlich reduziert (Abbildung 8.8). Im Frühling 2006 lagen die TS Gehalte bei ca. 4 g/l während über den Rest des betrachteten Zeitraumes der TS Gehalt im Belebungsbecken um 2,7 g/l pendelte.

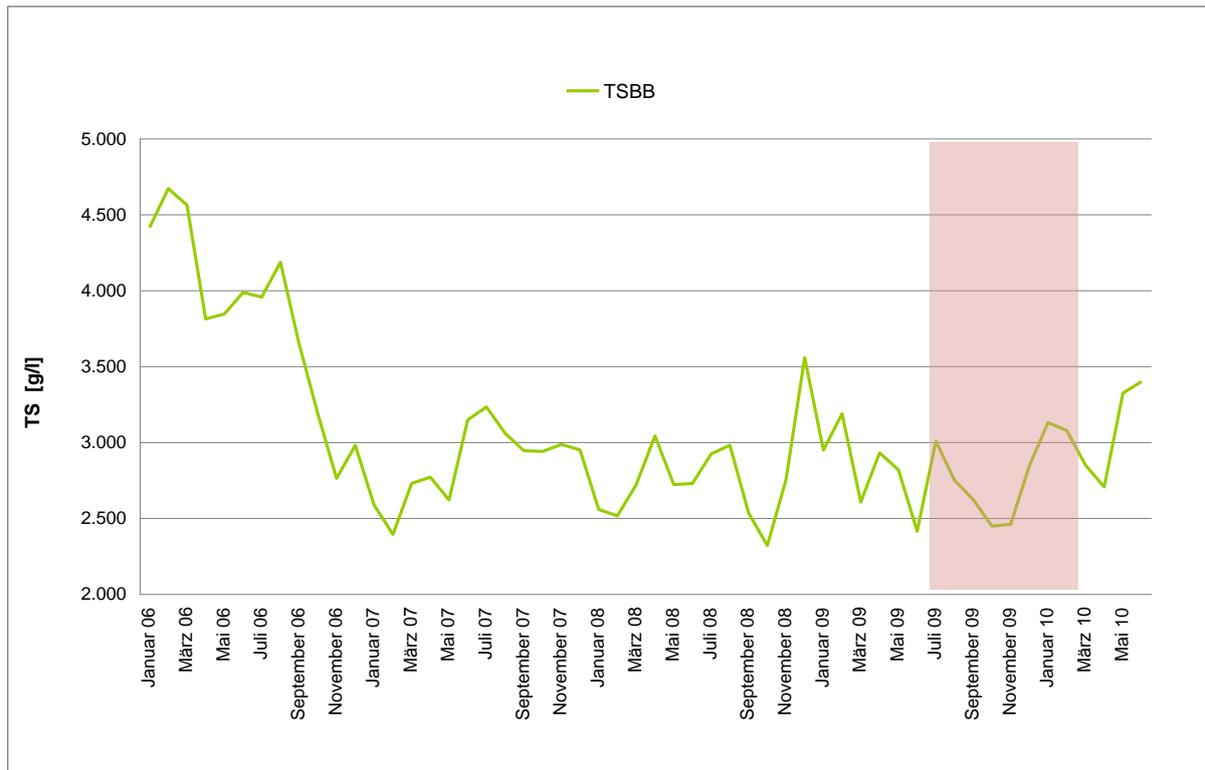


Abbildung 8.8 TS im Belebungsbecken KA Oerlinghausen

Demzufolge sind auch die Schlammbelastungen für CSB, BSB₅, und NH₄-N der Anlage deutlich angestiegen und die Schlammalter entsprechend reduziert worden, sodass die Spitzenbelastungen der Biologie im Bereich für anaerob stabilisierende Anlagen liegen (siehe Abbildung 8.9). Dies führt üblicherweise zu einer erhöhten Überschussschlammproduktion und infolge dessen zu einer weiteren Kürzung des Schlammalters. Da die Belastungsspitzen für die Anlage in den letzten vier Jahren häufiger im Winter aufgetreten sind, wird es empfohlen den TS-Gehalt im Herbst und Winter etwas stärker anzuheben, um die Nitrifikanten-Population zu schützen. Eine solche Maßnahme kann für den Betrieb der KA Oerlinghausen eine deutliche Steigerung der Betriebssicherheit bringen, insbesondere im Bezug auf sehr niedrige Wintertemperaturen, die in den letzten beiden Jahren des Betriebes registriert wurden (siehe Abbildung 8.7).

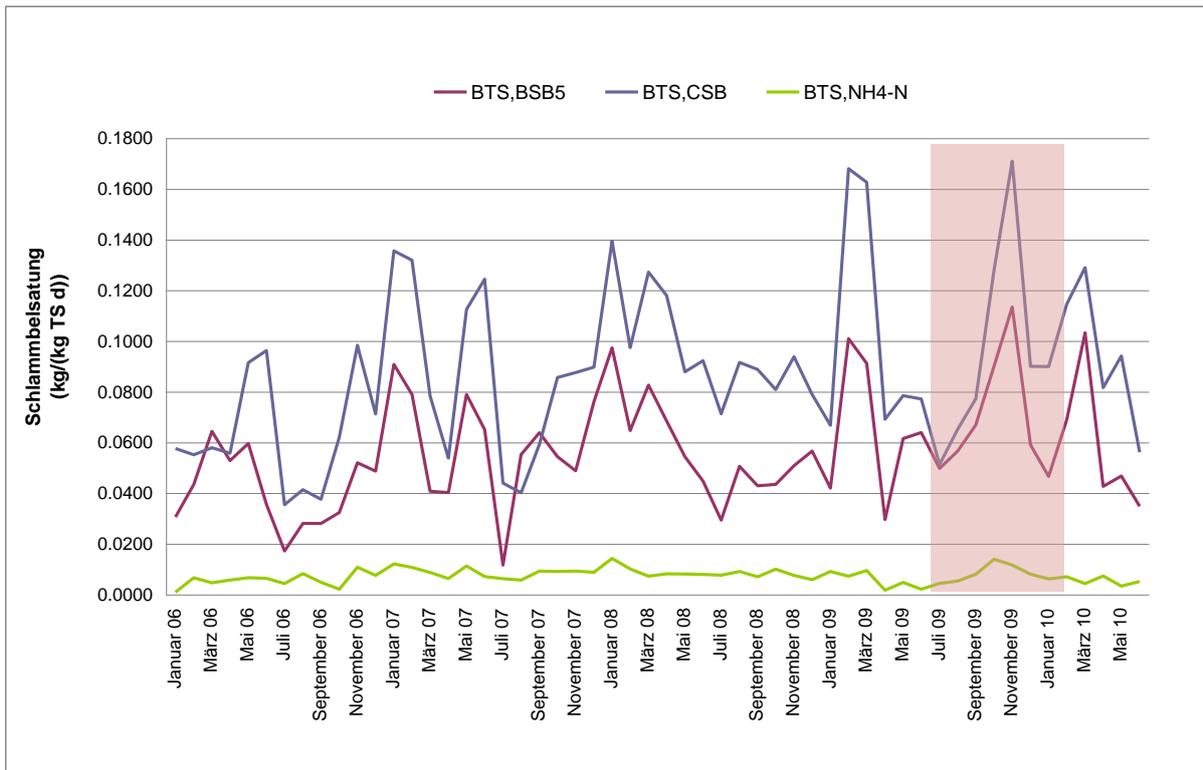


Abbildung 8.9 Schlammbelastungen KA Oerlinghausen

In den letzten vier Jahren des Betriebes wurden sehr hohe Werte vom Schlammindex (zwischen 100 und 250 ml/g) auf der Anlage gemessen (Abbildung 8.10). Ende Juli 2009 (mit Beginn des ÜS-Selekt-Verfahrens) betrug der Schlammindex ca. 150 ml/g. Im Laufe des Betriebes des ÜS-Selekt-Verfahrens fiel der Schlammindex bis auf einen Wert von 50 ml/g. Anhand der Schlammindex-Verläufe der 3 Vorjahre lässt sich der Verlauf im ÜS-Selekt Zeitraum bis ca. Dezember 2009 zwanglos mit den natürlichen Schlammindex-Verläufen erklären. Danach erfolgt ein weiteres Absinken, das in diesem Ausmaße auf der Kläranlage Oerlinghausen noch nicht aufgetreten ist. Vordergründig drängt sich die Vermutung auf, dass dieser weitere Abfall eine Folge des ÜS-Selekt Verfahrens ist. Dass dieser Abfall kein „Zufall“ ist, wird außerdem durch die Beobachtung bestätigt, dass die ganz niedrigen Schlammindizes teilweise granulösen Charakter aufwiesen, hierzu später mehr.

Laut A 131 ist ein günstiger Bereich für den ISV bei schlammstabilisierten Anlagen mit gewerblichem Einfluss zwischen 75 und 120 ml/g. Ein ungünstiger Bereich liegt schon vor bei Werten über 150 ml/g.

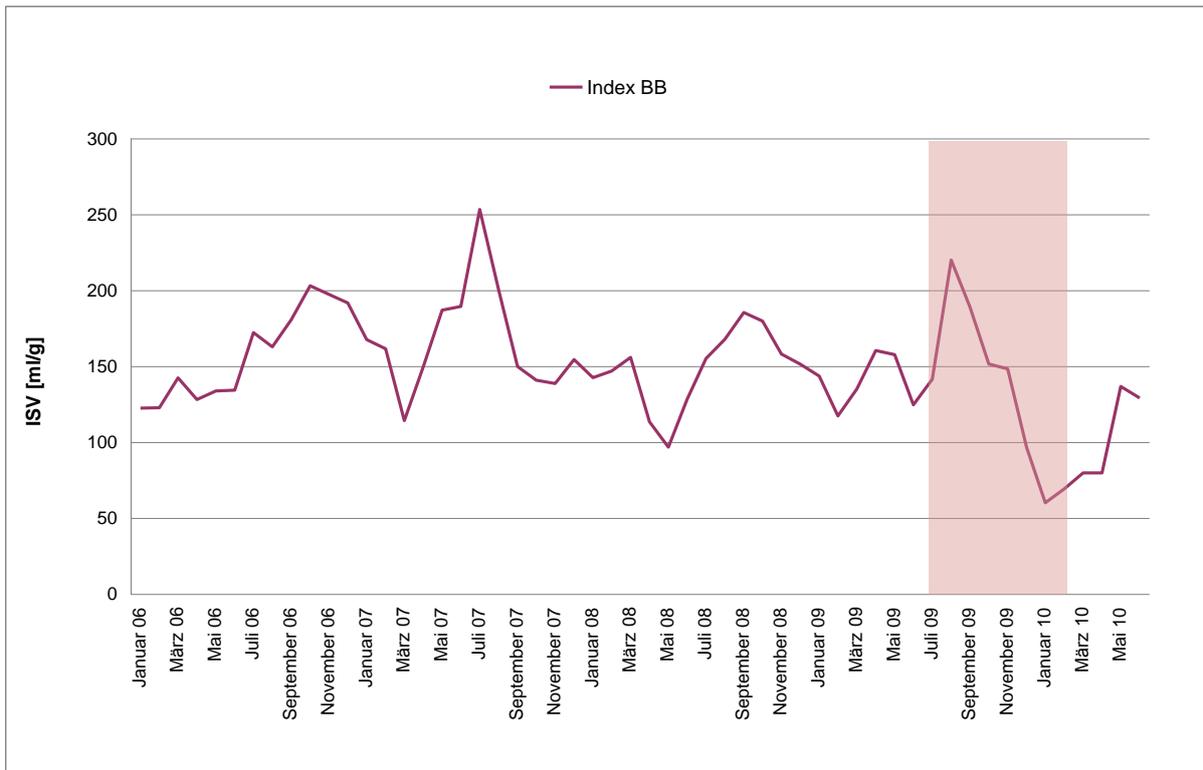


Abbildung 8.10 Schlammindexwerte für Belebungsbecken KA Oerlinghausen

8.1.2 KA Bad Salzuflen

8.1.2.1 Zulauf

Die gemittelten Betriebsdaten über Charakteristik des Zulaufes der Anlage über die letzten vier Jahre des Betriebes sind in Tabelle 8.5 zusammengestellt. Die Kläranlage Bad Salzuflen ist für 96.000 EW bemessen. Die Analyse der tatsächlichen Frachten im Zulauf der Anlage zeigt, dass im Schnitt die Anlage (anhand Belastungswerte in A 131) mit 56.000 EW tatsächlich belastet wird. Die Verhältnisse $\text{NH}_4\text{-N}/\text{BSB}_5$ und $\text{N}_{\text{ges}}/\text{BSB}_5$ im Zulauf der Anlage liegen relativ hoch. Dies deutet darauf hin, dass für die N-Entfernung und konkret für die Denitrifikation ungünstige Bedingungen herrschen, da wenig leicht abbaubarer Kohlenstoff für die Denitrifikation vorliegt. Das Verhältnis CSB/BSB_5 ist ungewöhnlich hoch, über doppelt so hoch wie in Oerlinghausen. Für eine gute biologische Abbaubarkeit sollte das Verhältnis CSB/BSB_5 kleiner 2 sein. Beide Beobachtungen deuten darauf hin, dass insgesamt verhältnismäßig wenig BSB_5 im Vergleich zu N_{ges} im Zulauf der Anlage ist.

Tabelle 8.5 Mittelwerte für Zulauf der KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010

Parameter	mittlere		EW
	Konzentration	mittlere Fracht	
Zulaufmenge Q		13.656 m ³ /d	
biochemischer Sauerstoffbedarf BSB ₅	99 mg/l	1305 kg/d	32.621
chemischer Sauerstoffbedarf CSB _{ges}	323 mg/l	4368 kg/d	54.600
Ammoniumstickstoff NH ₄ -N	39,7 mg/l	509,2 kg/d	
Nitratstickstoff NO ₃ -N	2,6 mg/l	39,9 kg/d	
Nitritstickstoff NO ₂ -N	0,4 mg/l	5,1 kg/d	
Gesamtstickstoff N _{ges} (geschätzt)	59,9 mg/l	794,3 kg/d	79.429
Phosphor	6,8 mg/l	91,1 kg/d	56.940
Verhältnis NH ₄ -N/BSB ₅		0,39	
Verhältnis N _{ges} /BSB ₅		0,61	
verhältnis CSB/BSB ₅		3,35	

Die Zulaufmengen der Anlage schwanken zwischen 8.000 und 23.000 m³/d (siehe Abbildung 8.11). Im Zeitraum der Messkampagne konnten im Hinblick auf die Zulaufmengen keine signifikanten Unterschiede im Vergleich zu 2006 und 2007 festgestellt werden.

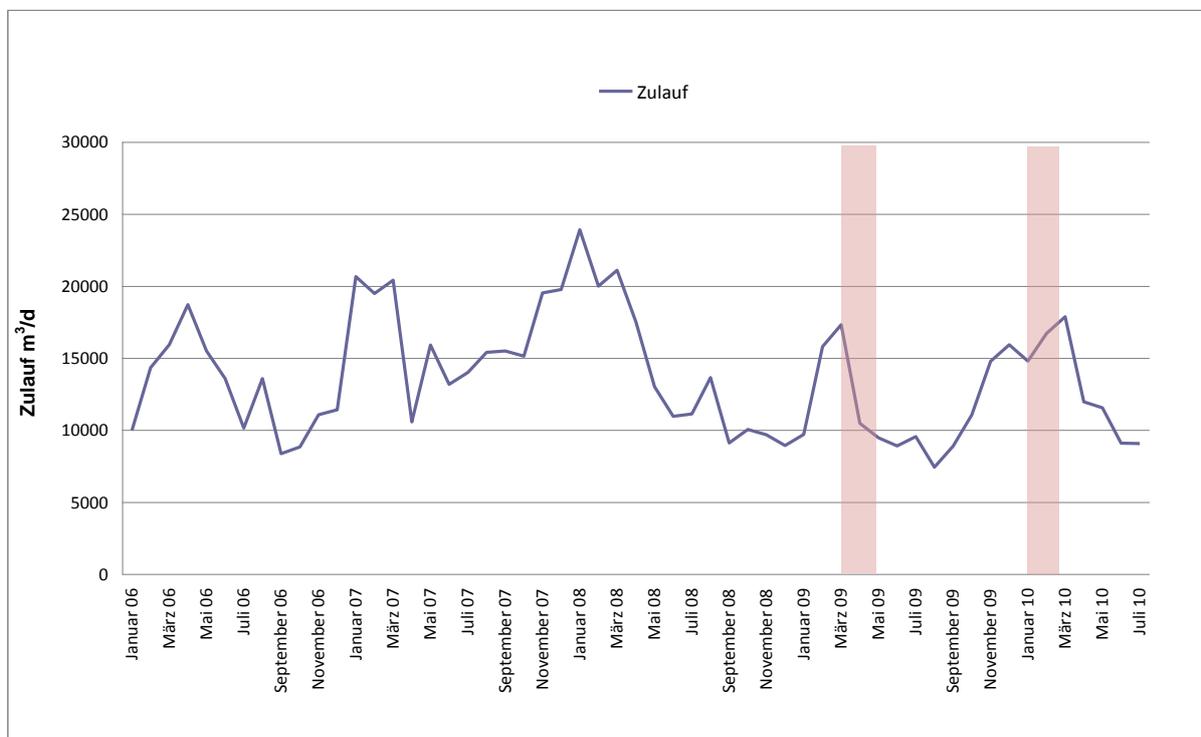


Abbildung 8.11 Zulaufmengen auf der KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 -2010

Die Zulaufkonzentrationen der Anlage schwanken zwischen 220 und 460 mg/l CSB, 60 und 160 mg/l BSB₅ 50 und 70 mg/l N_{ges} sowie 30 und 50 mg/l NH₄-N (siehe Abbildung 8.12). In den letzten vier Jahren des Betriebes konnten folgende maximale Werte des Monatsmittels beobachtet werden:

- 564 mg/l CSB im März 2007
- 242 mg/l BSB₅ im Dezember 2009
- 93,9 mg/l N im Juni 2009
- 59,2 mg/l NH₄-N im Juni 2009

Im Zeitraum der Messkampagne konnten keine bedeutenden Unterschiede bezüglich der Konzentrationen im Vergleich zu 2006 und 2007 festgestellt werden.

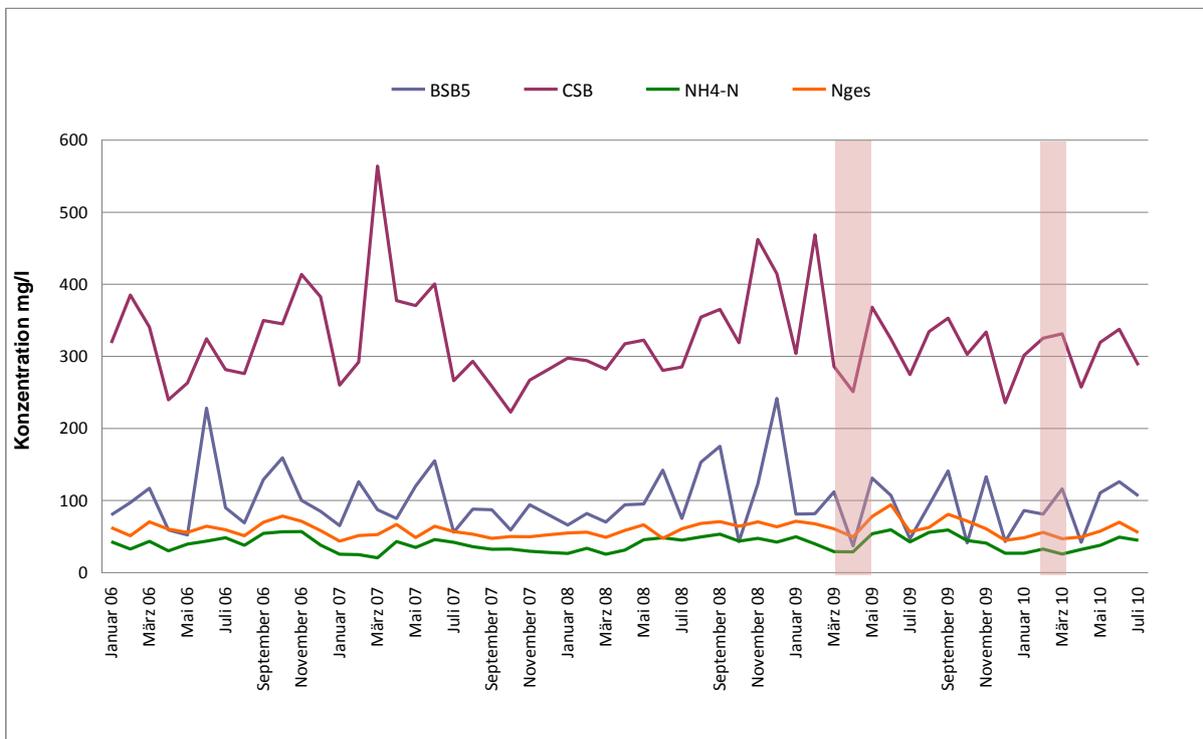


Abbildung 8.12 Konzentrationen von BSB₅, CSB und NH₄-N im Zulauf KA Bad Salzufen im Zeitraum 2006 - 2010

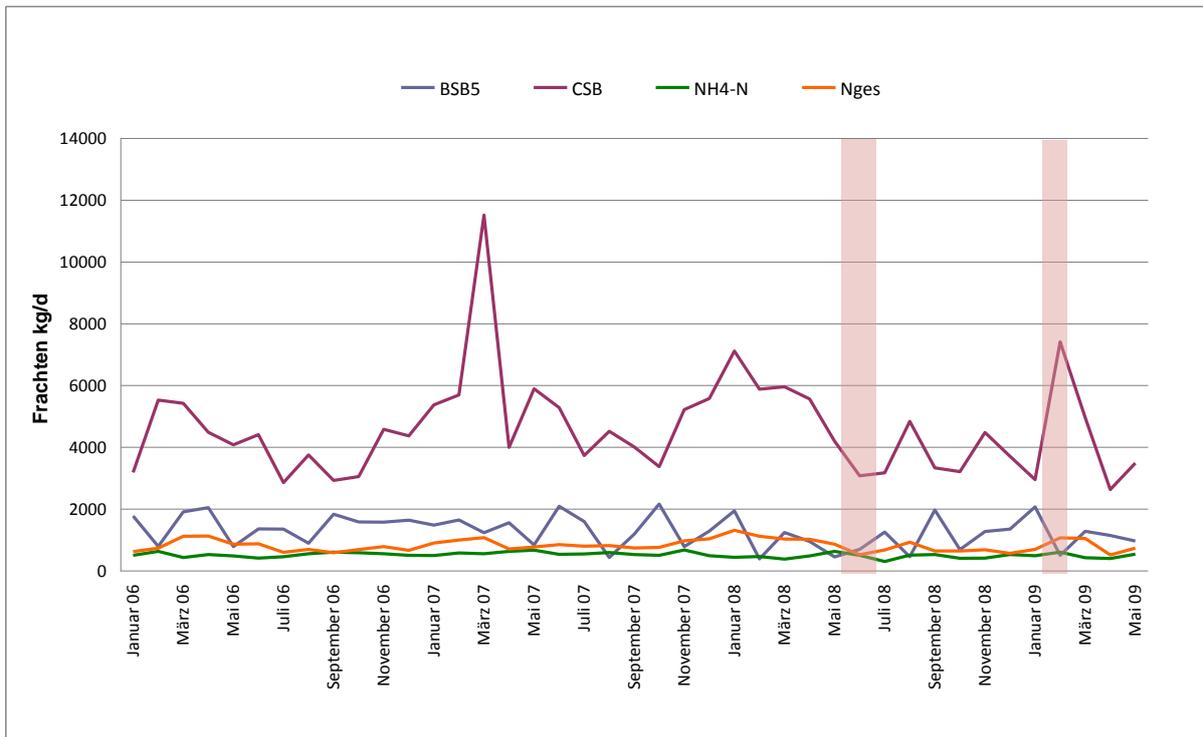


Abbildung 8.13 Frachten von BSB₅, CSB und NH₄-N im Zulauf KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 – 2010

Die Zulauffrachten der Anlage schwanken zwischen 2.500 und 7.100 kg/d CSB, 750 und 1.900 kg/d BSB₅, 600 und 980 kg/d NH₄-N sowie 430 und 600 kg/d NH₄-N (siehe Abbildung 8.13). In den letzten vier Jahren des Betriebes konnten folgende maximale Werte des Monatsmittels beobachtet werden:

- 11.514 kg/d CSB im März 2007
- 3.100 kg/d BSB₅ im Juni 2006
- 1.313 kg/d N im Januar 2008
- 690 kg/d NH₄-N im März 2006

Im Zeitraum der Messkampagne konnten keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Konzentrationen im Vergleich zu 2006 und 2007 festgestellt werden.

Die Verläufe für die Verhältnisse CSB/BSB₅ und N_{ges}/BSB₅ können Abbildung 8.14 entnommen werden. Die Werte sind insgesamt sehr hoch. Es ist eindeutig, dass die beiden Verhältnisse miteinander korrelieren (siehe auch Abbildung 8.15). Das heißt, dass N_{ges} immer proportional zu CSB im Zulauf der Belebung hoch ist. Ein sehr hohes N_{ges}/BSB₅ Verhältnis, das immer den Wert von 2 überschreitet und im Mittel zwischen 0,6 – 0,8 liegt, ist besonders ungünstig für die Denitrifikation. Um die Denitrifikationsleistung hoch zu halten, wird die Anlage mit einem deutlich höheren als empfohlenen V_D/V_{BB} Verhältnis betrieben. In A 131 wird ein Ma-

ximalwert des Verhältnisses von 0,5 genant. Laut unserer Berechnungen beträgt das Verhältnis im Mittel 0,75.

Die Ablaufwerte der Anlage (siehe Kapitel 8.1.2.2) zeigen jedoch, dass die Biologie die un- günstigen Verhältnisse gut verkraftet hat.

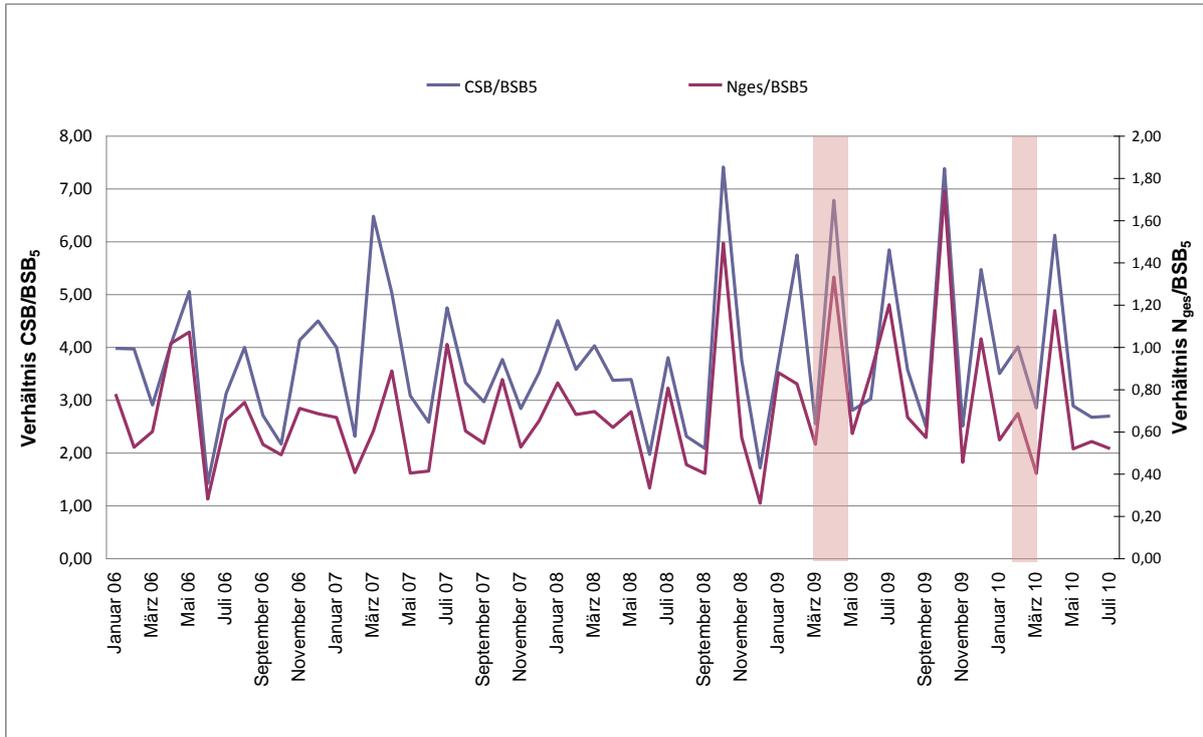


Abbildung 8.14 CSB/BSB₅ und NH₄-N/BSB₅ im Zulauf KA Bad Salzuflen

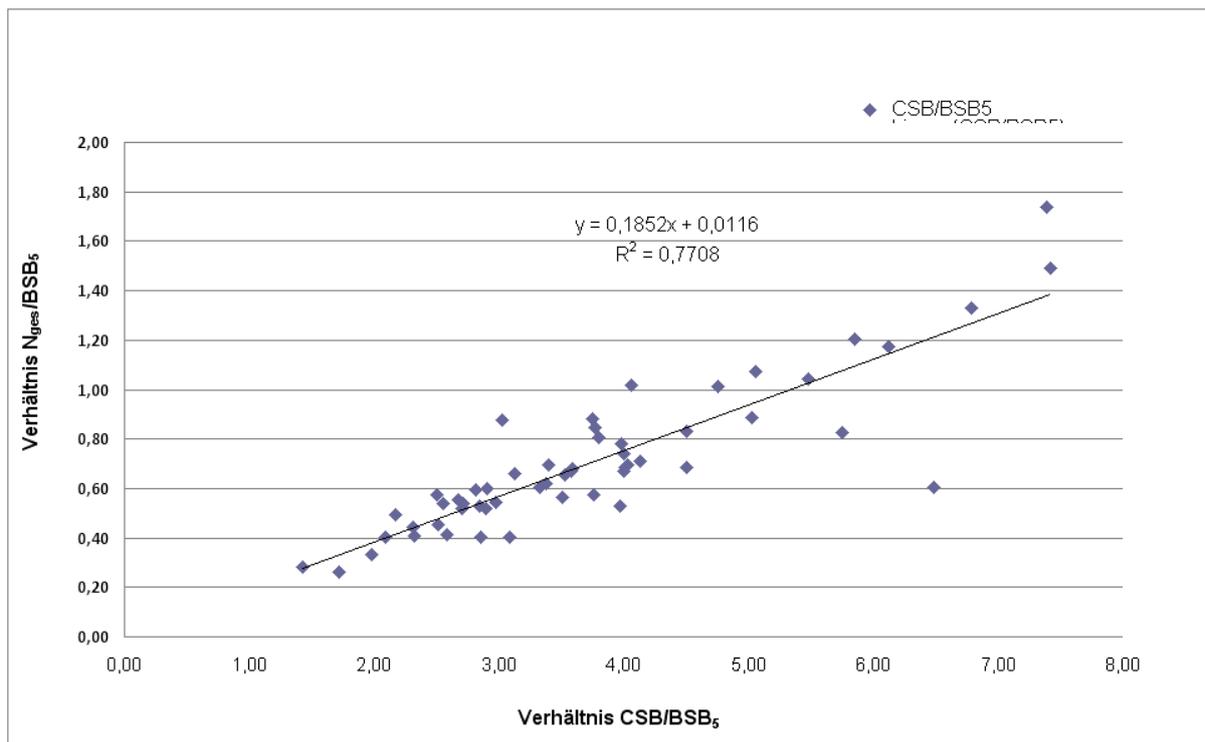


Abbildung 8.15 Korrelation zwischen den beiden Verhältnissen N_{ges}/BSB_5 und CSB/BSB_5

8.1.2.2 Ablauf

Die Durchschnittswerte des Ablaufes für die Kläranlage Bad Salzuflen in dem Zeitraum 2006 – 2010 wurden in Tabelle 8.6 zusammengestellt. Es zeigt sich, dass die Anlage, im Schnitt gute Ablaufwerte aller Parameter erzielt.

Tabelle 8.6 Mittelwerte für Ablauf der Kläranlage Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010

Parameter	mittlere Konzentration		mittlere Fracht
chemischer Sauerstoffbedarf CSB_{ges}	20,3	mg/l	272,7 kg/d
Ammoniumstickstoff NH_4-N	0,3	mg/l	4,2 kg/d
Nitratstickstoff NO_3-N	4,2	mg/l	57,6 kg/d
Nitritstickstoff NO_2-N	0,1	mg/l	1,5 kg/d
Gesamtstickstoff N_{ges}	4,6	mg/l	63,4 kg/d

Abbildung 8.16 ist zu entnehmen, dass in dem betrachteten Zeitraum die Konzentration im Ablauf der Nachklärung im Normalfall zwischen 15 und 30 mg CSB/l schwankt. Eine signifikante Erhöhung der Ablaufkonzentration des Parameters wurde in Januar 2008 (33 mg CSB/l) und im Zeitraum April 2009 – Juni 2009 (36 mg CSB/l) festgestellt.

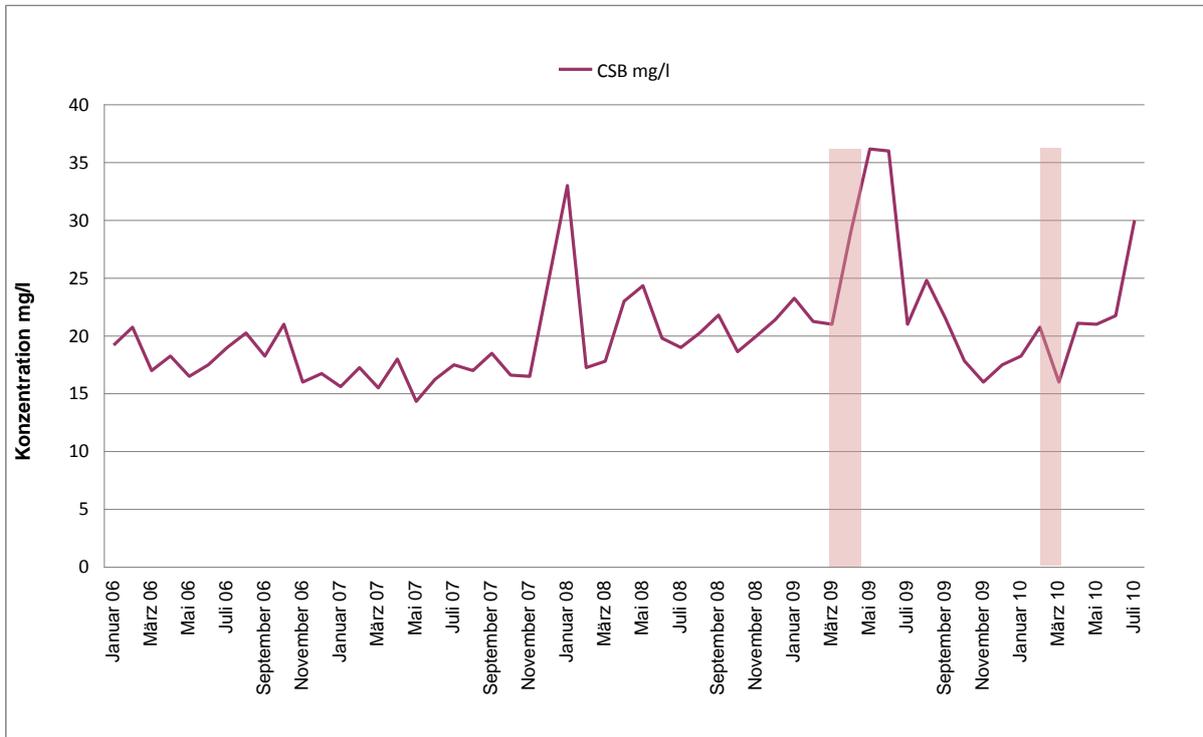


Abbildung 8.16 Konzentrationen von CSB im Ablauf KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010

Abbildung 8.17 stellt die Ablaufwerte für N sowie den Verlauf der Temperatur in der Belebung dar. Es ist deutlich zu sehen, dass durch Abfall der Temperatur in der Belebung im Herbst und Winter die Konzentration von N_{ges} und NO_3-N ansteigen. Dabei bleiben im Normalfall die Konzentrationen von NH_4-N und NO_2-N auf einem konstant niedrigen Niveau. Dies deutet darauf hin, dass durch einen raschen Abfall der Temperatur speziell die Denitrifikationsleistung der Anlage betroffen ist.

Im Zeitraum März 2009 bis Juli 2009 wurde ein leichter Anstieg von NO_2-N aufgezeichnet. Dies ist wahrscheinlich die Folge einer abgemeldeten Leistung der Nitrifikation. Im Laufe der ÜS-Selekt-Kampagne wurden sonst keine kritischen Zustände beobachtet. Insbesondere ist anzumerken, dass in beiden ÜS-Selekt-Zeiträumen, die N_{ges} , NO_3-N geringer waren als jeweils kurz vor der Kampagne waren und die NH_4-N – Konzentration unverändert gering war.

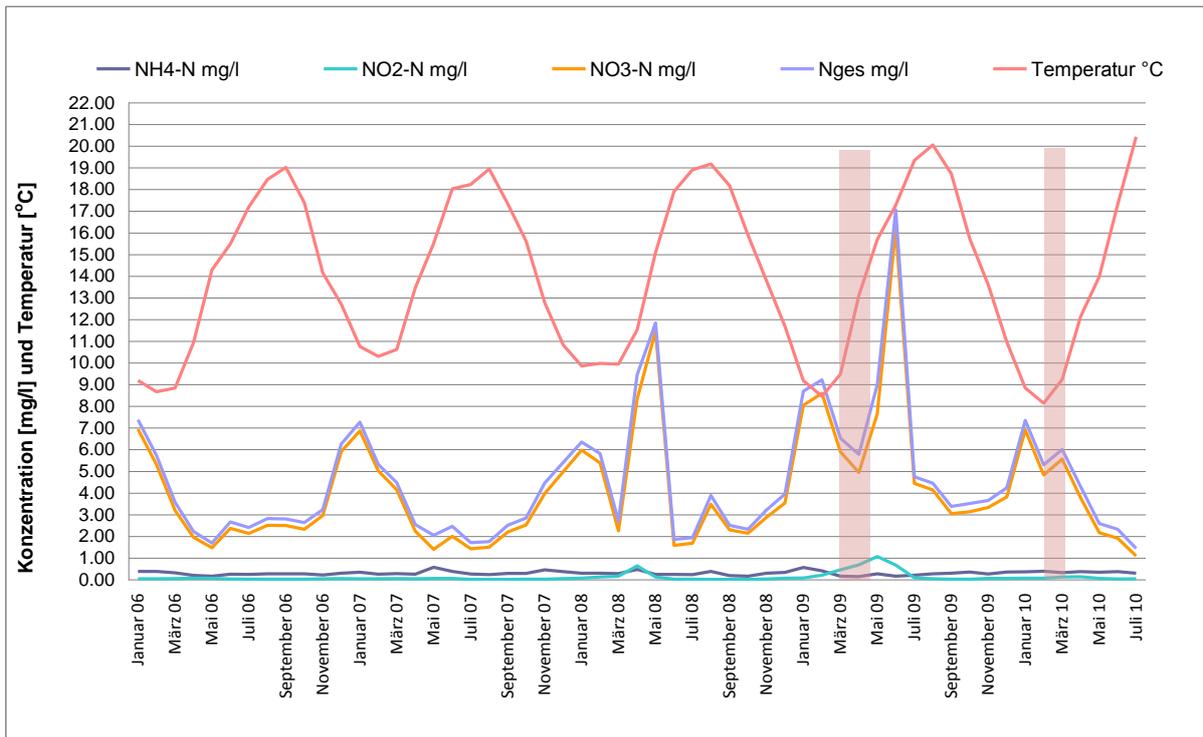


Abbildung 8.17 Konzentrationen von N im Ablauf KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010

8.1.2.3 Biologie

Die Mittelwerte der wichtigsten Betriebsdaten der Anlage wurden in Tabelle 8.7 zusammengestellt. Es ist deutlich zu sehen, dass die Schlammbelastung sowie Raumbelastung sehr niedrig sind. Die Werte liegen in dem unteren Bereich für anaerob stabilisierende Anlagen. Der Durchschnittswert des Schlammindexes (179 ml/g) ist sehr hoch, was auf die schlechten Absetzeigenschaften des Schlammes hindeutet.

Die Eliminationsraten für CSB und N der Anlage sind hoch. Dies bestätigen auch die sehr niedrigen Durchschnittswerte der Ablaufkonzentrationen (siehe auch Kapitel 8.1.2.2).

Tabelle 8.7 Mittelwerte für Biologie der KA Bad Salzuflen im Zeitraum 2006 - 2010

Parameter	Wert	Einheit
Temperatur	14,05	°C
TS	3,76	g/l
Volumen	19000,00	m ³
Schlammmasse	71412,01	kg
hydraulische Belastung	0,7187	m ³ /(m ³ d)
BSB Schlammbelastung	0,0183	kg BSB ₅ /(kgTS d)
BSB Raumbelastung	0,0687	kg BSB ₅ /(m ³ d)
Schlammindex	179	ml/g
N Eliminationsrate	77,2%	
CSB Eliminationsrate	81,8%	

Im Laufe der letzten vier Jahre unterlag die Temperatur im Belebungsbecken der Anlage starken Schwankungen. Der Temperaturverlauf wurde in Abbildung 8.18 und Tabelle 8.8 präsentiert. Im Hinblick auf die Temperatur in der Belebung der Anlage herrschten in der Zeitperiode von 2009 bis 2010 eindeutig die ungünstigsten Bedingungen. Ein starker Temperaturabfall der Biozönose (Gradient 2,0 °C/Monat) sowie ein längerer Zeitraum, in der die Biozönose in tiefen Temperaturen (unter 10°C) gearbeitet hat, kann die Biozönose und insbesondere die Nitrifikationsleistung der Anlage mindern (siehe Ablaufkonzentrationen im Kapitel 8.1.2.2.)

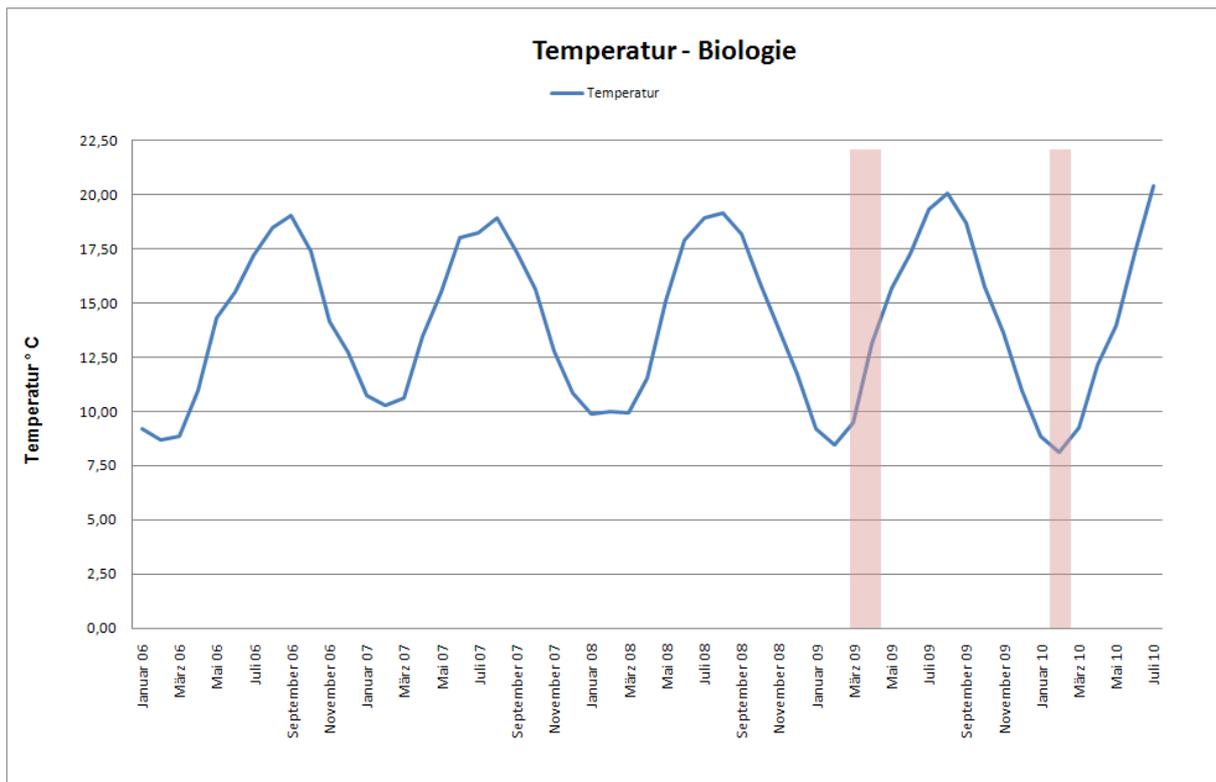


Abbildung 8.18 Verlauf der Temperatur im Belebungsbecken der Kläranlage Bad Salzufen

Tabelle 8.8 Temperatur der Biologie der KA Bad Salzufen im Zeitraum 2006 - 2010

Periode	Max. Temp. °C	Min Temp. °C	Temperatur- Differenz °C	Gradient °C/Monat	Dauer unter 10°C Monat
2006 -2007	19,0	10,3	8,7	1,7	
2007 -2008	18,0	10	8,0	1,6	
2008 -2009	19,2	8,5	10,7	1,8	3
2009 -2010	20,1	8,1	12,0	2,0	4

In den letzten vier Jahren des Betriebes der Anlage wurden die TS-Gehalte im Belebungsbecken deutlich reduziert (Abbildung 8.19). In März 2006 lagen die TS Gehalte bei ca. 4,6 g/l während ab Mitte 2008 der TS Gehalt im Belebungsbecken im Mittel unter 3,5 g/l lag. Im Rahmen der Analyse der Betriebsdaten wurde jedoch festgestellt, dass in den Wintermonaten ein Mindest-TS-Gehalt von 4 g/l in den Belebungsbecken eingehalten werden sollte (siehe auch Kapitel 8.2)

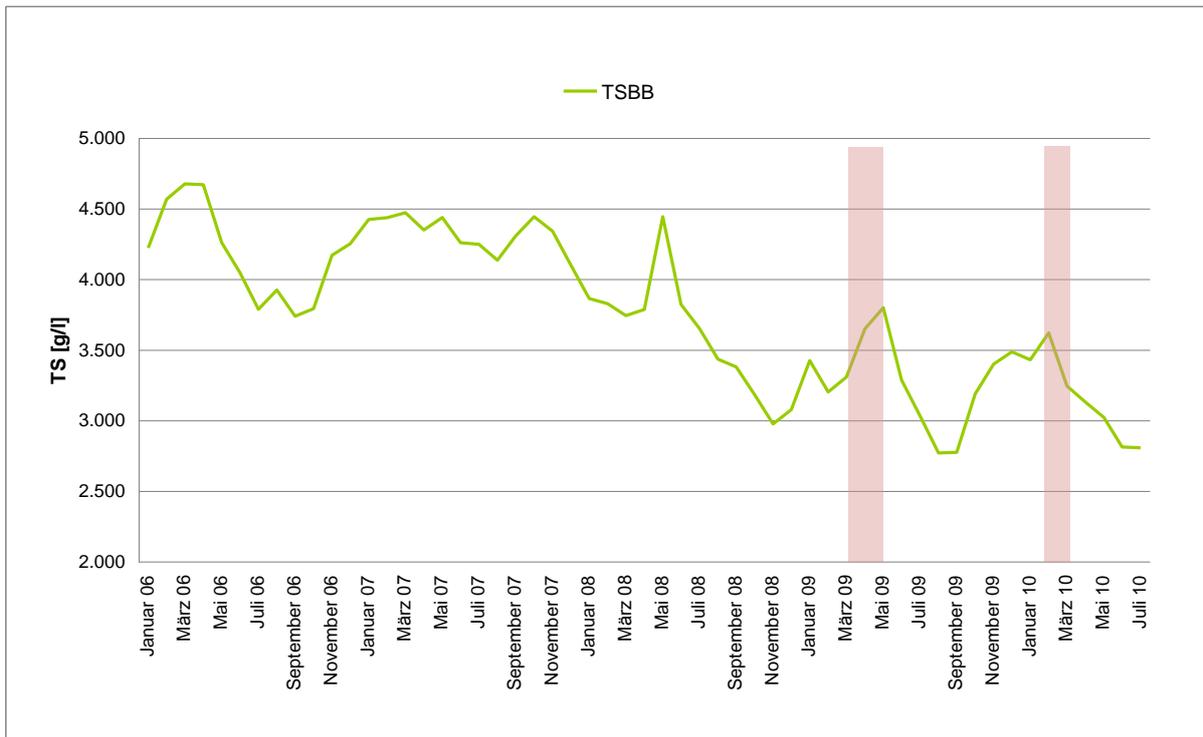


Abbildung 8.19 TS im Belebungsbecken KA Bad Salzuflen

Abbildung 8.20 zeigt den Verlauf des Schlammindexes für die vier letzten Jahre des Betriebes der Anlage. Es ist deutlich zu sehen, dass in den letzten Jahren der mittlere Schlammindex angestiegen ist. Auch ein Anstieg des Schlammindexes im Frühjahr ist immer signifikanter. In den letzten Jahren wurden folgende Höchstwerte registriert:

- März 2007 – 170 ml/g
- Mai 2008 – 250 ml/g
- März 2009 – 288 ml/g
- Februar 2010 – 316 ml/g

Auf Grund einer Reihe erforderlicher technischer Vorarbeiten (z.B. Schlammspiegelmessung und neue RS-Regelung, siehe die vorangegangenen Kapitel) wurde das ÜS-Selekt-Verfahren erst sehr spät eingeschaltet und auf Grund der Mischwasserproblematik und der problematischen geometrischen Gestaltung des Nachklärbeckens 2 nur kurz betrieben. Daher können weder der Schlammindexabfall in diesen beiden Zeiträumen noch die Ablaufwerte mit der Aktivierung des Verfahrens korreliert werden. Nur die CSB Erhöhung hängt unserer Ansicht nach insofern wahrscheinlich indirekt mit dem Verfahren zusammen, als dass für das Verfahren der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken etwas erhöht werden musste, was bei Mischwasserzulauf sich auf den CSB_{ges} Ablauf etwas negativ hat auswirken können.

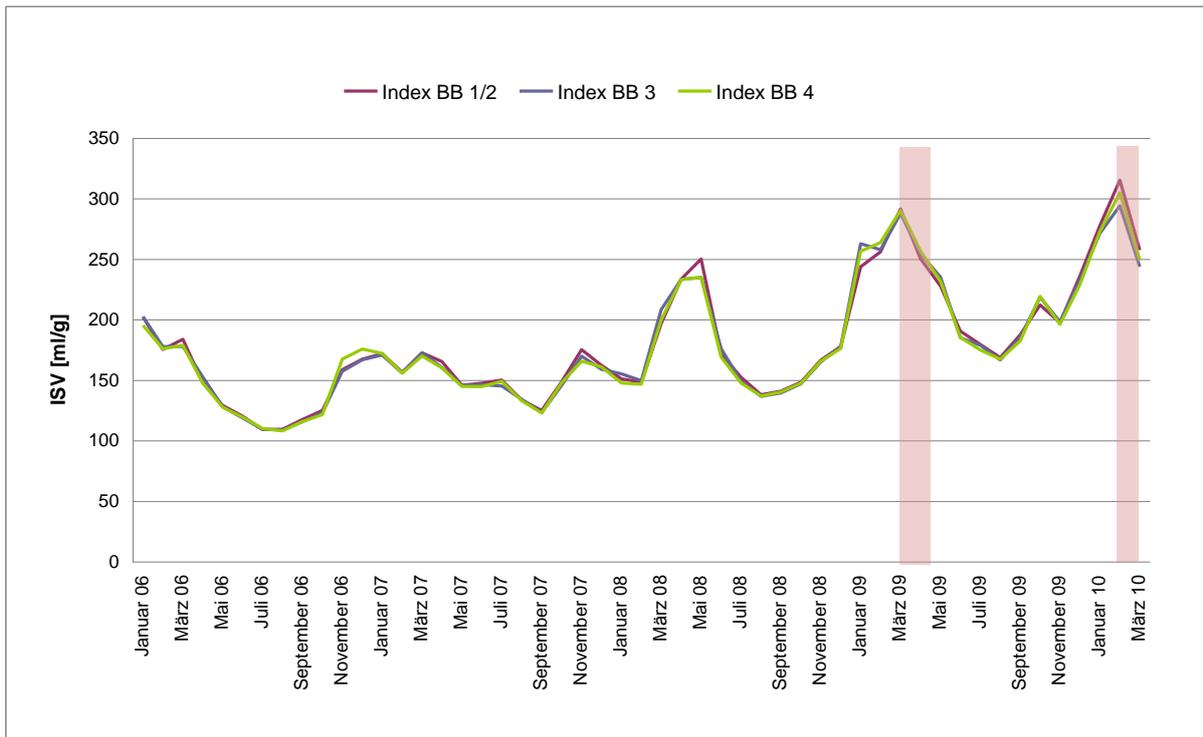


Abbildung 8.20 Schlammindexwerte für Belebungsbecken KA Bad Salzuflen

In Bad Salzuflen wurde der Schlammindex daher zu keinem Zeitpunkt mit dem ÜS-Selekt-Verfahren so stark reduziert, dass dadurch eine „Granular-Problematik“ wie in Oerlinghausen hätte auftreten können.

8.2 Ergebnisse der Studie für die Optimierung der KA Bad Salzuflen

Im Folgenden werden in Hinblick auf das Projekt ÜS-Selekt nur die relevanten Ergebnisse der Studie für die Optimierung des Betriebes der KA Bad Salzuflen (die nicht zu diesem F+E Vorhaben gehört aber parallel durchgeführt wurde) vorgestellt und in Hinblick auf die neusten Betriebsergebnisse besprochen.

Im Rahmen der Studie wurden die Betriebsdaten der Anlage für das Jahr 2008 sehr detailliert ausgewertet. Beispielsweise wurden das Schlammalter der Anlage sowie die Denitrifikationsleistung genau gerechnet. Nach den Ergebnissen der Analyse betrug das Schlammalter der Kläranlage Bad Salzuflen 27,6 d. Da im Zulauf der Anlage ein sehr ungünstiges BSB_5/NH_4-N Verhältnis (siehe auch Tabelle 8.5) für die Denitrifikation vorliegt, muss das Verhältnis V_D/V_{BB} bei einem sehr hohen Wert von 0,75 eingestellt werden, um die Denitrifikation realisieren zu können. Demzufolge wurde im Rahmen der Studie berechnet, dass in 2008 das aerobe Schlammalter nur ca. 7 Tage betrug. Dies ist sehr kurz um die Nitrifika-

onsleistung gewährleisten zu können, da laut der Empfehlungen von A 131 bei einer Temperatur von 10°C das aerobe Schlammalter zwischen 8 und 10 d betragen sollte.

Die Auswertung der mittleren Monatstemperaturen, die in Abbildung 8.18 und der Tabelle 8.8 dargestellt wurden, verdeutlicht dass die Temperatur im Belebungsbecken in den letzten zwei Jahren im Winter längere Zeit deutlich unter 10°C lag. Gemäß den Ergebnissen der TS-Messungen im Belebungsbecken (Abbildung 8.19) wurde in 2009 und 2010 der TS-Gehalt in den Belebungsbecken der Anlage deutlich im Vergleich zu 2008 reduziert, so dass im Winter 2009 und 2010 in der Biologie der TS-Gehalt ca. 3,5 g/l betrug. Demzufolge wurden das Gesamt- und das Aerobschlammalter in 2009 und 2010 verringert. Sollte diese Tendenz stimmen, lagen in 2009 und 2010 ungünstigere Bedingungen für Nitrifikation in den Wintermonaten vor. Durch die Schwächung der Leistung der Nitrifikation kann es zur NH₄-N und Nitritanreicherung kommen. Um ein ausreichend hohes aerobes Schlammalter der Anlage zu gewährleisten wird empfohlen, dass der TS-Gehalt der Biologie im Winter bei einem Mindestwert von 4 g/l, vielleicht sogar 4,5 – 5 g/l, gehalten wird. Das ist aber wahrscheinlich nur möglich bei einem geringeren betrieblichen ISV.

8.3 Analyse der Schlammeigenschaften

8.3.1 Messkampagnen von LimnoTec

8.3.1.1 KA Oerlinghausen

Während der Messkampagne wurden Schlammproben von mehreren Stellen genommen, um die Repräsentativität der Probenahme für die Messkampagne zu überprüfen. Es wurden folgende Schlammproben genommen:

- BB – Proben vom Belebungsbecken,
- NKS – Proben vom ÜS-Selekt-Schlamm vom Nachklärbeckenperipherie,
- NKM – Proben von der Mitte des Nachklärbeckens,
- RLS – Proben vom Rücklaufschlamm

Im Laufe der Messkampagne wurde jedoch festgestellt, dass zwischen den Indexwerten der Schlämme BB und RLS keine signifikanten Unterschiede vorkommen. Demzufolge wurden seit April 2009 keine RLS Proben mehr genommen und analysiert. Die Messwerte der Pro-

ben vom NKM und BB weichen gering voneinander ab (Abbildung 8.21). In Folgenden werden deswegen überwiegend die Proben aus dem Belebungsbecken (BB) und der ÜS-Selekt-Schlamm (NKS) analysiert.

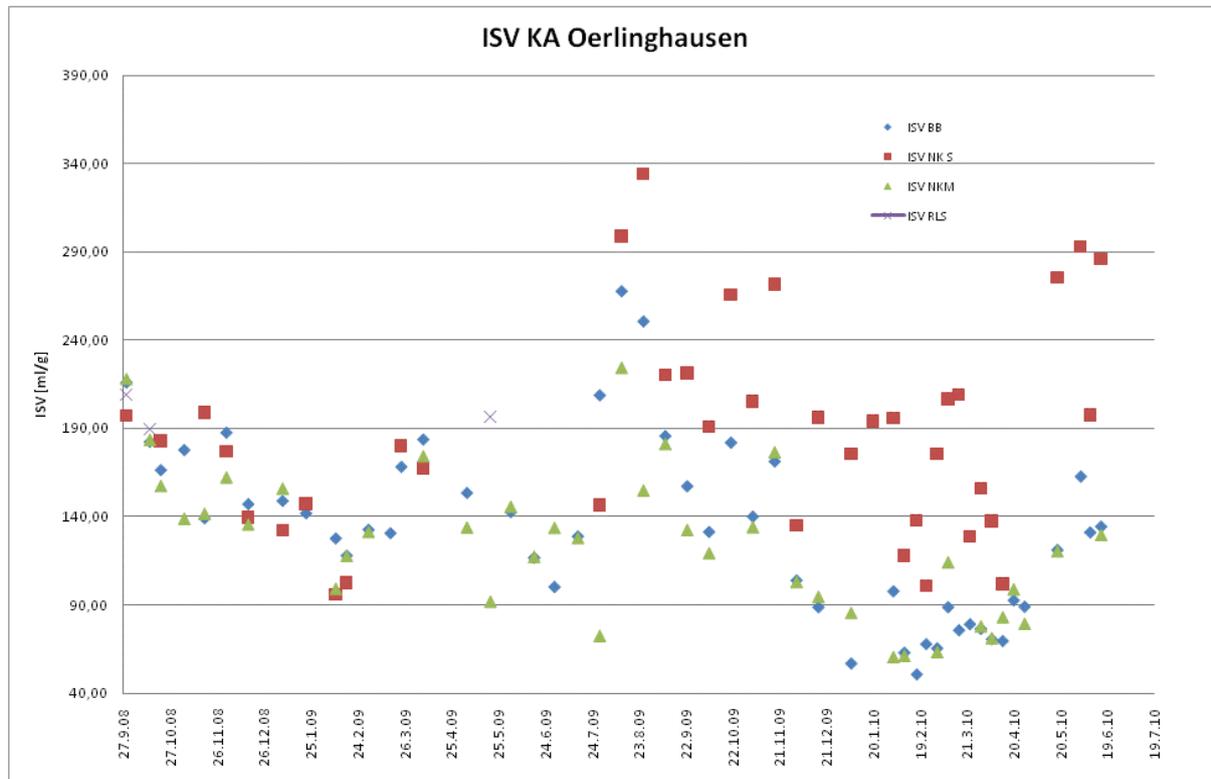


Abbildung 8.21 ISV Messwerte der ÜS-Selekt-Messkampagnen, KA Oerlinghausen

Im Rahmen der Messkampagne wurden quasi laufend Proben vom ÜS-Selekt-Schlamm (von der Peripherie der Nachklärung) sowie gemischten Belebungsbeckenschlamm genommen und deren ISV sehr genau gemessen. Abbildung 8.22 stellt die Messergebnisse des Schlammindexes für die Schlammproben BB, das vom Betriebspersonal der Anlage (rote Linie) sowie von der Fa. LimnoTec (blaue Linie) gemessen wurde, dar. Es ist deutlich zu sehen, dass die beiden Messergebnisse gut miteinander übereinstimmen. Somit wird nachgewiesen, dass die Messkampagne repräsentative Werte für den ISV gebracht hat.

Die grünen Punkte markieren die Messergebnisse des Schlammindexes für den selektierten Schlamm der Anlage. Ab August 2009 (Start des Betriebes des ÜS-Selekt-Verfahrens) war der Unterschied zwischen dem selektierten Schlamm und dem Schlamm vom Belebungsbecken signifikant, d.h. der ÜS-Selekt-Schlamm nahezu immer deutlich höher. Das ÜS-Selekt-Verfahren wurde Ende Februar 2010 ausgeschaltet.

Insgesamt konnte beobachtet werden, dass ab dem Start des ÜS-Selekt-Systems der ISV des BB-Schlammes sehr stark sinkt. Dieser Abfall ab ca. September war allerdings auch in

den Jahren 2006 und 2008 bis zu einem Schlammindeks von leicht über 100 ml/g zu verzeichnen und muss daher in 2009 nicht eine Folge des ÜS-Selekt-Verfahrens gewesen sein. Erst das weitere Absinken teilweise unter 50 ml/g ist insbesondere mit dem Auftreten von Granula im Belebtschlamm ein deutlicher Hinweis auf die Wirksamkeit des Verfahrens.

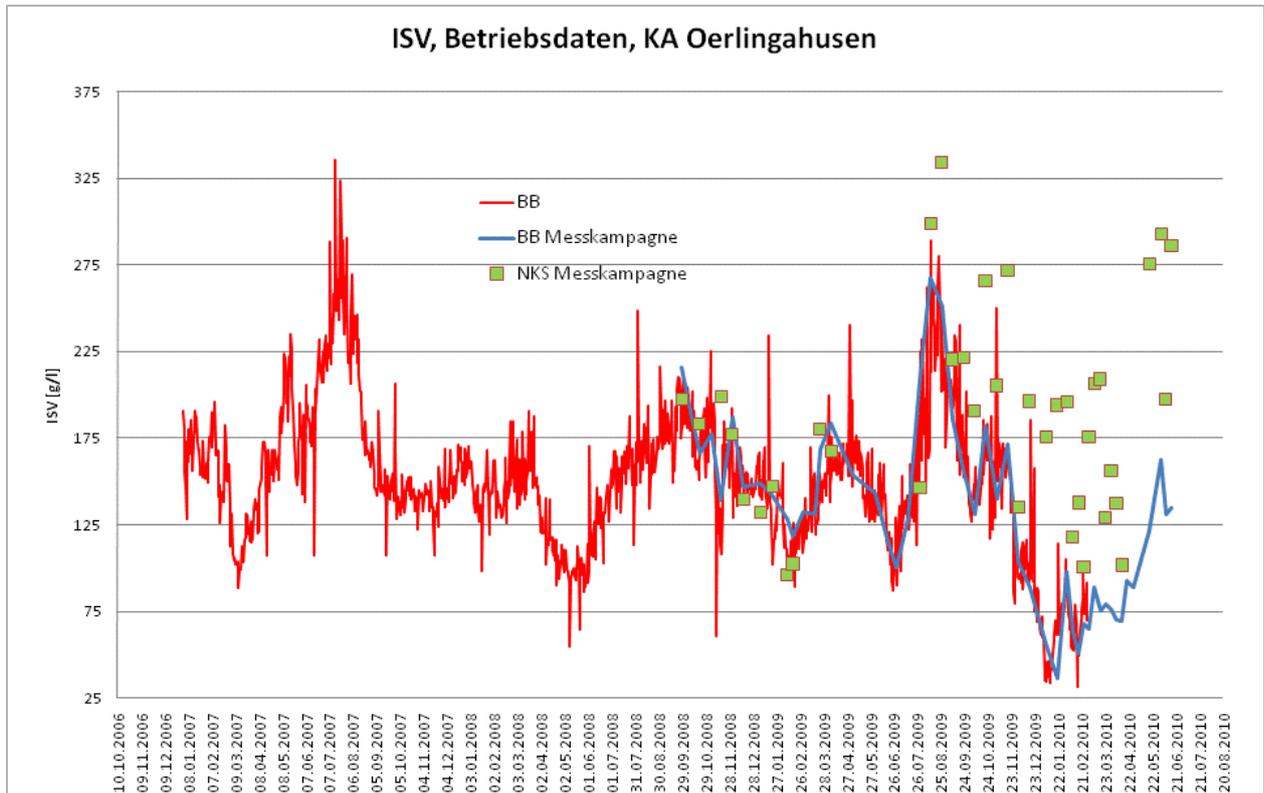


Abbildung 8.22 ISV, Betriebsdaten und Messwerte der Messkampagne, KA Oerlinghausen

Im Laufe der Messkampagne wurde der TS-Gehalt der Proben des ÜS-Selekt-Schlammes untersucht und kontrolliert. Die Messwerte zeigen eine große Schwankung (rote Punkte, Abbildung 8.23). Es wurden sowohl die Messwerte aufgezeichnet die niedriger als auch deutlich höher als der TS im Belebungsbecken lagen. Der Einsatz einer online TS-Messung des selektierten Schlammes, um die Abzugsmengen des Überschussschlammes über Selektion genau und automatisch definieren zu können, wird daher empfohlen. Im Rahmen des Projektes wurde die Kläranlage Oerlinghausen mit keiner online TS-Messung des selektierten Schlammes ausgerüstet. Die Anlage verfügte nur über eine Durchflussmengenmessung zur Erfassung der Mengen des Überschussschlammes.

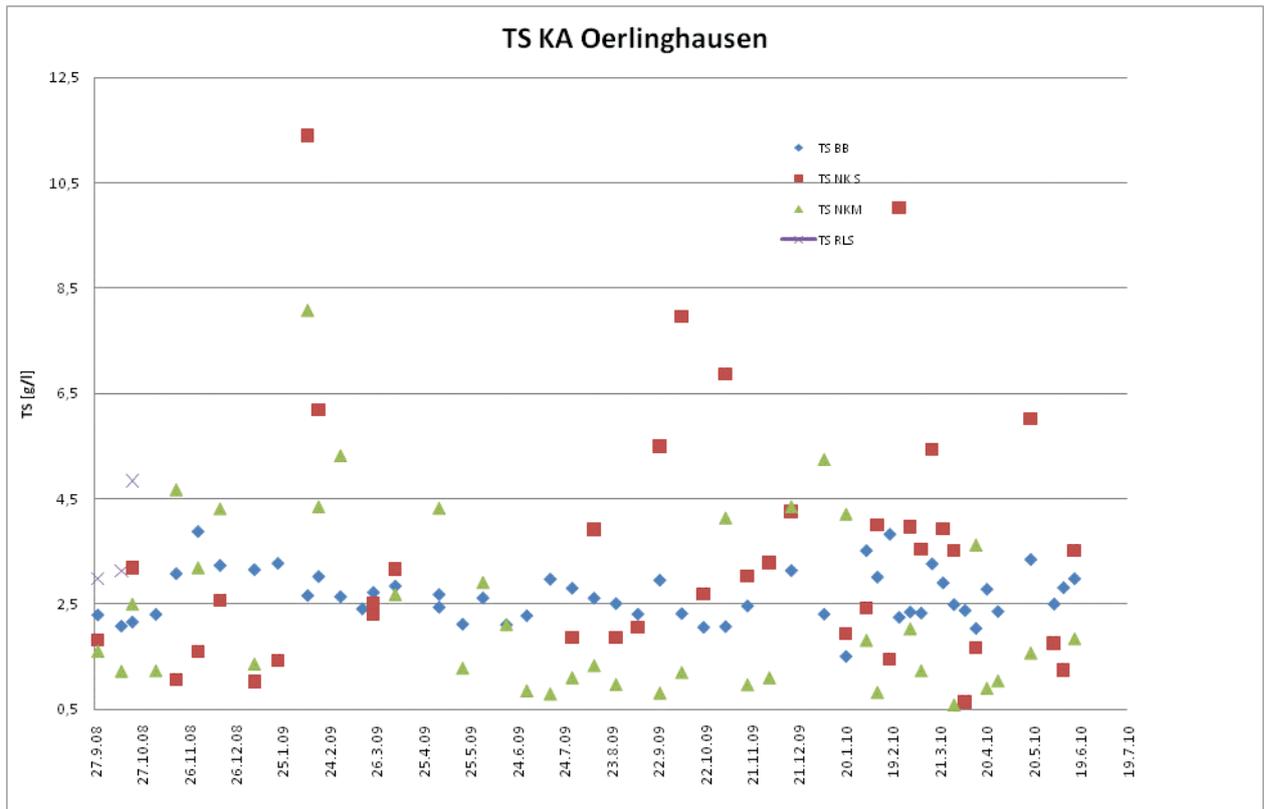


Abbildung 8.23 TS-Gehalt der analysierten Schlammproben, KA Oerlinghausen

Die Mittelwerte der Schlammzusammensetzungen über den Zeitraum der Messkampagne sind in der Tabelle 8.9 dargestellt. Die Messungen wurden im Rahmen der Messkampagne durchgeführt, um die beiden Schlämme und ihre unterschiedliche Zusammensetzung zu charakterisieren. Die Messwerte aller Parameter weisen keine signifikanten Differenzen in der Zusammensetzung auf, außer der bemerkenswerten Tatsache, dass der BB-Schlamm einen signifikant höheren CSB im TS aufweist (obwohl er, theoretisch, einen höheren Sandanteil aufweisen sollte). In Hinblick auf die chemische Zusammensetzung besteht also kein deutlicher Unterschied zwischen dem Abzug des selektierten Schlammes und dem Abzug des ÜS-Selekt-Schlammes.

Tabelle 8.9 Schlammzusammensetzung KA Oerlinghausen während der Messkampagne (oTS – organische Trockensubstanz, CSB – chemischer Sauerstoffbedarf, TN – Gesamtstickstoff, P – Phosphor, Ca – Kalzium, Mg – Magnesium)

oTS		CSB		TN		P		Ca		Mg	
BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS
% TS		g/kg TS		g/kg TS		g/kg TS		g/kg TS		g/kg TS	
64,1	63,8	1199	1035	74,9	69,7	20,5	19,4	3,7	4,3	12,4	11,9

In Tabelle 8.10 wurden die Untersuchungen der Schlammaktivität des gemischten Belebungsbeckenschlammes sowie des selektierten ÜS-Schlammes mithilfe der Sauerstoffverbrauchsrate (OUR – Oxygen Uptake Rate) sowie Ammonium-Aufnahme-Raten (AUR) charakterisiert. Dabei wurden folgende Parameter untersucht:

- Sauerstoffverbrauch für Grundatmung (GA),
- Sauerstoffverbrauch für Substratatmung (SA),
- Sauerstoffverbrauch für Ammoniumatmung bzw. Nitrifikation (AA)
- Ammoniumverbrauchsrate bzw. Nitrifikation (AUR)

Die Durchschnittswerte über den gesamten Zeitraum der Untersuchung sind in Tabelle 8.10 zusammengestellt. Laut den Untersuchungsergebnissen ist die Grundatmung des Belebtschlammes ein wenig höher, die Substratatmung aber etwas tiefer als beim selektierten Schlammes. Danach baut der ÜS-Selekt-Schlamm (der entfernt wird) den CSB und BSB etwas schneller ab. Die Aktivität der nitrifizierenden Bakterien (Parameter AA und AUR) ist bei beiden Schlammarten dagegen gleich.

Tabelle 8.10 Schlammaktivität, KA Oerlinghausen

OUR						AUR	
GA		SA		AA			
BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS
mg O ₂ / (gTS h)						mg NH ₄ -N / (gTS h)	
5,16	4,03	11,18	15,52	3,00	2,94	0,81	0,84

Im Rahmen des Projektes wurde auch die Morphologie der Schlammflocken unter dem Lichtmikroskop untersucht. Dabei wurden die Flockengröße, die Flockenstruktur sowie die Fädigkeitsklasse bestimmt. Ein Ergebnis der statistischen Auswertung ist in Tabelle 8.11 dargestellt. Der ÜS-Selekt-Schlamm hat im Schnitt kleinere Flocken und ein wenig größere Fädigkeit. Bisher wurden keine Beweise dafür gefunden, dass es einen direkten Zusammenhang zwischen der Flockenmorphologie und Sinkgeschwindigkeit der Flocken gibt. Die Messwerte bestätigen jedoch die Erkenntnisse von anderen Wissenschaftlern bezüglich langsam sedimentierbaren Flocken (siehe im Kapitel 6 Kurzfassung der Beobachtungen von LEE ET. AL., 1996; LI UND YUAN, 2002).

Tabelle 8.11 Flockenmorphologie, KA Oerlinghausen

Mittlere Flockengröße		Fädigkeit	
BB	NKS	BB	NKS
µm	µm	-	-
313	258	2,15	2,27

Im Verlaufe des sieben monatigen Betriebes des ÜS-Selekt-Verfahren (vom August 2009 bis Februar 2010) wurden die Änderungen der Flockenmorphologie beobachtet und dokumentiert (siehe auch Anhang 12.3). Langsam verschwanden die fadenförmigen Mikroorganismen und die Flocken wurden immer kleiner. Die mikroskopische Untersuchung liefert nur ergänzende Hilfsinformationen im Bezug auf die Entwicklung der Schlammflocken. Die Ergebnisse der Untersuchungen können jedoch keine Aussagen über die Reinigungsleistung der Anlage liefern sowie über die Absetzeigenschaften des Schlammes. Über die Tatsache der Veränderung der Schlammmorphologie wurde das Betriebspersonal der Anlage im Dezember 2009 und Januar 2010 informiert.

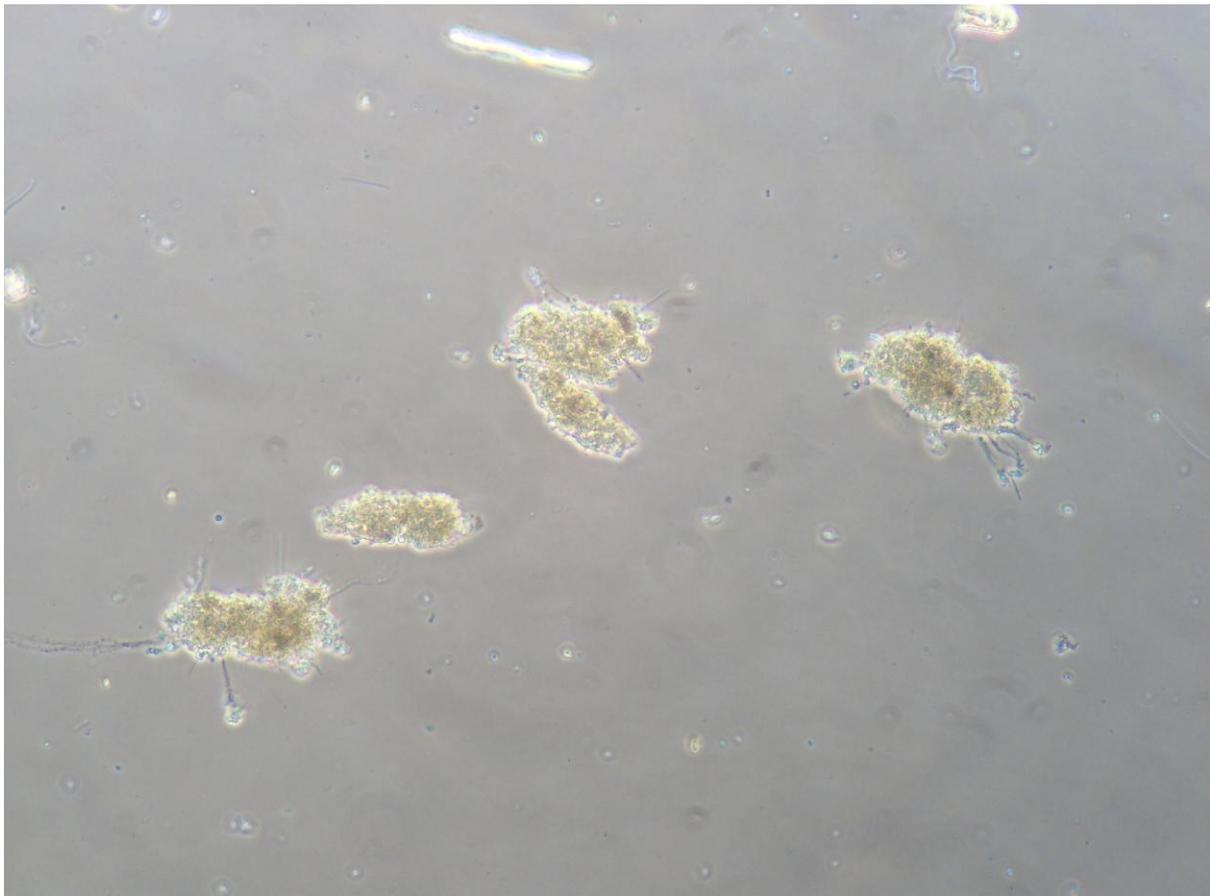


Abbildung 8.24 Granulöse Flocken der KA Oerlinghausen

Der Schlammvolumenindex hatte im Januar 2010 den Wert von 60 ml/g erreicht (Einzelwerte etwas später lagen sogar unter 50 ml/g). In dieser Zeit wurden in dem Schlamm Flocken beobachtet, die (nachträglich betrachtet) Ähnlichkeit mit den aus der Literatur beschriebenen so genannten „granulösen“ Flocken eines sehr speziellen SBR Verfahrens zeigten. Abbildung 8.24 zeigt ein Beispiel granulösen Flocken in der Probe von 23.02.2010 des Schlammes. Laut Aussagen des Betriebspersonals der Anlage vom März 2010 hat die Kombination von granulösen Flockenanteilen und niedriger Schlammindex dazu geführt, dass der granulöse Schlammanteil insbesondere während der unbelüfteten Phasen im Belebungsbecken sedimentierte, was in den oberen Bereichen der Belebungsbeckens zu Senkung der TS-Konzentration und somit zur Reduktion der Reinigungsleistung geführt hatte. Dies wurde nur möglich, da die Belebung über keine Rührwerke verfügt und nur mithilfe einer schnell laufenden Brücke (Verfahren von Schreiber) und Belüftung umgewälzt wird. Die Erklärung der verschlechterten Reinigungsleistung in diesem Zeitraum mit dieser sehr speziellen Verfahrenssituation kombiniert mit ÜS-Selekt ist plausibel, konnte aber leider im Rahmen des Projektes nicht näher untersucht werden, da das Phänomen in Januar und Februar 2010 stattfand und diese Beobachtung (bzw. die Erkenntnis einer fehlenden effektiven Umwälzung während der nicht belüfteten Phasen) erst bei der Zwischenpräsentation am 24.04.2010 diskutiert wurde. Zu diesem Zeitpunkt betrug der Schlammindex wieder über 80 ml/g.

8.3.1.2 KA Bad Salzuflen

Auch auf der Kläranlage Bad Salzuflen wurden während der Messkampagne Schlammproben von mehreren Stellen genommen, um Repräsentativität der Probenahme für die Messkampagne zu überprüfen. Es wurden folgende Stellen untersucht:

- BB 3– Proben vom Belebungsbecken,
- NKS – Proben vom ÜS-Selekt-Schlamm von der Nachklärbeckenperipherie,
- NKS P – Proben vom Schacht zur ÜS-Selekt-Entnahme,
- NKM – Proben von der Mitte des Nachklärbeckens,
- RLS – Proben vom Rücklaufschlamm

Ähnlich wie auf der Kläranlage Oerlinghausen wurde im Laufe der Messkampagne festgestellt, dass zwischen den Indexwerten der Schlämme: BB und RLS keine signifikante Unterschiede vorkommen. Demzufolge wurden seit Mai 2009 keine RLS Proben mehr genommen und analysiert. Die Messwerte der Proben vom NKM und BB weichen gering voneinander ab (Abbildung 8.25). Auch Messwerte des ISV für NKS und NKS P waren sehr ähnlich. Es wurde nachgewiesen, dass beide Probentypen für sich repräsentativ sind. Demzufolge werden

in Folgenden nur die Messwerte der Proben vom Belebungsbecken (BB) und des ÜS-Selekt-Schlammes (NKS) besprochen.

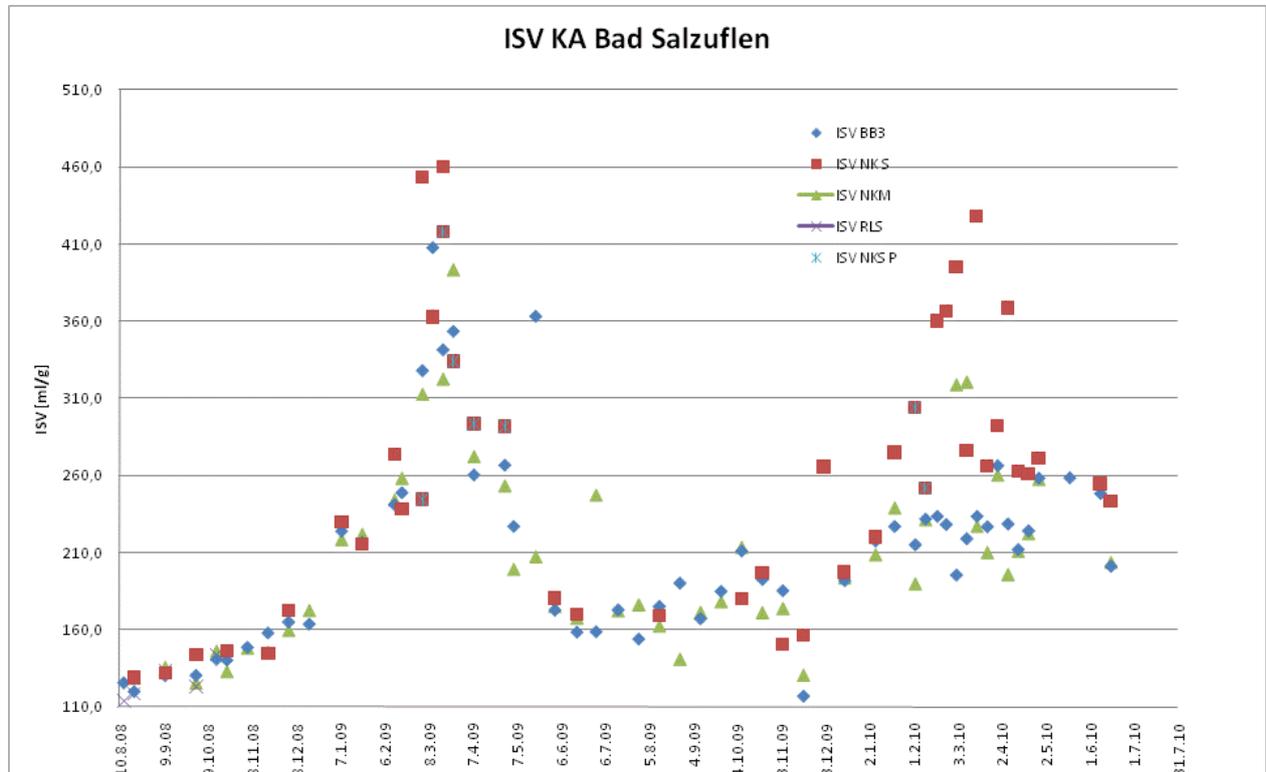


Abbildung 8.25 ISV Messwerte in der ÜS-Selekt-Messkampagne, KA Bad Salzuflen

Parallel zu der ÜS-Selekt-Messkampagne wurden auch die normalen Routine-Untersuchungen des Schlammindexes vom Betriebspersonal der Anlage durchgeführt. Dabei wurden Schlammproben von allen Belebungsbecken untersucht. In Abbildung 8.26 werden die Messergebnisse des Schlammindexes für Schlammproben vom Belebungsbecken (BB) das vom Betriebspersonal der Anlage genommen wurde (rote Linie) sowie die Proben von der Fa. LimnoTec (blaue Linie) gemessen wurden, dargestellt. Es ist deutlich zu sehen, dass außer ein paar Abweichungen die Messergebnisse miteinander gut übereinstimmen.

Die grünen Punkte markieren die Messergebnisse des Schlammindexes für den selektierten Schlamm der Anlage. Es ist deutlich zu sehen, dass insbesondere bei einem höheren Schlammindex des BB-Schlammes (über 250 ml/g) eine signifikante Differenz zwischen den Werten vom ISV des ÜS-Selekt-Schlammes und des BB-Schlammes vorkommt. Da das ÜS-Selekt-Verfahren lediglich in den zwei kurzen Zeitperioden: März 2009 bis April 2009 Februar 2010 bis März 2010 betrieben wurde, können keine Aussagen über die Effizienz des Verfahrens auf der KA Bad Salzuflen getroffen werden.

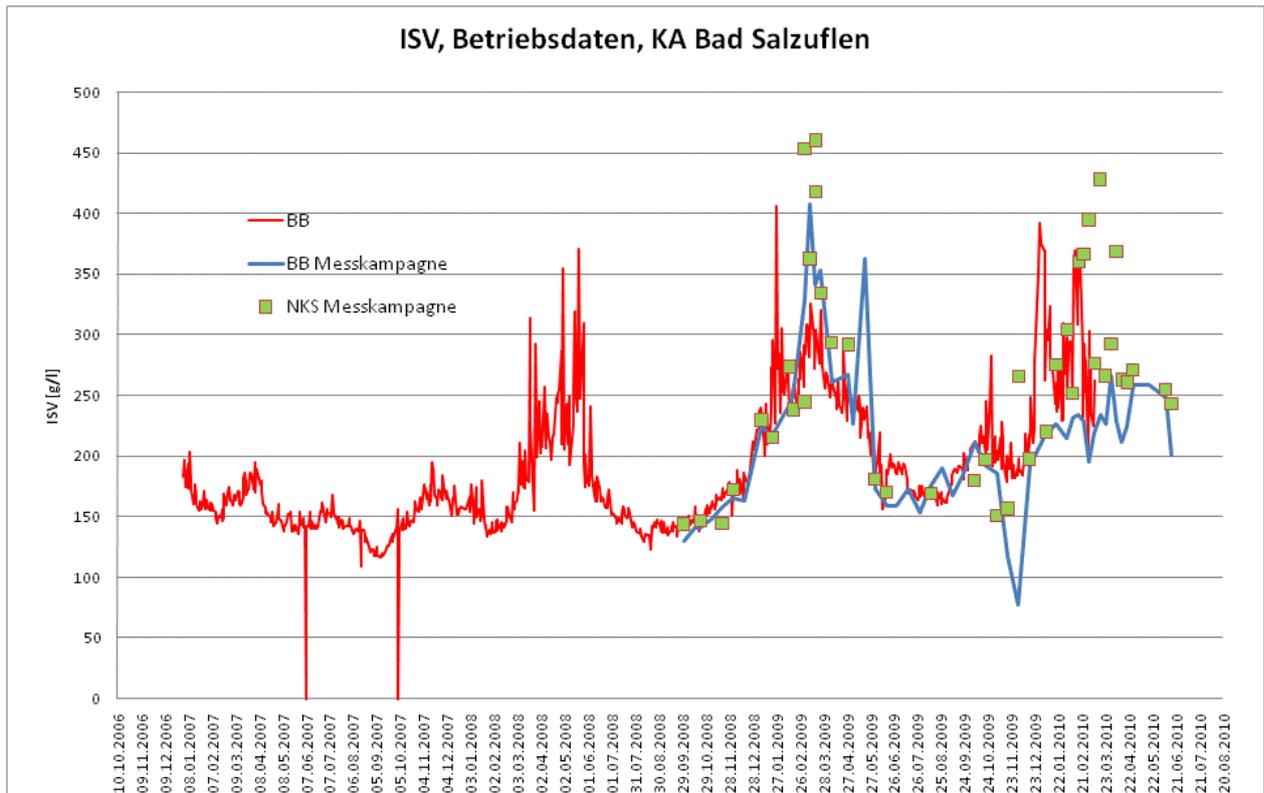


Abbildung 8.26 ISV, Betriebsdaten und Messwerte der Messkampagne, KA Bad Salzuflen

Im Laufe der Messkampagne wurde der TS-Gehalt der Proben des ÜS-Selekt-Schlammes untersucht und kontrolliert. Die Messwerte zeigen große Schwankungen (rote Punkte, Abbildung 8.27). Es wurden sowohl Messwerte aufgezeichnet die viel niedriger als auch deutlich höher als der TS im Belebungsbecken lagen. In diesem Zusammenhang ist von großer Bedeutung, dass die höheren (d.h. betrieblich viel günstigeren) Werte nach Implementierung der Schlamm Spiegelregelung erreicht wurden: Nur damit war sichergestellt, dass in der Nähe der Beckenperipherie genügend sedimentierter (und überraschenderweise auch komprimierter) Belebtschlamm vorhanden war.

Besonders überraschend war, dass der TS-Gehalt des ÜS-Selekt-Schlammes nicht niedriger war als der normale Rücklaufschlamm (siehe Anhänge); davon wurde schon vor Realisierung des Projektes ausgegangen und von uns als eine der wichtigsten negativen Nebenwirkungen eingeschätzt. Eine Erklärung hierfür haben wir nicht. Vielleicht liegt es an der spezifischen technischen Art und Weise (Abpumpen direkt über der Sohle) der ÜS-Entnahme.

Alternativ zur einer Schlamm Spiegelregelung kann auch eine online TS-Messung des selektierten Schlammes realisiert werden. Im Rahmen des Projektes wurde die Kläranlage Bad Salzuflen mit keiner online TS-Messung des selektierten Schlammes ausgerüstet. Die Anlage verfügte nur über eine Durchflussmengenmessung für die Erfassung der Mengen des Überschussschlammes.

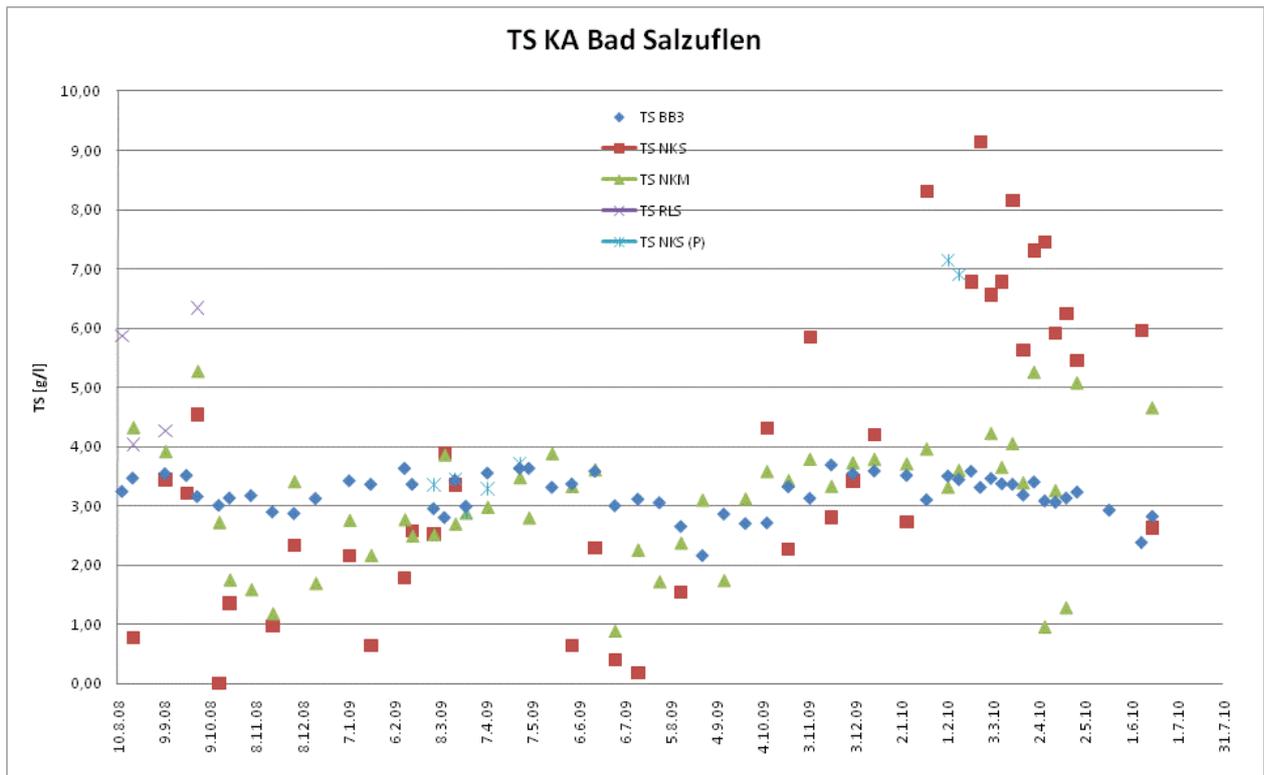


Abbildung 8.27 TS-Gehalt in den Schlammproben, KA Bad Salzuflen

Die Mittelwerte der Schlammzusammensetzung über den Zeitraum der Messkampagne wurden in Tabelle 8.12 dargestellt. Die Messungen wurden im Rahmen der Messkampagne durchgeführt, um die beiden Schlämme und ihre unterschiedliche Zusammensetzung zu charakterisieren. Die Messwerte aller Parameter weisen keine signifikanten Differenzen in der Zusammensetzung aus. In Hinblick auf die chemische Zusammensetzung besteht also kein relevanter Unterschied zwischen dem Abzug des selektierten Schlammes und dem Abzug des ÜS-Selekt-Schlammes.

Einzig der Ca-Gehalt könnte im ÜS-Selekt-Schlamm signifikant geringer sein. Das würde auch insofern mit den Intentionen dieser Messung übereinstimmen, als dass die gute Aggregation von Schlammflocken (ein Aspekt eines niedrigen Schlammindex) zumindest teilweise auf die „Zusammenbindung“ mittels bivalenter Kationen (wozu Ca^{2+} gehört) zurückgeführt wird. Andererseits waren die Schlammindexdifferenzen in Bad Salzuflen während der kurzen Phasen der Aktivierung des ÜS-Selekt-Verfahrens so gering, dass wir einen signifikanten Beitrag dieses Effektes bezweifeln.

Tabelle 8.12 Schlammzusammensetzung der KA Bad Salzuflen während der Messkampagne (oTS – organische Trockensubstanz, CSB – chemischer Sauerstoffbedarf, TN – Gesamtstickstoff, P – Phosphor, Ca – Kalzium, Mg – Magnesium)

oTS		CSB		TN		P		Ca		Mg	
BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS
% TS		g/kg TS		g/kg TS		g/kg TS		g/kg TS		g/kg TS	
57,9	60,1	967	959	61,5	57,3	31,1	31,7	4,0	2,8	8,7	9,4

In Tabelle 8.13 wurden die Untersuchungen der Schlammaktivität des gemischten Belebungsbeckenschlammes sowie des ÜS-Selektierten-Schlammes mithilfe der Sauerstoffverbrauchsrate (OUR – Oxygen Uptake Rate) sowie Ammoniumaufnahme (AUR) charakterisiert. Dabei wurden folgende Parameter untersucht:

- Sauerstoffverbrauch der Grundatmung (GA),
- Sauerstoffverbrauch der Substratatmung (SA),
- Sauerstoffverbrauch der Ammoniumatmung bzw. Nitrifikation (AA)
- Ammoniumverbrauchsrate bzw. Nitrifikation (AUR)

In Tabelle 8.13 sind die Durchschnittswerte über den gesamten Zeitraum der Untersuchung zusammengestellt. Nach diesen Untersuchungsergebnissen ist die Aktivität des selektierten Schlammes nur sehr wenig höher als die des Belebtschlammes.

Wir bezweifeln allerdings, dass es sich um signifikante Unterschiede handelt, da die Schlammindizes beider Schlammtypen sehr hoch war und die Unterschiede der Schlammindizes nur sehr gering waren und die OUR- und AUR Methodiken hinsichtlich der TS-Einstellungen schon gewisse Streuungen an sich beinhalten.

Tabelle 8.13 Schlammaktivität, KA Bad Salzuflen

OUR						AUR	
GA		SA		AA			
BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS	BB	NKS
mg O ₂ / (gTS h)						mg NH ₄ -N / (gTS h)	
2,95	3,43	10,70	13,01	9,78	10,48	1,80	2,06

Im Rahmen des Projektes wurde auch die Morphologie der Schlammflocken unter dem Lichtmikroskop untersucht. Dabei wurden die Flockengröße, die Flockenstruktur sowie die Fädigkeitsklasse bestimmt. Ein Ergebnis der statistischen Auswertung aller untersuchten

Proben ist in Tabelle 8.14 dargestellt. Nach diesen Ergebnissen hat der ÜS-Selekt-Schlamm im Schnitt größere Flocken und ein wenig größere Fädigkeit. Die Messwerte bestätigen somit nicht die Erkenntnisse anderer Wissenschaftlern bezüglich langsam sedimentierbaren Flocken (siehe im Kapitel 6 Kurzfassung der Beobachtungen von LEE ET. AL., 1996; LI UND YUAN, 2002).

Tabelle 8.14 Flockenmorphologie, KA Bad Salzuflen

Mittlere Flockengröße		Fädigkeit	
BB	NKS	BB	NKS
μm	μm	-	-
107	120	1,81	2,48

Im Laufe des Projektes konnte keine signifikante Änderung der Flockenmorphologie beobachtet werden, insbesondere wurden, im Gegensatz zu Oerlinghausen, keinerlei Granula gefunden

8.3.2 FISH-Tests (Gensonden)

8.3.2.1 Allgemein

In Anhang 12.4 ist die Methodik sowie die Ergebnisse der FISH-Test-Untersuchung in Form eines Berichtes der Universität Aalborg detailliert dargestellt. Hier werden nur die wichtigsten Schlussfolgerungen für das Gesamtprojekt zusammengefasst.

Der Aufbau der Untersuchung (Art und Anzahl der Gensonden) wurde anhand zahlreicher Erfahrungen mit der Untersuchung an dänischen Kläranlagen vorbereitet. In den letzten Jahren wurden an der Universität Aalborg Proben von ca. 30 dänischen Kläranlagen untersucht. Dabei konnten jeweils 60 – 80 % aller Bakterien identifiziert werden. Während der ersten Analysen der Schlammproben von Bad Salzuflen und Oerlinghausen konnten lediglich 30% der Bakterien identifiziert werden. Dadurch musste der Aufbau der Untersuchung modifiziert werden. Unter anderem wurden Gensonden mit breiteren Beobachtungsspektren eingesetzt.

Die dominanten Bakteriengruppen in den Schlämmen von Bad Salzuflen und Oerlinghausen waren Alphaproteobakterien, grüne Nichtschwefelbakterien (Chloroflexi) und Actinobacterien (Abbildung 8.28 und Abbildung 8.29). Unter den drei Bakteriengruppen wurden auch viele fadenförmige Bakterienarten festgestellt. Die dominanteste Bakteriengruppe in den Schlämmen der dänischen Anlagen sind die Betaproteobakterien. Dies ist ein klarer Unterschied zu

den Schlämmen aus Oerlinghausen und Bad Salzufen. In den dänischen Schlämmen werden auch grüne Nichtschwefelbakterien (Chloroflexi) und Actinobakterien festgestellt.

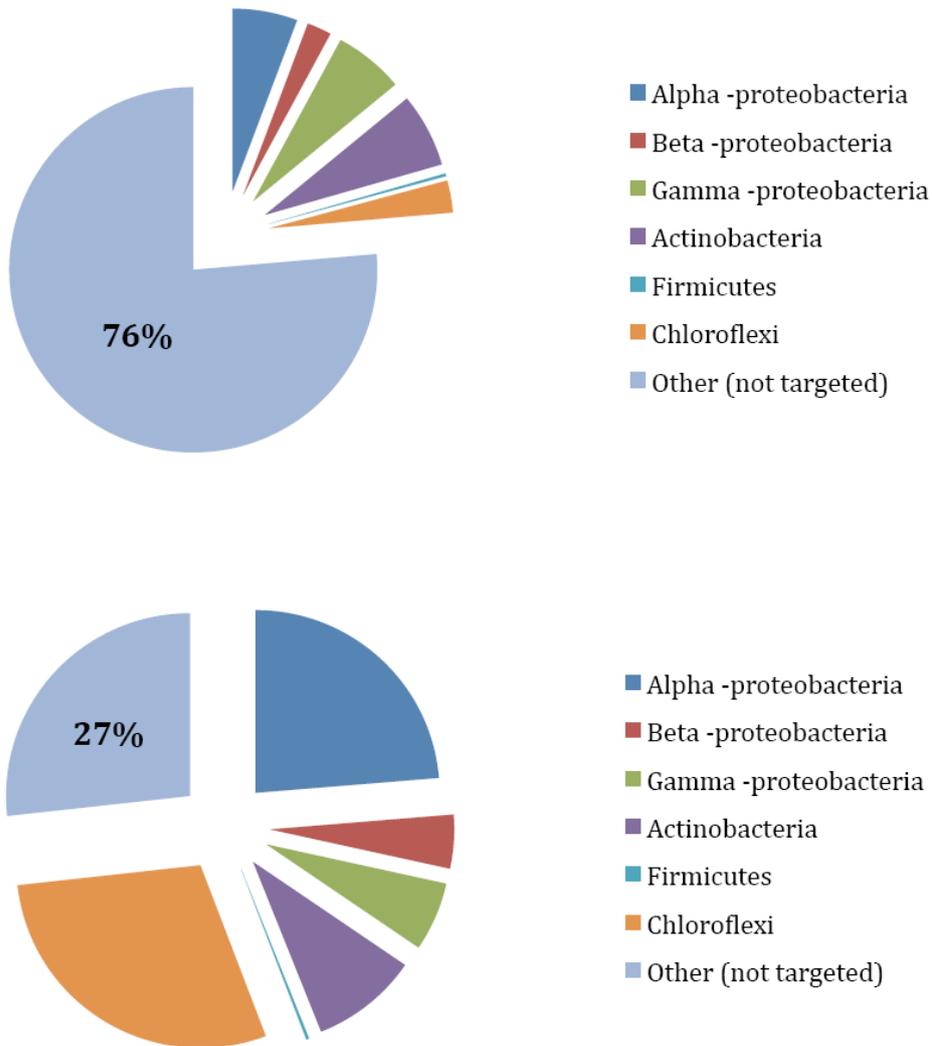


Abbildung 8.28 Minimale und maximale Anteile der identifizierten Mikroorganismen, KA Oerlinghausen

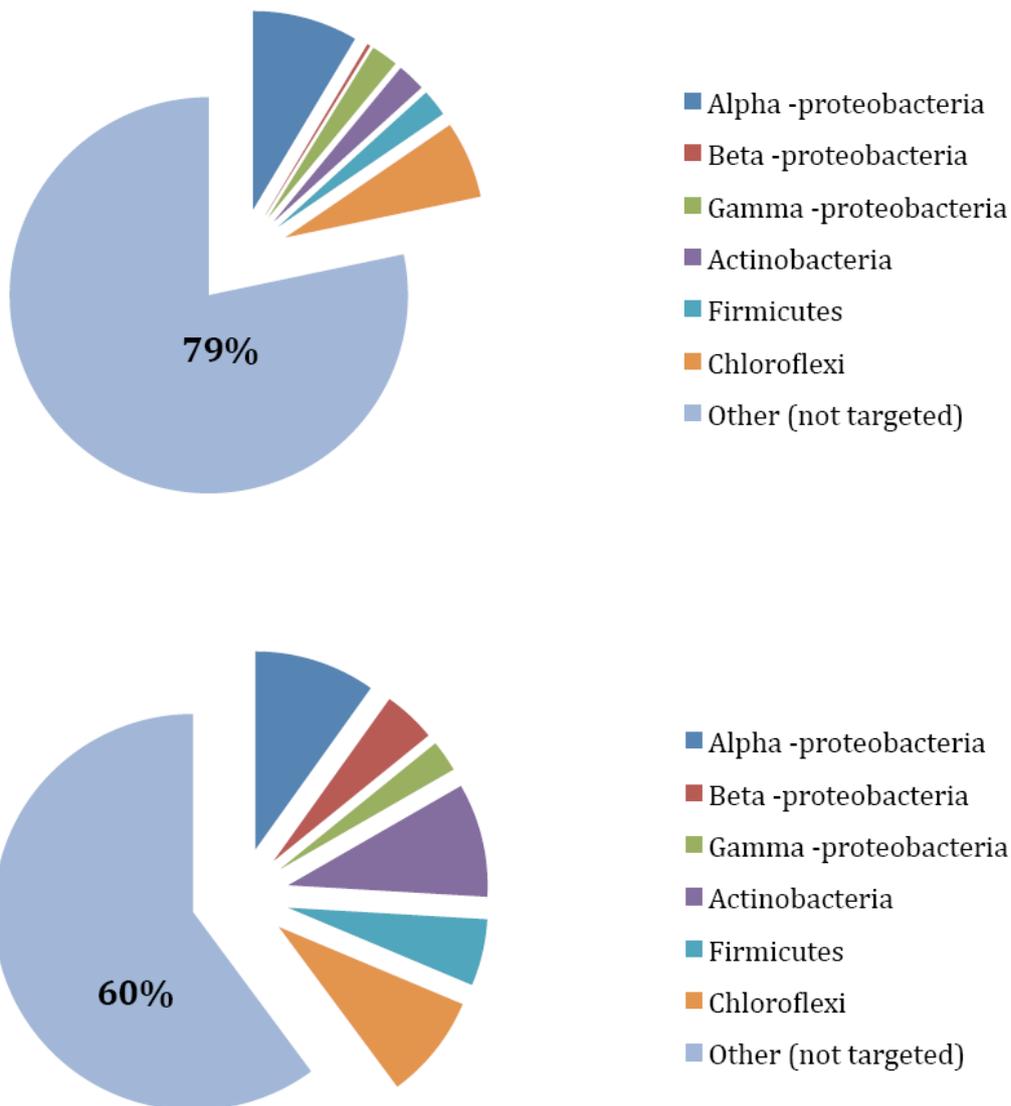


Abbildung 8.29 Minimale und maximale Anteile der identifizierten Mikroorganismen, KA Bad Salzuflen

8.3.2.2 Ergebnisse für KA Oerlinghausen

Nitrifikanten

Die Anzahl der Nitritbakterien (Ammonium oxidierende Bakterien) war in den untersuchten Proben vergleichsweise gering (zwischen 0,25 – 3% von der Gesamtpopulation). Die Menge war im Sommer und Herbst allgemein höher als im Winter und im Frühling. Das könnte ein Indiz für eine gewisse Auswaschung im Winter sein. Im Vergleich dazu liegt die Anzahl der Nitritbildner auf dänischen Kläranlagen im Schnitt zwischen 3 und 4 % der Gesamtbakterienpopulation. Das Ergebnis deutet darauf hin, dass die erste Stufe der Nitrifikation rein bezo-

gen auf Menge an vorhandenen Nitritbildnern auf der Kläranlage Oerlinghausen sich im Verlaufe des Winters etwas verschlechtert.

Im Rahmen dieses Projektes ist es von besondere Bedeutung, dass sich die Menge an Nitritbildnern in der gemischten Schlammprobe aus dem Belebungsbecken (in dem sich die Granulas angereichert haben) nicht bedeutend von der Menge im ÜS-Selekt-Schlamm (Abbildung 8.30) unterschieden haben. Die Schwankungen in beiden Schlammtypen waren allerdings so hoch, dass diese Ergebnisse entsprechend vorsichtig bewertet werden müssen.

Es ist auch nicht auszuschließen, dass Nitritbildner vorhanden waren, die von den eingesetzten Gen-Sonden nicht erfasst wurden.

In allen Schlammproben wurden überraschenderweise fast keine Nitratbakterien (Nitrit zu Nitrat oxidierende Bakterien) gefunden. Die Anzahl der Mikroorganismen dieser Bakteriengruppe beträgt auf den dänischen Kläranlagen ca. 3 – 4% der Gesamtbakterienpopulation.

Die niedrige Anzahl der Nitratbildner in allen Schlämmen der Kläranlage Oerlinghausen kann nach Einschätzung der Wissenschaftler der Universität Aalborg zwei Ursachen haben. Zum einen können hemmende bzw. toxische Stoffe im Zulauf der Anlage in den Zeiten der Untersuchungen die Nitratbildner gehemmt haben oder zum anderen war das aerobe Schlammalter auf der Anlage zu kurz. Dagegen spricht allerdings, dass nahezu während des gesamten Untersuchungszeitraumes eine vollständige Nitrifikation erfolgt ist.

Es ist wiederum nicht auszuschließen, dass Nitratbildner vorhanden waren, die von den eingesetzten Gen-Sonden nicht erfasst wurden; siehe hierzu eine ausführliche Diskussion bei den Ergebnissen für die KA Bad Salzuflen.

Zu den eingesetzten Gen-Sonden muss allerdings angemerkt werden, dass diese auf Basis jahrzehntelanger Entwicklungen ein immer größeres Spektrum an Nitrifikanten insgesamt abdecken.

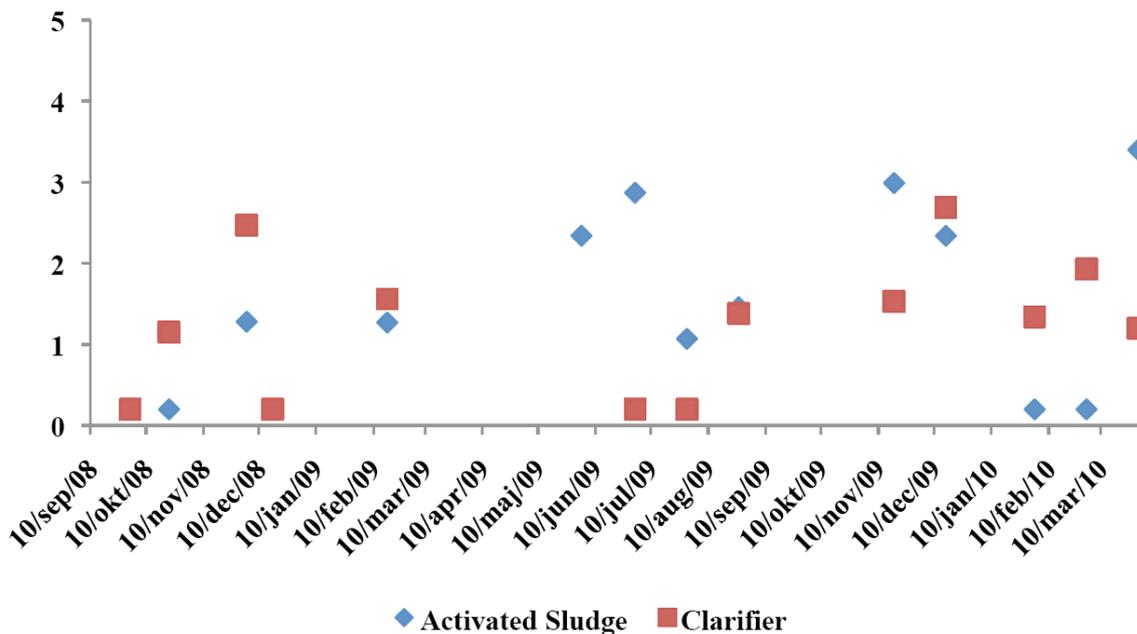


Abbildung 8.30 Anzahl an Nitritbakterien, KA Oerlinghausen (Activated sludge – gemischte Schlammprobe vom Belebungsbecken, Claryfier - Probe vom ÜS-Selekt-Schlamm)

Denitrifikanten

Ähnlich wie bei den nitrifizierenden Bakterien wurden auch hier vergleichsweise wenige Bakterien identifiziert. Damit ist insbesondere die Anzahl der typischen denitrifizierenden Bakterienarten Azoarcus und Rhodobacter gemeint. Es wird jedoch vermutet, dass ein gewisser Teil der Denitrifikation von den fadenförmigen grünen Nichtschwefelbakterien (Chloroflexi) realisiert wird.

Fadenförmige Bakterien

Diese Bakteriengruppe bildet den größten Anteil der Bakterienpopulation des Belebtschlammes der KA Oerlinghausen (bis zu 50% der Biomasse). Die Anzahl dieser Bakterien ist auch wesentlich höher als im Durchschnitt auf den dänischen Anlagen (ca. 30%). Die fadenförmigen Bakterien gehören zu zwei Bakteriengruppen: Alphaproteobakterien und grüne Nichtschwefelbakterien (Chloroflexi). Außerdem wurde in den Schlammproben Thiothrix/021N festgestellt (Abbildung 8.31).

Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Anzahl der grünen Nichtschwefelbakterien (Chloroflexi) sowohl im Herbst 2008 als auch in Herbst 2009 stark abgenommen hat. Dieses Ergebnis stimmt mit den Ergebnissen der Flockenmorphologieuntersuchung überein (siehe Kapitel 8.3.1.1)

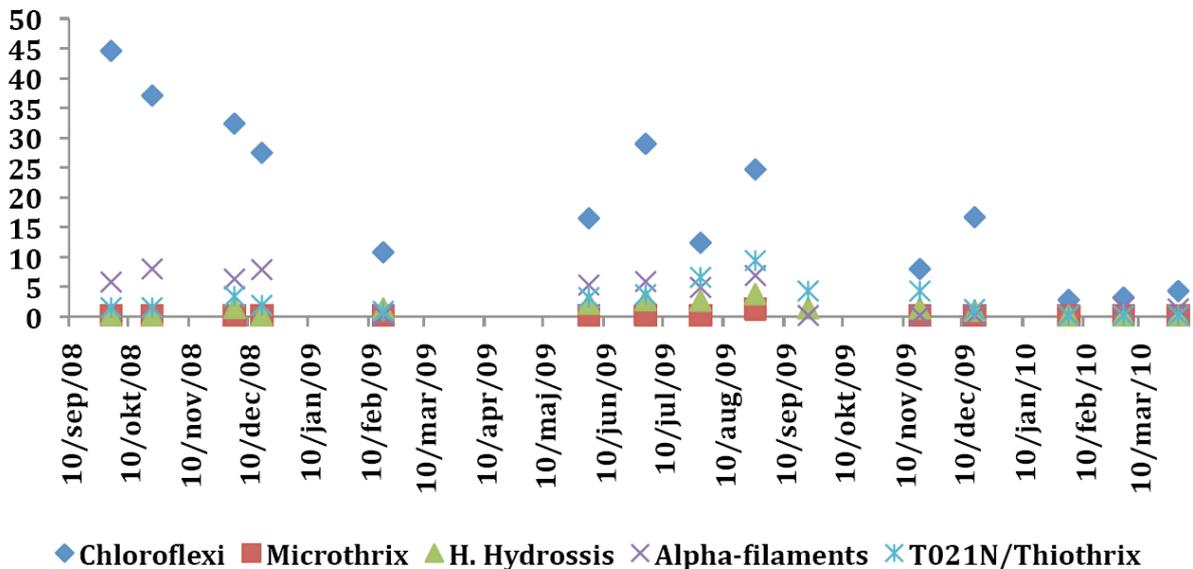


Abbildung 8.31 Fadenförmige Bakterien, KA Oerlinghausen

Die Erhöhung der Anzahl der fadenförmigen Bakterien beeinflusst negativ die Absetzeigenschaften der Flocken. Eine Zusammenstellung der Abbildung 8.21 und der Abbildung 8.31 stellt eindeutig den Zusammenhang dar.

Bemerkenswert ist das praktisch völlige Fehlen des ansonsten gefürchteten Fadenbildners Microthrix. Allerdings steht das in Übereinstimmung mit einer Reihe von Befunden, wonach Microthrix zu den häufigsten Fadenbildern auf kommunalen Kläranlagen gehört, während auf gewerblichen Anlagen eine Vielzahl anderer Fadenbildner dominieren. Und auf der Kläranlage Oerlinghausen ist der gewerbliche Einfluss bedeutend.

Zusammenfassung:

Der auffälligste Befund bei vielen Bakteriengruppen ist die große Schwankung der Populationszusammensetzungen über die Untersuchungsperiode. Das könnte ein Anzeichen für eine besondere Labilität der Bakterienpopulation auf der KA Oerlinghausen insgesamt sein.

Des Weiteren ist bemerkenswert, dass das ÜS-Selekt-Verfahren offenbar unabhängig von der Art der Fadenbildner diese im Verlaufe des Selektionsprozesses alle entfernen kann. Chemische Dosierverfahren können dagegen nur selektiv auf Fadenbildner einwirken

8.3.2.3 Ergebnisse für KA Bad Salzuflen

Nitrifikanten

Die Anzahl an Nitritbakterien (Ammoniak oxidierenden Bakterien) im Belebtschlamm betrug in den untersuchten Proben ca. 2,5%. Damit ist ihre Konzentration etwas geringer als auf den dänischen Anlagen. Die Anzahl an Nitritbakterien im ÜS-Selekttschlamm war bei der allen untersuchten Proben nahe null (Abbildung 8.32). Das ist ein auf den ersten Blick schlicht nicht zu erklärender Befund, insbesondere in Anbetracht der anderen Ergebnisse in Oerlinghausen, bei dem die beiden Schlammtypen deutlich unterschiedlicher waren.

Wir vermuten nicht gefundene Fehlerquellen in den Analysen.

Nur zugegebenermaßen konstruiert wirkende Spekulationen sind uns zurzeit möglich:

Es gibt Hinweise, dass Ammonium oxidierende Bakterien vermehrt im Zentrum von vergleichsweise kompakten Flocken vorkommen, dort insbesondere zusammen mit den Nitritoxidierern. Sollten deshalb die leichten Flocken aus Bad Salzuflen (die den ÜS-Selekttschlamm bilden) nahezu frei von Ammonium-Oxidierern sein?

Genauso bemerkenswert war der Befund, dass in allen Proben nahezu keine Nitratbakterien (Nitrit oxidierende Bakterien) nachgewiesen werden konnten. Die Betreiber der Kläranlage Bad Salzuflen verfügen zwar über leidvolle Erfahrungen mit Phasen von erhöhten Nitritwerten im Ablauf der Anlage (was eindeutig an einer Hemmung der Nitratbakterien liegt und/oder an der Tatsache, dass diese nur noch in viel zu geringen Konzentrationen vorliegen). Die Phasen ohne erhöhte Nitritwerte überwiegen aber deutlich und aus diesen Phasen stammen viele der untersuchten Proben. In diesen Proben „müssten daher eigentlich“ Nitratbakterien nachgewiesen werden können.

Vielleicht ist deren Konzentration aber so gering, dass sie unterhalb der Nachweisgrenze liegen.

Oder der Belebtschlamm in Bad Salzuflen verfügt über Nitratbakterien, die bisher unbekannt sind. Das wäre eine kleine wissenschaftliche Sensation. Erst vor kurzem ist ein neuer Typ von Nitratbakterien gefunden worden, eine Veröffentlichung steht allerdings noch aus (Prof. Per Nielsen, persönliche Mitteilung).

Ein Mikrobiologenteam, geleitet von Dr. Daims von der Universität Wien, hat im Rahmen von Untersuchungen an sehr vielen deutschen SBR-Kläranlagen in den meisten Fällen die typischen Nitrifikanten-Spektren gefunden. Allerdings konnten in Proben aus der Kläranlage Bad Zwischenahn keine Nitritoxidierer mit den bisher bekannten Gensonden gefunden werden, obwohl die Anlage über eine vollständige Nitrifikation verfügt. Dafür wurde eine völlig neue Art von Nitrit-Oxidierer nachgewiesen. Möglicherweise ist dieser neue Typ auch in Bad Salzuflen vorhanden. In diesem Zusammenhang ist bemerkenswert, dass auch die Kläranlage

Bad Zwischenahn über eine Vorklärung mit Faulung verfügt und das Abwasser (wie in Bad Salzflen) durch ein ungewöhnliches hohes CSB/BSB₅ Verhältnis ausgezeichnet ist.

Der Belebtschlamm der KA Bad Salzflen scheint hinsichtlich seiner Nitrit-oxidierenden Bakterien speziell zu sein.

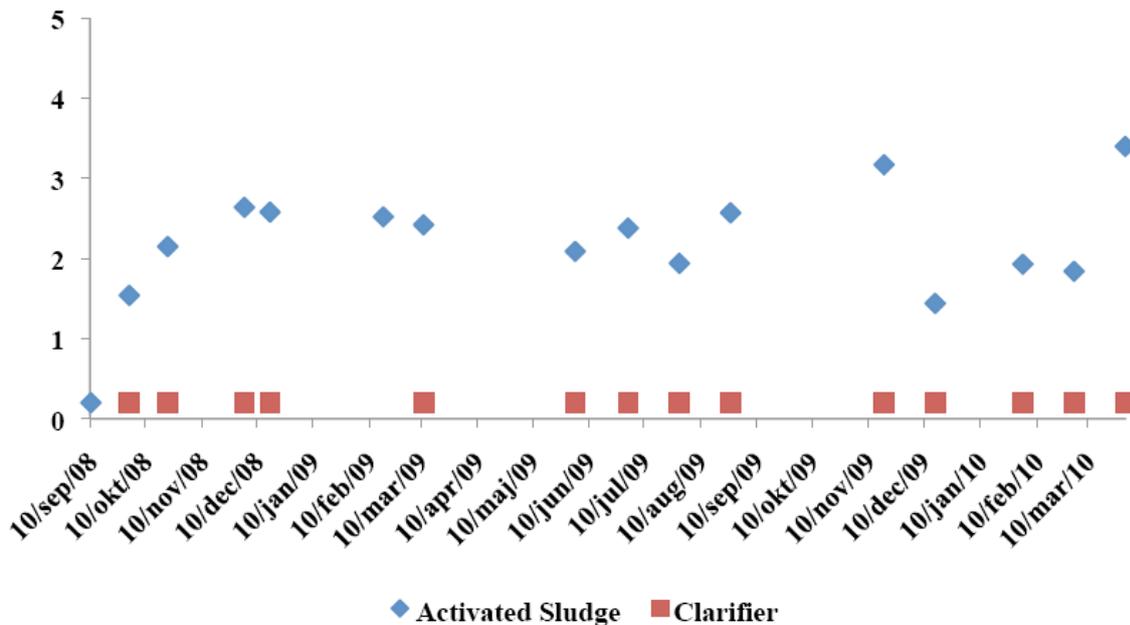


Abbildung 8.32 Anzahl der Nitritbakterien, KA Bad Salzflen (activated sludge – gemischte Schlammprobe vom Belebungsbecken, Claryfier - Probe vom ÜS-Selekt-Schlamm)

Denitrifikanten

Ähnlich wie auf der KA Oerlinghausen wurden auch hier wenige denitrifizierende Bakterien mit dem verwendeten Satz an Gensonden nachgewiesen. Damit wird insbesondere die Anzahl der typischen denitrifizierenden Bakterienarten Azoarcus und Rhodobacter erfasst. Es wird jedoch vermutet, dass ein gewisser Teil der Denitrifikation von fadenförmigen grünen Nichtschwefelbakterien (Chloroflexi) realisiert wird.

Fadenförmige Bakterien

Diese Bakteriengruppe bildet einen großen Anteil der Bakterienpopulation des Schlammes der KA Bad Salzflen (bis 25% der Biomasse). Die Anzahl der Bakterien ist ähnlich der durchschnittlichen auf den dänischen Anlagen (ca. 30%). Die meisten fadenförmigen Bakterien gehören zu zwei Bakteriengruppen: grünen Nichtschwefelbakterien (Chloroflexi) und Microthrix. Es wurden keine saisonale Abhängigkeiten für die Anzahl der Bakterienart festgestellt (Abbildung 8.33).

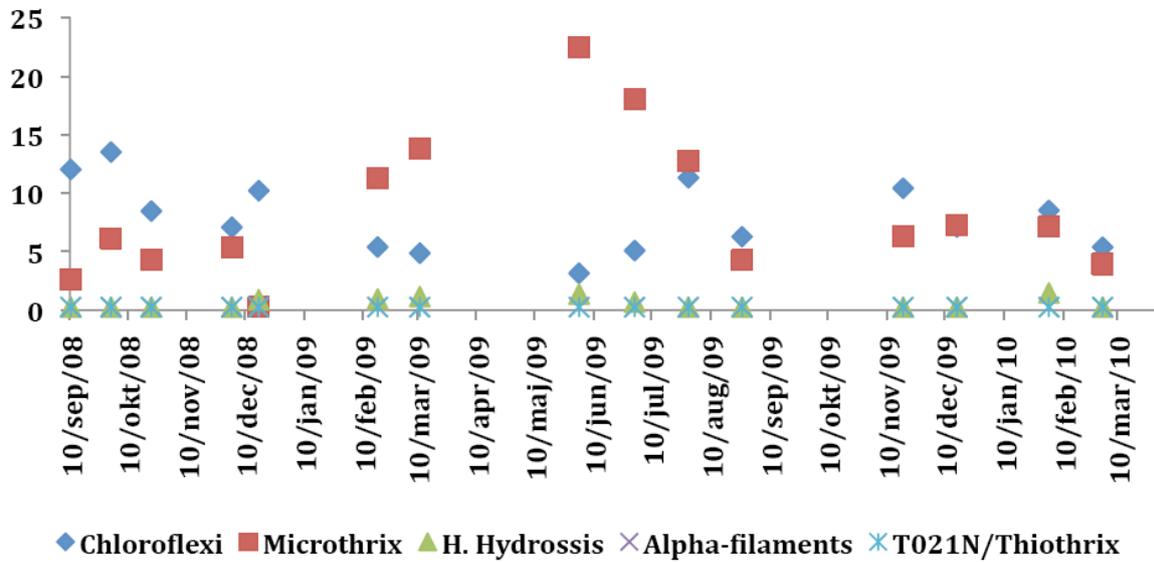


Abbildung 8.33 Fadenförmige Bakterien, KA Bad Salzufen

Obwohl die Anzahl der fadenförmigen Bakterien ab und zu im Laufe der Messkampagne zugenommen hat, kann keine Abhängigkeit zwischen der Anzahl der Bakterien und dem Schlammindeks festgestellt werden (siehe Abbildung 8.25 und Abbildung 8.33). Die Befunde der Universität Aalborg zeigen, dass die meisten fadenförmigen Mikroorganismen in den Flocken wuchsen, wodurch sie die Absetzeigenschaften der Flocke nicht wesentlich beeinflusst haben dürfte.

9 Diskussion

Die Analyse der Messdaten verdeutlicht, dass sowohl auf der Kläranlage Oerlinghausen als auch auf der Kläranlage Bad Salzuflen der Wert des Schlammindex des Schlammes aus der Peripherie der Nachklärung tendenziell höher ist als der zeitgleiche Schlammindex des gemischten Schlammes des Belebungsbeckens. Je größer der Wert des Schlammindex in der Probe aus dem Belebungsbecken war, umso größer war tendenziell auch der Unterschied zwischen den beiden Werten. Die wichtigste Voraussetzung für den Einsatz des Selektionsverfahrens ist somit mit den Untersuchungsergebnissen bestätigt worden.

Der ÜS-Selekt-Schlamm ließ sich mit der installierten Technik nach einigen Modifikationen leicht abziehen. Die Erfahrungen der Untersuchung zeigen, dass insbesondere auf Anlagen mit geometrisch problematischen Nachklärungen der Schlamm Spiegel an der Peripherie des Nachklärbeckens zu niedrig sein kann, um Überschussschlamm von der Peripherie abziehen zu können. In so einem Fall soll es möglich sein, die Einlaufstelle des Abzugsrohrs oder die Tauchmotorpumpe in Richtung der Beckenmitte zu verschieben. Dadurch wird gewährleistet, dass der Schlamm Spiegel für den Abzug in einer ausreichenden Höhe vorliegt und dass im Nachklärbecken keine zu hohe Belebtschlammmenge vorhanden ist, was im Starkregenfall zu Problemen führen könnte.

Die TS-Gehalte der ÜS-Selekt-Schlämme können stark schwanken. Es wird daher empfohlen, dass bei einem zukünftigen Einsatz des Systems das Schlamm Spiegelprinzip wie in Bad Salzuflen oder online TS-Messung zusätzlich eingebaut werden um die Überschussschlammengen zu erfassen und den Überschussschlammabzug genau zu steuern oder zu regeln mit akzeptabel hohen TS - Gehalten. Dies ist besonders auf Anlagen mit kleineren Reserven (insbesondere Volumen der Biologie) zu empfehlen.

Allerdings muss festgehalten werden, dass der ÜS-Selekt-Abzug in Oerlinghausen (ohne Schlamm Spiegelmessung und ohne TS-Sonde) technisch keine Probleme bereitete und zur großen Überraschung in Bad Salzuflen der TS-Gehalt des ÜS-Selekt-Schlammes selbst bei relativ geringen Schlamm Spiegel nahezu so hoch war wie im Rücklaufschlamm. Das kann aber möglicherweise an der problematischen Beckengeometrie in Bad Salzuflen liegen.

Im Laufe der Messkampagne (und der Aktivierung von ÜS-Selekt) hat sich die Reinigungsleistung der Kläranlage Oerlinghausen bezüglich N_{ges} , NH_4-N und CSB zum Ende des Winters und im Frühling 2010 verschlechtert (siehe Kapitel 8.1.1). Die direkte Ursache konnte im Laufe der Untersuchungen nicht festgestellt werden. Während der Analyse der Daten wurden diverse Vermutungen untersucht. Nachfolgend werden sie präsentiert und diskutiert:

-
- *Aufgrund des Betriebes des ÜS-Selekt-Verfahrens wurden die Flocken mit einer höheren Aktivität bezüglich der N-Entfernung sowie CSB-Entfernung vom System selektiv entfernt. Dadurch ist die Reinigungsleistung der verbleibenden Biozönose gemindert worden.*

Diese Vermutung wird durch die Untersuchungsergebnisse nicht bestätigt. Die Ergebnisse der Untersuchung der Schlammaktivität mithilfe von OUR und AUR (siehe Tabelle 8.10) haben zwar tendenziell gezeigt, dass der ÜS-Selekt-Schlamm etwas besser BSB₅ veratmen kann (SA - Substratatmung), dafür aber über eine etwas höhere Grundatmung verfügt. Die Atmungsgeschwindigkeit des BB-Schlammes ist daher mehr als ausreichend, um den CSB und BSB₅ vollständig abzubauen. Die beiden Schlämme verfügen nach den Ergebnissen von LimnoTec und der Universität Aalborg über die gleiche Aktivität bezüglich der Nitrifikation (siehe Tabelle 8.10 und Kapitel 8.3.2.2). Gemäß den Ergebnissen der Universität Aalborg ist der Anteil an Ammonium und Nitrit Oxidierern allerdings insgesamt etwas geringer als bei anderen vergleichbaren Anlagen. Auch die großen Schwankungen in der prozentualen Menge an Nitrifikanten (auch außerhalb der ÜS-Selekt-Phasen) deuten auf eine insgesamt labile Situation hin.

Gerade in jüngster Zeit sind eine Vielzahl an Untersuchungen zur biologischen Aktivität von aeroben Granulas veröffentlicht worden. Aus allen diesen Veröffentlichungen geht hervor, dass die aeroben Granulas über hervorragende Nitri- und Denitrifikationsleistungen, ja sogar über sehr gute Bio-P Eliminationsleistungen verfügen. In keiner einzigen Veröffentlichung wurde über eine eingeschränkte Leistung der Nitrit Oxidation berichtet. Das bestätigen die Messungen zu AUR und OUR und die Gensonden Messungen aus Aalborg.

Es wird vermutet, dass die Denitrifikation überwiegend von den fadenförmigen grünen Nichtschwefelbakterien (Chloroflexi) durchgeführt wird, da sehr wenige typische Denitrifikanten gefunden wurden. Bezüglich der Ablaufdaten der Anlage es ist jedoch eindeutig, dass durch Abnahme der Anzahl der fadenförmigen Bakterien von Chloroflexi die Denitrifikationsleistung der Anlage nicht abgenommen hat (siehe Kapitel 8.1.1.2. und Abbildung 8.31).

- *Aufgrund eines starken Temperaturabfalls wurde die Reinigungsleistung der Anlage insgesamt gemindert.*

Die Analyse des Temperaturverlaufes in der Biologie zeigt, dass sowohl im Jahr 2009 als auch insbesondere in 2010 Temperaturextreme für die Biologie vorgekommen sind (siehe Abbildung 8.7. und Tabelle 8.4). Von der Literatur ist es bekannt, dass insbesondere das Aufrechterhalten der Nitrifikation bei niedrigen Temperaturen und schnellen Veränderungen der Temperatur problematisch ist. Aus den durchgeführten Messungen ist ersichtlich, dass in ca. fünf Monaten (Herbst 2009 – Winter 2010) die Temperatur der Belebung unter 10°C blieb und im Februar erreichte sie den tiefsten Wert von 7 °C. Abbildung 8.6 ist deutlich zu entnehmen, dass sobald die Temperatur der Belebung im Frühling 2010 angestiegen ist, die N-Ablaufwerte gesunken sind. Nach Mitteilung von Prof. Per Nielsen sinken die Temperaturen in den dänischen Kläranlagen im Winter jedoch oft auf 5 – 7 °C. Die Nitrifikationsleistungen werden aufrechterhalten durch Erhöhung der TS_{BB} Werte auf dann 5 – 6 g/l.

Der Einfluss der Temperatur auf die Umsatzgeschwindigkeiten der Biologie bezüglich der N und CSB Entfernungen sind sehr komplex, sodass die Fragestellung im Rahmen des Projektes nicht endgültig beantwortet werden kann. Dafür müssten ergänzend komplizierte Untersuchungsprogramme zusätzlich durchgeführt werden. Die Frage könnte zum Beispiel mithilfe einer mathematischen Simulation der Reinigungsprozesse beantwortet werden.

- *Zerfall der Flocken im Winter 2010 führte zur Erhöhung der CSB Konzentration im Ablauf der Anlage*

Die mikroskopischen Aufnahmen der Flocken der Kläranlage Oerlinghausen zeigen, dass im Spätherbst 2009 und Winter 2010 zahlreiche Flocken des Belebtschlammes zerfallen sind. Infolge dessen sind relativ viele freischwimmende Bakterien sichtbar gewesen (siehe Anlage 12.3). Es ist jedoch nicht klar, warum die Flocken zerfallen sind. Eine der möglichen Ursachen ist die Verringerung des Anteils an fadenförmigen Mikroorganismen, die zum Erhalt der Flockenstruktur vielleicht beigetragen haben.

- *Aufgrund des Betriebes des ÜS-Selekt-Verfahrens wurden die Flocken mit einem höheren Schlammdindex ausselektiert. Dadurch hat der Belebtschlamm einen teilweise granulösen Charakter angenommen, dessen Schlammdindex deutlich geringer war; die Verringerung ging bis ca. 60 ml/g, teilweise sogar bis 50 ml/g. Laut Aussage des Betriebspersonals ist die Sedimentation dieser Schlammfraktion viel schneller erfolgt, als die Sedimentation des „normalen“ Schlammes (was im Übrigen zentrales Ziel des Vorhabens war). Allerdings erfolgte diese Sedimentation schon in den unbelüfteten Phasen im Belebungsbecken (da die Anlage über keine Rührwerke im Belebungsbecken verfügt sondern*

nur über eine schnell laufende Brücke) wodurch nach Aussagen des Betriebspersonals der Schlamm in den oberen Bereichen des Beckens über eine geringere Biomassekonzentration verfügte.

Manche Belebungsanlagen völlig ohne granulöse Bestandteile weisen mindestens phasenweise Schlammindizes unter 60 ml/g auf, das gilt insbesondere für ausgeprägte so genannte plug-flow Anlagen und SBR-Anlagen. Die von LimnoTec geplante und schlüsselfertig errichtete kommunale SBR Kläranlage (60.000 EW) Heßheim in Rheinland-Pfalz weist im Mittel einen Schlamminde von ca. 50 ml/g auf, mit Mindest-Werten um die 40 ml/g ohne auch nur ansatzweise Granula zu produzieren.

Einige der von LimnoTec geplanten und errichteten SBR-Kläranlagen wiesen nach Inbetriebnahme Schlammindizes von über 100 ml/g auf. Alle diese Anlagen erwiesen sich als unterbelastet. Auf Veranlassung von LimnoTec wurde auf diesen Anlagen das DIC-SBR Verfahren (das sich durch 2 interne Zyklen pro Gesamtzyklus und somit abgeschwächter plug-flow Charakteristik) verändert in ein „normales SBR Verfahren mit nur einer Beschickung pro Zyklus (und somit Verstärkung der plug-flow Charakteristik). Ein bis zwei Monate nach Veränderung der Betriebsführung waren die Schlammindizes auf allen Anlagen auf 50 – 60 ml/g gesunken, ohne jedwedes Auftreten von Granula oder verringerter Reinigungsleistung. Bis zum heutigen Tage haben alle diese Anlagen diese „Niedrig-Schlammindex-Betriebsweise“ beibehalten.

Das ist der Hauptgrund dafür, dass die Projektverantwortlichen bei LimnoTec den starken Schlamminde-Abfall in Oerlinghausen erfreut zur Kenntnis genommen haben. Als das Betriebspersonal im Januar/Februar über verringerte Reinigungsleistungen berichtete, wurde dies anfänglich mit den sehr niedrigen Temperaturen korreliert. Kurz danach wurde jedoch der alte Überschuss-Schlammweg wieder aktiviert. Zu diesem Zeitpunkt wurde auch eine signifikante Menge an Granula-ähnlichen Flocken beobachtet.

Die obige Beschreibung des Betriebspersonals gibt aus Sicht von LimnoTec eine der Hauptursachen für die verringerte Reinigungsleistung wider: In den unbelüfteten Phasen hat das Fehlen eines Rührers an der Brücke zu einer ungenügenden Umwälzung geführt; dadurch ist das in dieser Zeit zufließende Abwasser ungenügend gereinigt worden und in diesem nur teilgereinigtem Zustand in die Nachklärung geleitet worden.

Man könnte im Nachhinein diesen speziellen Betriebszustand in Oerlinghausen als besonders ungünstige Voraussetzung für die Realisierung des ÜS-Selekt-Verfahrens betrachten.

In Kenntnis der geminderten Umwälzleistung während der unbelüfteten Phasen hätte viel stringenter die Belebung beobachtet werden müssen, insbesondere das Auftreten von Granula muss zu einem sofortigen Wechsel des ÜS-Selekt-Verfahrens zum „alten“ Verfahren führen, und zwar so lange, bis der Schlammindex wieder im „ungefährlichen“ Bereich ist. Deshalb hat LimnoTec auch von Beginn an darauf bestanden, dass jederzeit das Altverfahren wieder reaktiviert werden kann.

Dieser „ungefährliche Bereich“ scheint sich von Anlage zu Anlage zu unterscheiden. Auf allen bisher daraufhin beobachteten SBR Anlagen ist der gefährliche Bereich noch nie, noch nicht mal bei $ISV = 40 \text{ ml/g}$ erreicht worden.

In Oerlinghausen scheint dieser Bereich bei ca. $ISV = 60 - 70 \text{ ml/g}$ zu liegen. Mit ÜS-Selekt in Kombination mit dem Altverfahren die Anlage auf ca. 80 ml/g zu betreiben erscheint LimnoTec als gefahrlos und als eine extreme Verbesserung gegenüber einem Betriebszustand, in dem regelmäßig der Schlammindex über 150 ml/g und auch höher steigt.

Auf der KA Bad Salzuflen wurde das ÜS-Selekt-System nur sehr kurzzeitig erprobt. Dadurch können keine Aussagen über den Einfluss des Systems auf die Biologie des Belebtschlammes gemacht werden, als wenn das ÜS-Selekt-Verfahren so lange betrieben worden wäre, bis zu einer deutlichen Reduktion des Schlammindexes.

Auch auf Grund der Erfahrungen in Oerlinghausen kann allerdings folgendes abgeleitet werden:

1. Es gibt nicht die geringsten Hinweise darauf, dass eine Verringerung des Schlammindexes als solche die Reinigungsleistungen beeinträchtigt. Das ergibt sich schon aus den sehr großen natürlichen ISV-Schwankungen in Bad Salzuflen. So lange keine bedeutenden Mengen an Granulas selektiert werden (siehe Punkt 3 und 4) ist ein geringerer Schlammindex in Bad Salzuflen ausschließlich von großem Vorteil.

2. Das CSB/BSB5 Verhältnis im Zulauf zu den Belebungsbecken ist vergleichsweise sehr hoch. Dass trotzdem meistens zufrieden stellende Denitrifikationsleistungen erreicht werden, ist entsprechend bemerkenswert. Das ist allerdings nur möglich auf Grund eines sehr hohen V_D/V_{BB} Verhältnisses. Dadurch ist der Volumenanteil für die Nitrifikation sehr gering. Die erforderliche Nitrifikation zu gewährleisten kommt somit einer Gratwanderung gleich. Das wird auch sehr eindrucksvoll von den Ergebnissen der Gensonden-Tests belegt: Die Populationsstrukturen der Nitrifikanten unterliegt starken Schwankungen und ist in ihrer Zusammensetzung sehr ungewöhnlich.

Diese Rahmenbedingungen korrelieren mit der schon mehrfach aufgetretenen Nitrit-Problematik in Bad Salzuflen: Ein Einbruch der Nitrifikationsleistung beginnt meistens mit einem Nitrit-Anstieg, da die Nitrit-Oxidierer das schwächste Glied in der Kette der Nitrifikation sind.

Aus Sicht von LimnoTec kann das ÜS-Selekt-Verfahren diese Problematik entschärfen, da damit ein betrieblich höherer TS gefahren werden kann und die Gefahr der Auswaschung von Nitrifikanten somit verringert wird.

3. In Bad Salzuflen ist auch während der unbelüfteten Phasen eine Umwälzung möglich. Daher werden selbst geringe Anteile an Granulas keinen Schaden anrichten können. Durch eine Justierung des Schlammindexes auf Werte oberhalb der Granula-Grenze kann diese Problematik vollständig vermieden werden.

4. Die Nachklärbeckenproblematik stellt kein wirkliches Hindernis für die erfolgreiche Realisierung des ÜS-Selekt-Verfahrens dar: Mit Hilfe der Schlammspiegelmessung wird ÜS-Selekt geregelt betrieben. Wenn auf der Sohle eine nicht genügende Schlammschicht vorhanden ist, wird die klassische ÜS-Entnahme betrieben. Damit ist eine ideale Selbst-Regelung gegeben: Je geringer der Schlammindex wird, je weniger Effektiv kann (und braucht!) ÜS-Selekt betrieben werden.

10 Zusammenfassende Bewertung des Verfahrens

Die Trennschärfe der Belebtschlamm-Selektion in der konventionellen Nachklärung der Durchlaufanlagen ist in vielen Fällen nicht ausreichend. Dies betrifft besonders Anlagen mit schwankenden Belastungen sowie Anlagen die keine Reserven der Belastungskapazität insbesondere im Bereich der Nachklärung aufweisen. Besonders auf solchen Anlagen kann der Anstieg des Schlammindex zu ernsthaften Problemen führen.

Das ÜS-Selekt-Verfahren bietet ein großes Potenzial im Bezug auf die genauere Selektion des Belebtschlammes. Im Rahmen des Projektes wurde gezeigt, dass ÜS-Selekttschlamm (Schlamm in der Peripherie des Nachklärbeckens) meistens einen höheren Schlammindex hat, als gemischter Schlamm des Belebungsbeckens. Die Abtrennung dieser Schlammfraktion führt zu einer signifikanten Reduktion des Schlammindex. In wieweit durch die Schlammselektion auch Bakterienarten selektiert werden, die für den Kohlenstoffabbau und/oder die Nitrifikation wichtig sind, ist noch näher zu untersuchen, d.h. dass bei jedem Projekt eine Verringerung der Reinigungsleistung der Biologie grundsätzlich nicht auszuschließen ist.

Die Erfahrungen von Oerlinghausen zeigen, dass die Reduktion des ISVs bzw. angestrebter ISV-Wert an die jeweilige Anlage angepasst werden muss. Wenn die Anlage mit Rührtechnik ausgestattet ist, kann ISV bis auf den Wert von ca. 60 - 80 ml/g reduziert werden. Bei einer weiteren Reduktion besteht die Gefahr des Auftretens von granulären Schlamm, dessen Anteil am Gesamtbelebtschlamm mindestens begrenzt sein sollte.

Wie bei jedem Verfahren gibt es bestimmte Grenzen und Nebenwirkungen. Im Rahmen des Projektes konnten nicht alle begleitende Phänomene untersucht werden. Wir empfehlen in Zukunft die Nebenwirkungen gezielter zu untersuchen, insbesondere die Grenze des verfahrenstechnisch noch unbedenklichen Anteils an Granulas.

11 Literatur

- Ardern, E and Lockett, W.T. (1914):** Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. J. Soc. Chem. Ind. 33, 523
- ATV (2000):** Arbeitsblatt ATV A 131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 Einwohnerwerten“, Abwasser-technische Vereinigung ATV, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA) (Vertrieb), Hrsg., Hennef
- ATV (1997):** Merkblatt ATV M 210 „Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb“, Abwasser-technische Vereinigung ATV, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA) (Vertrieb), Hrsg., Hennef
- Bauer, H. (2003):** Untersuchung von Belebungsanlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung unter besonderer Berücksichtigung der Blähschlamm- und des Stabilisierungsgrades. In: Korrespondenz Abwasser (50) Nr. 12, S 1547-1557
- De Bruin, L:M:M., de Kreuk, M.K., van der Roest, H.F.R., Uijterlinde, C., van Loosdrecht, M.C.M. (2004):** Aerobic granular sludge technology; alternative for activated sludge. Wat. Sci. Tech., 49 (11-12), 1ff
- Eikelboom, D.H., Geurkink, B. (2001):** Filamentous micro-organism observed in industrial activated sludge plants. Wat. Sci. Tech., 46 (1-2), 535-542
- Etterer, T., Wilderer, P.A. (2001):** Generation and properties of aerobic granular sludge. Wat. Sci. Tech., 43 (3), 19ff
- EU-WRRL (2000):** 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
- Friedrich, H. (2005):** EU-Wasserrahmenrichtlinie (WWRL): Bestandsaufnahmen und Konsequenz aus Sicht der LAWA. Schriftenreihe Gewässerschutz Wasser Abwasser. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. S 3/1 – 3/11.
- Friedrich, H., Frotscher-Hoof, U. und Mertsch.V. (2005) (Hrsg.):** Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW. Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

- Hansen, J. und Schmitt, T.G. (2004):** Ein innovativer Ansatz zur Identifizierung und Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlammorganismen durch wissenschaftliche Methoden – das Projekt ZERBERUS. In: Korrespondenz Abwasser (51) Nr. 11, S 1233-1239
- Hausmann, R. und Mertsch, V. (2005):** Gewässerbelastungen aus Punktquellen in NRW. Schriftenreihe Gewässerschutz Wasser Abwasser. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. S 23/1 – 23/16.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, Z. and van Loosdrecht. (2000):** Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Scientific and technical report No 9, IWA Publishing, Great Britain, ISBN 1.900222.24.8
- Holm, N.C., Hellmeier, E., Overfeld, H. (1998):** Alles unter einem Dach. Das SBR-Verfahren – Abwasserklärung auf engstem Raum. abwasserREPORT (Abwasserberatung NRW) Nr. 3, S 3-5
- Holm, N.C., Schönfeld, A., Lünenschloß, H., Mennerich, A. (2000):** Betriebs- und Großtechnische Versuchsergebnisse mit dem DIC-SBR-Verfahren auf der Kläranlage Bruchmühlen. In: Korrespondenz Abwasser Nr. 1, S 73-81
- Holm, N.C., Rönner-Holm, S. (2002):** Einsatz der dynamischen Simulation zur Optimierung von Zyklus- und Betriebsstrategien beim SBR-Verfahren. 9. SIMBA-Anwendertreffen, Magdeburg S 1-8
- Holm, N.C., Rönner-Holm, S. (2003):** Kalibrierung und Validierung eines ASM1-SIMBA-Modells zur dynamischen Simulation einer großtechnischen SBR-Kläranlage – Ein Erfahrungsbericht. 10. SIMBA-Anwendertreffen, Freyburg/Unstrut
- Holm, N.C., Mennerich, A. and Rönner-Holm, S.G.E. (2005A):** Optimisation studies of a full-scale SBR wastewater treatment plant by dynamic simulation regarding characteristic population behaviour 4th IWA Activated sludge population dynamics specialist conference - microbial population dynamics in biological wastewater treatment, Queensland, Australia. Poster abstract Seite 337
- Holm, N.C., (2005B):** Optimierung von Prozessabläufen einer SBR-Anlage mittels dynamischer Simulation – Kosten und Nutzen für Betreiber. 6. Hannoversche Software-Tage
- Holm, N.C., (2006):** Zeitliche Variation des Alpha-Wertes in SBR-Anlagen. DWA Seminar: Belüftung von Belebungsbecken, Osnabrück S 1-8

- Kappeler, J. (2000):** Einsatz von organischen und anorganischen Zusatzstoffen zur Bekämpfung von Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum. In: KA Betriebs-Info (30) Nr. 4, S 963-965
- Kaste, A. und Kaiser, M. (2005):** Möglichkeiten und Grenzen der Niederschlagswasserversickerung. Schriftenreihe Gewässerschutz Wasser Abwasser. 38. Essener Tagung für Wasse- und Abfallwirtschaft. S 36/1 – 36/17.
- Klapwijk, A. and Temmink, H. (2004):** Scenarios of phosphorus recovery from sewage for industrial recycling. In: Phosin Environmental Technologies, Principles and Applications, IWA Publishing S 521-528
- Klausen, M.M., Thomsen, T.R., Nielsen, J.L., Mikkelsen, L.H. and Nielsen, P.H. (2004):** Variations in microcolony-strength of probe-defined bacteria in activated sludge. FEMS Microbial Ecology 50 (2): 123-132
- Kong, Y., Nielsen, J.L. and Nielsen, P.H. (2005a):** Identity and ecophysiology of uncultured Actinobacterial polyphosphate accumulating organisms in full-scale enhanced biological phosphorus removal plants. Appl. Environ. Microbiol. 71 (7): 4076-4085
- Kong, Y., Xia, Y., Nielsen, J.L. and Nielsen, P.H. (2005b):** Ecophysiology of a group of uncultured Gammaproteobacterial glycogen-accumulating organisms in full-scale EBPR wastewater treatment plants Environmental Microbiology. 71 4076-4085
- Larsen, P., Eriksen, P.S., Lou, M.A., Thomsen, T.R., Kong, Y., Nielsen, J.L. and Nielsen, P.H. (2005):** Floc-forming properties of polyphosphate accumulating organisms in activated sludge. Wat. Sci. Technol., 54 (1) 257-265
- Lee, D.J., Chen, G.W., Liao, Y.C., Hsieh, C.C. (1996):** On the freesettling test for for estimating activated sludge floc density. Water Research, Vol 30 No. , 541- 550
- Lemmer, H. und Schade, M. (2003):** Charakterisierung von Fadenbakterien zur Schaumbekämpfung in Belebungsanlagen. In: Korrespondenz Abwasser (50) Nr. 9, S 1152-1156
- Lemmer et al. (1998):** Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in Belebungsanlagen – Ursachen und Bekämpfung. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1 „Blähschlamm, Schwimmschlamm, biologische Zusatzstoffe“ im ATV-Fachauschuß 2.6. Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren. In: Korrespondenz Abwasser Heft 45 Nr. 10, S 1959-1968
- Li, X., Yuan, Y. (2002):** Settling velocities and permeabilities of microbial aggregates. Water Research, Vol 36 No. 12, 3110-3120

- Martins, A.M.P., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2003):** Filamentous bulking sludge – a critical review. *Water Research*, Vol 38, 793-817
- McSwain, B.S., Irvine, R.L., Wilderer, P.A. (2004):** The effect of intermittent feeding on aerobic granular structure. *Wat. Sci. Tech.*, 49 (11-12), 19ff
- Mertsch, V. und Geiger, W. (2005):** Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung unter Berücksichtigung des Schutzes von Boden und Grundwasser. *Schriftenreihe Gewässerschutz Wasser Abwasser*. 38. Essener Tagung für Wasse- und Abfallwirtschaft. S 35/1 – 35/17.
- Mertsch, V., Friedrich, H. (2002) (Hrsg.):** Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW. Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- Morgan-Sagastume, F., Larsen, P., Nielsen, L.J., Nielsen, P.H. (2008):** Characterization of the loosely attached fraction of activated sludge bacteria. *Water Research*, Vol 42, 843-854
- Mosquera-Corral, A., de Kreuk, M.K., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2005):** Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, Vol 39, 2676-2686f
- Rönner-Holm, S. und Holm, N.C. (2003):** Schlüsselfertiger Neubau der Gruppenkläranlage des Abwasserzweckverbandes Mittleres Eckbachtal AME nach dem DIC-SBR-Verfahren. *Umwelt-Report*, Rheinland-Pfalz 4
- Rönner-Holm, S. (2005A):** Dimensionierung eines Vorklärbeckens einer SBR-Anlage durch dynamische Simulation eines ASM1-Modells. 6. Hannoversche Software-Tage.
- Rönner-Holm, S. und Holm, N.C. (2005B):** Simulativer Vergleich von drei verschiedenen SBR-Verfahren auf einer großtechnischen Anlage. 12. SIMBA-Anwendertreffen, Lutherstadt Wittenberg.
- Rönner-Holm, S., Mennerich, A. and Holm, N.C. (2005C):** Dynamic simulation of a full scale SBR-plant: A usefull tool for further design and extension purposes. 4th IWA Activated sludge population dynamics specialist conference - microbial population dynamics in biological wastewater treatment, Queensland, Australia. Poster abstract Seite 342

- Rönner-Holm, S. und Holm, N.C. (2006):** Simulation einer hydraulisch überlasteten SBR-Anlage mit dem Ziel einer integrierten Optimierung mit Hilfe des ASM3-EAWAG-Modells. 13. SIMBA-Anwendertreffen, Wernigerode/Harz.
- Rönner-Holm, S.G.E., Mennerich, A. and Holm, N.C. (2006):** Specific SBR population behaviour as revealed by comparative dynamic simulation analysis of three full scale municipal SBR wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*, 54 (1), 71-80
- Schmid, M., Thill, A., Purkhold, U., Walcher, M., Bottero, J.Y., Ginestet, P., Nielsen, P.H., Wuertz, S., Wagner, M. (2003):** Characterization of activated sludge flocs by confocal laser scanning microscopy and image analysis. *Water Research*, Vol 37 No. 9, 2043-2052
- Seka, A.M., Van de Wiele, T., Verstraete, W. (2001):** Feasibility of a multi-component additive for efficient control of activated sludge filamentous bulking. *Water Research*, Vol 35 No. 12, 2995-3003
- Sobeck, D.C., Higgins, M.J. (2002):** Examination of three theories for mechanisms of cation-induced bioflocculation. *Water Research*, Vol 36 No. 3, 527-538
- Thomsen, T.R., Kong, Y. and Nielsen, P.H. (2006):** Ecophysiology of dominant denitrifying bacteria in activated sludge. Submitted
- Wagner, M., Loy, A., Nogueira, R., Purkhold, U., Lee, N. and Daims, H. (2002):** Microbial community composition and function in wastewater treatment plants. *Antonie Van Leeuwenhoek* 81: 665-680
- Wagner, M., Nielsen, P.H., Loy, A., Nielsen, J.L. and Daims, H. (2006):** Linking microbial community structure with function: Fluorescence *in situ* hybridisation-microautoradiography and isotope arrays. *Current opinion in Microbiology* 17 1-9
- Wanner, J. (1994):** Activated sludge bulking and foaming control. USA: Technomic Publishing Company, Inc.

12 Anlagen

12.1 Ergebnisse der Analyse der Betriebsdaten der Anlagen

12.2 Bericht über Optimierung der KA Bad Salzuflen

12.3 Bilder der mikroskopischen Untersuchungen des Schlammes

12.4 Bericht von Universität Aalborg Microbial Community Analysis of two Full-scale Wastewater Treatment Plants: Oerlinghausen & Bad Salzuflen