

Technische Universität München
Lehrstuhl für Wassergüte- und Abfallwirtschaft

**Bekämpfung von Schwimmschlamm,
verursacht durch *Microthrix parvicella***

Stefania Paris

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen
der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktor-Ingenieurs
genehmigten Dissertation.

Vorsitzender:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Theodor Strobl

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. Peter A. Wilderer, i.R.
2. Univ.-Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich
3. Prof. Dr. Ing. Jiri Wanner, DrSc., ICT Prague / Tschechien

Die Dissertation wurde am 19.08.2004 bei der Technischen Universität München
eingereicht und durch die Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen am
29.12.2004 angenommen.

KURZFASSUNG

Eigene Voruntersuchungen haben gezeigt, dass die Phänomene Schaum und Schwimmschlamm bei kommunalen Kläranlagen immer noch häufig auftreten. Hauptursache der Schaum- und Schwimmschlamm-Bildung ist nach wie vor das Massenwachstum des hydrophoben Fadenbakteriums *Microthrix parvicella*. Eine erfolgreiche Kontrolle dieses Mikroorganismus kann ausschließlich durch Einsatz einer spezifischen Bekämpfungsstrategie erreicht werden.

Seit einigen Jahren werden in der Praxis Fällungsmittel auf Aluminiumbasis gegen *M. parvicella* eingesetzt. Insbesondere haben sich saure Produkte wie Polyaluminium-(hydroxid)chlorid (PAC) und Aluminiumchlorid (AlCl_3) als wirkungsvoll erwiesen. Obwohl bisher mehrere Forschungsvorhaben durchgeführt wurden, konnte der komplexe Wirkmechanismus von Aluminium noch nicht vollständig aufgeklärt werden.

Zur Untersuchung der Wirksamkeit von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis wurden im Rahmen dieser Arbeit Batch-Versuche sowie Pilotversuche im halbtechnischen Maßstab durchgeführt. Unter kontrollierten Laborbedingungen (Batch-Versuche) konnte die unmittelbare Wirkung von Aluminium auf *M. parvicella* sowie auf Eigenschaften und Aktivität von Belebtschlamm untersucht werden. Weiterhin wurde die Dosis-Wirkungs-Beziehung bei kontinuierlicher Zudosierung einer AlCl_3 -Lösung in eine zweistraßige Belebungsanlage unter praxisnahen Bedingungen (Pilotversuche) erforscht und dabei Langzeitbeobachtungen aufgezeichnet. Um die Versorgung von *M. parvicella* mit langkettigen Fettsäuren zu sichern, wurde der Belebtschlamm mit kommunalem Abwasser beschickt, das mit Pflanzenöl und/oder Tween80 aufgestockt war.

Die Parallelversuche bewiesen eindeutig die Wirkung von Aluminium. Bei Zudosierung der AlCl_3 -Lösung stagnierte das Wachstum von *M. parvicella* und morphologische Veränderungen des Bakteriums traten auf. Darüber hinaus verbesserten sich die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes, die Hydrophobizität sowie die Schaumfähigkeit nahmen ab. Während der Zudosierung verminderte sich auch die Aktivität des Belebtschlammes. Bei unveränderten Randbedingungen nach Beendigung der Zudosierung wuchs *M. parvicella* erneut und Schwimmschlamm tritt wieder auf.

Es stellte sich heraus, dass die Mitfällung der lipophilen Stoffe eine wesentliche Rolle im Wirkmechanismus von Aluminium spielt. Durch Einschluss des hydrophoben Schlammanteils mit Aluminiumverbindungen nimmt die Hydrophobizität des Belebtschlammes ab. Gleichzeitig wird *M. parvicella* seine spezifische Nahrung entzogen. Die Zudosierung von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis stellt somit eine effiziente Bekämpfungsmöglichkeit von Schwimmschlamm beim vermehrten Auftreten von *M. parvicella* dar. Diese kann in der Praxis als Notmaßnahme eingesetzt werden, wenn kurzfristig keine Änderung der Betriebsführung der Kläranlage möglich ist. Um ein Massenwachstum von *M. parvicella* nach Beendigung der Zudosierung zu vermeiden, wird empfohlen, den Eintrag an Fette und Öle zu reduzieren.

ABSTRACT

Preliminary investigations showed that the occurrence of biogenous foam and floating sludge in municipal waste water treatment plants is a persistent phenomenon. The chief cause of foam and floating sludge formation is the large growth of the hydrophobic filamentous bacterium *Microthrix parvicella*. A successful reduction of this microorganism can exclusively be achieved through application of a specific control measure.

For the past few years, precipitants containing aluminium were applied in practice against *M. parvicella*. Application of acid precipitants such as polyaluminum (hydroxide) chloride (PAC) and aluminium chloride (AlCl_3) proved to be successful in the majority of cases. Though several research projects have been already carried out to clear up the complex effect mechanism of acid aluminium-based precipitants, a definitive explanation doesn't exist so far.

Within this work batch-experiments and pilot experiments were carried out to investigate the effect of AlCl_3 based precipitants. The immediate effect of aluminium on *M. parvicella* as well as the properties and physiology of activated sludge was studied under controlled laboratory conditions (batch experiments). Moreover, the dose-effect relationship by dosing a pure AlCl_3 solution into the activated sludge tank was investigated by a two line activated sludge pilot plant under practical conditions, and long-term observations were carried out. During the experiments the pilot plant was fed with municipal waste water added with vegetable oil and/or Tween80 to guarantee the supply of *M. parvicella* with long chain fatty acids.

Following addition of the AlCl_3 solution, *M. parvicella* growth stagnated, and morphological changes of the bacterium occurred. In addition, settle properties of activated sludge improved and hydrophobicity as well as foam capability decreased. During dosing, activated sludge activity also diminished. Long-term investigations showed that the effect of aluminium is not permanent. Under unvaried conditions, *M. parvicella* grew, and floating sludge occurred again after stopping the addition of the AlCl_3 solution.

It has been proven that the co-precipitation of lipophilic substances plays an essential rule in the effect mechanism of aluminium. The hydrophobicity of activated sludge decreases by inclusion of the hydrophobic sludge part by aluminium compounds. At the same time the specific food of *M. parvicella* gets removed. Consequently the addition of AlCl_3 based precipitants represents an efficient control measure against floating sludge caused by large occurrences of *M. parvicella*. It can be applied as an emergency measure in practice when operating conditions of the wastewater treatment plant cannot quickly be changed. To prevent excessive growth of *M. parvicella* after stopping the addition, the entry of grease must be decreased.

DANKSAGUNG

Die vorliegende Dissertation fertigte ich am Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Wasser-
güte- und Abfallwirtschaft der Technischen Universität München. Für die persönliche
Unterstützung und fachkundige Betreuung der Arbeit sei meinem Doktorvater, Herrn
Professor Peter A. Wilderer, herzlich gedankt. Herrn Professor Martin Faulstich, Lehr-
stuhl für Technologie Biogener Rohstoffe, und Jiri Wanner, Institut für Chemische
Technologie der Universität Prag, danke ich jeweils für die Übernahme des Zweit- und
Drittgutachtens.

Die Arbeit entstand im Rahmen eines Forschungsvorhabens, das durch das Bundes-
ministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert wurde. Die gute Zusammen-
arbeit sowie die zahlreichen Fachgespräche mit den Kooperationspartnern vom
Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft und vom Institut für Chemische
Technologie der Universität Prag trugen maßgeblich zum Gelingen des Projekts bei. Für
die Unterstützung bei den mikroskopischen Untersuchungen sei Frau Dipl.-Biol. George
Lind, Institut für Mikroskopische Analytik, gedankt. Allen Diplomanten sowie wissen-
schaftlichen Hilfskräften danke ich für die engagierte Mitarbeit bei der Durchführung der
Versuche.

Mein besonderer Dank gilt Frau Dr. Hilde Lemmer, Bayerisches Landesamt für Wasser-
wirtschaft, für ihr reges Interesse an den Untersuchungen und die fachliche Durchsicht
des Manuskripts. Frau Dipl.-Biol. Lisa Müller danke ich für die vielen fachlichen
Diskussionen und hilfreichen Anregungen. Herzlich bedanken möchte ich mich auch bei
Frau Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Lehrstuhl für Technologie Biogener Rohstoffe, für
die vielen Ratschläge während des „Zusammenschreibens“ und die stilistische Korrektur
des Manuskripts.

An dieser Stelle möchte ich Herrn Jell und sein Werkstattpersonal nennen. Dank ihrer
Sorgfalt bei der Fertigstellung der Pilotanlage und ihrer Unterstützung bei technischen
Problemen konnten die Untersuchungen erfolgreich durchgeführt werden. Weiterhin
danke ich dem Laborpersonal für die schnelle und zuverlässige Durchführung der
chemischen Abwasseranalysen und allen Kläranlagenbetreibern, die bei der Befragung
mitgemacht haben.

„Last but not least“ möchte ich mich bei allen Kollegen am Lehrstuhl herzlich bedanken,
die mir mit Rat und Tat zur Seite standen und für ein angenehmes Arbeitsklima sorgten.
Meinen Freunden und meiner Familie danke ich vor allem für die Geduld und die immer
wieder notwendige Unterstützung.

München, im Januar 2005

Stefania Paris

INHALTSVERZEICHNIS

KURZFASSUNG.....	III
ABSTRACT.....	IV
DANKSAGUNG.....	V
1. EINLEITUNG	1
2. STAND DES WISSENS	3
2.1 Definitionen.....	3
2.2 Klassifizierung der Fadenorganismen	4
2.2.1 Schwefel- und Hochlastbakterien	6
2.2.2 Niedriglastbakterien.....	8
2.3 Schaum- und Schwimmschlamm Bildung.....	8
2.3.1 Entstehung und Stabilisierung.....	8
2.3.2 Hydrophobizität und mikrobielle Adhäsionsprozesse.....	9
2.4 Auftreten von Schaum und Schwimmschlamm in kommunalen Kläranlagen: am Beispiel Bayern.....	13
2.4.1 Schaum- und Schwimmschlammereignisse	13
2.4.2 Dominante Fadenbakterien.....	15
2.4.3 Bekämpfungsmaßnahmen in der Praxis	17
2.5 <i>Microthrix parvicella</i>	19
2.5.1 Morphologische und taxonomische Charakterisierung.....	20
2.5.2 Physiologische Charakterisierung von Isolaten	20
2.5.3 Wachstumsbedingungen in kommunalen Kläranlagen	22
2.5.4 Bekämpfungsmaßnahmen	27
2.6 Einsatz von Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis zur Bekämpfung von <i>M. parvicella</i>	28
2.6.1 Fällungs- und Flockungsprozesse	28
2.6.2 Praxiserfahrungen bei der Bekämpfung von Schwimmschlamm	30
2.6.3 Spezifische Wirkung auf <i>M. parvicella</i> und Belebtschlammigenschaften.....	35
3. FRAGESTELLUNG UND ZIEL DER ARBEIT.....	37
4. MATERIAL UND METHODEN	38
4.1 Zweistraßige Belebungsanlage im halbtechnischen Maßstab.....	38
4.2 Substrat zur Anreicherung von <i>M. parvicella</i>	40
4.3 Verwendetes Fällungsmittel	42

4.4	Analytik und Schlammparameter	42
4.4.1	Charakterisierung der Standards	43
4.4.2	Berechnung der lipophilen Stoffe	44
4.5	Mikroskopische Untersuchungen	45
4.5.1	Probenahme	45
4.5.2	Mikroskopische Analyse	45
4.6	Hydrophobizität	46
4.6.1	MATH-Test	46
4.6.2	Vorbehandlung	48
4.6.3	Nachweis oberflächenaktiver Stoffe	51
4.7	Schaumfähigkeit	51
4.7.1	Bubble-Test	51
4.7.2	Alka-Seltzer-Test	54
4.8	Zehrungsmessungen	56
4.8.1	Grundatmung und maximale Substratatmung	56
4.8.2	Bestimmung der Hemmung	57
5.	ERGEBNISSE DER BATCH-VERSUCHE MIT ALUMINIUMCHLORID IN WÄSSRIGER LÖSUNG	58
5.1	Einfluss auf <i>M. parvicella</i> und freischwimmende Bakterienzellen	58
5.2	Einfluss auf lipophile Stoffe und Hydrophobizität	59
5.3	Einfluss auf die Schaumfähigkeit	62
5.4	Einfluss auf die Sauerstoffzehrung	65
5.5	Schlussfolgerung	66
6.	ERGEBNISSE DER HALBTECHNISCHEN PILOTVERSUCHE MIT ALUMINIUMCHLORID IN WÄSSRIGER LÖSUNG	68
6.1	Versuch 1: Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS-d)	68
6.1.1	Betriebsbedingungen	69
6.1.2	Ausgangssituation und Zudosierung	71
6.2	Versuch 2: Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS-d)	72
6.2.1	Betriebsbedingungen	73
6.2.2	Ausgangssituation und Zudosierung	74
6.3	Dosis-Wirkungs-Beziehung	75
6.3.1	Schaum und Schwimmschlamm	76
6.3.2	Morphologie und Häufigkeit von <i>M. parvicella</i>	80
6.3.3	Flockengröße und freischwimmende Bakterienzellen	85
6.3.4	Schlammvolumen- und Fädigkeitsindex	86
6.3.5	Hydrophobizität	88
6.3.6	Schaumfähigkeit	93

6.3.7	Flotationsneigung	96
6.3.8	Atmungsaktivität	99
6.3.9	Abbauleistung	103
6.4	Schlussfolgerung	105
7.	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	107
7.1	Wirkungsweise von Aluminium.....	107
7.2	Empfehlungen für die Praxis.....	111
7.3	Ziel weiterer Untersuchungen	112
8.	ZUSAMMENFASSUNG	114
9.	LITERATUR.....	116
ANHANG	125
A.1	Analyseverfahren.....	125
A.2	Pufferlösung	126
A.3	Schaumklassen	126
A.4	Berechnung des Schaumwerts.....	127
A.5	Abkürzungen	128

1 EINLEITUNG

Bei kommunalen Kläranlagen mit weitgehender Nährstoffelimination ist das Auftreten von Schaum und Schwimmschlamm ein bekanntes Phänomen, das oft mit schlechten Absetzeigenschaften des Belebtschlamm einhergeht. Typische Folgen der Schaum- und Schwimmschlamm-Bildung in Belebungs- und Nachklärbecken sind Betriebsstörungen und eine verminderte Reinigungsleistung. Schaumereignissen in Faulbehältern können ebenfalls zu einer Betriebsbeeinträchtigung führen. Mikroskopische Untersuchungen zeigten, dass bei Schaum und Schwimmschlamm-Bildung meistens ein vermehrtes Wachstum von Gram-positiven Fadenbakterien auftritt (Kunst et al., 2000; Lemmer und Lind, 2000).

Das Auftreten von biogenem Schaum und Schwimmschlamm nahm mit dem Ausbau der Kläranlagen zur weitgehenden Nährstoffelimination infolge der verschärften Anforderungen an die Ablaufqualität in den 80er Jahren zu. Anoxische und anaerobe Becken wurden für Denitrifikation und biologische Phosphorelimination eingeführt und die Anlagen im Niedriglastbereich betrieben. Die Verminderung der Belastung führte zu einer Verschiebung der Belebtschlamm-Biozönose von den Gram-negativen Hochlastbakterien zu den Gram-positiven Niedriglastbakterien mit häufig hydrophoben Zelloberflächen. Die Folge war eine verstärkte Bildung von Schaum und Schwimmschlamm (Eikelboom et al., 1998; Lemmer, 2001; Lemmer et al., 2003).

Bei früheren Erhebungen wurde beobachtet, dass in niedrigbelasteten kommunalen Kläranlagen mit weitgehender Nährstoffelimination das hydrophobe Fadenbakterium *Microthrix parvicella* der dominante Mikroorganismus bei Schaum- und Schwimmschlammereignissen ist (z.B. Knoop, 1997; Lind und Lemmer, 1998; Eikelboom, 2000). Auch heute ist dieses Bakterium noch der Hauptverursacher der Schaum- und Schwimmschlamm-Bildung (Hansen, 2003; Krhutková et al., 2003; eigene Erhebung). Aufgrund der ausgeprägten Konkurrenzfähigkeit dieses Bakteriums gegenüber den anderen Mikroorganismen der Biozönose erwies sich bis jetzt die spezifische Bekämpfung von *M. parvicella* als extrem schwierig.

Aus Praxiserfahrungen ist bekannt, dass durch Zudosierung bestimmter Fällungsmittel auf Aluminiumbasis das Massenwachstum von *M. parvicella* kontrolliert werden kann. Während der Einsatz von Fällungsmitteln auf Aluminiumsulfat- und Natriumaluminat-Basis meistens zu keinem Erfolg führt, haben Produkte mit Polyaluminium(hydroxid)-chlorid (PAC) und Aluminiumchlorid (AlCl_3) einen deutlichen Einfluss auf *M. parvicella*. Untersuchungen von Lebek (2003) zeigten, dass kein Unterschied in der Wirksamkeit dieser zwei Fällungsmittel besteht. Eine endgültige Erklärung der Wirkung von Aluminium steht allerdings noch aus.

In Rahmen dieser Arbeit wurden gezielte Untersuchungen zum Einfluss von Aluminium auf *M. parvicella* sowie auf Eigenschaften und Physiologie von Belebtschlamm durchgeführt. Da nur wenige Praxiserfahrungen mit Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis vorliegen,

wurde das Hauptaugenmerk der Untersuchungen auf den Einsatz einer reinen AlCl_3 -Lösung gerichtet. Zur Bestimmung der unmittelbaren Wirkung von Aluminium wurden im Vorfeld Batch-Versuche durchgeführt. Die Untersuchungsergebnisse dienen der Formulierung eines möglichen Wirkmechanismus von Aluminium. Um eine optimale Dosierungsstrategie zur Bekämpfung von Schwimmschlamm zu erarbeiten, wurde die Zudosierung der AlCl_3 -Lösung in einer Pilotanlage unter praxisnahen Bedingungen untersucht.

2. STAND DES WISSENS

2.1 Definitionen

Die Phänomene Blähschlamm, Schaum und Schwimmschlamm werden im Folgenden definiert. Man spricht von **Blähschlamm**, wenn der Schlammvolumenindex größer als 150 ml/g ist, und ein massenhaftes Auftreten von verschiedenen Fadenbakterien vorkommt (ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1, 1988). Es handelt sich dabei um einen sehr voluminösen Schlamm mit schlechten Absetzeigenschaften.

Schaum ist eine Dispersion von Gas in einer Flüssigkeit. Bei **Bioschaum** sind die Gasblasen mit einer Schlammschicht überzogen, die aus Mikroorganismen mit hydrophober Zelloberfläche besteht. Bioschaum kommt mit mittelgroßen bis großen Blasen vor, hat eine mittel- bis dunkelbraune Farbe und ist durch einen viskosen Charakter gekennzeichnet (Abb. 2.1). Oft bilden sich stabile Schaumschichten an der Wasseroberfläche, die durch Besprühung nicht zerstört werden können (Lemmer et al., 1998).



Abbildung 2.1: Erscheinungsbild von Schaum auf der Nitrifikationszone einer kommunalen Kläranlage: a) Übersicht; b) Nahaufnahme.

Schaum, der durch das Anlagern von Fadenbakterien an der Gas-Wasser-Grenzoberfläche verursacht wird, muss von anderen Schaumtypen wie Detergentschaum und Schaum, der während der Inbetriebnahme auftreten kann, unterschieden werden.

- **Detergentschaum** wird durch hohe Konzentrationen an Tensiden und organischen Kolloiden wie z.B. Blut im Zulauf verursacht. Er schillert bei Tageslicht bunt. Normalerweise verschwindet dieser Schaum, wenn der Eintrag der ursächlichen Substanzen abnimmt. Bleibt der Schaum erhalten, kann es zur Entwicklung von stabilem Bioschaum kommen (Pujol et al., 1991).
- **Während der Inbetriebnahme** einer Kläranlage kommt oft weißlicher Schaum vor, der zunächst rasch zunimmt. Es handelt sich dabei um eine Übergangs-

erscheinung, die durch nicht vollständig abgebaute organische Stoffe, insbesondere oberflächenaktive Substanzen, hervorgerufen wird. Dieser Schaum verschwindet, wenn der Belebtschlamm zur Reife gelangt (Jenkins et al., 1993).

Unter **Schwimmschlamm** versteht man eine Anreicherung flotierenden Schlammes auf der Wasseroberfläche (DIN-4045, 1985). Dabei bildet sich eine mehr oder weniger dichte und stabile Schlammdecke. Schwimmschlamm kann durch verschiedene Ursachen, wie wilde Denitrifikation, anaerobe Verhältnisse an der Sohle des Nachklärbeckens oder einen hohen Gehalt an Fetten im Schlamm, verursacht werden. In den meisten Fällen sind hydrophobe Fadenorganismen die Verursacher dieses Phänomens (Eikelboom, 2002). Bei einem massenhaften Auftreten fadenbildender Organismen bilden sich dichte Schwimmschlammsschichten (Abb. 2.2) mit einer Trockenrückstandskonzentration von bis zu 50 g/kg und höher.



(a)



(b)

Abbildung 2.2: Erscheinungsbild einer Schwimmschlammsschicht auf der Denitrifikationszone einer kommunalen Kläranlage: a) Übersicht; b) Nahaufnahme.

Schaum und Schwimmschlamm, die durch das vermehrte Auftreten von Fadenorganismen verursacht werden, sind zwei sich bedingende, durch gleiche Ursachen hervorgerufene Phänomene (Kunst et al., 2000). Zu Beginn der Flotation bilden sich oft große, dunkel gefärbte Blasen auf der Beckenoberfläche. Klumpt der Schaum zusammen, dann entsteht Schwimmschlamm (Eikelboom, 2002). Neben Schaum bzw. Schwimmschlamm kann außerdem Blähschlamm auftreten.

2.2 Klassifizierung der Fadenorganismen

Fadenorganismen gehören zur normalen Belebtschlamm-biozönose und tragen zur Abwasserreinigung bei. Treten sie allerdings in großer Menge auf, können sie Blähschlamm, Schaum und Schwimmschlamm verursachen. Im Belebtschlamm sind 30 unterschiedliche Fadenorganismen zu beobachten, wovon nur zehn bis 15 bei Bläh-

schlamm-, Schaum- und Schwimmschlammereignissen eine wichtige Rolle spielen (Eikelboom, 1975).

Tabelle 2.1: Klassifizierung der Fadenorganismen samt Selektionsfaktoren und Bekämpfungsmöglichkeiten (erweitert nach Lemmer und Lind, 2000; F/M: food to microorganism ratio).

	Blähschlamm		Schaum/Schwimmschlamm
	Schwefelbakterien	Gram-negative "high F/M"- Bakterien	Gram-positive "low F/M"- Bakterien
Fadenbakterien	Typ 021 N Typ 0914 <i>Thiothrix</i> spp. <i>Beggiatoa</i> spp.	<i>Sphaerotilus</i> spp. Typ 1701 <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> Typ 0961 Typ 1863	nocardioforme Actinomyceten <i>Microthrix parvicella</i> Typ 0041 / 0675 <i>Nostocoida limicola</i> I / II / III Typ 1851 Typ 0092 Typ 0803* Typ 0581 (<i>M. parvicella</i> -ähnlich)*
Selektionsfaktoren	Schwefelverbindungen in reduzierter Form im Zulauf Faulprozesse O ₂ -Mangel	B _{TS} = 0,2-0,5 kg BSB ₅ /(kg TS·d) N/P-Mangel O ₂ -Mangel volle Durchmischung	B _{TS} < 0,15 kg BSB ₅ /(kg TS·d) Hydrophobie der Zelloberfläche Hydrophobes Substrat Produktion von Biotensiden
Bekämpfung	Eliminierung der Schwefelverbindungen in reduzierter Form längere Belüftungszeiten Verkürzung der Aufenthaltszeit in der Vorklärung	Dosierung von Nährstoffen Einrichtung eines Substratgradienten oder Einbau eines „aeroben Selektors“	Nur wenige biologisch begründete Gegenmaßnahmen bekannt

* Eikelboom, 2000

Man kann zwischen drei unterschiedlichen Gruppen der Fadenorganismen unterscheiden: Schwefelbakterien und Fadenbakterien, die der Gruppe der Gram-negativen sowie der Gram-positiven heterotrophen Bakterien zugerechnet werden (Lemmer et al., 1998; Lemmer und Lind, 2000; Tab. 2.1). Schwefelbakterien können lösliches organisches

Substrat und Schwefelverbindungen in reduzierter Form verstoffwechseln. Gram-negative heterotrophe Bakterien sind vielfach an eine hohe Schlammbelastung angepasst. Sie werden auch „high F/M“-Bakterien (F/M: food to microorganism ratio; Hochlastbakterien) genannt. Ein massenhaftes Auftreten von fädig wachsenden Bakterien dieser zwei Gruppen führt meistens zu Blähschlammereignissen. Gram-positive heterotrophe Bakterien treten vermehrt bei einer niedrigen Schlammbelastung auf und werden dadurch als "low F/M"-Bakterien (Niedriglastbakterien) bezeichnet. Niedriglastbakterien werden hauptsächlich bei Schaum- und Schwimmschlamm-Bildung beobachtet. Beim Massenzwachsung dieser Bakterien kann auch Blähschlamm auftreten (Tab. 2.1).

2.2.1 Schwefel- und Hochlastbakterien

Das Auftreten von Schwefelbakterien deutet auf Schwefelverbindungen, die in reduzierter Form im Zulauf vorliegen, oder auf anaerobe Zustände in der Anlage hin. Solche Bakterien treten in Industrieanlagen mit sulfathaltigem Zulauf wie z.B. bei der Papierindustrie und in kommunalen Kläranlagen hinter langen Kanälen bzw. bei O₂-Mangel und Schlammablagerungen auf. Die Bekämpfung dieser Bakteriengruppe erfolgt durch Entfernung der Schwefelverbindungen im Abwasser und Erhöhung des Sauerstoffeintrags der Belüftung in der Anlage (Lemmer und Lind, 2000).

Fädig wachsende Hochlastbakterien können leicht abbaubares Substrat bei einer hohen Schlammbelastung effektiv aufnehmen. Sie kommen in volldurchmischten Becken kommunaler Kläranlagen mit einem verschobenen Nährstoffverhältnis mit Kohlenstoffüberschuss im Zulauf und bei O₂-Mangel bei Stoßbelastungen vor. Auch in kommunalen Anlagen mit einem hohen Industrieanteil, wie z.B. durch Lebensmittelindustrie und Gemüseverarbeitung, sind sie oft zu finden (ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1, 1988).

Eine hohe Schlammbelastung ($B_{TS} > 0,3 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$) und eine kurze Aufenthaltszeit des Belebtschlammes in den Belebungsbecken (Schlammalter zwischen 0,5 und 4,3 Tage) waren typische Betriebsbedingungen der Kläranlagen zu Beginn der Verbreitung des Belebungsverfahrens (Imhoff und Imhoff, 1979). Damals war der Kohlenstoffabbau das einzige Ziel der Abwasserreinigung. Unter diesen Bedingungen bestand die Belebtschlamm-Biozönose hauptsächlich aus Gram-negativen Bakterien mit hydrophilen Oberflächeneigenschaften. Im Belebtschlamm von Anlagen mit Blähschlammerscheinungen waren häufig Fadenmikroorganismen wie *Sphaerotilus* spp. und *H. hydrossis* sowie Schwefelbakterien wie *Thiothrix* spp. zu beobachten (Lemmer und Lind, 2000).

Um die Wachstumsvorteile von Gram-negativen Fadenbildnern gegenüber Flockenbildnern zu beschreiben, wurde in den 70er Jahren eine kinetische Selektionstheorie aufgestellt (Chudoba et al., 1973). Im Modell wird die Belebtschlamm-Biozönose als ein System zweier Wachstumsstrategen, der Flockenbildner und der Fadenbakterien, dargestellt, welche um das leicht abbaubare Substrat konkurrieren (Abb. 2.3).

In einem volldurchmischten Becken mit einer Belastung im Bereich von 0,2 bis 0,5 kg BSB₅/(kg TS·d) haben die Fadenbildner durch ihre hohe volumenspezifische Oberfläche und die höhere Aufnahmerate von löslichem Substrat (niedrige Halbwerts-konstante für das Substrat, K_S) sowie die höhere Sauerstoffaffinität (niedrige Halbwerts-konstante für den gelösten Sauerstoff, K_{DO}) Konkurrenzvorteile gegenüber den Flocken-bildnern. Die Flockenbildner verfügen aber über eine höhere maximale Substratent-fernungsrate, wodurch sie bei höheren Substratkonzentrationen Vorteile gegenüber den Fadenbakterien haben.

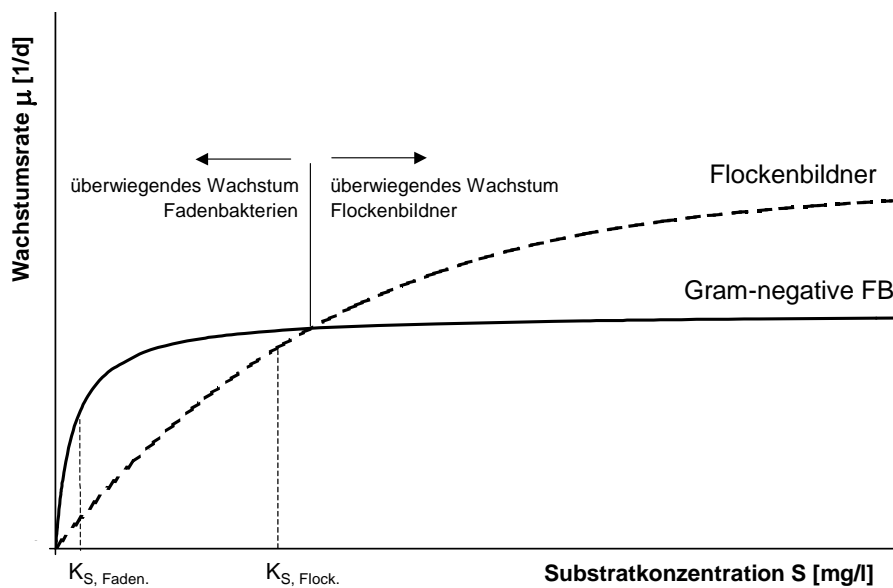


Abbildung 2.3: Wachstumsrate (μ) von Flockenbildnern und Gram-negativen Fadenbildnern (FB) in Abhängigkeit der Substratkonzentration (S). K_S = Halbwertskonstante. Kinetisches Selektionsmodell (Chudoba et al., 1973).

Als effiziente Bekämpfungsmaßnahme gegen Gram-negative Fadenbakterien kommt die Erhöhung der Schlammbelastung in einer vorgeschalteten Mischzone zum Einsatz. Dadurch wird das Wachstum der Flockenbildner unterstützt. Wirtschaftlich ist hier eine Kaskadierung der volldurchmischten Belebungsbecken, um die Mikroorganismen, die in der Belebungsanlage zirkulieren, periodisch hohen und niedrigen Substratkonzentrationen auszusetzen. Bei einem stark verschobenen Nährstoffverhältnis hilft oft die Zudosierung von Nährstoffen (ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1, 1988).

2.2.2 Niedriglastbakterien

Gram-positive heterotrophe Bakterien kommen vermehrt in kommunalen Anlagen mit weitgehender Nährstoffelimination bei Schlammbelastungen $< 0,15$ kg BSB₅/(kg TS·d)

vor. Dabei spielt das partikuläre Substrat eine wichtige Rolle. Niedriglastbakterien können Fette hydrolysieren (z.B. *M. parvicella*) und Substrat als Reserve einlagern. Unter Stressbedingungen wie Nährstoffmangel produzieren viele Gram-positive Bakterien oberflächenaktive Substanzen oder machen ihre Zelloberfläche hydrophob (z.B. nocardioforme Actinomyceten). Dadurch können sich diese Bakterien den Zugang zu Nährstoff (Fett)-angereicherten Grenzflächen verschaffen (Lemmer et al., 2003).

In modernen kommunalen Kläranlagen mit Schaum- und/oder Schwimmschlamm-bildung treten *M. parvicella* und nocardioforme Actinomyceten als die häufigsten Gram-positiven Fadenbildner der Belebtschlamm-biozönose auf. Diese sind bevorzugt in der flotierenden Schwimmschlammfraktion angereichert. Daneben findet man im Belebtschlamm *N. limicola* sowie Typ 0041/0675, Typ 1851 und Typ 0092 (Lind und Lemmer, 1998; Schade und Lemmer, 2002).

Für Niedriglastbakterien gilt die kinetische Selektionstheorie der Gram-negativen Bakterien nicht. Da die Gram-positiven Bakterien eine sehr flexible Stoffwechselaktivität haben und ihre Wachstumskinetik noch nicht vollständig geklärt ist, konnten bisher keine allgemein gültigen Bekämpfungsmaßnahmen formuliert werden (Lemmer et al., 2003).

2.3 Schaum- und Schwimmschlamm-bildung

2.3.1 Entstehung und Stabilisierung

Drei Faktoren spielen bei der Entstehung und Stabilisierung von Schaum und Schwimmschlamm eine wichtige Rolle (Lemmer et al., 1998).

- **Gasblasen:** Luftblasen, die durch Belüftungseinrichtungen eingetragen werden (Grobblasen), und/oder Stickstoffblasen, die als Endprodukt der Denitrifikation innerhalb der Flocke entstehen (Fein- und Mikroblasen). Gasblasen werden auch während der Faulung durch Entwicklung von Methan (CH_4) und CO_2 gebildet.
- **Oberflächenaktive Substanzen:** Detergentien und Tenside, die über den Zulauf in die Kläranlage gelangen, und/oder Biotenside, die unter Stressbedingungen von den Bakterien selbst produziert werden.
- **Hydrophobe Partikel:** Fette oder aliphatische Kohlenwasserstoffe, die durch den Zulauf ins Belebungsbecken gelangen, und/oder Organismen mit einer stark hydrophoben Zelloberfläche (fädige oder nicht fädige Mikroorganismen), die im System wachsen.

Eine Flotation des Schlamms wird durch das Anheften des Belebtschlammes an Gasblasen hervorgerufen (Abb. 2.4). Infolge der verringerten Schlamm-dichte kommen die Schlammflocken an die Wasseroberfläche. Dort sammeln sich auch die Gasblasen an, die mit einem dünnen Film an Belebtschlamm überzogen sind. Durch Anlagerung von

hydrophoben Partikeln sowie oberflächenaktiven Substanzen an der Grenzfläche Gas-Wasser werden diese stabilisiert.



Abbildung 2.4: Aufnahme einer Gasblase, die aus einer Schlammflocke entweicht. An der Grenzfläche Gas/Wasser befinden sich *M. parvicella*-Filamente. Nativpräparat: Phasenkontrast 125-fach.

In diesem Zusammenhang spielen Gram-positive Bakterien mit hydrophoben Oberflächeneigenschaften eine wichtige Rolle. In Anwesenheit von hydrophoben Mikroorganismen flotierte der Belebtschlamm an die Grenzfläche zwischen Wasser und Luft und schwimmt dann an der Wasseroberfläche (Lemmer und Lind, 2000; Kunst et al., 2000).

2.3.2 Hydrophobizität und mikrobielle Adhäsionsprozesse

Definition. Mit dem Begriff „hydrophob“ bezeichnet man Stoffe, die Wasser abstoßend bzw. nicht in Wasser löslich sind (Sauermost und Freudig, 1999). Es handelt sich dabei um unpolare Moleküle bzw. Molekülgruppen, die in Wasser durch eine schwache, nicht stöchiometrische und räumlich nicht gerichtete wechselseitige Anziehungskraft größere Aggregate oder Überstrukturen bilden (Römpp-Biotechnologie, 1992). Diese hydrophoben Wechselwirkungen spielen bei mikrobiellen Adhäsionsprozessen eine wichtige Rolle.

„Dejaguin, Landau, Verwey, Overbeek“ (DLVO)-Theorie. Zur Beschreibung der Mehrheit der mikrobiellen Adhäsionsphänomene und insbesondere der Phänomene der reversiblen Adhäsion eignet sich die DLVO-Theorie (van Loosdrecht et al., 1990). Diese beschreibt die physikochemische Wechselwirkung kolloidaler Partikel.

Kolloidteilchen sowie Schlammflocken sind meist negativ geladen und stoßen sich aufgrund elektrostatischer Repulsion ab. Gleichzeitig zu den Abstoßungskräften wirken auf die Partikel Anziehungskräfte. Diese physikochemischen Attraktion- und Repulsionskräfte umfassen „long-range,, Kräfte, wie die elektrostatische Interaktion und die Van-der-Waals-Kräfte, und „short-range“ Wechselwirkungen, wie die Dipol-Interaktion, die chemische Bindung und die hydrophoben Wechselwirkungen (McEldowney und Fletcher, 1986). Überwiegt die elektrostatische Abstoßung der gleich geladenen Partikel, dann können sich die Oberflächen nicht annähern und es findet keine Adhäsion statt. Kommen sich die Partikel näher und sind die Anziehungskräfte groß genug, dann erfolgt die Anheftung der Teilchen.

Es existieren zwei Entfernungen, bei denen eine Adhäsion möglich ist:

- 1) ein sekundäres Adhäsionsminimum, das oft labil und reversibel ist, wobei sich ein dünner Film zwischen den interagierenden Oberflächen befindet, und
- 2) ein irreversibles primäres Adhäsionsminimum (Abb. 2.5).

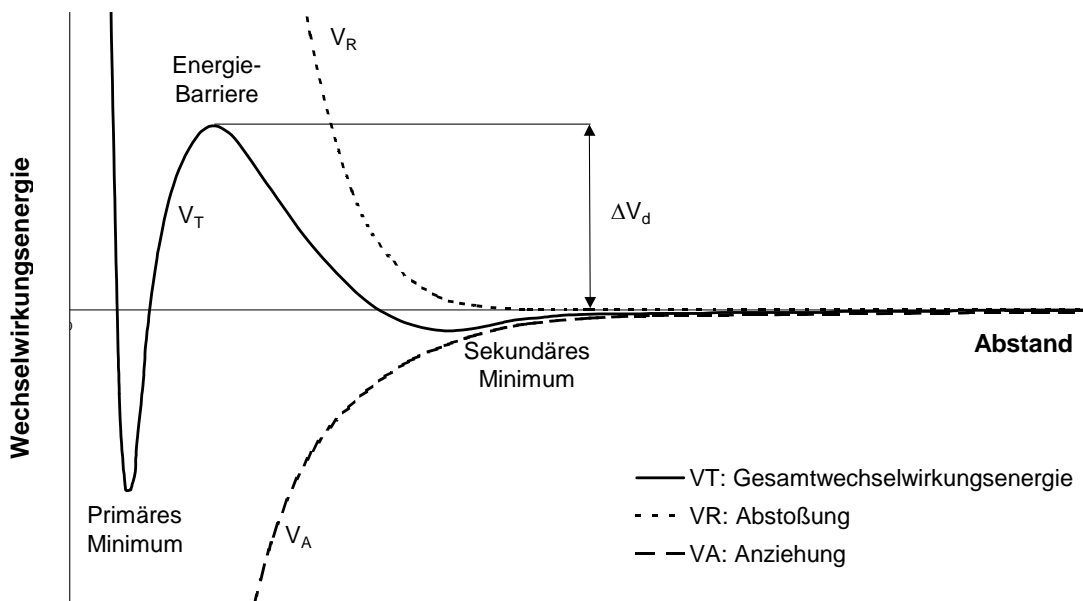


Abbildung 2.5: Wechselwirkung zwischen Partikeln nach der DLVO-Theorie (Frimmel, 2003).

Hydrophobe Bakterien. Bei der Anheftung von Bakterien an ihrem spezifischen Substrat oder bei der Anlagerung von „hydrophoben“ Mikroorganismen an Grenzflächen spielen neben den hydrophoben Eigenschaften auch die Oberflächenladung und die Struktureigenschaften der Zelloberfläche eine wichtige Rolle. Nach Jorand et al. (1998) bestimmen die hydrophoben Interaktionen zum größten Teil die Bildung von Bakterienaggregaten im Belebtschlamm. Die Gesamtheit der unterschiedlichen Interaktionen bei

mikrobiellen Adhäsionsprozessen ist allerdings äußerst kompliziert und bis heute noch nicht vollständig geklärt.

Die Zelloberfläche von Bakterien ist durch eine große strukturelle Heterogenität charakterisiert, die von Spezies zu Spezies sowie auch von Stamm zu Stamm unterschiedlich ist (Rosenberg und Kjelleberg, 1986). Sie besteht aus geladenen und ungeladenen sowie aus polaren und unpolaren Gruppen, die an einer Stelle der Bakterienzelle verdichtet oder auf die gesamte Zelloberfläche verteilt sein können (McEldowee und Fletcher, 1986). Es handelt sich dabei um Carboxyl-, Phosphat-, Amino- oder Guanidylgruppen (geladen) sowie Hydroxylgruppen wie Lipide und Lipopolysaccharide (ungeladen) (Noda und Kanemasa, 1986). Die Bildung dieser Gruppen ist von den Wachstumsbedingungen der Bakterien, wie Sauerstoffversorgung, Temperatur, Substratverfügbarkeit und Alter der Zellen, abhängig. So werden die Bakterien unter Substratmangel hydrophober (Kjelleberg und Hermansson, 1984), während bei Sauerstoffmangel sich generell die Hydrophobizität der Zelloberfläche vermindert (Palmgren et al., 1998). Kjelleberg et al. (1980) beobachteten eine Erhöhung der Hydrophobizität bei Zunahme des Zellalters. Außerdem verändern sich die hydrophoben Eigenschaften der Zelloberfläche in Zusammenhang mit dem physiologischen Zustand der Bakterien stark.

Ferner ist die Zelloberfläche durch eine heterogene Lage an Makromolekülen, die sogenannten extrazellulären polymeren Substanzen (EPS), umgeben. Diese entstehen durch Stoffwechsel bzw. Lyse der Mikroorganismen selbst (Proteine, DNA, Polysaccharide und Lipide) oder stammen aus dem Abwasser (Cellulose, Huminsäure u.a.). Da die EPS einen großen Bestandteil der Flocken bilden (30 bis 40 % der organischen Fraktion, während die Zellbiomasse nur 10 bis 15 % ausmacht; Frolund et al., 1996), beeinflussen sie durch ihre Zusammensetzung die Oberflächeneigenschaften des Schlammes sehr (Wilén et al., 2003). Jorand et al. (1998) stellten fest, dass ein bedeutender Anteil der EPS hydrophob ist und hauptsächlich aus Proteinen besteht. Wilén et al. (2003) beobachteten jedoch eine negative Korrelation zwischen den EPS-Proteinen und -Kohlenhydraten und den hydrophoben Eigenschaften des Schlammes. Offenbar beeinflussen die Randbedingungen, wie z.B. die Zulaufeigenschaften, die physikochemischen Eigenschaften der EPS stark.

Zwischen den negativ geladenen Gruppen der Bakterienzelloberfläche, der EPS sowie anorganischen Partikeln bestehen Brücken, die von zweiwertigen und/oder dreiwertigen Kationen wie Mg^{2+} , Ca^{2+} oder Fe^{3+} gebildet werden (Eriksson et al., 1992). Diese komplexe dreidimensionale Matrix, in der die Bakterien und die Partikeln eingebettet sind, bildet die chemische Struktur der Belebtschlammflocke (Abb. 2.6). Dabei ist es beinahe unmöglich, eine genaue Grenze zwischen der Zelloberfläche der Bakterien und der umliegenden Wasserphase zu identifizieren. Als Ergebnis der physikochemischen Interaktionen zwischen Bakterien, anorganischen Partikeln, EPS und multivalenten Kationen ergibt sich eine negativ geladene Flockenstruktur (Urbain et al., 1993).

Die Fähigkeit von Bakterien bzw. Bakterienaggregaten zur Adhäsion an Grenzflächen wird von der Zusammensetzung des flüssigen Mediums stark beeinflusst. Eine breite Palette von Verbindungen, die mit dem Zulauf oder durch eigene Produktion der Bakterien in die Wasserphase gelangen, können die Adhäsion zu hydrophoben Oberflächen vermindern bzw. begünstigen (Goldberg et al., 1990).

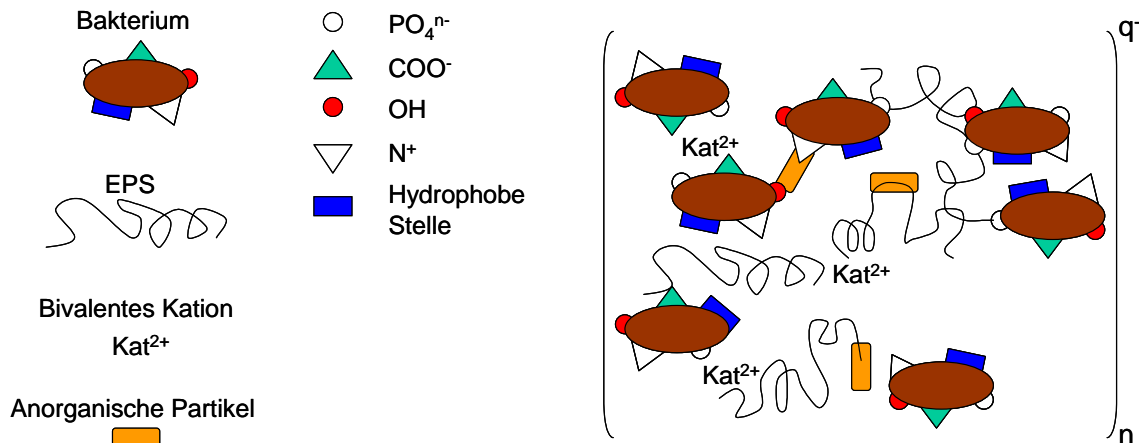


Abbildung 2.6: Schematische zweidimensionale Darstellung einer Belebtschlammflocke (Urbain et al., 1993).

Tenside. In Anwesenheit von amphipatischen Polymeren, wie Biotensiden (z.B. Lipopolysaccharide und Lipoteichonsäure) oder synthetischen Tensiden (kationischen, anionischen, amphoteren und nichtionischen Tensiden) spielen sowohl Wechselwirkungen zwischen den hydrophilen Molekülanteilen als auch hydrophobe Interaktionen zwischen den unpolaren Stellen von Tensid und Schlammflocke eine Rolle. Ist das Tensidmolekül mit seinem hydrophoben Anteil in die Zellwand verankert, dann kann die Zelloberfläche mit einer hydrophilen Grenzfläche eine Wechselwirkung eingehen. Das Tensid kann sich aber auch andersherum an der Zelloberfläche orientieren. In diesem Fall ist das hydrophobe Ende nach außen gerichtet und kann mit einer hydrophoben Grenzfläche interagieren (Neu, 1996).

Elektrolyte. Auch bei der Zugabe von Elektrolyten wird die Adhäsion beeinflusst. Die Ionen des dissoziierten Elektrolyts haben möglicherweise einen direkten Einfluss auf die adhäsive Fähigkeit des Schlamms, sowohl durch Beeinflussung der elektrostatischen Wechselwirkungen wie bei Abschirmung oder Querverbindung von geladenen Gruppen, als auch durch Modifizierung der Konformation der extrazellulären Zelloberfläche. Diese beiden Prozesse können, je nach adhäsiver Eigenschaft, die Adhäsion fördern bzw. reduzieren. Alternativ können Kationen die Anheftung durch Querverbindung der anionischen Gruppen von Bakterium und Substrat begünstigen (McEldowney und Fletcher, 1986).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sowohl hydrophoben als auch elektrostatischen Wechselwirkungen zur Adhäsion beitragen. Die Eigenschaften und der physiologische Zustand des Bakteriums, die Grenzoberfläche und die Milieubedingungen, wie z.B. Elektrolyt- und Tensidkonzentration oder pH-Wert, beeinflussen maßgeblich die mikrobiellen Adhäsionsprozesse.

2.4 Auftreten von Schaum und Schwimmschlamm in kommunalen Kläranlagen: am Beispiel Bayern

Anhand einer eigenen Voruntersuchung im Zeitraum November 2002 bis Mai 2003 wurden das Auftreten und das Ausmaß von Schaum- und Schwimmschlammereignissen in bayerischen kommunalen Kläranlagen erfasst. Durch mikroskopische Untersuchungen konnten auch die Schaum verursachenden Fadenbildner identifiziert werden.

2.4.1 Schaum- und Schwimmschlammereignisse

Die Erhebung von 48 Kläranlagen ergab, dass immer noch viele kommunale Kläranlagen (38 %) unter starker Schaum- und Schwimmschlamm-Bildung biogenen Ursprungs leiden (Abb. 2.7). Kontinuierlich beschickte Anlagen, SBR-Anlagen sowie Anlagen mit schwebendem Aufwuchsmaterial im Belebungsbecken wiesen Schaum- bzw. Schwimmschlamm-Bildung im Belebungs- bzw. Nachklärbecken auf. Eine große Anzahl der Anlagen mit anaerober Schlammbehandlung (62 %) hatten gleichzeitig auch schäumende Faulbehälter. Dies deutet darauf hin, dass die Zugabe des mit Fadenorganismen angereicherten Überschussschlammes in den Faulbehälter das Schäumen des Faulturms verursacht, wie bereits Untersuchungen von Dittrich (2000) zeigten. Nur bei einer Kläranlage kam Schaum lediglich im Faulturm vor (Abb. 2.7). Dort war die Schaumbildung nicht organismenbürtig, sondern vielmehr abwasserbürtig, da die Anzahl der Fadenorganismen in der Wasserphase von Belebtschlamm und flotierender Schlammfraktion des Faulturms gering war (Fädigkeitsindex von 1 bis 2).

Die Ausbaugröße der Kläranlagen mit biogenem Schaum bzw. Schwimmschlamm lag zwischen 950 und 250.000 Einwohnerwerte (EW). Die meisten Anlagen waren durch eine niedrige Schlammbelastung ($B_{TS} < 0,2 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$) charakterisiert, besaßen eine mechanische Vorbehandlung des Abwassers mit Fettfang und Vorklärbecken und betrieben eine weitgehende Stickstoff- und Phosphor-Elimination. Der Sauerstoffeintrag erfolgte vorwiegend über Druckluftbelüfter, die das Einhalten einer hohen Sauerstoffkonzentration ($> 2,0 \text{ mg/l}$) in der aeroben Zone ermöglichten. Weiterhin besaßen die meisten Anlagen eine anaerobe Schlammbehandlung. Dabei erfolgte eine nicht gesteuerte Rezirkulation des Prozesswassers zur biologischen Stufe.

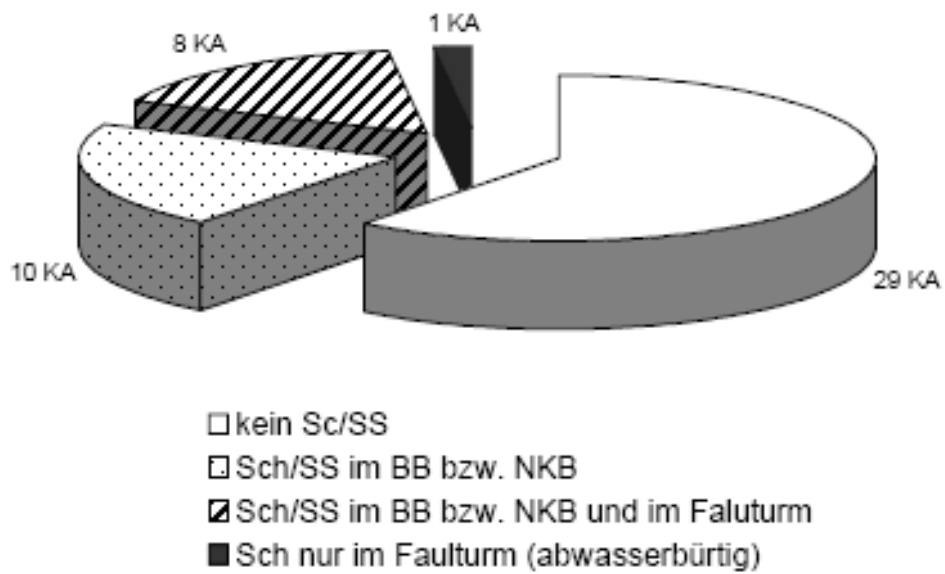


Abbildung 2.7: Auftreten von Schaum (Sch) und/oder Schwimmschlamm (SS) in kommunalen Kläranlagen in Bayern (Ergebnisse der Voruntersuchung, 48 Kläranlagen (KA); BB: Belebungsbecken, NKB: Nachklärbecken).

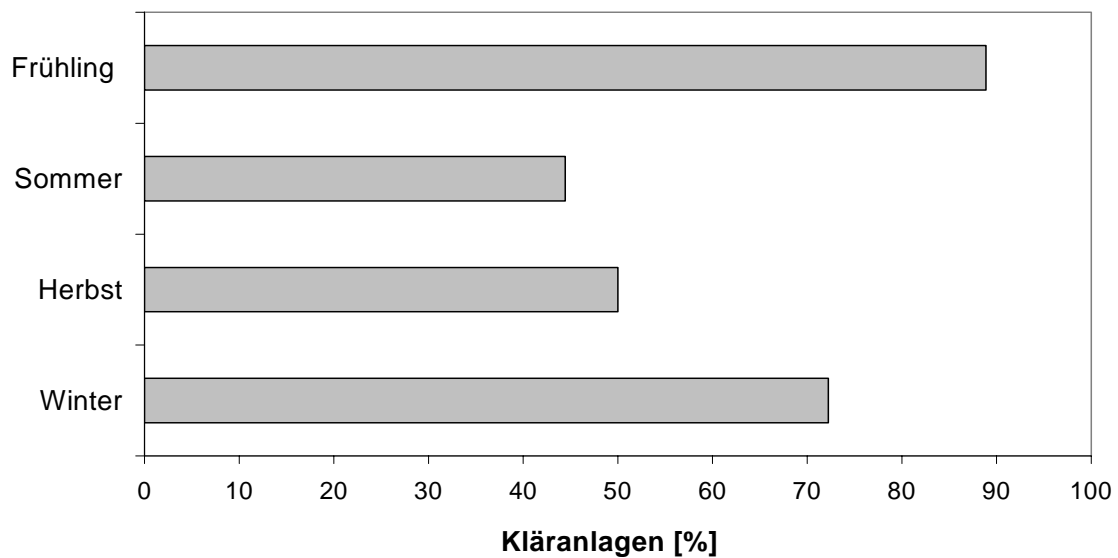


Abbildung 2.8: Saisonales Auftreten von Schaum und/oder Schwimmschlamm (Ergebnisse der Voruntersuchung, 18 Kläranlagen).

Der typische saisonale Rhythmus beim Auftreten von Schaum und Schwimmschlamm (Pujol et al., 1991; Lind und Lemmer, 1998; Kunst et al., 2000; Eikelboom, 2000) hat

sich bei der vorliegenden Voruntersuchung bestätigt. Nach Angaben des Kläranlagenpersonals litten kommunale Anlagen am meisten im Frühjahr und Winter unter Schaum- und Schwimmschlammbildung. Im Sommer wurden weniger als die Hälfte der Anlagenbetreiber mit Schaum- und Schwimmschlammbildung konfrontiert (Abb. 2.8).

Durch mikroskopische Untersuchungen konnte ein Zusammenhang zwischen der Oberflächenbedeckung der Belebung mit Schaum bzw. Schwimmschlamm und der Anzahl der Fadenorganismen in der Wasserphase des Belebtschlamm (Fädigkeitsindex) beobachtet werden. Die meisten Anlagen, die starke Schaum- bzw. Schwimmschlammbildung aufwiesen (Bedeckung größer als 50 %), waren durch Belebtschlämme mit einem Fädigkeitsindex von drei oder größer charakterisiert. Außerdem wurde festgestellt, dass die Dichte der Filamente im flotierenden Schlamm meistens höher war als im Belebtschlamm. Dies spricht für eine Anreicherung der Fadenbildner im Schaum bzw. Schwimmschlamm, wovon auch andere Autoren berichteten (Pujol et al., 1991; Eikelboom, 2000).

2.4.2 Dominante Fadenbakterien

Die mikroskopische Untersuchung der fädigen Schlämme ergab, dass *M. parvicella* immer noch der Hauptverursacher von Schaum und Schwimmschlamm ist. In den untersuchten Belebtschlämmen war dieses Bakterium der am häufigsten auftretende und dominante Fadenorganismus (Abb. 2.9). Er kam meist angereichert in der Schaum- und Schwimmschlammfraktion vor. Dieses Ergebnis stimmt mit weiteren in Deutschland durchgeführten Untersuchungen überein (Knoop, 1997; Lind und Lemmer, 1998; Hansen, 2003). Bei Erhebungen, die kürzlich in Tschechien (Krhutková et al., 2003) und in anderen europäischen Ländern (Madoni et al., 2000; Eikelboom, 2000) durchgeführt wurden, war *M. parvicella* ebenso das dominante Fadenbakterium im Belebtschlamm. Im Gegensatz dazu stellten Blackall et al. (1991) fest, dass in Kläranlagen aus Queensland, Australien, nocardioforme Actinomyceten dominant waren, während *M. parvicella* nur selten die Biozönose dominierte (Tab. 2.2).

Bei der vorliegenden Voruntersuchung kam *M. parvicella* bei allen Anlagen mit $ISV \geq 150$ ml/g stark dominant vor. Dies bestätigt die Beobachtung vieler Autoren (Rossetti et al., 1994; Wanner et al., 1998; Madoni et al., 2000), wonach *M. parvicella* sowohl Schaum bzw. Schwimmschlamm als auch Blähschlamm verursacht.

Des Weiteren traten nocardioforme Actinomyceten mit einer geringeren Häufigkeit im untersuchten Belebtschlamm als dominant auf (Abb. 2.9) und waren im Schaum bzw. Schwimmschlamm immer angereichert. Bei drei von vier Anlagen mit nocardioformen Actinomyceten hatten die Schwimmschlämme eine Populationsdichte, die eine bis zwei Kategorien größer als die von den jeweiligen Belebtschlämmen war. Die Beobachtung der starken Anreicherung von nocardioformen Actinomyceten gegenüber *M. parvicella* im flotierenden Schlamm stützt die Hypothese von Müller et al. (2005), dass, bei den

nocardioformen Actinomyceten ein aktives Wachstum in der Schwimmschicht stattfindet, während *M. parvicella* in der Belebtschlamm-Biozönose wächst und durch Flotation an die Oberfläche gelangt.

Tabelle 2.2: Internationaler Vergleich der dominanten Fadenorganismen. Erhebungen ab 1990.

Land	Anteil der KA mit Sch bzw. SS [%]	Anzahl KA mit mikroskopischen Untersuchungen	Dominanter Faden im BS	Literaturquelle
Australien (östlicher Teil)	66	66	<i>M. parvicella</i> *	Seviour et al., 1990
Australien (Queensland)	92	46	NOC (NALO, PTLO)*	Blackall et al., 1991
Dänemark	k.A.	102	<i>M. parvicella</i>	Eikelboom et al., 1998
Deutschland	k.A.	41	<i>M. parvicella</i>	Knoop, 1997
Deutschland	75	32	<i>M. parvicella</i>	Lind und Lemmer, 1998
Deutschland	k.A.	40	<i>M. parvicella</i>	Hansen, 2003
Deutschland	38	18	<i>M. parvicella</i>	Eigene Untersuchung
Frankreich	20	58	<i>M. parvicella</i>	Pujol et al., 1991
Italien	k.A.	39	<i>M. parvicella</i>	Rossetti et al., 1994
Italien	50	167	<i>M. parvicella</i>	Madoni et al., 2000
Niederlande	k.A.	72	<i>M. parvicella</i>	Eikelboom et al., 1998
Niederlande	54 ¹⁾	70 ²⁾	<i>M. parvicella</i>	Eikelboom, 2000
Tschechien	30	24	<i>M. parvicella</i>	Wanner et al., 1998
Tschechien	60	47	<i>M. parvicella</i>	Krhotková et al., 2003

Legende:

Sch = Schaum; SS = Schwimmschlamm; BS = Belebtschlamm; KA = Kläranlage

* im Schaum bzw. Schwimmschlamm; ¹⁾ nur Umlaufbecken; ²⁾ im Frühjahr

NOC = nocardioforme Actinomyceten; PTLO = pine tree like organisms

NALO = *Nocardia amarae* like organisms

Weitere dominante Fadenorganismen in den untersuchten Belebtschlämmen waren die Niedriglastbakterien Typ 0092, Typ 0041/0675, *N. limicola I* und *N. limicola II*-ähnliche

Organismen (Abb. 2.9). Eine Anreicherung von Typ 0092, *N. limicola II* und *N. limicola III*-ähnlichen Organismen in der Schaum- und Schwimmschlammfraktion wurde nicht beobachtet.

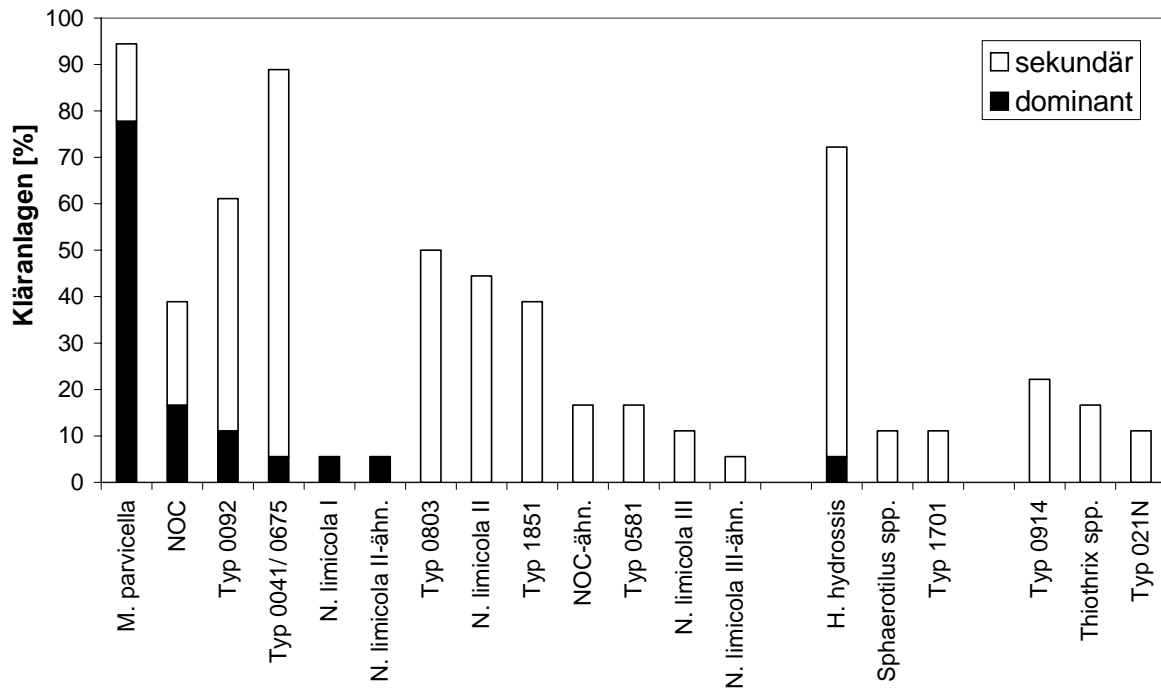


Abbildung 2.9: Auftreten der Fadenbakterien im Belebtschlamm (Ergebnisse der Voruntersuchung, 18 Kläranlagen; NOC = nocardioforme Actinomyceten).

In den fädigen Belebtschlämmen wurden typische Zusammensetzungen der Biozönose beobachtet. Als co-dominante Fadenbakterien von *M. parvicella* kamen jeweils Typ 0092, nocardioforme Actinomyceten und Typ 0041/0675 vor. Außerdem trat Typ 0041/0675 meistens als Begleitorganismus (sekundär) von *M. parvicella* (dominant) auf.

2.4.3 Bekämpfungsmaßnahmen in der Praxis

Man unterscheidet prinzipiell zwischen spezifischen und unspezifischen Bekämpfungsmaßnahmen gegen Schaum- und Schwimmschlammbildung. Unspezifische Maßnahmen setzen an den Symptomen an und versuchen, diese zu reduzieren. Dabei bleibt die eigentliche Ursache des Phänomens, das bevorzugte Wachstum von Fadenorganismen, unberührt. Die Wirkung unspezifischer Bekämpfungsmethoden ist daher meistens begrenzt. Kurz nachdem die Maßnahme abgesetzt wird, treten Schaum bzw. Schwimmschlamm erneuert auf (Gaul und Kunst, 2002).

Bei spezifischen Maßnahmen handelt es sich um gezielte Veränderungen der Verfahrensführung, die eine selektive Unterdrückung der dominanten Fadenorganismen ermöglichen. Dabei ist die genaue Kenntnis der Wachstumsbedingungen und Selektionsmechanismen der Fadenbakterien im Belebtschlamm notwendig (Dittrich, 2000; Kunst et al., 2000).

Voraussetzung für die Auswahl einer adäquaten Bekämpfungsmaßnahme ist die Bestimmung der in der Belebtschlamm-Biozönose dominanten Fadenorganismen. Bei der eigenen Befragung ergab sich, dass das Kläranlagenpersonal den Belebtschlamm meistens regelmäßig mikroskopisch untersuchte. Die Untersuchungen beschränkten sich aber oft auf die Bestimmung der Struktur der Flocken. Eine detaillierte Analyse der Belebtschlammpopulation erfolgte nur selten.

Die Erhebung zeigt, dass bei der Bekämpfung viele Kläranlagenbetreiber allgemein gegen Schaum und/oder Schwimmschlamm vorgehen. Die meist angewandte Bekämpfungsmaßnahme war das Besprühen der Schaum- bzw. Schwimmschlamm-schicht mit Wasser (Tab. 2.3). Damit ließ sich der Schaum bzw. Schwimmschlamm kurzzeitig reduzieren, eine dauerhafte Beseitigung erfolgte jedoch nicht. Bei Schwimmschlammereignissen wurde oft die Schwimmschlammdecke von der Beckenoberfläche abgezogen. Nur bei einer Entsorgung des Materials konnte eine Verminderung der Schwimmschlamm-Bildung beobachtet werden. Die Rückführung des mit Fadenorganismen angereicherten Schlammes in die Belebungsstufe und in die Faulbehälter führte an beiden Orten zum verstärkten Schäumen.

Tabelle 2.3: Bekämpfungsmaßnahmen gegen Schaum und/oder Schwimmschlamm im Bereich der Belebung (Ergebnisse der Voruntersuchung, 18 Kläranlagen).

Bekämpfungsmaßnahmen	Anzahl [-]	Erfolg*
Besprühen mit Wasser	15	-
Abzug der Schwimmschlammdecke und Kreislaufführung	6	-
Abzug der Schwimmschlammdecke und Entsorgung	2	+
Zugabe von Flockungs- oder Fällungsmitteln	5	+
Einsatz von Entschäumern	1	-
Beeinflussung des Schlammalters	1	-/+
Schaffung eines Substratgradienten	1	-/+

* - = Erfolg in < 60% der Fälle

-/+ = nicht immer bzw. nur kurzzeitig erfolgreich

+ = Erfolg in > 60% der Fälle

Durch den Einsatz von aluminiumhaltigen Fällungsmitteln wurde bei vier Anlagen ein deutlicher Rückgang von Schaum und Schwimmschlamm erreicht. Dabei war *M. parvicella* der dominante Fadenorganismus. Auch die Zugabe von Kalk bei einer Anlage führte zu positiven Ergebnissen. Im Gegensatz dazu hatte der Einsatz von Entschäumern (Polymere) bei einer Kläranlage lediglich eine kosmetische Wirkung und zeigte kaum Erfolg gegen stabilen Schaum und Schwimmschlamm. Die Schaffung eines Substratgradienten über eine Kaskade hinweg sowie die Beeinflussung des Schlammalters wurde jeweils bei einer Anlage durchgeführt. Dabei konnte keine eindeutige Wirkung auf Schaum und Schwimmschlamm beobachtet werden (Tab. 2.3).

2.5 *Microthrix parvicella*

Der heute als *Microthrix parvicella* bekannte fadenbildende Mikroorganismus wurde zum ersten Mal 1969 von Pasveer beobachtet und als *Escherichia coli* identifiziert. Farquhar und Boyle verwechselten 1971 die langen gewundenen Gram-positiven Filamente mit Milchsäurebakterien. Erst einige Jahre danach beschrieb van Veen (1973) das Fadenbakterium sorgfältig und verlieh ihm den bekannten Namen *Microthrix parvicella* (Abb. 2.10). Einen weiteren Beitrag zur Beschreibung der Morphologie dieses Bakteriums lieferte Eikelboom (1975); eine genaue physiologische Charakterisierung erfolgte durch Slijkhuis (1983 a, b).

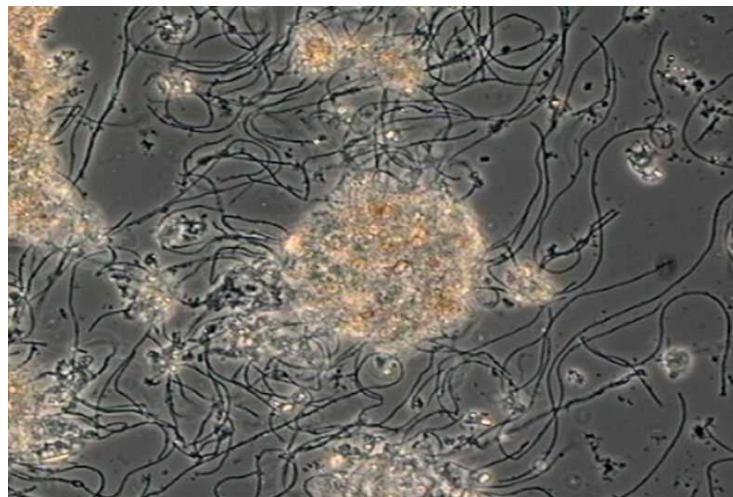


Abbildung 2.10: Typische Erscheinungsform von *M. parvicella* als langer Faden. Nativpräparat 500-fach.

2.5.1 Morphologische und taxonomische Charakterisierung

Beschreibung. *M. parvicella* tritt in seiner typischen Erscheinungsform als langer gewundener Gram-positiver Faden auf, der sich frei im Wasser befindet oder in/um die

Flocken gewunden vorliegt (Van Veen, 1973). Die Fäden sind unverzweigt und unbeweglich. Sie haben einen variablen Zelldurchmesser von 0,7 bis 1,5 μm bzw. 0,3 bis 0,7 μm (Van Veen, 1973) und sind zwischen 300 und 500 μm lang (Eikelboom, 1975). Eine Scheide ist nicht erkennbar (Eikelboom, 2000; Kunst et al., 2000). Nach Pujol et al. (1991) zeigt der Faden eine Art Hülle, die kurze leere Zwischenräume umschließt. Diese Lücken stellen mögliche Bruchstellen dar. *M. parvicella* färbt sich Neisser-positiv und speichert Polyphosphate in Form von Granula in der Zelle (Eikelboom, 1975). Das Bakterium weist keine Schwefeleinlagerungen auf (Eikelboom, 2000). Unter bestimmten Milieu- und Substratbedingungen kann *M. parvicella* als kurzer Faden auftreten. So beeinflussen z.B. Schlammbelastung und Temperatur die morphologische Erscheinungsform des Bakteriums.

Taxonomische Einordnung. Lange wurde die taxonomische Zuordnung von *M. parvicella* diskutiert. Blackall et al. (1994) konnten anhand der Sequenz der 16S rRNA das Fadenbakterium in einen Unterstamm der Gruppe der Actinomyceten phylogenetisch einreihen. Das italienische *M. parvicella*-Isolat von Rossetti et al. (1997) wies die gleiche phylogenetische Position wie das australische Isolat auf. Dies deutet darauf hin, dass dieses Bakterium weltweit mit den gleichen Sonden detektierbar ist (Lemmer et al., 2002). Allerdings ist *M. parvicella* in Kultur schwer haltbar, so dass bis heute zu geringe phänotypische und chemotaxonomische Kenntnisse vorliegen, um ihm einen Artnamen im Sinne des bakteriologischen Codes des International Committee of Systematic Bacteriology (ICSB) zu geben. Blackall et al. (1996) schlugen als systematischen Namen für *M. parvicella* bis zur Namengebung die Bezeichnung „*Candidatus* *Microthrix parvicella*“ vor. In der Abwasserbranche ist dieses Bakterium weiterhin als *Microthrix parvicella* bekannt und wird zumeist aufgrund seiner morphologischen Eigenschaften mikroskopisch identifiziert.

2.5.2 Physiologische Charakterisierung von Isolaten

Über die Physiologie von *M. parvicella* sind nur relativ geringe Informationen vorhanden. Im Folgenden werden die physiologischen und wachstumskinetischen Hauptmerkmale des Fadenbakteriums beschrieben, die durch Reinkulturversuche gewonnen wurden.

Elektronenakzeptor. Untersuchungen mit Reinkulturen zeigten, dass *M. parvicella* ein strikt aerobes Fadenbakterium ist (Slijkhuis, 1983 a; Tandoi et al., 1998; Rossetti et al., 2002), das eine hohe Sauerstoffaffinität (kleine Halbwertskonstante für den gelösten Sauerstoff, K_{D0}) besitzt (Slijkhuis, 1983 a; Tandoi et al., 1998).

Kohlenstoffquelle. Bezüglich der Nahrungsbedürfnisse von *M. parvicella*-Isolaten liegen zum Teil widersprüchliche Literaturangaben vor. Untersuchungen mit Reinkulturen von Slijkhuis (1983 b) zeigten, dass *M. parvicella* auf langkettige Fettsäuren (Öl-, Palmitin- und Stearinsäure) sowie auf Stoffe wie Tween80 (Polyoxyethylen(20)-

sorbitanmonooleat) als Kohlenstoff- und Energiequelle angewiesen ist. Es wurde beobachtet, dass Kohlenhydrate (Glukose und Fructose) und einfache organische Säuren (Essigsäure, Zitronensäure und Milchsäure) nicht als Substrat genutzt werden. In Kombination mit Tween80 erhöhten Fettsäure mittlerer und kurzer Kettenlänge das Zellwachstum von *M. parvicella* (Slijkhuis, 1983 b). Im Gegensatz dazu konnten *M. parvicella*-Isolate von anderen Autoren (Seviour et al., 1994; Blackall et al., 1996; Tandoi et al., 1998; Schade und Lemmer, 2002) mit dem Oleat-haltigen Medium von Slijkhuis (1983 b) nicht wachsen. Tandoi et al. (1998) berichteten vielmehr von einem Wachstum von *M. parvicella* auf Acetat. Weiterhin stellten Schade und Lemmer (2002) fest, dass durch Zugabe des Biotensids Rhamnolipid, das vom Mikroorganismus *Pseudomonas aeruginosa* produziert wird, eine Steigerung der Biomassenproduktion von *M. parvicella* erfolgte. Einerseits wurden Rhamnolipide direkt als Substrat verwendet, andererseits wurde schon vorhandenes Substrat in Anwesenheit von Rhamnolipiden wesentlich effektiver aufgenommen.

Stickstoff. Untersuchungen von Slijkhuis (1983 b) zeigten, dass *M. parvicella* in Reinkultur auf Stickstoffverbindungen in reduzierter Form angewiesen ist. Als Stickstoffquelle dienen vor allem Ammoniumverbindungen wie z.B. Ammoniumsulfat. Nach Tandoi et al. (1998) kann *M. parvicella* Nitrat zu Nitrit reduzieren, allerdings nicht vollständig denitrifizieren. Im Gegensatz dazu stellten Rossetti et al. (2002) fest, dass weder Nitrat noch Nitrit als Elektronenakzeptoren von *M. parvicella* genutzt werden konnten. Das Isolat war aber fähig, unter anoxischen und anaeroben Bedingungen lange zu überleben.

Schwefel. Reinkulturversuche ergaben, dass *M. parvicella* Schwefel in reduzierter Form zum Leben benötigt. Nach Slijkhuis (1983 b) kann das Bakterium Sulfid und Aminosäuren (Cystein und L-Methionin) als Schwefelquelle benutzen. Sulfat wurde nicht verwertet.

Reservestoffe. Es wurde festgestellt dass, *M. parvicella* fähig ist, Reservestoffe intrazellulär einzulagern. Nach Slijkhuis (1983 a) und Tandoi et al. (1998) speichert das Isolat Lipide als Polyhydroxyalkanoate (PHA). Weiterhin dienen Produkte wie Polyphosphate (Volutingranula; Slijkhuis, 1983 a) als Reservestoffe für das Bakterium. Lipide wurden während des Wachstums eingelagert, traten allerdings in älteren Zellen nicht auf (Rossetti et al., 1997). Auch unter anoxischen Bedingungen wurde PHA synthetisiert. Bei Anaerobiose wurde PHA gebildet, während Polyphosphat-Reserven verschwanden (Rossetti et al., 2002).

Wachstumsrate. Kinetische Untersuchungen ergaben, dass *M. parvicella* lange Generationszeiten hat. Die mit unterschiedlichen Medien bestimmten maximalen Wachstumsraten des Bakteriums sind vergleichbar mit der von Ammoniumoxidanten (*Nitrosomonas*, μ_{\max} von 0,47 1/d bei 15 °C; ATV-DVWK-A131, 2000). Slijkhuis (1983 b) ermittelte für Chemostat-Reinkulturen von *M. parvicella* eine maximale Wachstumsrate von 1,4 1/d und für Batch-Reinkulturen eine μ_{\max} von 0,3 1/d bei einer

Temperatur von 25 °C. Dabei wurde ein kompliziertes Medium verwendet, das unter anderem Tween80 enthielt. Tandoi et al. (1998) gaben μ_{\max} zwischen 0,3 und 0,5 1/d bei unterschiedlichen Medien ohne Oleat an. Anhand von Reinkulturen und *in situ* Präparaten bestimmten Rossetti et al. (2002) mit dem Standardmedium R2A eine maximale Wachstumsrate von 0,66 1/d bei einer Temperatur von 22 °C. *M. parvicella* zeigte kein Wachstum bei 30 °C, wies aber bei 7 °C noch beträchtliche Wachstumsraten auf.

pH. Nach Slijkhuis und Deinema (1982) liegt der optimale pH für das Wachstum von *M. parvicella* in Reinkultur mit Oleat-haltigem Substrat im Bereich von 7,7 bis 8,0. Ein Wachstum bei pH-Werten unter 7,1 wurde nicht beobachtet. *M. parvicella*-Isolate von Tandoi et al. (1998) zeigten keine bedeutende Veränderung der maximalen Wachstumsrate beim Standardmedium R2A im pH-Bereich von 6,7 bis 8,4. Weiterhin wiesen Zehrungsmessungen mit *M. parvicella*-Isolaten darauf hin, dass die Atmungsgeschwindigkeit bei Zugabe von Tween80 und Ölsäure pH-abhängig ist. Die maximale Atmungsgeschwindigkeit dieser Substrate wurde bei einem pH im Bereich von 6 bis 9 gemessen (Slijkhuis, 1983 a).

Übertragbarkeit. Die Erkenntnisse über die physiologischen Eigenschaften, die mit Reinkulturuntersuchungen gewonnen wurden, können nicht direkt auf das Wachstum von *M. parvicella* in Mischkulturen übertragen werden. Isoliert von seinem typischen Habitat, wird das Bakterium in Reinkultur unter völlig anderen Bedingungen angereichert. Dabei fehlen z.B. die symbiotischen und konkurrierenden Beziehungen zu den anderen Mikroorganismen seiner natürlichen Umgebung.

2.5.3 Wachstumsbedingungen in kommunalen Kläranlagen

Seit vielen Jahren ist *M. parvicella* der Hauptverursacher von Schaum und Schwimmschlamm in kommunalen Kläranlagen. Neben der Substratzufuhr mit dem Zulauf stellen Verfahrensvarianten und Betriebsbedingungen der Kläranlagen wichtige Selektionsfaktoren für das Fadenbakterium im Konkurrenz Wettbewerb mit den anderen Mikroorganismen der Biozönose dar.

Langkettige Fettsäuren (LKFS). Untersuchungen von Mamais et al. (1998) zeigten, dass die Beschickung von Belebtschlamm mit Abwasser, das mit Tween80 aufgestockt wurde, sich gegenüber der Beschickung mit Abwasser mit Acetat fördernd auf das Wachstum von *M. parvicella* auswirkte. *In situ* Untersuchungen mit der Mikroautoradiographie-Technik (Aufnahme radioaktiv markierter Substrate) bestätigten, dass nur die langkettigen Fettsäuren Ölsäure und Palmitinsäure und teilweise auch das Triglycerid Triölsäure von *M. parvicella* aufgenommen werden (Andreasen und Nielsen, 1998). Einfache Substrate wie Acetat, Propionat und Butyrat (leicht abbaubare Abwasserkomponenten) wurden nicht aufgenommen. Das gleiche galt für Glucose, Ethanol sowie die Aminosäuren Glycin und Leucin. Ferner wiesen Andreasen und Nielsen (1998)

darauf hin, dass *M. parvicella* in der Lage ist, Ölsäure ebenso unter anaeroben und anoxischen Bedingungen aufzunehmen, allerdings ist die Aufnahme etwas geringer als unter aeroben Bedingungen. Unter anaeroben Bedingungen wurde Ölsäure hauptsächlich als Lipid gespeichert, während die Umsetzung zu Membran-Phospholipiden ausschließlich unter aeroben Bedingungen erfolgte (Nielsen et al., 2002). Darüber hinaus wurde anhand von *in situ* Messungen mit der „Enzyme Labeled Fluorescence“-Technologie (ELF) eine spezifische extrazelluläre Lipaseaktivität nachgewiesen. *M. parvicella* ist demnach in der Lage, Fette mit Hilfe extrazellulärer Enzyme (Lipasen) abzubauen (Nielsen et al., 2002).

Hydrophobe Eigenschaften. *In situ* Untersuchungen mit der „Microspheres Adhesion to Cells“-Methode (MAC) ergaben, dass *M. parvicella* ein hydrophobes Bakterium ist (Nielsen et al., 2002). Durch seine hydrophobe Zelloberfläche hat *M. parvicella* Wachstumsvorteile gegenüber anderen heterotrophen Mikroorganismen. Indem er sich an Grenzflächen anlagert, verschafft er sich einen direkten Zugang zu seinen spezifischen Substraten (Fetten, Rhamnolipiden) (Lemmer et al., 2002). Ob das Bakterium fähig ist, oberflächenaktive Substanzen zu bilden, ist bisher noch nicht geklärt worden (Lind und Lemmer, 1998).

Schlammbelastung und Schlammalter. *M. parvicella* tritt in kommunalen Kläranlagen mit niedriger Schlammbelastung auf. Die Schlammbelastung für *M. parvicella* liegt nach Jenkins et al. (1993) im Bereich zwischen 0,05 und 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d). Seviour et al. (1994) beobachteten *M. parvicella* in Anlagen mit sehr niedrigen Schlammbelastungen und einem hohen Schlammalter (> 20 d). Untersuchungen von Knoop (1997) zeigten, dass eine Erhöhung der Schlammbelastung von 0,1 auf 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) bei konstant niedrigen Temperaturen von 12 °C zu einer leichten Absenkung der *M. parvicella*-Häufigkeit führte. Dabei veränderte *M. parvicella* seine Wuchsform und bildete Stränge. Weiterhin verlor das Bakterium die eingespeicherten Polyphosphate und erhöhte die eingelagerten Reservestoffe als PHA. Schade und Lemmer (2002) erklärten, dass die Produktion von Biotensiden (z.B. Rhamnolipiden), wie sie in sehr niedrig belasteten Schlammstabilisierungsanlagen häufig ist, zu einem vermehrten Wachstum von *M. parvicella* beitragen kann.

Anoxische und anaerobe Bedingungen. Aufgrund seiner Fähigkeit Substrat unter anaeroben, anoxischen und aeroben Bedingungen aufzunehmen, ist *M. parvicella* gegenüber den flockenbildenden Mikroorganismen sehr konkurrenzfähig (Andreasen und Nielsen, 1998). Wanner (1994) beobachtete, dass *M. parvicella* in Kläranlagen mit anoxischen und anaeroben Bedingungen vermehrt auftritt. Aufgrund dessen wurde das Bakterium als ein „all-zones grower“ bezeichnet. Ob das Bakterium unter anaeroben und anoxischen Bedingungen wachsen kann, ist allerdings noch nicht geklärt worden. Weiterhin stellten Eikelboom et al. (1998) fest, dass eine Verfahrensvariante mit simultaner Denitrifikation *M. parvicella* besser fördert als eine mit separaten anoxischen und aeroben Zonen. Im Gegensatz dazu ist nach Lind und Lemmer (1998) sowie nach

eigenen Untersuchungen (Tab. 2.4) das Bakterium in Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation häufiger dominant als in Anlagen mit intermittierender bzw. alternierender Denitrifikation. Zudem hat *M. parvicella* in nitrifizierenden Anlagen mit einem niedrigen Rücklaufverhältnis Wachstumsvorteile gegenüber anderen Abwasserbakterien, die oxidierte Stickstoffverbindungen nutzen können.

Kunst und Reins (1994) untersuchten sechs Anlagen mit biologischer Phosphor-Elimination (Bio-P) über ein Jahr. Dabei war *M. parvicella* das dominante Fadenbakterium. Im Frühling, Herbst und Winter war das Bakterium stark vertreten. Eigene Beobachtungen ergaben ebenso eine ausgeprägte Dominanz von *M. parvicella* in Bio-P-Anlagen (Tab. 2.4). Es ist bekannt, dass der Fadenbildner Polyphosphat-Reservestoffe aufweist (Jenkins et al., 1993). *M. parvicella* gehört jedoch nicht zu den typischen Bio-P-Bakterien. Durch *in situ* Messungen mit Mikroautoradiographie stellten Andreasen und Nielsen (2000) fest, dass der Fadenbildner unter alternierenden anaerob/ und anoxisch/aeroben Bedingungen keine Orthophosphate aufnehmen kann.

Stickstoff. Im Gegensatz zu den Ergebnissen mit Reinkulturen (Slijkhuis, 1983 b) zeigten Untersuchungen von Knoop (1997), dass niedrige und hohe Ammoniumkonzentrationen im Bereich zwischen 0,7 und 34 mg/l keinen Einfluss auf das Auftreten von *M. parvicella* im Belebtschlamm hatten. Hingegen beobachteten Kruit et al. (2002), dass großtechnische Anlagen mit Ammoniumkonzentrationen im Ablauf $\geq 2,0$ mg/l durch hohe Schlammvolumenindices und eine große Anzahl an *M. parvicella*-Fäden charakterisiert waren. Untersuchungen von Tsai et al. (2003) ergaben, dass das Wachstum von *M. parvicella* durch Erhöhung (Inhibition der Nitrifikanten) bzw. Verminderung der Ammoniumkonzentration in der aeroben Phase jeweils angeregt bzw. reduziert werden kann. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass *M. parvicella* Ammonium als Stickstoffquelle braucht. Die Autoren hypothetisierten, dass, wenn die Nitrifikation schnell und vollständig ist, *M. parvicella* eine nicht ausreichende Menge an Ammonium zur Verfügung steht. Im Gegensatz dazu, wenn die Nitrifikation langsam oder unvollständig ist, kann *M. parvicella* wachsen. Die Ergebnisse der eigenen Erhebung unterstützen diese Hypothese (Tab. 2.4). In vollständig nitrifizierenden Anlagen war *M. parvicella* seltener zu finden als in Anlagen mit unvollständiger Nitrifikation (Ammoniumkonzentration im Ablauf $\geq 1,0$ mg/l).

Rezirkulation von Prozesswässern. Lind und Lemmer (1998) stellten fest, dass die Rückführung von Prozesswässern aus der anaeroben Schlammbehandlung ein fördernder Selektionsfaktor für *M. parvicella* ist. Demnach war auch in der eigenen Erhebung (Tab. 2.4) *M. parvicella* häufiger dominant in Anlagen mit anaerober Schlammbehandlung gegenüber Anlagen ohne. Möglicherweise fördern Teilströme aus der Schlammbehandlung das Wachstum des Bakteriums nicht nur wegen des hohen Ammoniumgehalts (Lind und Lemmer, 1998), sondern auch wegen des Angebots an kurzkettingen Fettsäuren (Holmström et al., 1996). Bei Anwesenheit von langkettigen

Fettsäuren steigerten auch kurzkettenige den Zellertrag von *M. parvicella*-Isolaten (Slijkhuis, 1983 a).

Vorklärung. Eikelboom und Andreasen (1995) sowie Lind und Lemmer (1998) beobachteten, dass die Vorklärung des Abwassers das Wachstum von *M. parvicella* fördert. Auch nach eigenen Beobachtungen ist das Bakterium in Anlagen mit Vorklärbecken häufiger dominant (Tab. 2.4). Lind und Lemmer (1998) erklärten, dass *M. parvicella* Wachstumsvorteile erhält, wenn das Abwasser z.B. in der Vorklärung einer Hydrolyse unterzogen wird. Dadurch werden langkettige Fettsäuren, die gewöhnlich als partikuläre Fraktion im Abwasser vorliegen, besser verfügbar.

Tabelle 2.4: Auftreten von M. parvicella in Abhängigkeit unterschiedlicher Verfahrensvarianten und Betriebsparameter (Ergebnisse der Voruntersuchung).

Verfahrensvariante bzw. Betriebsparameter	Kläranlage		<i>M. parvicella</i>	
	Anzahl	Total	dominant	sekundär
nur Nitrifikation	4	18	2	2
mit Stickstoffelimination	14		12	0
vorgeschaltete Denitrifikation	9	14*	8	0
intermittierende Denitrifikation	5		4	1
biologische P-Elimination	8	18	7	0
keine biologische P-Elimination	10		7	2
Vorklärbecken	11	18	9	1
ohne Vorklärbecken	7		5	2
anaerobe Schlammbehandlung	12	18	10	1
ohne anaerobe Schlammbehandlung	6		4	2
Sauerstoffkonzentration (DO) < 2,0 mg/l	6	18	5	1
Sauerstoffkonzentration (DO) ≥ 2,0 mg/l	12		9	2
NH ₄ -N, Ablauf < 1,0 mg/l	8	18	5	2
NH ₄ -N, Ablauf ≥ 1,0 mg/l	10		9	1
Rücklaufverhältnis (RV) ≤ 1	8	15*	7	1
Rücklaufverhältnis (RV) > 1	7		5	1

* Anzahl ohne SBR-Anlagen

Belüftung. Scruggs und Randal (1998) berichteten, dass starke Fluktuationen des Sauerstoffgehalts (dissolved oxygen = DO) von 0 bis 5,1 mg/l für *M. parvicella* fördernd wirken. Untersuchungen von Gabb et al. (1996) ergaben, dass eine intermittierende

Belüftung das Wachstum des Bakteriums unterstützt. Durch Betrieb einer kontinuierlichen Belüftung mit DO von 2 bis 4 mg/l wurde die Häufigkeit von *M. parvicella* vermindert. Wie bereits bei Lemmer et al. (1997) beobachtet, ging ebenso bei der eigenen Erhebung hervor, dass bei einem niedrigen Sauerstoffgehalt ($\text{DO} < 2,0 \text{ mg/l}$) in der aeroben Belebungszone *M. parvicella* Selektionsvorteile hat (Tab. 2.4). Weiterhin förderte eine Oberflächenbelüftung das Auftreten des Bakteriums (Lind und Lemmer, 1998). Nach Angaben der ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1 (1998) können auch DO von 5 bis 6 mg/l zum vermehrten Wachstum von *M. parvicella* führen.

Temperatur. Das Wachstum von *M. parvicella* zeigt einen saisonalen Rhythmus. Nach Eikelboom (1994) wird die maximale Häufigkeit des Bakteriums in den Kläranlagen bei den niedrigen Temperaturen zum Ende des Winters erreicht, die minimale im Sommer (warme Jahreszeit). Pilotuntersuchungen von Daigger et al. (1985) bewiesen, dass Blähschlamm verursacht durch *M. parvicella* bei einer Temperatur von 10 °C auftritt. Bei 22 °C stellte der Autor ein vermindertes Auftreten des Bakteriums fest. Untersuchungen von Knoop (1997) ergaben, dass *M. parvicella* bei Temperaturen ≤ 12 bis 15 °C als 200 bis 500 μm langer Faden wächst, während er bei Temperaturen ≥ 20 °C in 30 bis 80 μm kurze Bruchstücke zerfällt. Richards et al. (1990) nahmen an, dass das vermehrte Wachstum von *M. parvicella* mit der verminderten Löslichkeit der Fette bei niedrigen Temperaturen zusammenhängt. Diese reichern sich an der Oberfläche an und sind für das Bakterium leicht verfügbar. Lemmer und Lind (2000) postulierten weiterhin, dass bei niedrigen Wassertemperaturen die Nitrifikation langsamer läuft und somit das Angebot an Ammonium für *M. parvicella* größer ist.

pH-Wert. Bei großtechnischen Kläranlagen ist *M. parvicella* auch bei pH-Werten unterhalb seines aus Reinkulturen bestimmten pH-Optimums von 7,7 bis 8 vermehrungsfähig. Holmström et al. (1996) berichteten von einer Belebungsanlage mit vorgeschalteter Denitrifikation, die durch pH-Werte zwischen 6 und 6,5 charakterisiert war und zeitweilig Schaumbildung durch *M. parvicella* hatte. Untersuchungen mit einem Bioreaktor mit Niederdruck-Membranmodul zum Biomassenrückhalt (Dittrich, 2000) zeigten, dass eine Absenkung des pH-Wertes bis auf 6 keine negativen Auswirkungen auf die Häufigkeit von *M. parvicella* hat. Dagegen wurde bei einem pH-Wert von 8 ein tendenzieller Anstieg des Schlammvolumenindex beobachtet.

Nachklärung. Hagland et al. (1998) fanden einen deutlichen Zusammenhang zwischen einer langen Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken und dem vermehrten Auftreten von *M. parvicella* im Belebungsbecken. Es wurde außerdem beobachtet, dass *M. parvicella* in Anlagen mit 5 m tiefen Nachklärbecken häufiger auftrat als bei denen mit 4 m tiefen Becken. Das Wachstum von *M. parvicella* wurde dabei der Produktion von kurzkettigen Fettsäuren durch anaerobe Prozesse im Nachklärbecken zugeschrieben.

Faulturm. Oft kommt *M. parvicella* in schäumenden Faulbehältern vor. Unter anaeroben Bedingungen tritt das Fadenbakterium in kurzer Form auf, zeigt eine

schwache Gram-Färbung und enthält keine Phosphatgranula (Chacin et al., 1994; Dillner Westlund et al., 1998). Laborversuche von Dillner Westlund et al. (1998) zeigten, dass nach acht Tagen Anaerobiose *M. parvicella* seine Volutingranula verliert. Dabei dient Polyphosphat wahrscheinlich als Energiequelle (Andreasen und Nielsen, 1998).

Zusammenfassend werden die wichtigsten Selektionsfaktoren bezüglich Substratanspruchs und Verfahrensvariante bzw. Anlagenbetriebs, die das Wachstum von *M. parvicella* fördern, aufgelistet:

- niedrige Schlammbelastungen und hohes Schlammalter
- Angebot an Fetten und Ölen
- Wechsel zwischen anoxischen und anaeroben Bedingungen
- Oberflächenbelüftung und niedrige Sauerstoffkonzentration (DO)
- eine nicht vollständige Nitrifikation in der aeroben Zone
- niedrige Abwassertemperaturen
- Rezirkulation des Prozesswassers aus der anaeroben Schlammbehandlung

2.5.4 Bekämpfungsmaßnahmen

Die Erarbeitung von spezifischen Bekämpfungsmaßnahmen kann lediglich auf der Basis von präzisen Kenntnissen der *in situ* Physiologie von *M. parvicella* erfolgen. Aufgrund der ausgeprägten Konkurrenzfähigkeit des Bakteriums ist die Definition von erfolgreichen Methoden zur Kontrolle des Wachstums des Bakteriums sehr schwierig.

- **Einsatz eines Selektors?** Die Wirksamkeit eines Selektors zur Kontrolle von *M. parvicella* ist unklar. Untersuchungen von Gabb et al. (1996) zeigten, dass aerobe Selektoren erfolglos zur Bekämpfung von *M. parvicella* waren. Mamais et al. (1998) stellten ebenso fest, dass anoxische bzw. anaerobe Selektoren keinen deutlichen Effekt auf das Wachstum von *M. parvicella* haben. Andere Autoren (Daigger et al., 1985; Pujol und Canler, 1994) berichteten hingegen über einen erfolgreichen Einsatz eines Selektors gegen das Bakterium.
- **Erhöhung der Schlammbelastung.** Da bei sehr niedrig belasteten Stabilisierungsanlagen offenbar sowohl Fettsäuren aus zerfallenen Zellen als auch organismenbürtige Biotenside, wie z.B. Rhamnolipide, als Nahrungsquelle für *M. parvicella* dienen, kann eine leichte Erhöhung der Schlammbelastung zur Kontrolle des Wachstums des Bakteriums hilfreich sein (Schade und Lemmer, 2002).
- **Reduktion des Eintrags an Fetten.** Aufgrund der Präferenz von *M. parvicella* für langkettige Fettsäuren als Kohlenstoffquelle ist grundsätzlich die Vermeidung

eines hohen Eintrags von Fetten, Tensiden und langen Alkylketten anzustreben (ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1, 1998).

- **Vermeidung von Ammoniumstößen.** Nach Lemmer et al. (2002) konnten Anlagen, die stoßweise Trübwässer in die Belebungsbecken gaben, durch Umstellung der Zugabe über die Vorklärung als Ausgleichsbecken einen Rückgang von *M. parvicella* erreichen. Demnach wird empfohlen, Ammoniumstöße zu vermeiden.
- **Anwendung des BCFS®-Verfahren** (aus dem Niederländischen: Biologisch/Chemische Fosfaat en Stikstof Verwijdering). In den Niederlanden wird das sog. BCFS®-Verfahren erfolgreich eingesetzt. Es handelt sich dabei um ein niedrig belastetes ($< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$) 5-stufiges Verfahren mit einem anoxischen Selektor zwischen der strikt anaeroben Zone (Bio-P) und dem ersten rein anoxischen Becken. Der anoxischen Zone folgt eine in Abhängigkeit vom BSB_5/N -Verhältnis flexible anoxische/aerobe Phase. Die Schritte der weitgehenden Nährstoffelimination werden dort streng getrennt durchgeführt. Die Sauerstoffkonzentration in der aeroben Zone ist mit $> 1,5$ hoch und die Nitrifikation vollständig ($\text{NH}_4\text{-N-Konzentration} < 1 \text{ mg/l}$). Mit großer Wahrscheinlichkeit verhindert die niedrige Ammoniumkonzentration in der aeroben Zone das Wachstum von *M. parvicella* (Brandse, 2001; Kruit et al., 2002).
- **Zudosierung von Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis.** Eikelboom und Andreasen (1995) sowie Lind und Lemmer (1998) beobachteten, dass die chemische Phosphorelimination auf Eisenbasis das Auftreten von *M. parvicella* begünstigt, während Aluminiumverbindungen hemmend wirken. Zur Bekämpfung von *M. parvicella* können demnach eisenhaltige Fällungsmittel durch Produkte auf Aluminiumbasis zeitweise ersetzt werden. Eine ausführliche Beschreibung der bisherigen Praxiserfahrungen mit Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis wird im folgenden Kapitel gegeben.

2.6 Einsatz von Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis zur Bekämpfung von *M. parvicella*

2.6.1 Fällungs- und Flockungsprozesse

Bei der Zugabe von Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis in Belebungsanlagen finden die Prozesse der Fällung (Phasenübergangsprozess: gelöst-ungelöst) und Flockung (Aggregation von kleineren, ungelösten Feststoffen zu größeren Verbänden) gleichzeitig statt. Nach Zugabe des Fällungsmittels treten ungelöste Metallphosphatnuklei (Fällung) und je nach pH-Wert ungelöste Hydroxide auf. Zusätzlich bilden sich lösliche Metallhydroxoverbindungen, die zur Entstabilisierung der kolloidalen Wasserinhaltsstoffe dienen. Durch Geschwindigkeitsgradienten oder Diffusionsprozesse kommen die entstabilisierten Kolloide in Kontakt und es bilden sich größere Flocken (Flockung)

(Hahn, 1987). In Abbildung 2.11 sind die Reaktionsmöglichkeiten von aluminiumhaltigen Fällungsmitteln im Abwasser dargestellt.

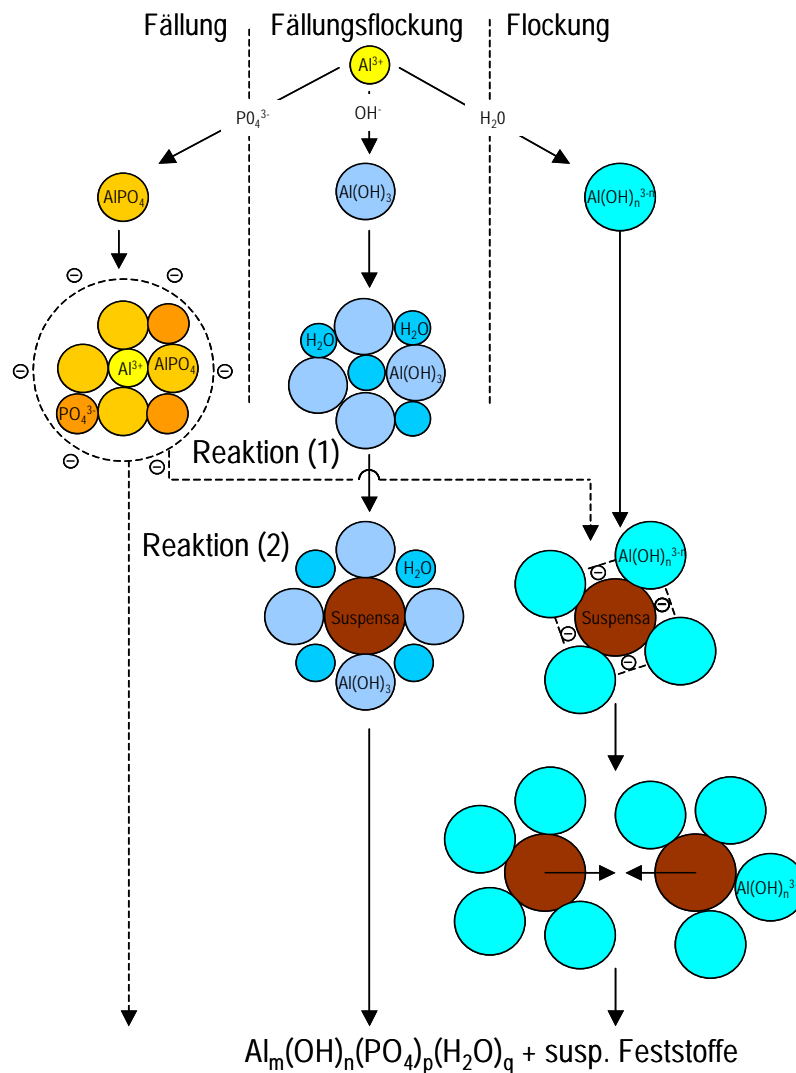


Abbildung 2.11: Reaktionsmöglichkeiten von aluminiumhaltigen Fällungsmitteln im Abwasser (verändert nach Hahn, 1987).

Gleichzeitig mit der Phosphatfällung finden also mehrere konkurrierende Reaktionen wie Hydroxidbildung, Komplexbildung mit organischen Stoffen und Adsorptionsreaktionen statt. Die Koagulation organischer Kolloide sowie der Einschluss der Suspensa in Flocken stellen entscheidende Mechanismen der Entfernung organischer Stoffe dar. Weiter werden bei der Fällung in großem Umfang adsorptionsfähige Flächen gebildet, so dass die Anlagerung adsorbierender Materials signifikant sein kann (ATV-DVWK-A202, 2004). Welche Reaktionen und Mechanismen tatsächlich ablaufen, ist von den unterschiedlichen Randbedingungen, wie z.B. pH (Abb. 2.12) und Diffusionsgeschwindigkeit, abhängig.

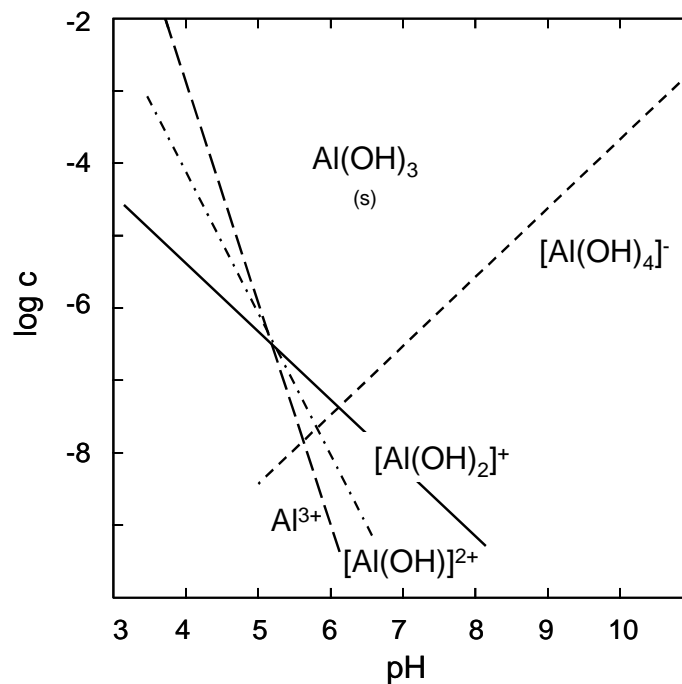


Abbildung 2.12: Bildung von Aluminiumhydroxokomplexen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Systems. c = Al-Konzentration in mol/l; s = fest (verändert nach Hahn, 1987).

2.6.2 Praxiserfahrungen bei der Bekämpfung von Schwimmschlamm

Anhand einer Erhebung beobachteten Eikelboom und Andreasen (1995), dass in holländischen Kläranlagen (Umlaufbecken) mit Phosphatfällung auf Aluminiumbasis wenige *M. parvicella*-Fäden zu finden waren. Lind und Lemmer (1998) bestätigten diese Beobachtung durch eine Untersuchung von deutschen Kläranlagen. Sie stellten fest, dass die chemische Phosphorelimination mit Aluminiumverbindungen hemmend auf *M. parvicella* wirkt.

Seit dieser zufälligen Entdeckung werden in der biologischen Abwasserreinigung verstärkt Produkte auf Aluminiumbasis zur Bekämpfung von *M. parvicella* eingesetzt. Die bisherigen Praxiserfahrungen zeigen allerdings, dass nicht alle aluminiumhaltigen Fällungsmittel wirksam gegen diesen Mikroorganismus sind. In Tabelle 2.5 werden Dosiermenge sowie Wirksamkeit verschiedener Fällungsmittel auf Aluminiumbasis gegenüber Schaum bzw. Schwimmschlamm angegeben. Dabei erfolgte eine Umrechnung der eingesetzten Fällungsmittelmenge auf den Wirkstoff Aluminium.

Tabelle 2.5: Dosiermenge sowie Wirksamkeit verschiedener Fällungsmittel auf Aluminiumbasis gegenüber Schaum bzw. Schwimmschlamm, verursacht durch *M. parvicella*. Praxiserfahrungen.

Fällungsmittel	Formel	Dosiermenge [g Al/(kg TS·d)]	Spezifischer Effekt auf <i>M. parvicella</i>	Literaturquelle
Polyaluminium- (hydroxid)- chlorid (PAC)	$[\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_{3-x}]_n$	2,2	+	Magnusson et al., 1996
		(0,7) 2,7	+	Eikelboom, 1997
		k.A.	+	Epenstein und zum Hebel, 1999
		2,6-3,3	+	Dries, 2001
		3,3*	+	Lebek und Rosen- winkel, 2002
		1,5-4,5	+	Roels et al., 2002
		1,5-2,0	+	Misera, 2002
		k.A.	+	Nix, 2002
		k.A.	+	Rachholz, 2002
		k.A.	+	Brandenburg, 2002
		2,2-3,9	+	Lebek, 2003
		2,7-3,5 (0,5)	+	Eigene Erhebung
Aluminium- chlorid	AlCl_3	2,5*	+	Lebek und Rosen- winkel, 2002
		k.A.	+	Rachholz, 2002
		k.A.	+	Lebek, 2003
		6,0 g/m ³ **	+	Eigene Erhebung
Aluminiumsulfat	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	k.A.	-	Engl, 1999
		k.A.	-	Kunst et al., 2000
Natriumaluminat	$\text{NaAl}(\text{OH})_4$	1,0-2,5	+	Zobel, 1999
		k.A.	-	Kunst et al., 2000
		0,6-0,9	-	Misera, 2002
		k.A.	-	Lebek, 2003

Legende:

- keine Wirkung; + deutliche Wirkung

* Versuch bei einer halbtechnischen Belebungsanlage

** Vorfällung und Simultanfällung (g Al/m³ Abwasser)

- **Einsatz von Polyaluminium(hydroxid)chlorid**

Praxiseinsatz. Es liegen bereits mehrere Berichte von Betreibern kommunaler Kläranlagen über Erfolge beim Einsatz von Polyaluminium(hydroxid)chlorid (PAC, $[\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_{3-x}]_n$) im Belebungsbecken vor. Einheitlich wurde beobachtet, dass durch den Wechsel von eisenhaltigen Fällungsmitteln auf PAC eine deutliche Verbesserung des Schlammvolumenindex (ISV), ein Rückgang der Fädigkeit und eine Verminderung der Häufigkeit von *M. parvicella* stattfanden. In einigen Fällen wurde auch ein Rückgang der Schwimmschlammneubildung an der Oberfläche von Belebung (Epenstein und zum Hebel, 1999) bzw. Nachklärung (Eikelboom, 1997; Rachholz, 2002; Roelz et al., 2002) beobachtet.

Beim Vergleich der Dosierpraxis ergibt sich, dass ähnliche Dosiermengen im Bereich von 1,5 bis 4,5 g Al/(kg TS·d) über eine Dosierzeit von 1,5 bis 4,5 Monaten verwendet wurden. Dazu ist allerdings zu bemerken, dass Praxisberichte oft keine Angaben zu den Dosiermengen enthalten (Epenstein und zum Hebel, 1999; Nix, 2002; Rachholz, 2002; Brandenburg, 2002). Im Rahmen der eigenen Erhebung gaben zwei Kläranlagenbetreiber an, dass eine 2- bis 3-monatige Simultanfällung mit PAC zur Bekämpfung von *M. parvicella* erfolgreich betrieben wurde. Die Dosierungsstrategie basierte auf einem hohen Aluminiumeinsatz zu Beginn der Zudosierung. Die Aluminiummenge wurde parallel zur Abnahme von ISV und Fädigkeitsindex progressiv reduziert. Zusätzlich wurde bei einer weiteren Kläranlage eine niedrige Dosierung von PAC (0,5 g Al/(kg TS·d)) als Vorbeugungsmaßnahme während der ganzen kalten Jahreszeit betrieben.

Abbau- und Nitrifikationsleistung. Bei den üblich eingesetzten Dosiermengen wurde in der Regel keine Beeinträchtigung der CSB-Abbau- sowie Nitrifikationsleistung festgestellt. Magnusson et al. (1996) berichteten allerdings von einer Verminderung der Nitrifikationsleistung bei der Zudosierung von PAC (2,2 g Al/(kg TS·d)). Weiterhin stellten die Autoren anhand von Laborversuchen (SBR) mit höheren Dosiermengen (4,1, 8,2 und 16,3 g Al/(kg TS·d)) eine Reduzierung der Nitrifikationsleistung in Höhe von 20 % innerhalb einiger Tage nach Beginn der Zudosierung fest. Lebek (2003) überprüfte anhand von Batch-Versuchen die Nitrifikationsleistung eines nitrifizierenden Belebtschlammes nach Zugabe von unterschiedlichen PAC-Konzentrationen (10, 20 und 30 g Al/kg TS). Dabei wurde keine Hemmung der Nitrifikation festgestellt.

Mikroskopische Beobachtungen. Clark und Stephenson (1998) schlossen aus einer Literaturrecherche, dass mit Aluminiumkonzentrationen von bis zu 50 mg/l eine toxische Wirkung auf die Organismen des Belebtschlammes auszuschließen ist. Darüber hinaus gehende Konzentrationen können die Protozoen-Population negativ beeinträchtigen. Bei den in der Praxis eingesetzten PAC-Dosiermengen wurde beobachtet, dass die Protozoen- und Metazoen-Populationen nicht angegriffen wurden (Eikelboom, 1997). Weiterhin stellten Roels et al. (2002) fest, dass *Nostocoida limicola* und *Nocardia* spp. ebenso nicht beeinträchtigt wurden. Kappeler (2000) berichtete hingegen über einen

hemmenden Effekt von Aluminium auf Actinomyceten. Die eingesetzte Aluminiumverbindung und die Dosiermenge wurden allerdings nicht bekannt gegeben. Anhand von Laborversuchen (Batch-Versuche) beobachteten Roels et al. (2002), dass bei einer Aluminiumzudosierung (PAC) größer als 12 g Al/kg TS eine Zunahme der Anzahl an freischwimmende Bakterien und eine Verminderung der Protozoenaktivität stattfand.

Eikelboom (1997) berichtete von einer Verminderung der durchschnittlichen Flockengröße bei Zugabe von PAC. Eine Beeinträchtigung der Ablaufqualität wurde dabei nicht beobachtet. Im Gegensatz dazu verzeichneten Roels et al. (2002) nach einer ersten Dosierwoche von PAC (1,5 bis 4,5 g Al/(kg TS·d)) eine Zunahme der suspendierten Stoffe im Ablauf.

Des Weiteren beobachtete Dries (2001), dass PAC nicht dauerhaft die Entwicklung der fädigen Mikroorganismen beeinflusste. Innerhalb von acht Wochen nach Beendigung der Zudosierung wurde ein sehr steiler Anstieg des Schlammvolumenindex festgestellt. Ebenso meldete ein Kläranlagenbetreiber im Rahmen der eigenen Befragung, dass innerhalb von drei Monaten nach Beendigung der Zudosierung ISV und Fädigkeitsindex zunahm. Dabei nahm aber die Temperatur ab.

Weitere Erfahrungen. Knapp et al. (2001) dosierten PAC bei einer Kläranlage (simultane Denitrifikation) mit Blähschlamm, der durch Typ 1851 verursacht war. Durch die 3-monatige Zudosierung wurden eine deutliche Verbesserung der Absetzeigenschaften und eine leichte Verminderung der Häufigkeit von Typ 1851 erzielt. Parallel dazu nahm die Häufigkeit von *M. parvicella* zu. Der rasche Anstieg der *M. parvicella*-Population ist möglicherweise dem Ausfall des Fettfangs zuzuschreiben, der sich im Dosierzeitraum ereignete. Diese Erfahrung kann somit nicht als repräsentativ betrachtet werden.

Der Einsatz von PAC hat sich teilweise auch gegen das Schäumen von Faulbehältern beim massenhaften Auftreten von *M. parvicella* bewährt. Dillner Westlund et al. (1998) berichteten, dass die Zugabe von PAC (3,0 bis 6,0 g Al/(kg TS·d)) in den Voreindicker eines schäumenden Faulturms erfolgreich war. Bei zwei weiteren Anlagen brachte die Zudosierung hingegen keine Reduzierung der Schaumbildung. Als Grund für den Misserfolg geben die Autoren die nicht gute Durchmischung von PAC und Überschussschlamm vor der Einleitung in den Faulturm an.

- **Einsatz von Aluminiumchlorid**

Nur wenige dokumentierte Praxiserfahrungen liegen zum Einsatz von Aluminiumchlorid (AlCl_3) gegen *M. parvicella* vor. Rachholz (2002) berichtete von einem Rückgang des Schlammvolumenindex und der Fädigkeit durch eine 3-monatige Zudosierung bei einer kommunalen Kläranlage mit Schwimmschlamm-Bildung, verursacht durch *M. parvicella*. Nähere Informationen bezüglich der Dosiermenge liegen nicht vor. Versuche zur Simultanfällung mit AlCl_3 bei einer halbtechnischen Anlage wurden von Lebek und

Rosenwinkel (2002) durchgeführt. Bei einer Zudosierung von 2,5 g Al/(kg TS·d) berichteten die Autoren von einer ähnlichen Wirkung von AlCl₃ auf ISV, Fädigkeit und Häufigkeit von *M. parvicella* wie beim Einsatz von PAC. Bei einer Umfrage kommunaler Anlagen ergab sich, dass alle Anlagen, die AlCl₃ gegen das massenhafte Auftreten von *M. parvicella* einsetzten, einen Erfolg feststellten (Lebek, 2003). Nach eigenen Informationen betrieb eine Anlage mit schwebendem Aufwuchsmaterial im Belebungsbecken parallel zur Simultanfällung mit AlCl₃ zur chemischen Phosphatelimination (4,2 g Al/m³ Abwasser) eine Vorfällung (1,8 g Al/m³ Abwasser) als Gegenmaßnahme zum massenhaften Wachstum von *M. parvicella*. Schon innerhalb einer 4-wöchigen Zudosierung im Vorklärbecken verschwand die Schaumbildung in der Belebungsstufe.

- **Einsatz von Aluminiumsulfat**

Der Einsatz von Aluminiumsulfat (Al₂(SO₄)₃) zur Bekämpfung von *M. parvicella* hat nach bisherigen Erfahrungen keinen Erfolg. Auf der Kläranlage Mittleres Pustertal (Italien) führte die 2-wöchige Al₂(SO₄)₃-Zudosierung nicht zum erwünschten Ergebnis (Engl, 1999). Aufgrund der Verschlechterung von Reinigungsleistung und Entwässerbarkeit des Schlammes wurde die Zugabe abgebrochen. Die eingesetzte Dosiermenge wurde dabei nicht bekannt gegeben. Kunst et al. (2000) berichteten von einer fehlgeschlagenen 5-wöchigen Zudosierung von Al₂(SO₄)₃ und Natriumaluminat bei einer kommunalen Kläranlage mit Schwimmschlamm, der durch *M. parvicella* verursacht war. Während der Zudosierung stieg der Schlammvolumenindex von anfänglichen 130 ml/g auf 260 ml/g in der fünften Woche. Daraufhin wurde die Zugabe eingestellt.

- **Einsatz von Natriumaluminat**

Alkalische Aluminiumprodukte wie Natriumaluminat (NaAl(OH)₄) haben in den meisten Fällen keinen Effekt auf *M. parvicella*. Misera (2002) berichtete von Misserfolgen bei der Zudosierung von NaAl(OH)₄ in einer kommunalen Kläranlage. Als Grund hierfür wurde das Fehlen der Säure (hoher pH-Wert) angegeben, die dafür sorgt, dass die langkettigen Fettsäuren geschädigt werden. Bei einer Umfrage von Lebek (2003) ergab sich, dass bei vier der fünf kommunalen Kläranlagen, die NaAl(OH)₄ zur Bekämpfung von *M. parvicella* einsetzten, keine erkennbare Wirkung auf das Bakterium festgestellt wurde. Nur Zobel (1999) berichtete von Erfolgen beim Einsatz von NaAl(OH)₄ auf der Kläranlage Sores (Deutschland). Gleichzeitig zur 3-monatigen Zudosierung im Bereich von 1,0 bis 2,5 g Al/(kg TS·d) wurde die Nitrifikationzone vergrößert. Dies führte zur Verminderung der *M. parvicella*-Population sowie zum Rückgang der Schwimmschlammneubildung. Außerdem wurden eine Reduzierung der Flockengröße und eine erhöhte Trübung im Nachklärbecken festgestellt.

2.6.3 Spezifische Wirkung auf *M. parvicella* und Belebtschlammeigenschaften

Aufgrund der positiven Praxiserfahrungen beim Einsatz von PAC und in den letzten zwei Jahren auch von AlCl_3 gegen *M. parvicella* wurden gezielte Untersuchungen durchgeführt, um den Wirkmechanismus dieser Fällungsmittel zu ergründen. Mehrere Aspekte waren Schwerpunkt verschiedener Forschungsvorhaben.

Morphologie. Durch mikroskopische Untersuchungen wurden bei der „großtechnischen bzw. halbtechnischen“ Zudosierung von PAC (3,0 g Al/(kg TS·d)) Veränderungen der typischen Morphologie von *M. parvicella* beobachtet (Eikelboom, 1997; Roels et al., 2002; Lebek, 2003). Einige Tage nach Beginn der Zudosierung veränderte sich die Oberfläche der Filamente. Die Filamente zeigten teilweise Ablagerungen. In einigen Fällen klebten die Fäden aneinander und bildeten eine Art Bündel (Strangbildung). Nielsen et al. (2005) erklärten, dass durch Verminderung der abstoßenden negativen Oberflächenladung des Belebtschlammes bei Zudosierung von PAC sich wahrscheinlich die *M. parvicella*-Filamente, die sich zwischen den Flocken befinden, an die Flocken heften oder sich zusammenlagern. Weiterhin wurde beobachtet, dass mit zunehmender Dosierdauer *M. parvicella* eine schwächere Gram-Färbung hatte. Das Bakterium trat anschließend als kurzer Faden auf. Lebek (2003) berichtete von einem ähnlichen Effekt auf die Morphologie von *M. parvicella* bei der Zudosierung von AlCl_3 (2,5 g Al/(kg TS·d)).

Hydrophobe Eigenschaften. Durch Anwendung der MAC-Methode in Batch-Versuchen bei verschiedenen Belebtschlämmen mit *M. parvicella* beobachteten Nielsen et al. (2005), dass keine Änderung der hydrophoben Oberflächeneigenschaften des Bakteriums innerhalb von 20 Stunden nach Zugabe von PAC (10 g Al/kg TS) eintrat. Dies schließt nicht aus, dass die hydrophoben Eigenschaften von *M. parvicella* sich bei kontinuierlicher Zudosierung verändern können. Es bleibt außerdem noch ungeklärt, wie die Zugabe von aluminiumhaltigen Fällungsmitteln auf die physikochemischen Eigenschaften des Belebtschlammes wirkt.

Substrataufnahme. Anhand von *in situ* Messungen mit Mikroautoradiographie stellten Nielsen et al. (2005) fest, dass durch Zudosierung von PAC (10 g Al/kg TS) in Batch-Versuchen eine unmittelbare Verminderung der Aufnahme vom Substrat (Ölsäure und deren Triglyceride) durch *M. parvicella* unter anaeroben Bedingungen eintritt. Dies deutet auf einen direkten Effekt auf die Physiologie von *M. parvicella* durch Aufnahme von Aluminium (intrazellulärer Effekt) oder auf die Fähigkeit, Substrat (LKFS) in die Zelle zu transportieren, hin. Es ist allerdings auch möglich, dass das Substrat durch PAC immobilisiert wird und somit für *M. parvicella* nicht mehr zur Verfügung steht.

Lipaseaktivität. Nielsen et al. (2005) bestimmten die gesamte Lipaseaktivität im Belebtschlamm verschiedener Kläranlagen vor und nach PAC-Zugabe. Bei allen Schlämmen wurde eine Beeinträchtigung der Lipasefunktion bereits nach Zugabe des Fällungsmittels festgestellt. Anhand von Batch-Versuchen mit Belebtschlamm beobachteten die Autoren, dass schon ab einer Dosiermenge $\geq 2,0$ g Al/kg TS eine unmittelbare Reduktion der

in vitro Lipaseaktivität eintrat. In Parallelversuchen (Batch-Versuche) bestimmte Lebek (2003) die *in vitro* Lipaseaktivität von Belebtschlamm in Abhängigkeit verschiedener PAC-Mengen (20 und 40 g Al/kg TS). Die Messungen wurden jeweils 15 min und 2 h nach Zugabe des Fällungsmittels durchgeführt. Dabei wurde eine Verminderung der Hydrolyserate über die Zeit beobachtet. Der Autor stellte fest, dass bereits bei einer Dosiermenge von 20 g Al/kg TS und 2-stündiger Einwirkzeit der maximal mögliche Effekt auf den Lipidumsatz erzielt wurde.

Anhand von *in situ* Messungen (ELF-Technologie) während Batch-Versuchen stellten Nielsen et al. (2005) fest, dass bereits nach PAC-Zugabe eine signifikante Reduktion der spezifischen Lipasefunktion von *M. parvicella* stattfindet, aber die Produktion neuer Lipasen nicht gehemmt wird. Nach einer PAC-Zugabe von 10 g Al/kg TS verminderte sich die Lipaseaktivität bis zwei Stunden nach PAC-Zugabe. Nach 20 h kehrte die Aktivität von *M. parvicella* zu den Anfangswerten zurück. Die Autoren erklärten, dass PAC wahrscheinlich sehr schnell in der Matrix der Flocken immobilisiert wird und dadurch seine Hemmungswirkung auf neu produziertes Enzym verliert.

Atmungsaktivität. Anhand von Zehrungsmessungen mit *M. parvicella*-dominierten Belebtschlämmen (Batch-Versuche) beobachteten Lebek und Rosenwinkel (2002), dass bei Zugabe von PAC sowie AlCl_3 eine Hemmung der Veratmung von Oleat stattfindet. Dabei war das Ausmaß der Hemmung weniger von der Menge PAC bezogen auf die Biomasse in g Al/(kg TS), als von der Menge PAC bezogen auf die vorhandene Substratmenge in g Al/g Oleat abhängig. Bei Dosiermengen $\geq 0,3$ g Al/g Oleat wurde eine starke Hemmung erzielt.

Durch Batch-Versuche mit Belebtschlamm mit und ohne *M. parvicella* stellte Lebek (2003) eine vorübergehende Verringerung der Grundatmung bereits nach Zugabe von PAC sowie AlCl_3 (9,0 g Al/kg TS) fest. Nach etwa zwei Stunden regenerierte sich die Atmungsaktivität. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Wirkungsweise der aluminiumhaltigen Fällungsmittel für alle Organismen zutrifft. Möglicherweise ist die kurzzeitige Verringerung der Atmungsrate in Zusammenhang mit der Reduktion der *in vitro* Lipaseaktivität zu betrachten. Dabei ist noch offen, wie eine kontinuierliche Zudosierung die Aktivität des Belebtschlammes beeinflusst.

Zusammenfassend ergibt sich dass, nur bestimmte aluminiumhaltigen Fällungsmittel wirksam gegen *M. parvicella* sind. PAC und AlCl_3 haben einen deutlichen Einfluss auf das Bakterium. Es wurde bereits festgestellt, dass Aluminium unmittelbar auf Lipaseaktivität und Substartaufnahme wirkt. Es bleibt allerdings noch ungeklärt, wie Aluminium die hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlammes beeinflusst und wie sich die Atmungsaktivität bei kontinuierlicher Zudosierung verändert.

3 FRAGESTELLUNG UND ZIEL DER ARBEIT

Basierend auf der Erkenntnis, dass Schaum bzw. Schwimmschlamm in kommunalen Kläranlagen durch das massenhafte Auftreten hydrophober *M. parvicella*-Filamente verursacht wird, ist die Erarbeitung einer erfolgreichen Bekämpfungsstrategie gegen diesen Fadenorganismus von großer Relevanz. Aus Praxiserfahrungen ist bekannt, dass durch Zugabe bestimmter Fällungsmittel auf Aluminiumbasis das Massenwachstum von *M. parvicella* kontrolliert werden kann. Insbesondere hat sich der Einsatz von PAC und AlCl_3 als erfolgreich herausgestellt. Untersuchungen von Lebek (2003) zeigten, dass kein Unterschied in der Wirksamkeit dieser zwei Fällungsmittel besteht. Eine endgültige Erklärung der Wirksamkeit von Aluminium ist allerdings noch nicht erfolgt.

Um den komplexen Wirkmechanismus von Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis aufzuklären, ergeben sich für diese Arbeit folgende Fragestellungen:

1. Wie wirkt Aluminium auf die physikochemischen Eigenschaften des Belebtschlammes? Welche Beziehung besteht zwischen *M. parvicella* und den hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlammes? Welche Faktoren beeinflussen darüber hinaus die Hydrophobizität des Belebtschlammes?
2. Welche Beziehung besteht zwischen Atmungsaktivität des Belebtschlammes und zudosierter Aluminiummenge? Wie beeinflusst eine kontinuierliche Zudosierung die Atmungsaktivität des Belebtschlammes?
3. Wie lange hält die Wirkung von Aluminium auf *M. parvicella* an? Wie verändern sich die Eigenschaften des Belebtschlammes nach Beendigung der Zudosierung?

Zur Klärung dieser Fragen sollen Batch-Versuche unter kontrollierten Laborbedingungen und Versuche mit einer halbtechnischen Pilotanlage unter praxisnahen Bedingungen durchgeführt werden. Die mit den Batch-Versuchen gewonnenen Erkenntnisse können somit in der Praxis unter Berücksichtigung der Betriebsbedingungen überprüft werden. Da nur wenige Praxiserfahrungen mit Fällungsmitteln auf AlCl_3 vorliegen, wird das Hauptaugenmerk der Untersuchung auf den Einsatz von einer reinen AlCl_3 -Lösung gerichtet.

Insbesondere soll die Dosis-Wirkungs-Beziehung bei der kontinuierlichen Zudosierung der AlCl_3 -Lösung in das Belebungsbecken der Pilotanlage im Bezug auf

- *M. parvicella*,
- die physikochemischen Eigenschaften des Belebtschlammes,
- die Physiologie des Belebtschlammes und die Abbauleistung

untersucht werden. Ziel dieser Arbeit ist es, durch eine ganzheitliche Betrachtung der Wirkung von Aluminium eine optimale Dosierungsstrategie zur Bekämpfung von Schwimmschlamm beim Massenwachstum von *M. parvicella* zu erarbeiten.

4. MATERIAL UND METHODEN

4.1 Zweistraßige Belebungsanlage im halbtechnischen Maßstab

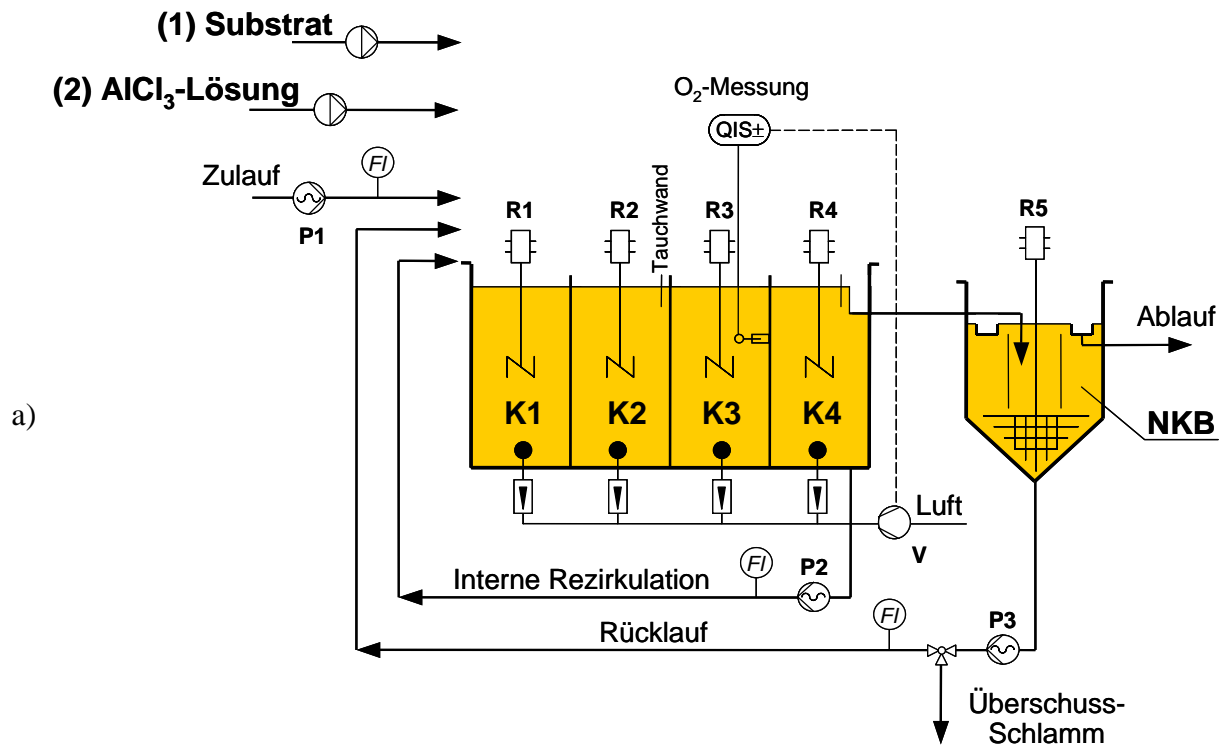
Aufbau. Für die praxisnahen Versuche zur Bekämpfung von Schwimmschlamm, verursacht durch *M. parvicella* stand eine Belebungsanlage im halbtechnischen Maßstab zur Verfügung. Sie bestand aus zwei identischen Straßen mit separaten Schlammströmen. Abbildung 4.1 zeigt ein Verfahrensschema sowie ein Photo einer Straße der Pilotanlage. Jede Straße bestand aus einem Belebungsbecken ($V_{BB} = 4 \text{ m}^3$) in 4-Kammerausführung (**K1-K4**) sowie einem Nachklärbecken (**NKB**, $V_{NKB} = 0,5 \text{ m}^3$) aus rostfreiem Stahl. Zwei darauf folgende Kammern des Belebungsbeckens waren durch Zwischenwände getrennt, die mit jeweils zwei großen Öffnungen (40 cm x 40 cm) versehen waren. Eine Tauchwand war am Übergang von K2 zu K3 der Kaskade sowie am Ablauf zum Nachklärbecken eingebaut. Die Wände tauchten bis 5 cm unterhalb des Wasserspiegels ein.

Das Belebungsbecken war mit 4 Rührwerken (**R1-R4**) mit Drehzahlregelung und einem Belüftungssystem mit feinblasiger Druckbelüftung ausgestattet. Die Luft wurde anhand eines Seitenkanalverdichters (**V**) verdichtet und über eine Rohrleitung zu 4 Tellerbelüftern geleitet. Die Feinregulierung der Luftmenge erfolgte gemäß dem Sauerstoffbedarf über das Handventil am Schwebekörper-Durchflussmesser für jeden Tellerbelüfter einzeln.

Die Verbindung zwischen Belebungsbecken und Nachklärbecken erfolgte über einen Schlauch. Das nach unten verstellbar eingetauchte Einlaufrohr diente der Füllung des Beckens von unten. Im Nachklärbecken war ein Krählwerk (**R5**) mit Drehzahlregelung montiert. Das Volumen des Nachklärbeckens war über die Höhenverstellbarkeit der Ablaufrinne regulierbar. Der Ablauf wurde über eine Schlauchverbindung nach außen geleitet.

Zulauf, Rezirkulationsschlamm und Rücklauf wurden über Exzentrerschneckenpumpen gefördert. Die Zulaufpumpe **P1** (Fördervolumen bis 500 l/h) füllte das Belebungsbecken. Die Förderpumpe **P2** (Fördervolumen bis 1000 l/h) diente dem Umpumpen des Abwassers von K4 zu K1. Der im Nachklärbecken sedimentierte Schlamm konnte mit der Pumpe **P3** (gleicher Typ wie P2) über die Schaltung eines Dreiwege-Kugelhahnes sowohl als Rücklaufschlamm zum Zulauf des Belebungsbeckens als auch als Überschussschlamm nach außen geleitet werden.

Über die Sauerstoffmessung (**QIS±**) durch eine in K3 eingebaute Sonde wurde die Umschaltung des Verdichters über einen Min/Max-Punkt geregelt. Die Fördermenge der drei Pumpen wurde mit magnetisch induktiven Durchflussmessern (**FI**) gemessen. Fördermenge der Pumpen, Umdrehungsgeschwindigkeit des Rührwerks sowie Belüftungsdauer wurden für jede Straße separat gesteuert.



Legende:

*K1-K4: Kammern des Belebungsbeckens; P1-P3: Förderpumpen, R1-R5: Rührwerke;
 NKB: Nachklärbeckens; V: Seitenkanalverdichter; FI: Durchflussmesser (Anzeige);
 QIS: Sauerstoffmessung (Anzeige und Schaltung);
 Dosierstationen für 1) Substrat und 2) AlCl_3 -Lösung*

Abbildung 4.1: a) Verfahrensschema und b) Photo einer Straße der halbtechnischen Belebungsanlage.

Zusätzlich standen zwei Dosierstationen (verschließbarer Tank mit Membran-Kolbenpumpe) je Straße zur Verfügung: (1) für die Zudosierung des Substrats und (2) für die Zudosierung der AlCl_3 -Lösung in das Belebungsbecken (Abb. 4.1). Emulsion und Fällungsmittel wurden im Zulauf zur Kaskade zugegeben.

Tabelle 4.1: Anlagekennwerte jeweils einer kontinuierlich beschickten Straße der Belebungsanlage.

Parameter		Wert
Volumen des Belebungsbeckens (V_{BB})	m^3	4
Volumen des aeroben Beckenanteils (V_{N})	m^3	2
Abwasserzufluss (Q_0)	m^3/d	6
Rücklaufverhältnis (RV)	-	1
Rückführverhältnis (RF)	-	3
Volumen des Nachklärbeckens (V_{NK})	m^3	0,5
Flächenbeschickung (q_{A})	m/h	0,6

Einstellungen. Beim Betrieb der Pilotanlage wurde sowohl beim Belebungsbecken als auch beim Nachklärbecken das zur Verfügung stehende Nutzvolumen komplett ausgenutzt. Als Verfahrensschema wurde eine vorgeschaltete Denitrifikation gewählt und 50 % des gesamten Volumens unter anoxischen Bedingungen betrieben. Die Anlage wurde mit mechanisch behandeltem Abwasser aus einer naheliegenden kommunalen Kläranlage beschickt. Die tägliche Zulaufmenge (Q_0) betrug im Mittel $6 \text{ m}^3/\text{d}$. Das eingestellte Rücklauf- (RV) und Rückführverhältnis (RF) betragen jeweils 1 und 3 (Tab. 4.1). Durch Betrieb der vorgeschalteten Denitrifikation und der niedrigen Schlammzirkulation konnten vorteilhafte Wachstumsbedingungen für *M. parvicella* geschaffen werden (siehe Kap. 2.5.3). Der Überschussschlammabzug wurde diskontinuierlich zum Teil über Zeitsteuerung durchgeführt. Die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken wurde automatisch im Bereich von 1,5 bis 2,5 mg/l gehalten.

4.2 Substrat zur Anreicherung von *M. parvicella*

Die halbtechnische Belebungsanlage wurde mit *M. parvicella*-haltigem Schlamm angeimpft und mit mechanisch vorgeklärtem Abwasser beschickt. Um die Versorgung von *M. parvicella* mit Nahrung bestehend aus langkettigen Fettsäuren und deren Estern (siehe Kap. 2.5.2 und 2.5.3) zu sichern, wurde nach einem für den technischen Einsatz geeigneten Substrat gesucht. Bei der Wahl des Mediums wurde auf die gute Löslichkeit im Wasser sowie auf die charakteristische Zusammensetzung von kommunalem Abwasser geachtet.

Zwei Substrate wurden für die Zudosierung bei der Pilotanlage in Erwägung gezogen:

1. **pflanzliches Öl.** Dies ist im kommunalen Abwasser immer vorhanden. Der größte Anteil an Lipiden besteht im Abwasser aus Triglyceriden (Strukturformel siehe Abb. 4.2) und nur ein geringer Teil aus freien LKFS. Die meist vertretenen LKFS sind Ölsäure (32 % der gesamten LKFS), Palmitinsäure (30 %) und Stearinsäure (15-20 %) (Quemeneur und Marty, 1994). Der Nachteil vom pflanzlichen Öl besteht darin, dass es nahezu unlöslich im Wasser ist.
2. **Tween80, Polyoxyethylen(20)sorbitanmonooleat** (Polyoxyethylen-Derivat des Sorbitanesters, Strukturformel siehe Abb. 4.3). Diese Verbindung ist ein nicht-ionisches viskoses Tensid von hellgelber Farbe, das bereits als Substrat für *M. parvicella* in Untersuchungen mit Reinkulturen (Slijkhuis, 1983) und Mischbiozösen (Mamais et al., 1998) erfolgreich eingesetzt wurde. Aufgrund der hohen Hydrophilie (hydrophile-lipophile Balancennummer (HLB) von 15) ist es in Wasser löslich oder dispergierbar. Es dient daher als Emulgierungsmittel für Öl-in-Wasser Emulsionen und wird oft in der Lebensmittelindustrie, wie z.B. in der Eiskreminindustrie, eingesetzt (Römpp-Biotechnologie, 1992).

Für die Versuche in der halbtechnischen Belebungsanlage wurden zwei unterschiedliche Dosierlösungen dieser Substrate eingesetzt. Die erste Lösung enthielt nur Tween80 (1,1 Gew%), die zweite Lösung bestand aus einer Emulsion aus pflanzlichem Öl (Handelsname: Bonita, bestehend aus reinem Pflanzenöl) und Tween80 (jeweils 0,7 Gew% für beide Substanzen). Somit wurde ein typisches Nahrungsmittel verwendet, das im Abwasser ebenso in Form von durch oberflächenaktive Substanzen benetzten Ölmolekülen (Micelle) auftreten kann. Zur Herstellung der Dosierlösungen bzw. -emulsionen wurde das jeweilige Substrat in Wasser gelöst bzw. durch 15-minütige Homogenisierung mit einem Ultraturaxgerät dispergiert.

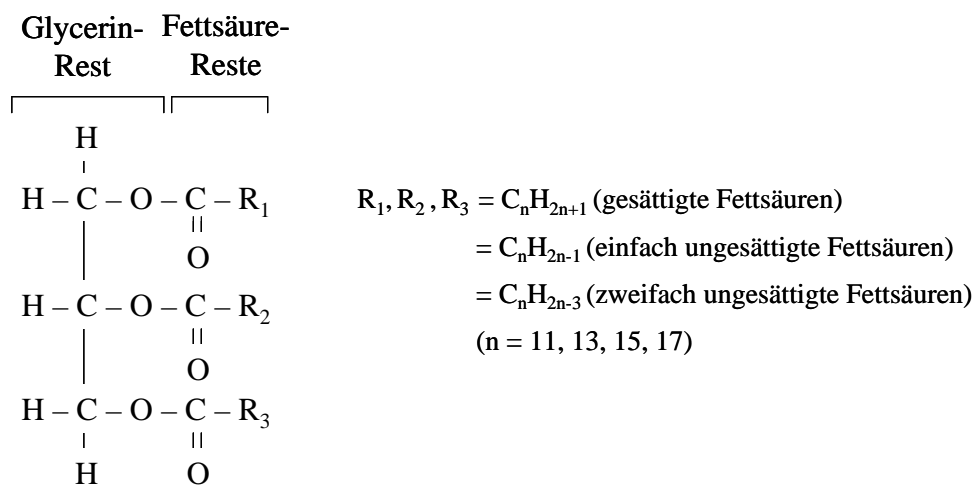


Abbildung 4.2: Allgemeine Strukturformel von Triglyceriden (Sauermost und Freudig, 1999).

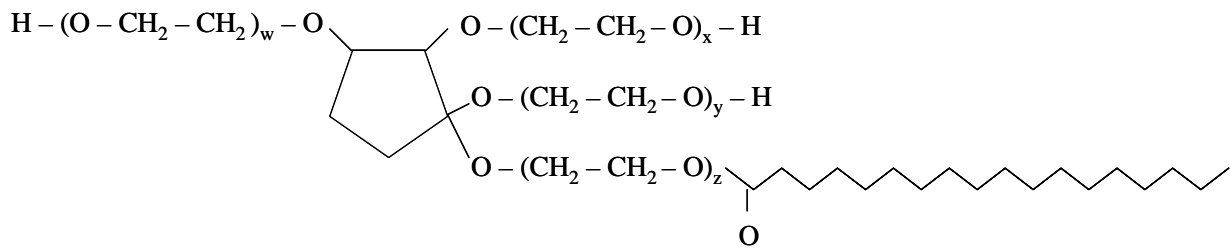


Abbildung 4.3: Strukturformel von Tween80, Polyoxyethylen(20)sorbitanmonooleat, $\text{C}_{64}\text{H}_{124}\text{O}_{27}$ ($w+x+y+z=20$) (Roche Applied Science, 2003/2004).

Die Substrate wurden in den Dosiertanks aufbewahrt und spätestens nach drei bis vier Tagen neu hergestellt. Die Dosierbehälter wurden nach Auffüllen bedeckt, um das Substrat vor Luft- und Lichtzutritt zu schützen. Dies ermöglichte eine Begrenzung der Autooxidation der Fette durch langsame Spaltung der Triglyceride zu Glycerin und Fettsäure, die beim längeren Aufbewahren bei Raumtemperatur auftreten kann (Sauermost und Freudig, 1999). Ebenso konnte der Alterungsprozess, bei dem Ether mit Sauerstoff reagiert und Peroxide bildet, begrenzt werden (Miki und Orii, 1985; Jaeger et al., 1994).

4.3 Verwendetes Fällungsmittel

Es steht eine breite Palette von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis zur Verfügung. Für die Versuche zur Bekämpfung von Schwimmschlamm bei der halbtechnischen Belebungsanlage wurde gegenüber den im Handel üblichen Fällungsmitteln der Einsatz einer reinen Chemikalie vorgezogen. Der Grundgedanke bei dieser Wahl war, ein besseres Verständnis des Wirkmechanismus von Aluminium zu ermöglichen.

Als Fällungsmittel für die Pilotversuche wurde eine mit destilliertem Wasser angefertigte Lösung aus $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (Pulver 99 %) verwendet. Die Al-Konzentration der Lösung lag bei 11,0 bis 13,0 g Al/l und hatte einen pH-Wert von ca. 3,5 bei 20 °C. Im Vergleich zu dieser angefertigten AlCl_3 -Lösung sind die im Handel üblichen Fällungsmittel auf AlCl_3 -Basis durch einen höheren Gehalt an Aluminium und einen niedrigeren pH-Wert charakterisiert.

4.4 Analytik und Schlammparameter

Zur Überprüfung der Stabilität der Prozesse bei der Pilotanlage wurden während der Pilotversuche sämtliche Parameter im kommunalen Abwasser vor der Einleitungsstelle und im Ablauf jeder Straße in Tagesmischproben (Zulauf) und in 2-h-Mischproben (Ablauf) untersucht. Die Probenahme erfolgte anhand eines automatischen, auf 5 °C

gekühlten Probenehmers. Zusätzlich wurde das zudosierte Substrat mit Stichproben untersucht. Aus der Summe der Frachten des beschickten Abwassers und des zudosierten Substrats ergab sich die gesamte Zulauffracht für die jeweilige Straße der Belebungsanlage.

Neben dem CSB-Gehalt (tägliche Bestimmung) wurden die Stickstoffkonzentrationen ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und TKN) sowie die Konzentration von $\text{PO}_4\text{-P}$ und nichtionischen Tensiden (zweimal wöchentlich) gemessen. Die Bestimmung der lipophilen Stoffe in Abwasser und Ablauf der Pilotanlage erfolgte nach DIN-38409-H17 (1981) mit Infrarot-Spektroskopie. Dadurch konnten auch niedrige Ablaufkonzentrationen erfasst werden. Eine Abschätzung der Konzentration der lipophilen Stoffe im Dosiersubstrat (Öl+Tween80-Emulsion) erfolgte durch Berechnung auf Basis der Messwerte von eigenen Standards. Der Berechnungsansatz wird im Kapitel 4.4.2 erläutert.

Parallel zur Untersuchung der chemischen Parameter im Zu- und Ablauf erfolgte die Messung von Sauerstoffgehalt in K3, pH-Wert sowie Temperatur in Zulauf, K1 und Ablauf. Mit Stichproben aus dem Belebungsbecken (K4) wurden Schlammparameter wie Trockensubstanz (TS) und Glühverlust (GV) bestimmt und der Aluminiumgehalt (Al) im Belebtschlamm gemessen. Außerdem wurde die Absetzbarkeit des Belebtschlammes mit Hilfe des Schlammvolumenindex (ISV) untersucht.

Um das Ausmaß der Schwimmschlamm-Bildung zu erfassen, wurde das äußere Erscheinungsbild der Schwimmschlamm-Schicht täglich beschrieben und die Bedeckung der Beckenoberfläche dokumentiert. Zweimal wöchentlich erfolgte auch die Bestimmung des Trockenrückstand (TR) der Schwimmschlammfraktion aus K2. Die angewandten Verfahren zur Bestimmung der o.g. Parameter sind im Anhang A.1 zusammengestellt.

4.4.1 Charakterisierung der Standards

Die eigenen Standards zur Bestimmung der Konzentration der lipophilen Stoffe in der Öl+Tween80-Emulsion wurden durch Lösen bzw. Emulgieren einer bestimmten Menge an Substrat (Tween80 und Bonita-Öl) in 1 l destilliertem Wasser hergestellt. Die Zusammensetzung der Standards sowie die Mittelwerte der gemessenen Parameter aus drei parallelen Bestimmungen sind in Tabelle 4.2 angegeben.

Die Konzentration an lipophilen Stoffen im Öl+Tween80 Standard war sehr niedrig. Lediglich 27 % des Öls wurde durch Extraktion anhand des Extraktionsmittels Frigen ($\text{C}_2\text{Cl}_3\text{F}_3$) erfasst. Aufgrund der Micellenbildung werden die Ölmoleküle, die durch oberflächenaktive Substanzen benetzt sind, bei der Bestimmung der lipophilen Stoffe nicht vollständig getrennt.

Tabelle 4.2: Charakterisierung der Standards (Mittelwert von 3 Bestimmungen). Standard für die Tween80-Lösung (1 g Tween80 in 1 l destilliertem Wasser); Standard für die Öl+Tween80-Emulsion (1 g Tween80 + 1 g Bonita-Öl in 1 l destilliertem Wasser)

Parameter		Tween80-Standard	Öl+Tween80 Standard	Differenz ¹⁾ (Öl)
CSB	mg/l	1939	4900	2961
Lipophile Stoffe	mg/l	8 ²⁾	265 (267 ³⁾)	265
Nichtionische Tenside ⁴⁾	mg/l	451	455	-

¹⁾ berechnet

²⁾ vernachlässigbar klein

³⁾ nach DIN-38409-H17 (1981) gravimetrisch

⁴⁾ als mg/l Triton X100, Umrechnungsfaktor für Tween80 beträgt 2,05

4.4.2 Berechnung der lipophilen Stoffe

Die Berechnung der Konzentration an lipophilen Stoffen in der zudosierten Öl+Tween80-Emulsion erfolgte auf der Basis der Messwerte der eigenen Standards und der gemessenen Konzentration an CSB und nichtionischen Tensiden in der Dosieremulsion. Die anteilige CSB-Konzentration an Tween80 in der Öl+Tween80-Emulsion (CSB_{Tween80}) wurde über die gemessene Konzentration der nichtionischen Tenside im Dosiersubstrat ($Tenside_{\text{Öl+Tween80}}$) berechnet (Gleichung 4.1).

$$CSB_{\text{Tween80}} = Tenside_{\text{Öl+Tween80}} \cdot \frac{1939}{451} \quad [mg / l] \quad \text{[Gleichung 4.1]}$$

Durch Differenz zwischen der gemessenen CSB-Konzentration der Öl+Tween80-Emulsion ($CSB_{\text{Öl+Tween80}}$) und der berechneten CSB-Konzentration an Tween80 ergibt sich die anteilige Konzentration des Öls ($CSB_{\text{Öl}}$) in der Öl+Tween80-Emulsion (Gleichung 4.2).

$$CSB_{\text{Öl}} = CSB_{\text{Öl+Tween80}} - CSB_{\text{Tween80}} \quad [mg / l] \quad \text{[Gleichung 4.2]}$$

Die lipophilen Stoffe für die Öl+Tween80-Emulsion ($Lipophile\ Stoffe_{\text{Öl+Tween80}}$) wurde über die anteilige CSB-Konzentration des Öls berechnet (Gleichung 4.3).

$$Lipophile\ Stoffe_{\text{Öl+Tween80}} = CSB_{\text{Öl}} \cdot \frac{265}{2961} \quad [mg / l] \quad \text{[Gleichung 4.3]}$$

4.5 Mikroskopische Untersuchungen

4.5.1 Probenahme

Um die Entwicklung der Biozönose und insbesondere der *M. parvicella*-Population während der Versuche zu erfolgen, wurden Belebtschlammproben aus K4 des Belebungsbeckens genommen und mikroskopisch untersucht. Wenn Schwimmschlamm in der anoxischen Zone des Belebungsbeckens auftrat, wurde auch eine Probe der flotierenden Fraktion gezogen. Die Proben (ca. 25 ml) wurden bei 4 °C aufbewahrt und innerhalb von ein bis zwei Tagen nach der Probenahme mikroskopisch untersucht.

4.5.2 Mikroskopische Analyse

Die mikroskopischen Untersuchungen der Belebtschlamm- und Schwimmschlammproben wurden in Anlehnung an den Bestimmungsschlüssel von Eikelboom (2000) durchgeführt. Dabei wurden der Anteil an fadenbildenden Mikroorganismen (Fädigkeit) und deren Merkmale im Phasenkontrast bestimmt. Die Reaktion der Fadenorganismen auf bestimmte Färbungen, wie Gram- und Neisser-Färbung sowie ihr Verhalten in einem Schwefeltest wurden ermittelt.

Fädigkeitsindex. Die Fädigkeit wurde anhand des Fädigkeitsindex (FI) ausgedrückt. Es handelt sich dabei um eine Abschätzung der Anzahl der Fadenbildner, die in der Wasserphase des Nativpräparats zu beobachten sind. Der FI wird bestimmt, indem das mikroskopische Bild des Schlammes (Nativpräparat) mit einer Reihe von Referenzphotos verglichen wird. Es werden Kategorien von 0 (= keine Fadenbildner) bis 5 (= sehr viele Fadenbildner) verwendet. Zwischen den aufeinanderfolgenden FI-Kategorien besteht in etwa ein Unterschied um den Faktor 10 (Eikelboom, 2000).

Gram-Färbung. Die Bakterien wurden anhand der Gram-Färbung kategorisiert. Das unterschiedliche Färbeverhalten resultiert aus Unterschieden in der Zusammensetzung der Zellwände. Die Bakterienzellen werden mit dem Farbstoff Kristallviolett dunkelblau/violett angefärbt und anschließend mit einer Alkohollösung gewaschen. Dadurch wird die Färbung bei den Gram-negativen Zellen wieder gelöst, die Gram-positiven Zellen bleiben dunkelblau bis violett gefärbt. Um die Gram-negativen Zellen besser sichtbar zu machen, wurde anschließend mit Safranin gegengefärbt. Die Gram-negativen Zellen färben sich dadurch hellrot an (Kunst et al., 2000; Eikelboom, 2000).

Neisser-Färbung. Die in den Zellen als Reservestoffe gespeicherten Polyphosphatgranula wurden mit der Färbung nach Neisser nachgewiesen. Die Polyphosphatkügelchen werden durch die Färbung blauschwarz gefärbt. Dabei spricht man von einer Neisser-positiven Reaktion. Spricht ein Faden gar nicht auf die Neisser-Färbung an, dann wird die Reaktion als Neisser-negativ eingestuft (Kunst et al., 2000; Eikelboom, 2000). Manche Fadenorganismen färben sich insgesamt blau.

Schwefeltest. Mit dem Schwefeltest wird die Fähigkeit der fädigen Bakterien getestet, in Anwesenheit von Schwefelverbindungen in reduzierter Form, wie Sulfiden, Schwefel als Reservestoff einzulagern. In diesem Test oxidieren die Bakterien die angebotenen reduzierten Schwefelverbindungen zu elementarem Schwefel, der in der Zelle als Granula gespeichert wird und den Bakterien als Reservestoff dient (Kunst et al., 2000; Eikelboom, 2000).

Dominant/sekundär. In der Biozönose kommen immer dominierende und sekundär auftretende Fadenbakterien vor. Als „sekundär“ auftretende Fadenbildner werden Mikroorganismen bezeichnet, deren Anteil ca. 5 bis 10% der dominierenden Fadenbildner ausmacht (Eikelboom, 2000). Co-dominant sind verschiedene Populationen von Fadenbakterien, die in einer Biozönose mit gleicher Häufigkeit auftreten.

Häufigkeitskategorien. Das Auftreten der einzelnen Fadenbakterien wird mit Häufigkeitskategorien gekennzeichnet. Es handelt sich um eine Abschätzung der gesamten Anzahl eines bestimmten Fadenbakteriums sowohl in der Flocke als auch in der Wasserphase. Die Kategorien werden bestimmt, indem das mikroskopische Bild des Schlammes (Nativpräparat, Gram- und Neisser-Färbung sowie Schwefeltest) mit einer Reihe von Referenzphotos verglichen wird. Es werden Kategorien von 0 (= keine Fadenbakterien) bis 5 (= sehr viele Fadenbakterien) verwendet. Zwischen den aufeinanderfolgenden Häufigkeitskategorien besteht in etwa ein Unterschied um den Faktor 10.

Freischwimmende Bakterienzellen. Mit dem Begriff „freischwimmende Bakterienzellen“ bezeichnet man Bakterienzellen, die nicht an der Flocke gebunden sind und frei in der Wasserphase vorliegen. Zur Charakterisierung der Anzahl freischwimmender Bakterienzellen werden Häufigkeitskategorien von 0 (= keine freischwimmenden Zellen) bis 3 (= hunderte von freischwimmenden Zellen) verwendet (Eikelboom, 2000).

4.6 Hydrophobizität

4.6.1 MATH-Test

Durchführung. Zur Abschätzung der hydrophoben Eigenschaften von Schlammproben wurde der MATH-Test (microbial adhesion to hydrocarbons) nach Rosenberg et al. (1980) verwendet. Hiermit wurden während der Pilotversuche sowohl Belebtschlammproben aus K4 als auch Schwimmschlammproben aus K2 untersucht. Die Methode beruht auf der Fähigkeit von Bakterienbiozönosen, sich an Kohlenwasserstoffe anzulagern. Sie ist dadurch zur Untersuchung der mikrobiellen Adhäsion an Grenzflächen geeignet.

Mit diesem Test wird der Anteil der Stoffe in einer Probe (hauptsächlich Mikroorganismen) erfasst, der sich an ein mit Wasser nicht mischbares, unpolares Lösungsmittel, n-Hexadecan ($C_{16}H_{34}$), anlagert. Die Bestimmung erfolgt durch Messung der Extinktion der ausgewaschenen Suspension am Photometer (Abb. 4.4). Als Referenz

diente eine Schlammprobe ohne n-Hexadecanzugabe. Die Abnahme der Extinktion in der wässrigen Phase gegenüber dem Kontrollansatz gibt den Anteil der Feststoffe an, die an n-Hexadecan binden.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Schlammproben zentrifugiert (bei 3500 U/min für 15 min bei 4 °C) und zweimal mit ca. 50 ml Phosphat-Urea-Magnesium-Puffer (PUM-Puffer, siehe Anhang A.2) gewaschen, um gelöste oberflächenaktive Substanzen zu entfernen. Gegenüber Wasser wurde der PUM-Puffer als Waschmedium bevorzugt, da somit ein Auswaschen von hydrophilen EPS-Molekülen verhindert werden konnte (Palmgren et al., 1998).

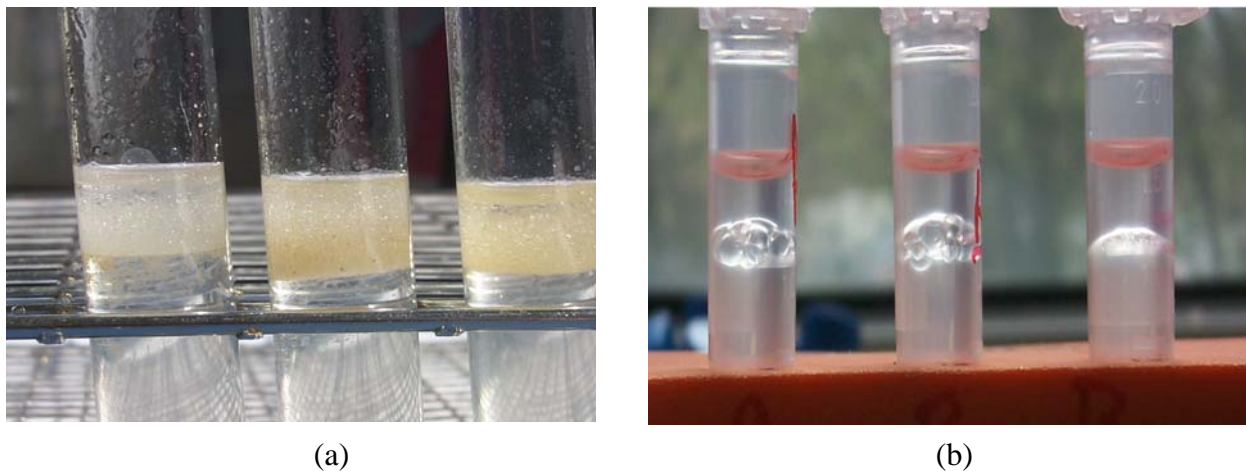


Abbildung 4.4: MATH-Test und Emulsionstest. a) Anhaften von Schlammteilchen an n-Hexadecan. Die obere Schicht ist eine Emulsion mit hydrophoben Schlammteilchen. b) Emulsionsbildung bei Anwesenheit von oberflächenaktiven Substanzen im Überstand.

Nach dem Waschvorgang wurde die Extinktion der Schlammsuspension mit PUM-Puffer mit einer Wellenlänge von 436 nm im Bereich von 0,7 bis 0,8 eingestellt. Die Schlammsuspension (5 ml) wurde zusammen mit 1 ml n-Hexadecan für 15 min im Wasserbad bei 30 °C inkubiert. Nach 2-minütigem Mixen wurde diese für 15 min bei Raumtemperatur zur Phasentrennung inkubiert. Die Extinktion der wässrigen Phase wurde am Photometer bei einer Wellenlänge von 400 nm gemessen. Um jegliche Störung des Tests durch Auftreten von Detergentien auszuschließen, wurden für alle Ansätze Reagenzgläser eingesetzt, die mit HCl gespült waren.

Je kleiner der Extinktionswert der mit n-Hexadecan (HD) versetzten Proben, umso hydrophober ist die Probe. Die Hydrophobizität H wurde als Mittelwert von drei bis fünf Parallelbestimmungen nach Gleichung 4.4 berechnet. Dazu wurde die Standardabweichung bestimmt.

$$H = \left(1 - \frac{\text{Mittelwert der Extinktion mit HD}}{\text{Mittelwert der Extinktion ohne HD}} \right) \cdot 100 \quad [\%] \quad \text{[Gleichung 4.4]}$$

Bewertung. Nach Rosenberg et al. (1980) kann mit dem MATH-Test die Hydrophobizität von Zelloberflächen bestimmt werden. Da der MATH-Test eine semi-qualitative Methode ist, kann mit diesem Test lediglich eine Abschätzung der hydrophoben Eigenschaften des Schlammes vorgenommen werden. In der Tat spielt auch die Oberflächenladung von Bakterienzellen bzw. Kolloiden im Schlamm eine wichtige Rolle bei Adhäsionsprozessen (Palmgren et al., 1998). Busscher et al. (1995) stellten fest, dass die Kohlenwasserstofftröpfchen im MATH-Test ein negatives Zeta-Potential haben und somit Partikel (Zellen bzw. Kolloide) mit einer beträchtlichen negativen Ladung aufgrund der elektrostatischen Repulsion gegenüber dem Lösungsmittel weniger hydrophob resultieren. Das Mitwirken der Oberflächenladung bei der mikrobiellen Adhäsion an unterschiedliche Oberflächen ist eine mögliche Erklärung dafür, dass Korrelationen zwischen dem MATH-Test und anderen Methoden zur Bestimmung der Hydrophobizität von Bakterien nur selten bestehen (Pembrey et al., 1999).

Die Bestimmung der Adhäsionsfähigkeit von Schlämmen anhand des MATH-Tests führt normalerweise zu einer Überschätzung der Hydrophobizität (Guellil et al., 1998). In Anwesenheit von aggregierten und freien Zellen sowie organischen Polymeren mit amphiphilem Charakter bilden sich durch Mixen stabile Emulsionen, wobei zusätzlich zur reinen Adhäsion zum Lösungsmittel durch Wechselwirkungen wahrscheinlich auch das mechanische Einfangen von Schlammpartikeln zur Anlagerung in der n-Hexadecanphase beiträgt. Guellil et al. (1998) schlugen einen verbesserten MATH-Test für Belebtschlamm vor, um lediglich das Phänomen der Adhäsion durch hydrophobe Wechselwirkung zu erfassen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde diese Erweiterung des Tests nicht durchgeführt.

Anhand des oben beschriebenen MATH-Tests werden aufgrund der hohen Absetzgeschwindigkeit der Belebtschlammflocken während der photometrischen Bestimmung der Extinktion meistens stark abweichenden Adhäsionswerte des Belebtschlammes gemessen. Um repräsentative Extinktionswerte zu erhalten, wurde im Vorfeld dieser Arbeit nach einer geeigneten Vorbehandlung der Proben gesucht.

4.6.2 Vorbehandlung

Zur Erhöhung der Stabilität der Extinktionswerte während des MATH-Tests wurden in einer Voruntersuchung zwei unterschiedliche Vorbehandlungsmethoden der Proben getestet: 1) eine Behandlung mit Ultraschall und 2) eine mit Ultraturrax. Es wurde nach einer zellschonenden Behandlung des Schlammes gesucht, die eine möglichst geringe Veränderung der Hydrophobizität bewirkte. Sowohl eine Belebtschlammprobe (BS) mit

einem Fädigkeitsindex von 3 und *M. parvicella* als dominanter Mikroorganismus mit einer Häufigkeit von 4 als auch eine Schwimmschlammprobe (SS) mit einem Fädigkeitsindex von 4, wobei *M. parvicella* mit einer Häufigkeit von 5 stark angereichert war, wurden mit Ultraschall und Ultraturrax behandelt.

Die Schlammproben wurden vor Beginn des MATH-Tests mit einem Ultraturrax für eine Zeitdauer von 8 min bei 2000 U/min behandelt. Während der Behandlung wurden die Proben gekühlt, um einen Aufschluss der Zellmembran durch Hitze zu vermeiden. Bei der Ultraschallbehandlung wurden die Schlammproben bei einer Beschallungsleistung von 35 W (J/s) für 100 s behandelt. Somit lag die Zeitdauer der Beschallung im Bereich von 40 bis 100 s, welcher nach Banks und Walker (1977) eine zellschonende Behandlung ermöglicht. Laut den Autoren hängt der Grad der Flockenzerstörung stärker von der Intensität als von der Dauer der Einwirkung des Ultraschalls ab.

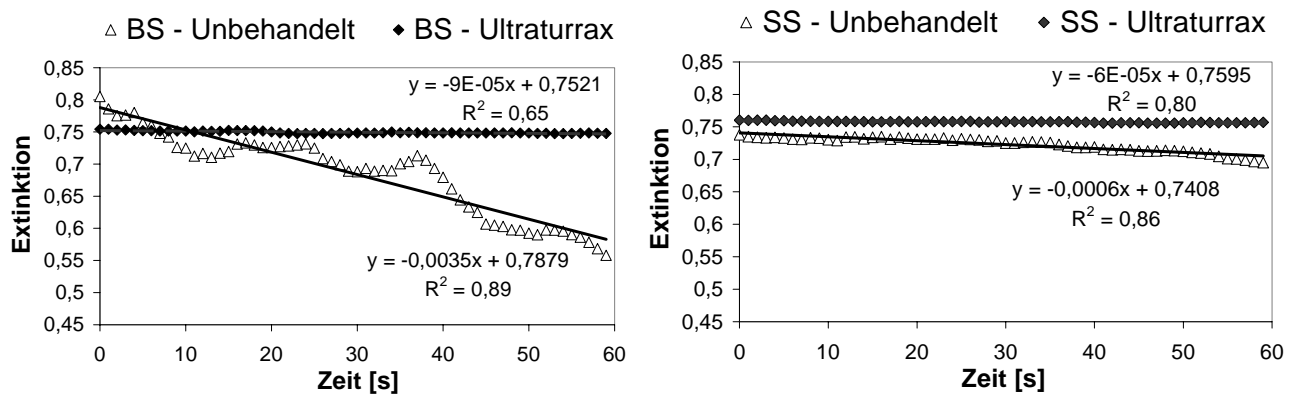


Abbildung 4.5: Zeitlicher Verlauf der Extinktion von unbehandelten (BS- und SS-Unbehandelt) und mit Ultraturrax behandelten Schlämmen (BS- und SS-Ultraturrax). BS: Belebtschlamm (Fädigkeitsindex von 3 und *M. parvicella* dominant mit einer Häufigkeit von 4); SS: Schwimmschlamm (Fädigkeitsindex von 4 und *M. parvicella* dominant mit einer Häufigkeit von 5).

Durch beide Vorbehandlungen reduzierte sich, besonders bei der Belebtschlammprobe, die Absetzgeschwindigkeit des Schlammes stark. Die Extinktionswerte der behandelten Proben waren gegenüber den Referenzproben ohne Vorbehandlung sehr stabil und veränderten sich kaum über längere Zeit. Dies weist auf eine erfolgreiche Homogenisierung der Proben sowohl durch Behandlung mit Ultraturrax als auch durch Behandlung mit Ultraschall hin. Ähnliche Resultate erreichte Knoop (1997) durch Dispergierung der Schlammprobe mit Ultraschall bei einer Leistung von 60 W und einer Behandlungszeit von 90 s.

Beim Schwimmschlamm war die Schlammsuspension auch ohne Vorbehandlung relativ stabil. Dies ist wahrscheinlich der homogenen hydrophoben Eigenschaften der Schwimmschlammprobe zuzuschreiben, die durch eine hohe Anzahl an hydrophoben

fadenbildenden Bakterien (selektive Flotation) charakterisiert war. In Abbildung 4.5 werden die Extinktionswerte der unbehandelten sowie der mit Ultraturrax behandelten Belebtschlamm- (BS) und Schwimmschlammproben (SS) gezeigt, die innerhalb einer Minute erfasst wurden. Ähnliche Ergebnisse wurden durch Behandlung mit Ultraschall erreicht.

Vergleicht man die Hydrophobizitätswerte, die anhand der Methode mit und ohne Vorbehandlung gewonnen wurden, ergibt sich eine höhere Hydrophobie bei den Proben mit Ultraschallbehandlung. Im Gegensatz dazu hatten die Schlammproben, die mit Ultraturrax dispergiert wurden, eine durchschnittliche Hydrophobizität mit einer sehr geringen Standardabweichung, die im Messbereich der Referenzproben lag (Abb. 4.6). Die geringe Streuung der Ergebnisse deutete auf eine gute Reproduzierbarkeit der Methode mit Ultraturrax hin.

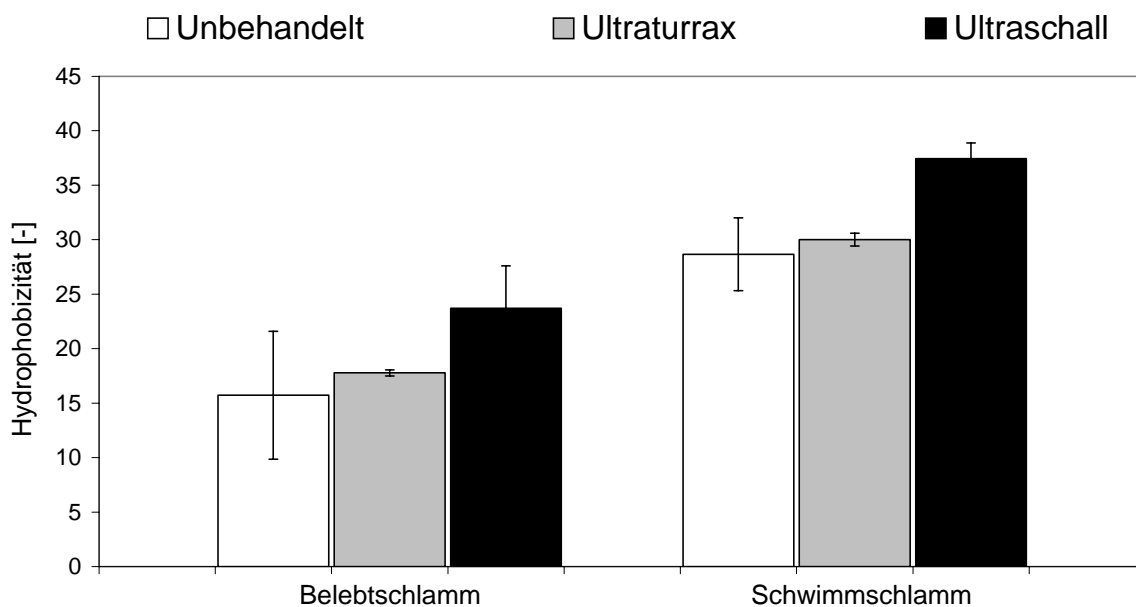


Abbildung 4.6: Hydrophobizitätswerte von unbehandelten (Standard) und behandelten (mit Ultraschall bzw. Ultraturrax) Schlammproben. Belebtschlamm (Fädigkeitsindex von 3 und *M. parvicella* dominant mit einer Häufigkeit von 4) und Schwimmschlamm verdünnt mit Ablauf (Fädigkeitsindex von 4 und *M. parvicella* dominant mit einer Häufigkeit von 5).

Anhand von mikroskopischen Untersuchungen wurde beobachtet, dass durch mechanische Beanspruchung mit Ultraturrax die Struktur der Schlammflocken gelockert wurde und dabei *M. parvicella*-Filamente, die durch ihre hydrophoben Eigenschaften bekannt sind, freigesetzt wurden. Dies führte allerdings nicht zur Anlagerung eines größeren Schlammanteils in der n-Hexadecanphase. Im Gegensatz dazu wurden nach Beschallung des Schlammes lysierte Bakterienzellen beobachtet. Die Beschichtung der unversehrten Bakterienzellen mit dem freigesetzten Zellmaterial führte wahrscheinlich zur

Erhöhung des adhäsiven Charakters der Schlammprobe. Dieses Ergebnis widerspricht den Beobachtungen von Knoop (1997), wonach bei einer Dispergierung der Schlammproben mit Ultraschall (90 s bei 60 W) eine unverminderte Atmungsaktivität gemessen wurde.

Da die Ultraschallbehandlung eine Schädigung der Bakterienzellen hervorrief, wurde im Rahmen dieser Arbeit die zellschonende Vorbehandlung mit Ultraturrax durchgeführt. Es hat sich gezeigt, dass hiermit gut reproduzierbare Hydrophobizitätsmessungen durchgeführt werden können.

4.6.3 Nachweis oberflächenaktiver Stoffe

Als qualitativer Nachweis für die Freisetzung von oberflächenaktiven Substanzen im Überstand wurde ein Emulsionstest durchgeführt. Nach dem Zentrifugieren des Schlammes wurde der Überstand getrennt und 0,5 ml n-Hexadecan wurden zu 1 ml Überstand zugegeben. Durch 1-minütiges Mixen bildete sich eine mehr oder weniger stabile Emulsion. Nach 15-minütiger Inkubation bei Raumtemperatur wurde die Stabilität der Emulsion protokolliert (Lind et al., 1997).

4.7 Schaumfähigkeit

Zur Charakterisierung der Schaumfähigkeit des Belebtschlammes wurden zwei unterschiedliche Tests durchgeführt: 1) der „Bubble-Test“ (Blackall et al., 1989) und 2) der „Alka-Seltzer-Test“ (Kopplow und Barjenbruch, 2002). Der wöchentlichen Untersuchung während der Pilotversuche dienten Belebtschlammproben aus K4, die auf einer Raumtemperatur von ca. 20 °C temperiert wurden.

4.7.1 Bubble-Test

Durchführung. Mit dem Bubble-Test nach Blackall et al. (1989) wird untersucht, inwieweit ein Schlamm durch die Einleitung von Druckluft zur Bildung von stabilen Schäumen neigt. Der Test gibt den Effekt der Belüftung im Belebungsbecken wieder. Dort können Grobblasen zum Auftrieb der Belebtschlammflocken beitragen (Li und Harbs, 2002).

Als Apparatur für den Test wurde eine 50 cm hohe Glassäule mit einem Durchmesser von 3 cm verwendet (Abb. 4.7). Die Säule war am Boden mit einer luftdurchlässigen Glasfritte zur Erzeugung von kleinen Blasen versehen. Unterhalb der Glasfritte befand sich ein Einlasshahn für die Druckluft. Nach Befüllen des Glasrohrs mit einer 70 ml Schlammprobe wurde Druckluft mit einem Durchsatz von 50 l/h eingeperlt. Die Probe wurde für 1,5 min begast (Tab. 4.3).

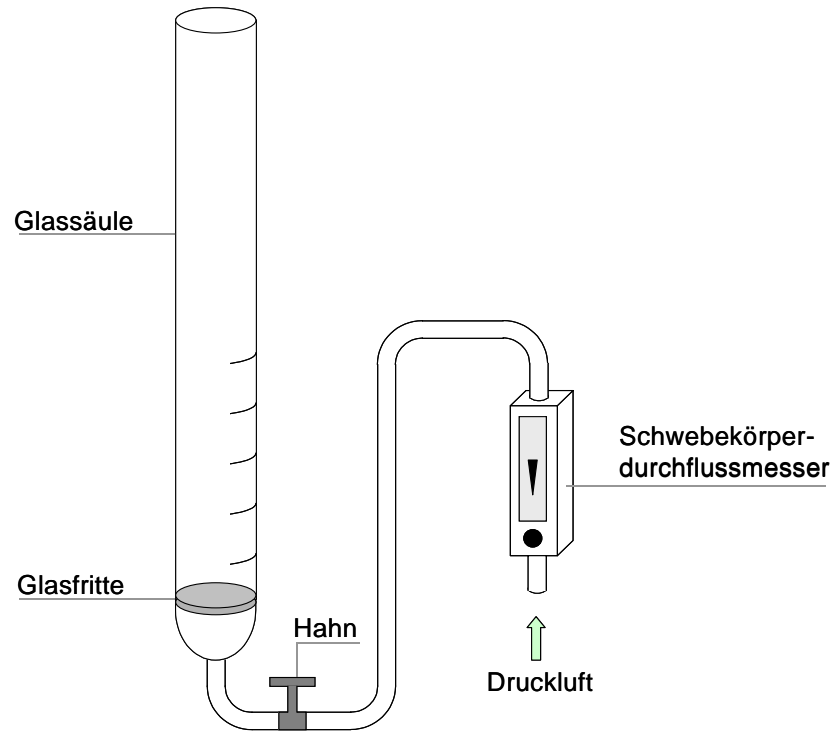


Abbildung 4.7: Schematische Darstellung der Apparatur für den Bubble-Test.

Gemessen wurden die Höhe des gebildeten Schaums und der Durchmesser der Gasblasen sowie die Zeit, in der die Schaumblasen nach Abstellen der Begasung in sich zusammenfielen. Die Schäume wurden auf der Basis der Blasenbildung, Schaumhöhe und Schaumstabilität nach Blackall et al. (1989) in Kategorien (SK) von 0 (= keine Schaumfähigkeit) bis 7 (= sehr hohe Schaumfähigkeit) klassifiziert (siehe Anhang A.3).

Tabelle 4.3: Einstellungen für den Bubble-Test.

Parameter		Wert
Höhe Glasrohr	cm	50
Durchmesser Glasrohr	cm	3
Volumenstrom Luft	l/h	50
Flächenbeschickung	$\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	23,6
Belüftungszeit	min	1,5
Probemenge Schlamm	ml	70

Vorversuche. Eigene Voruntersuchungen mit *M. parvicella*-dominiertem Belebtschlamm zeigten, dass die Schaumhöhe in der Glassäule, die nach Abstellen der

Belüftung gemessen wird, von der Anwesenheit von Tensiden abhängig ist. Für diese Untersuchungen wurde der Belebtschlamm (Fädigkeitsindex von 3; Populationsdichte von *M. parvicella* von 3-4) zentrifugiert (bei 3500 rpm für 15 min bei 4 °C) und jeweils in Leitungswasser und Ablauf resuspendiert. Dabei war der Ablauf durch eine hohe Konzentration an nichtionischen Tensiden gekennzeichnet (Tab. 4.4). Die Kurven von Abbildung 4.8 geben einen qualitativen Verlauf der gemessenen Schaumhöhen der Schlammsuspensionen (Belebtschlamm verdünnt mit Wasser bzw. mit Ablauf) in Abhängigkeit der TR-Konzentrationen an. Als Referenz diente hierbei die Schaumbildung durch Begasung der reinen Verdünnungsmedien.

Tabelle 4.4: Zusammensetzung des Ablaufs (photometrische Bestimmung der Tenside nach Dr. Lange).

Parameter	Wert
kationische Tenside mg/l	0,3
anionische Tenside mg/l	0,4
nichtionische Tenside mg/l	4,6

Die Begasung der Schlammsuspension mit tensidhaltigem Ablauf führte gegenüber dem im Wasser resuspendierten Schlamm bei allen untersuchten TR-Gehalten zu größeren Schaumhöhen. Während die Schlammsuspension mit Ablauf überwiegend durch einen weißen Tensidschaum charakterisiert war, wies die Schlammsuspension mit Wasser lediglich ein leichtes Schäumen mit großblasigem Schaum und Filmbildung auf. Des Weiteren beschwerte bei der Schlammsuspension mit Ablauf die an der Oberfläche flotierte Biomasse den lockeren Tensidschaum. Dadurch ergab sich gegenüber dem reinen Ablauf eine niedrigere Schaumhöhe, die Stabilität des Schaums nahm jedoch zu. Diese Ergebnisse bestätigen die Beobachtungen von Ho und Jenkins (1991), bei der die Schaumbildung des Belebtschlammes in Anwesenheit von Tensiden signifikant höher ist. Sind zusätzlich im Schlamm Bakterien mit hydrophoben Zellwänden vorhanden, dann bilden sich stabile Schäume. Um darüber hinaus den Einfluss von oberflächenaktiven Substanzen auf die Schaumfähigkeit des Belebtschlammes zu untersuchen, wurde im Rahmen dieser Arbeit die Schaumbildung des reinen Ablaufs durch Begasung ebenso getestet. Die Bestimmung der Schaumfähigkeit erfolgte mit reinen Belebtschlammproben.

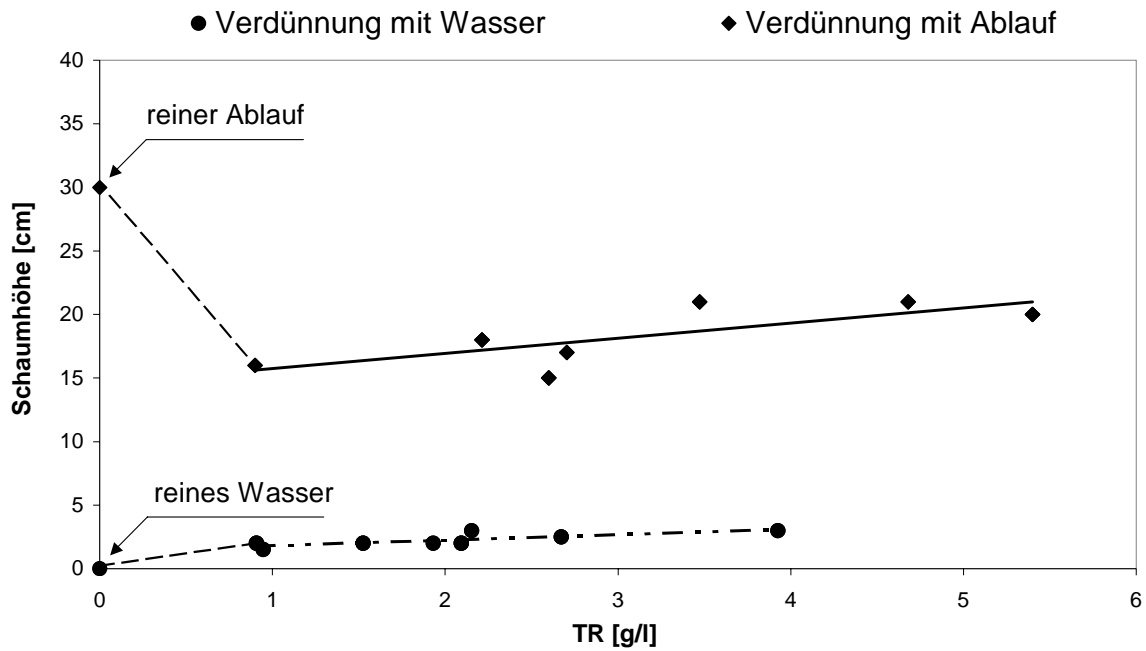


Abbildung 4.8: Schaumhöhe des Belebtschlammes in Abhängigkeit des TR-Gehalts und des resuspendierten Mediums. Originalschlamm mit einer Fädigkeit von 3 und *M. parvicella* dominant mit einer Häufigkeit von 3-4.

4.7.2 Alka-Seltzer-Test

Durchführung. Das Schaumpotential des Belebtschlammes wurde in Anlehnung an den Alka-Seltzer-Test (Ho und Jenkins, 1991) mit einer Variante der Methode von Kopplow und Barjenbruch (2002) bestimmt. Mit diesem Test wurde untersucht, inwieweit ein Schlamm durch die Sprudelwirkung einer Alka-Seltzer-Tablette (Alka-Seltzer® classic, Bayer) zur Schaumbildung bzw. Flotation neigt. Der Test gibt den Effekt der Gasbildung während der Denitrifikation bzw. der Faulung wieder, bei denen Fein- und Mikroblasen entstehen (Li und Harbs, 2002).

Für den Test wurde eine Tablette in einen 500 ml graduierten Zylinder mit einem Durchmesser von 5,0 cm gegeben, der eine 150 ml Schlammprobe enthielt. Hiermit wurden vergleichbare Ergebnisse wie beim Einsatz von zwei Tabletten für eine 250 ml Schlammprobe in einem Messbecher mit einem Durchmesser von 9,5 cm, wie von Kopplow und Barjenbruch (2002) empfohlen, erzielt.

Die Alka-Seltzer-Tablette enthält 324 mg Acetylsalicylsäure, Zucker, Zitronensäure und Natriumhydrogencarbonat, hinzu kommen Aromen und Farbstoffe. Beim Auflösen sprudelt die Tablette stark, da durch die Reaktion der organischen Säuren mit Natriumhydrogencarbonat gasförmiges Kohlendioxid entsteht. Nach erfolgter Reaktion verbleibt ein Säureüberschuss. Durch die Sprudelwirkung kann es zur Schaum- bzw.

Schwimmschlammbildung kommen. Wenn die Tablette vollständig aufgelöst ist (nach ca. 40 s), setzt der Zerfall der in der Schwimmschlammschicht eingefangenen Gasblasen ein. Gemessen wurden die Höhe der aufgeschwommenen Schlammfraktion nach ca. 1, 3 und 5 min nach Tabletteneinwurf sowie die Blasengröße und -stabilität. Diese Parameter wurden gewichtet und zur Berechnung des Schaumwertes (SW) verwendet (siehe Anhang A.4).

Vorversuche. Untersuchungen von Örther et al. (2001) zeigten, dass die Konzentration an Feststoffen das Schaumpotential, das mit dem Alka-Seltzer-Test nach Ho und Jenkins (1991) bestimmt wurde, beeinflusst. Laut den Autoren wird das durch Sprudelwirkung entwickelte Schaumvolumen in Abhängigkeit der suspendierten Stoffe mit einer Potenzfunktion gut angenähert.

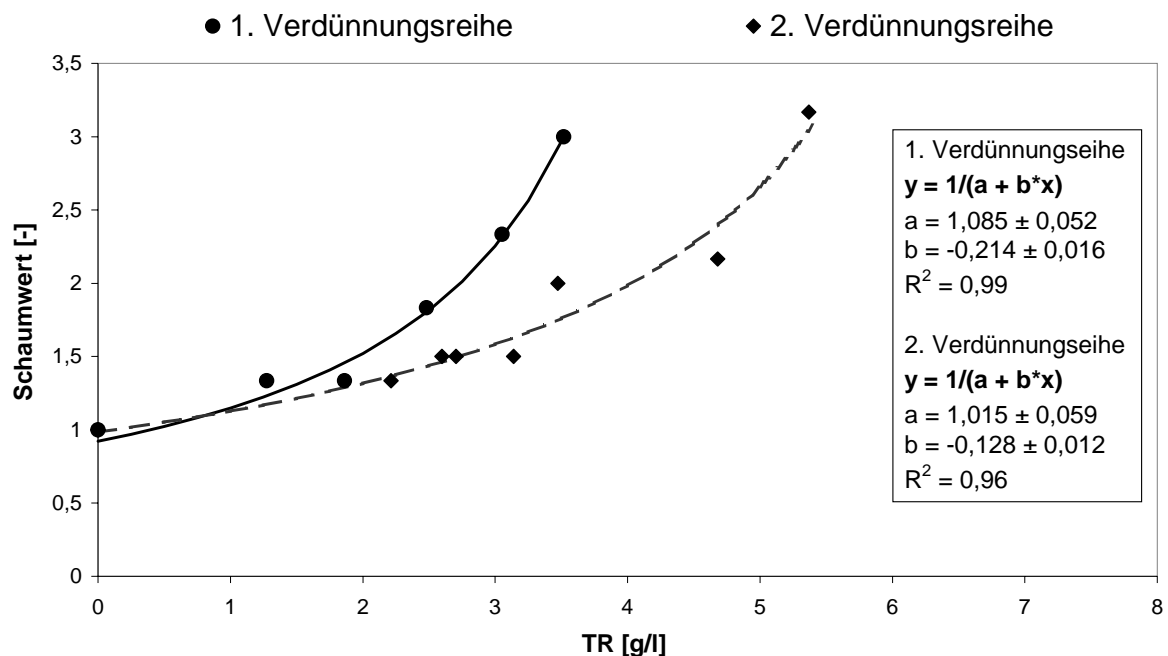


Abbildung 4.9: Schaumwert des Belebtschlamms in Abhängigkeit des TR-Gehalts. 1. Verdünnungsreihe: Originalschlamm mit einer Fädigkeit von 3 und *M. parvicella* dominant mit einer Häufigkeit von 4; 2. Verdünnungsreihe: Originalschlamm mit einer Fädigkeit von 3 und *M. parvicella* dominant mit einer Häufigkeit von 3.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde anhand einer Verdünnungsreihe mit unterschiedlichen Belebtschlämmen ebenfalls festgestellt, dass es eine Abhängigkeit zwischen Schaumwert und TR-Gehalt gibt. Im untersuchten Bereich bestand zwischen Schaumwert und Trockenrückstand eine Relation der Art $y = 1/(a + b \cdot x)$. In Abbildung 4.9 werden die Schaumwerte dargestellt, die durch Verdünnung zweier *M. parvicella*-dominierter Belebtschlammproben mit dem Ablauf erzielt wurden. Dabei ist zu erkennen, dass der Schlamm mit der größeren Häufigkeit an *M. parvicella*-Fäden (1. Verdünnungsreihe)

durch eine steilere Regressionskurve charakterisiert ist. In Rahmen dieser Arbeit wurde vor der Durchführung des Alka-Seltzer-Tests die TS-Konzentration der Belebtschlämme, wenn nötig, auf einem TS-Gehalt von 3,0 bis 3,5 g/l eingestellt. Auf die Bestimmung der Relation zwischen Konzentration der Feststoffe und Schaumwert durch Verdünnungsreihen wurde verzichtet.

4.8 Zehrungsmessungen

4.8.1 Grundatmung und maximale Substratatmung

Zur Untersuchung der Aktivität der Belebtschlamm-biozönose wurden Zehrungsmessungen mit Belebtschlammproben aus K4 des Belebungsbeckens unter festgelegten Laborbedingungen in Anlehnung an Ekama et al. (1986) bzw. Vollertsen und Hvitved-Jacobsen (1999) durchgeführt. Dabei wurden die Grundverbrauchsrate unter weitgehender Abwesenheit von Substrat und die initiale maximale Sauerstoffverbrauchsrate nach Zugabe eines Substrats bestimmt. Während die Grundatmung sich aus der endogenen Atmung der Bakterien und der Substratatmung der Bakterien fressenden Protozoen ergibt, beinhaltet die Substratatmung bei Substratüberschuss neben der maximalen Substratatmung der Organismen, die das Substrat verwerten können, auch die endogene Atmung der Organismen, die nicht imstande sind, das Substrat zu benutzen (Reinnarth und Rüffer, 1983).

Um die Grundatmung zu erreichen, wurden vor der Zehrungsmessung die Schlammproben mit einem Magnetrührer kontinuierlich durchmischt und mit Druckluft 2 bis 4 Stunden lang belüftet. Die Sauerstoffkonzentration (dissolved oxygen = DO) im Belebtschlamm betrug dabei 80 bis 90 % der Sättigungskonzentration. Nach Ausschalten der Belüftung wurde die Konzentration des gelösten Sauerstoffs des Belebtschlammes in einer geschlossenen Sauerstoffmesszelle (Batch-Konfiguration für 250 ml-Belebtschlammprobe) in regelmäßigen Abständen gemessen. Die Messung wurde bei einem pH-Wert von ca. 7,5 und einer Temperatur von $20\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$ nach DIN-38414-S6 (1986) durchgeführt. Die Aufnahmeraten der DO (oxygen uptake rate = OUR) wurden als lineare Regression der Sauerstoffkonzentrationsmessung über die Zeit als $\text{mg O}_2/\text{h}$ berechnet und auf den organischen Schlammanteil (oTS) bezogen. Nach Bestimmung der Grundatmung wurde das Substrat zugegeben und die (initiale) maximale Sauerstoffverbrauchsrate gemessen. Die biochemische Oxidation vom Ammonium zum Nitrit wurde durch Zugabe von Allylthioharnstoff (ATH) unterbunden. Nach Reimann (1973) beträgt die in der Schlammprobe anzustrebende ATH-Konzentration 10 mg/l. Die nitrifikationshemmende Wirkung des ATH setzt umgehend nach der Zugabe ein (Bode, 1985). Die Atmungsverbrauchsrate wurde als Mittelwert der Ergebnisse aus zwei bis drei parallelen Messansätzen berechnet. In Abbildung 4.10 wird die Batchversuchsanordnung, mit der die respirometrischen Messungen durchgeführt wurden, dargestellt.

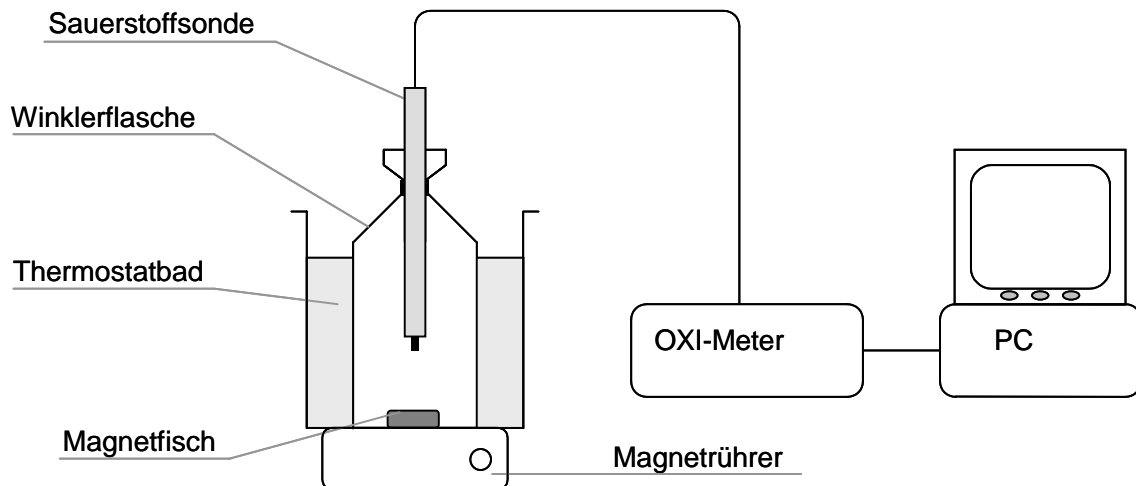


Abbildung 4.10: Batchversuchsanordnung für die Zehrungsmessungen.

Zur Bestimmung der maximalen Atmungsaktivität wurden zwei unterschiedliche Substrate getrennt von einander in zwei Messansätzen zugegeben: 1) Acetat (leicht verwertbares Substrat) und 2) Tween80. Die Substrate wurden jeweils in Wasser gelöst und der pH-Wert auf $7,5 \pm 0,5$ eingestellt. Zur Schlammprobe wurde Substrat im Verhältnis von ca. 80 mg CSB/g oTS, wie von Dueholm et al. (2001) vorgeschlagen, zugegeben. Durch einen Überschuss an Substrat wird die größtmögliche Stoffwechselleistung des Belebtschlammes angeregt. Eine Adaptierungszeit wurde nicht vorgesehen.

4.8.2 Bestimmung der Hemmung

Die unmittelbare Wirkung von AlCl_3 in wässriger Lösung auf die Aktivität der Belebtschlamm-biozönose wurde anhand von Zehrungsmessungen bestimmt. Nach Erreichen der Grundatmung wurden unterschiedliche Mengen der AlCl_3 -Lösung in jeweils einen Messansatz zugegeben. Die OUR wurde nach 10-minütiger Wirkzeit bestimmt. Die Grundatmung diente dabei als Referenz. Die prozentuale Abnahme der Atmungsaktivität bezogen auf die Referenzmessung gibt die Inhibition des Belebtschlammes durch das Testgut an.

5. ERGEBNISSE DER BATCH-VERSUCHE MIT ALUMINIUMCHLORID IN WÄSSRIGER LÖSUNG

Zur Untersuchung des Wirkmechanismus von Aluminium wurden Batch-Versuche durchgeführt. Bei einmaliger Zugabe einer reinen AlCl_3 -Lösung zu Schlammproben (400-1000 ml mit TS-Gehalt von ca. 3 g/l, bei Raumtemperatur inkubiert und bei 350 U/min gerührt) wurden insbesondere die physikochemischen Eigenschaften und die Physiologie der Belebtschlammbiozönose untersucht. Darüber hinaus konnte der unmittelbare Einfluss von Aluminium auf *M. parvicella* und die freischwimmenden Bakterienzellen bestimmt werden.

5.1 Einfluss auf *M. parvicella* und freischwimmende Bakterienzellen

Durchführung. In Kurzzeitversuchen wurde der unmittelbare Einfluss auf die freischwimmenden Bakterienzellen und die Morphologie von *M. parvicella* bei Zugabe der AlCl_3 -Lösung untersucht. Parallel dazu wurden drei weitere aluminiumhaltige Fällungsmittel mit unterschiedlichen Aluminiumbestandteilen (AlCl_3 , PAC und $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) auf ihre Wirkung erprobt. Diese waren durch unterschiedliche Zusatzstoffe (z.B. FeCl_3 , Mg^{2+} , Ca^{2+} bzw. FeSO_4Cl) und einen niedrigen pH-Wert (< 3) charakterisiert. Die eingesetzte Aluminiumdosiermenge lag im Bereich von 2,1 bis 2,8 g Al/kg TS. Für die Laborversuche wurde eine Schlammsuspension verwendet, die durch Verdünnung von *M. parvicella*-angereichertem Schwimmschlamm (Fädigkeitsindex von 5 und *M. parvicella*-Häufigkeit von 4) mit Ablauf hergestellt wurde.

Ergebnisse. Anhand mikroskopischer Untersuchungen wurde beobachtet, dass innerhalb 24 h nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung keine morphologische Veränderung von *M. parvicella* auftrat. Es fiel allerdings eine Zunahme der Anzahl der freischwimmenden Zellen gegenüber der Referenzprobe auf (von einer Häufigkeit von 0 auf 2). Ähnliche Resultate lieferten die mikroskopischen Untersuchungen der Schlämme, zu denen die anderen aluminiumhaltigen Fällungsmitteln zugegeben wurden (Tab. 5.1).

Diskussion. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass AlCl_3 in wässriger Lösung und saure Fällungsmittel auf PAC- und $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -Basis im Dosierbereich von 2,1 bis 2,8 g Al/kg TS eine vergleichbare Wirkung auf Morphologie von *M. parvicella* und Anzahl der freischwimmenden Bakterienzellen haben. Das verstärkte Auftreten freischwimmender Zellen deutet auf eine toxische Wirkung von Aluminium hin (Eikelboom, 2000). Roels et al. (2002) beobachteten ebenfalls eine Zunahme der Anzahl an freischwimmende Bakterien bei Zugabe von PAC, allerdings trat die toxische Wirkung erst bei Aluminiummengen ≥ 12 g Al/kg TS auf.

Tabelle 5.1: Häufigkeit der freischwimmenden Bakterienzellen nach 24 h Wirkzeit der Fällungsmittel auf Aluminiumbasis. pH-Wert im Bereich 6,8-7,2 bei 18,5 °C.

Schlammprobe	Al(III)- Verbindung (in Lösung)	Dosiermenge [g Al/kg TS]	freie Zellen* nach 24 h [-]
Referenz	-	-	0
AlCl ₃ -Lösung	AlCl ₃	2,3	2
Fällungsmittel A	AlCl ₃	2,1	2
Fällungsmittel B	PAC	2,7	2
Fällungsmittel C	Al ₂ (SO ₄) ₃	2,8	2

* Häufigkeitskategorien von 0 bis 3 nach Eikelboom (2000)

Obwohl keine merkbare Schädigung des *M. parvicella*-Fadens beobachtet wurde, fiel gleich nach Zugabe geringer Dosiermenge der AlCl₃-Lösung zu Belebtschlamm eine Reduktion der spezifischen Lipaseaktivität von *M. parvicella* auf (Schade, pers. Mitteilungen). Bei höheren PAC-Dosiermengen (10 g Al/kg TS) haben Nielsen et al. (2005) neben einer Abnahme der spezifischen Lipaseaktivität auch eine Verminderung der Substrataufnahme durch *M. parvicella* festgestellt. Dabei bleibt noch ungeklärt, welcher Mechanismus zur Beeinträchtigung der Enzymaktivität des Bakteriums führt. Eine mögliche Erklärung dafür liefert die Gesamtbetrachtung der Untersuchungsergebnisse aus den Batch-Versuchen (siehe Kap. 5.5).

Fazit. Es hat sich gezeigt, dass bei einer einmaligen Zudosierung von AlCl₃ in wässriger Lösung keine Schädigung des *M. parvicella*-Fadens erfolgt, aber die spezifische Lipaseaktivität des Bakteriums beeinträchtigt wird. Darüber hinaus wurde nachgewiesen, dass bei der Zudosierung von sauren Fällungsmitteln (AlCl₃, PAC, Al₂(SO₄)₃) die Anzahl an freischwimmenden Bakterienzellen zunimmt. Das vermehrte Auftreten freier Zellen ist als Folge einer toxischen Wirkung von Aluminium zu betrachten.

5.2 Einfluss auf lipophile Stoffe und Hydrophobizität

Durchführung. Der unmittelbare Einfluss von Aluminium auf die lipophilen Stoffe der Wasserphase eines fädigen Belebtschlammes sowie auf die Hydrophobizität der jeweiligen Belebtschlammflocken bei Zugabe von AlCl₃ in wässriger Lösung wurde anhand von Laborversuchen untersucht. Der verwendete Belebtschlamm (TS = 5,0 g/l) hatte einen Fädigkeitsindex von 3 und *M. parvicella* war mit einer Häufigkeit von 4 das dominante Fadenbakterium der Biozönose. Es wurden zwei unterschiedliche Mengen der AlCl₃-Lösung (1,6 und 3,3 g Al/kg TS) zugegeben und die Konzentration der lipophilen

Stoffe im Überstand der Belebtschlammproben nach Zentrifugation (bei 3500 U/min für 15 min bei 4 °C) sowie die Hydrophobizität des Belebtschlammes anhand des MATH-Tests nach 10 und 40 min bestimmt.

Ergebnisse. Bei Zugabe der AlCl_3 -Lösung verminderte sich der Gehalt der lipophilen Stoffe in der wässrigen Phase des Belebtschlammes (Abb. 5.1). Die Abnahme der Konzentration betrug nach 10-minütiger Wirkzeit 76 und 83 % jeweils bei der Zugabe von 1,6 und 3,3 g Al/kg TS. Der Gehalt der lipophilen Stoffe nahm mit fortschreitender Wirkzeit der AlCl_3 -Lösung weiterhin ab. Nach 40 min wurden bei beiden Dosiermengen vergleichbar hohe Eliminationen in Höhe von 93 bis 95 % festgestellt.

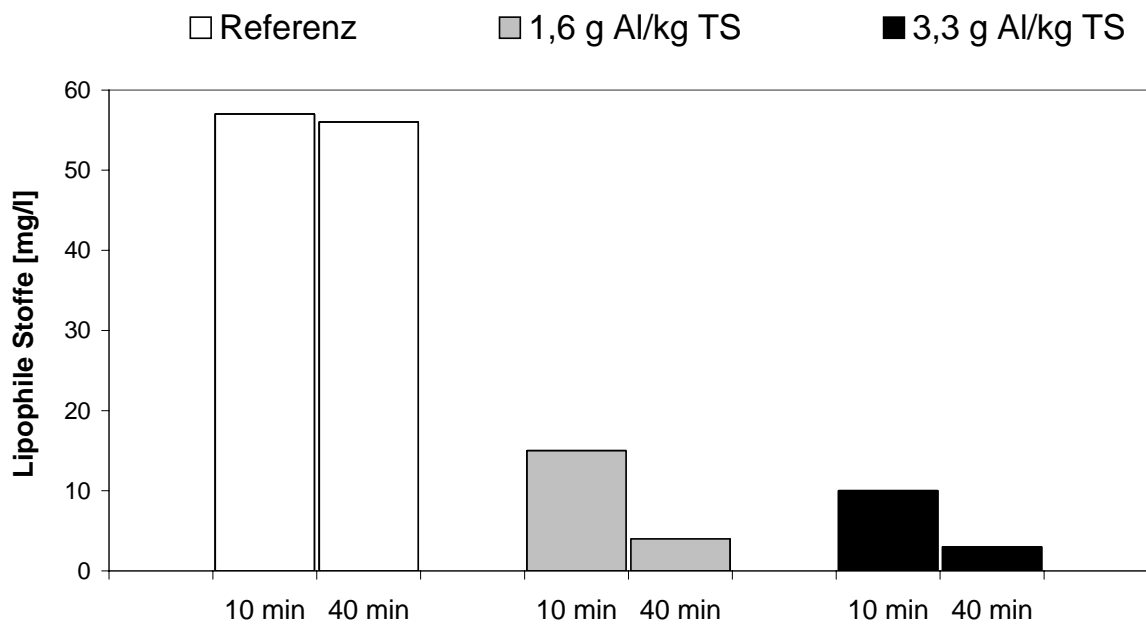


Abbildung 5.1: Lipophile Stoffe im Überstand eines eines *M. parvicella*-dominierten Belebtschlammes (Fädigkeitsindex von 3 und *M. parvicella*-Häufigkeit von 4) nach 10 und 40 min Wirkzeit unterschiedlicher Dosiermengen der AlCl_3 -Lösung (1,6 und 3,3 g Al/kg TS). pH-Wert im Bereich 6,9-7,3 bei 20 °C.

Bereits innerhalb 10 min nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung wurde eine geringere Adhäsion des Belebtschlammes an die n-Hexadecanphase gemessen. Die Verminderung der Hydrophobizität bei der höheren Zugabemenge (3,3 g Al/kg TS) betrug ca. 20 % und veränderte sich innerhalb einer 40-minütigen Wirkzeit kaum. Im Gegensatz dazu war die anfängliche Abnahme der Hydrophobizität bei der niedrigeren Dosiermenge (1,6 g Al/kg TS) sehr gering. Die Hydrophobizität verringerte sich nochmals 40 min nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung (Abb. 5.2). Die gesamte Abnahme der Hydrophobizität betrug somit 17 %.

Diskussion. Die Ergebnisse zeigen, dass bei Zugabe der AlCl_3 -Lösung eine Elimination der lipophilen Stoffe aus dem Schlammüberstand und eine Abnahme der Hydrophobizität des Belebtschlammes stattfinden. Dies belegt, dass Aluminium einen direkten Einfluss auf die kolloidalen, emulgierten oder auch gelösten hydrophoben Bestandteile des Belebtschlammes ausübt. Die lipophilen Stoffe der Wasserphase werden meistens durch Koagulation und Einschluss in Flocken aus der Wasserphase entfernt (Mitfällung) und befinden sich dann als suspendierte Feststoffe im Belebtschlamm.

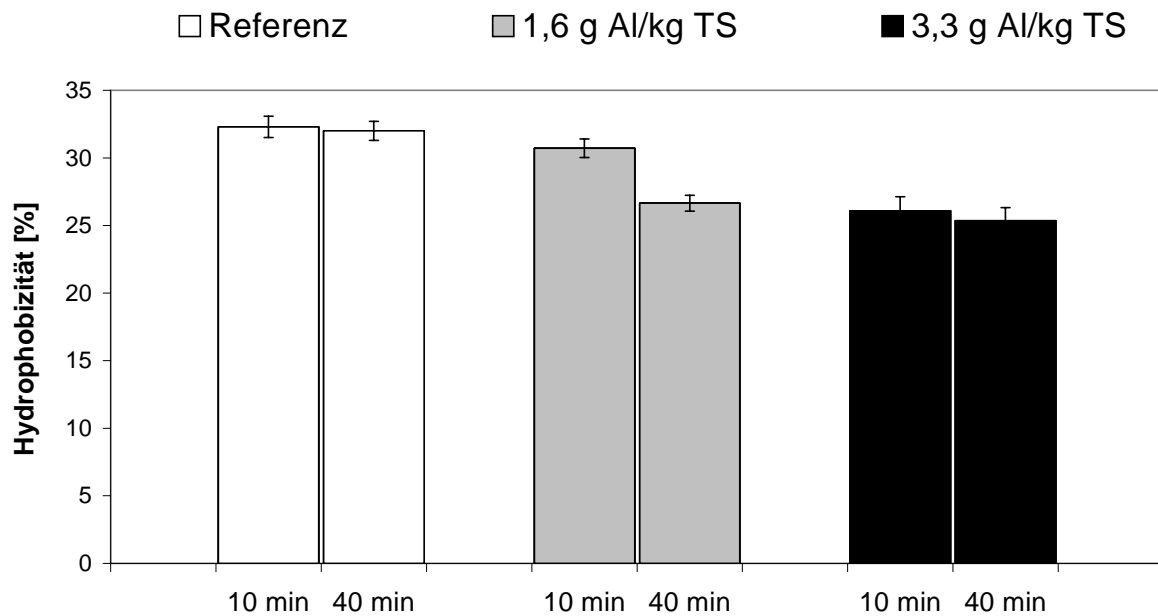


Abbildung 5.2: Hydrophobizität eines *M. parvicella*-dominierten Belebtschlammes (Fädigkeitsindex von 3 und *M. parvicella*-Häufigkeit von 4) nach 10 und 40 min Wirkzeit unterschiedlicher Dosismengen der AlCl_3 -Lösung (1,6 und 3,3 g Al/kg TS). pH-Wert im Bereich 6,9-7,3 bei 20 °C.

Durch Anwendung der „Microspheres Adhesion to Cells“-Methode wurde festgestellt, dass keine Änderung der hydrophoben Oberflächeneigenschaften von *M. parvicella* nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung eintrat (Müller, pers. Mitteilungen). Dabei war die Oberfläche von *M. parvicella* nach wie vor mit einer hohen Anzahl an fluoreszierenden Kügelchen bedeckt. Vergleichbare Ergebnisse erhielten Nielsen et al. (2005) bei Zugabe von PAC (10 g Al/kg TS) zu verschiedenen Belebtschlämmen mit einer großen Anzahl an *M. parvicella*-Fäden.

Diese Beobachtungen zeigen, dass die unmittelbare Abnahme der Hydrophobizität des Belebtschlammes nicht durch eine Modifizierung der hydrophoben Eigenschaften von *M. parvicella* verursacht wird, sondern vielmehr in Zusammenhang mit einer Abschirmung bzw. Querverbindung von geladenen Gruppen der Belebtschlammflocken zu

betrachten ist. Durch eine spezifische Interaktion zwischen den positiv geladenen Aluminiumkomplexen und den hydrophoben *M. parvicella*-Fäden kann eine Abschirmung der hydrophoben Eigenschaften des Schlammes erfolgen (Nielsen et al., 2004). Darüber hinaus ist bekannt, dass Ionen einen Effekt auf die adhäsive Fähigkeit eines Schlammes durch Modifizierung der Konformation der extrazellulären Zelloberfläche haben (McEldowney und Fletcher, 1986). Auch eine Adsorption der Belebtschlammflocken an die durch Fällung gebildete, sehr große spezifische Oberfläche der Hydroxokomplexe kann die Hydrophobizität beeinflussen. Durch diese Prozesse werden die Belebtschlammflocken möglicherweise in einer „hydrophilen“ Matrix eingeschlossen und resultieren somit weniger hydrophob. Demnach tragen die mitgefällten lipophilen Stoffe zur Hydrophobierung des Belebtschlammes nicht bei.

Die Veränderung der Konzentration der lipophilen Stoffe im Schlammüberstand sowie der Hydrophobizität des Belebtschlammes im Zeitraum zwischen 10- und 40-minütiger Wirkzeit bei der Zugabe von 1,6 und teilweise von 3,3 g Al/kg TS kann dem „Alterungsprozess“ des Systems zugeschrieben werden. Nach Hahn (1987) ist mit fortschreitender Reaktionszeit nach Zugabe der AlCl₃-Lösung eine weitere Ausfällung möglich, die zur Beeinflussung des Systems führt.

Fazit. Es wurde nachgewiesen, dass bei Zugabe der AlCl₃-Lösung eine Elimination der lipophilen Stoffe im Schlammüberstand und eine unmittelbare Abnahme der Hydrophobizität des Belebtschlammes stattfinden. Es zeigte sich, dass die Verminderung der Hydrophobizität nicht durch eine Veränderung der spezifischen hydrophoben Eigenschaften von *M. parvicella* verursacht wird, sondern vielmehr in Zusammenhang mit einer Wechselwirkung zwischen den Aluminiumkomplexen und dem hydrophoben Schlammanteil, darunter auch den *M. parvicella*-Fäden, zu betrachten ist.

5.3 Einfluss auf die Schaumfähigkeit

Durchführung. Zur Untersuchung des unmittelbaren Einflusses einer AlCl₃-Lösung auf die Schaumfähigkeit des Belebtschlammes wurden Batch-Versuche durchgeführt. Ein nicht-fädiger Belebtschlamm sowie ein *M. parvicella*-dominierter Belebtschlamm wurden dem Bubble- und Alka-Seltzer-Test unterzogen. Schaumklasse und -wert wurden nach 10- und 40-minütiger Wirkzeit zweier unterschiedlicher AlCl₃-Mengen (2,3 und 4,0 g Al/kg TS) bestimmt.

Ergebnisse. Der nicht-fädige Belebtschlamm wies keine Neigung zum Schäumen auf. Auf der Schaumskala von 0 bis 7 nahm er mit 0 den niedrigsten Wert der Schaumklassen (SK) ein. Während der Belüftung der Probe stiegen Blasen an die Oberfläche, bildeten aber keinen Schaum. Der Schaumwert (SW) betrug 1 und nur ein geringer Anteil des Schlammes flotierte an der Oberfläche. Nach Auflösen der Alka-Seltzer-Tablette verblieb eine trübe Wasserphase. Die Zugabe der AlCl₃-Lösung brachte keine Veränderung der

Schaumklasse und des Schaumwerts mit sich. Es wurde jedoch beobachtet, dass sich der flotierende Schlammanteil reduzierte, die Wasserphase trüber wurde und sich ein voluminöser Schlamm im Zylinder innerhalb kurzer Zeit absetzte.

Im Gegensatz zum nicht-fädigen Schlamm war der *M. parvicella*-dominierte Belebtschlamm (Fädigkeitsindex von 4 und *M. parvicella*-Häufigkeit von 3-4) durch eine hohe Schaumklasse (SK) von 3 gekennzeichnet. Durch das Belüften schäumte der Belebtschlamm deutlich und es bildeten sich stabile Filme. Beim Alka-Seltzer-Test schwamm der ganze Schlamm an der Oberfläche auf und es erfolgte eine beinahe vollständige Phasentrennung. Der Schaumwert (SW) betrug dabei 2,3 (Abb. 5.3). Nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung (2,3 und 4,0 g Al/kg TS) nahmen SK und SW jeweils auf 2 und 1,8 ab. Keine bedeutende Veränderung der Schaumklasse und des Schaumwerts trat im Zeitraum zwischen 10 und 40 min nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung auf. Durch Wirkung der Alka-Seltzer-Tablette flotierte nur noch ein geringer Schlammanteil an der Oberfläche und eine leicht trübe Wasserphase verblieb nach vollständigem Auflösen der Tablette. Bei der höheren Aluminiumdosis von 4,0 g Al/kg TS setzte sich auch beim *M. parvicella*-dominierten Schlamm ein voluminöser Schlamm ab. Es wurde beobachtet, dass während der Belüftung die Filme nicht mehr so hoch in der Säule stiegen (Abb. 5.4). Die Abnahme der Filmhöhe war von der zudosierten Aluminiummenge abhängig, obwohl sich nach 40-minütiger Wirkzeit beider Dosis (2,3 und 4,0 g Al/kg TS) die erreichten Filmhöhen annäherten. Neben der Höhe nahm auch die Stabilität der Filme ab.

Diskussion. Die Parallelversuche haben deutlich gemacht, dass nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung beim fädigen sowie nicht-fädigen Belebtschlamm ein geringer Schlammanteil flotiert und die Phasentrennung sich verschlechtert. Daraus lässt sich ableiten, dass Aluminium auf beide Belebtschlammtypen eine ähnliche Wirkungsweise entfaltet, die offenbar auf Flockungsprozesse zurückzuführen ist. Demnach kann die Abnahme der flotierenden Biomasse und die Verstärkung der Trübung den Mechanismen der Entstabilisierung und Agglomeration der Belebtschlammteilchen zugeschrieben werden. Ein deutlicher Effekt bei der Zugabe der AlCl_3 -Lösung ergab sich jedoch beim *M. parvicella*-dominierten Schlamm. Dies deutet auf eine bevorzugte Interaktion zwischen den Aluminiumkomplexen und der hydrophoben Zelloberfläche von *M. parvicella* hin. Dadurch wird das Fadenbakterium eingehüllt und seine Flotation somit verhindert.

Die Abnahme der Filmstabilität durch Begasen des *M. parvicella*-reichen Belebtschlammes nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung weist ebenso auf ein vermindertes Auftreten an hydrophoben Partikeln bzw. Fadenorganismen an der Wasser-Luft-Grenzfläche hin, was wiederum als Folge der Einhüllung der *M. parvicella*-Filamente erklärt werden kann. Weiterhin deutet die Verminderung der Filmhöhe aufgrund der Abhängigkeit zwischen Schaumbildung und oberflächenaktiven Substanzen (siehe Kap. 4.9.1) auf eine Elimination der Tenside hin.

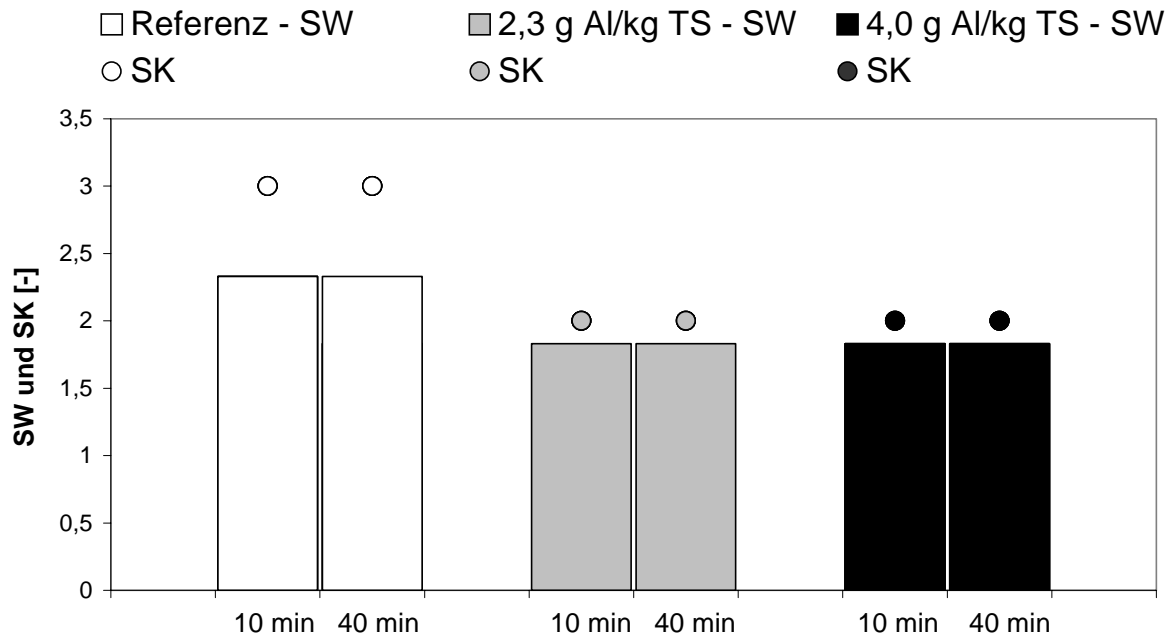


Abbildung 5.3: Schaumwert (SW) und Schaumklasse (SK) eines *M. parvicella*-dominierten Belebtschlamm (Fädigkeitsindex von 4 und *M. parvicella*-Häufigkeit von 3-4) nach 10 und 40 min Wirkzeit unterschiedlicher Dosiermengen der $AlCl_3$ -Lösung (2,3 und 4,0 g Al/kg TS). pH-Wert im Bereich 6,7-7,2 bei 20 °C.

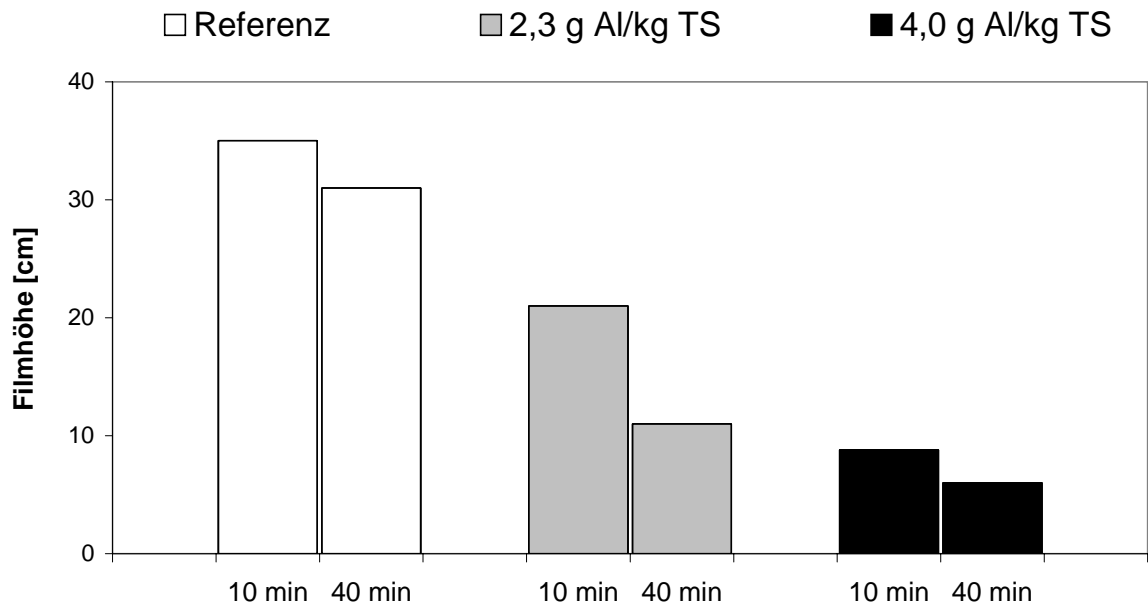


Abbildung 5.4: Filmhöhe eines *M. parvicella*-dominierten Belebtschlamm (Fädigkeitsindex von 4 und *M. parvicella*-Häufigkeit von 3-4) beim Bubble-Test nach 10 und 40 min Wirkzeit unterschiedlicher Dosiermengen der $AlCl_3$ -Lösung (2,3 und 4,0 g Al/kg TS). pH-Wert im Bereich 6,7-7,2 bei 20 °C.

Die mit der Tablette zugeführten Zusatzstoffe können unbekannte Reaktionen im Schlamm auslösen (Kopplow und Barjenbruch, 2002). Auch eine Interaktion dieser Chemikalien mit den Aluminiumverbindungen ist möglich. Es ist jedoch auszuschließen, dass die Fällungsprodukte aufgrund der leichten Ansäuerung nach Auflösen der Alka-Seltzer-Tablette (von pH 7,3 auf pH 6,0 bei 20 °C) wieder in Lösung gingen, da sich bei den eingesetzten Aluminiummengen die Löslichkeit von Aluminium durch Abnahme des pH-Wertes nicht veränderte (siehe Abb. 2.13).

Fazit. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass gleich nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung der Schaumwert und die Schaumklasse eines *M. parvicella*-angereicherten Belebtschlamm deutlich abnehmen. Dabei spielen Flockungsprozesse eine wichtige Rolle. Der Transport von *M. parvicella* an die Oberfläche wurde offenbar durch Einhüllung der Filamente verhindert. Die Reduktion der Filmhöhe ist in Zusammenhang mit einer möglichen Mitfällung der Tenside zu betrachten.

5.4 Einfluss auf die Sauerstoffzehrung

Durchführung. Durch Zehrungsmessungen wurde die unmittelbare Wirkung von unterschiedlichen Mengen einer AlCl_3 -Lösung im Bereich von 0 bis 11,5 g Al/kg oTS auf die Atmungsaktivität von Belebtschlamm untersucht. Die getestete Belebtschlamm-Biozönose hatte einen Fädigkeitsindex von 3 und *M. parvicella* war der dominante Fadenorganismus mit einer Häufigkeit von 4.

Ergebnisse und Diskussion. Nach Zugabe der AlCl_3 -Lösung wurde eine unmittelbare Verminderung der Grundatmung festgestellt (z.B. von 4,8 auf 3,8 mg O_2 /(g oTS·h) bei der Zugabe von 10,4 g Al/kg oTS). Die Reduzierung der Belebtschlammaktivität war Dosis-abhängig. Bei höheren Dosiermengen nahm die Grundatmung stärker ab. Auf der Basis dieser Ergebnisse lässt sich eine unmittelbare hemmende Wirkung von Aluminium auf die Schlammaktivität ableiten. Lebek (2003) beobachtete ebenso eine Verminderung der Grundatmung bei einer AlCl_3 -Zugabe von 9 g Al/kg TS. Zusätzlich stellte er fest, dass sich die Aktivität 2 h nach Zugabe von AlCl_3 regenerierte, was auf eine Kurzeitwirkung von Aluminium hindeutet.

In Abbildung 5.5 wird die prozentuale Abnahme der Grundatmung bezogen auf die Referenzprobe in Abhängigkeit der zugegebenen Menge der AlCl_3 -Lösung (g Al/kg oTS) gezeigt. Im untersuchten Dosierbereich lassen sich die Ergebnisse durch eine Exponentialkurve gut annähern ($R^2 = 0,93$). Die Regressionskurve nähert sich an einen Grenzwert bei $y = 22,3$ (maximale Abnahme der Grundatmung) an. Dies könnte auf die Anwesenheit einer großen Anzahl von Aluminium-toleranten aeroben Mikroorganismen in der Biozönose zurückzuführen sein. Nach Lebek (2003) ist die unmittelbare Verminderung der Atmungsaktivität bei AlCl_3 -Zugabe im Zusammenhang mit der Verminderung der Lipaseaktivität zu betrachten. Es ist durchaus möglich, dass

die Abnahme der Atmungsaktivität des Belebtschlammes ihren Grenzwert in Übereinstimmung mit dem maximal möglichen Effekt von Aluminium auf den Lipidumsatz erreicht.

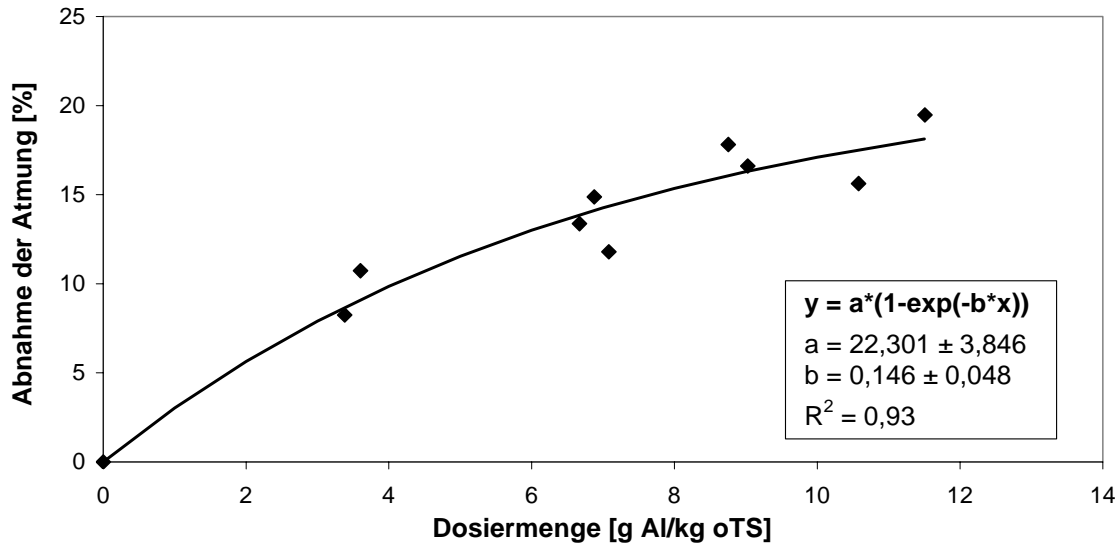


Abbildung 5.5: Abnahme der Grundatmung eines *M. parvicella*-dominierten Belebtschlammes (Fädigkeitsindex von 3 und *M. parvicella*-Häufigkeit von 4) in Abhängigkeit der Dosiermenge der AlCl_3 -Lösung (Bestimmung nach 10-minütiger Wirkzeit). pH-Wert im Bereich 6,6-7,2 bei 20 °C.

Fazit. Es wurde bestätigt, dass Aluminium eine unmittelbare hemmende Wirkung auf die Aktivität des Belebtschlammes hat. Darüber hinaus zeigte sich, dass die Verminderung der Grundatmung Dosis-abhängig ist und bei ansteigenden Aluminiummengen zunimmt.

5.5 Schlussfolgerung

Die Batch-Versuche zeigten deutlich, dass bei der einmaligen Zugabe von AlCl_3 in wässriger Lösung eine unmittelbare Wirkung auf Eigenschaften und Physiologie des Belebtschlammes ausgeübt wird.

- Die lipophilen Stoffe werden bei Zugabe der AlCl_3 -Lösung aus der Wasserphase des Belebtschlammes eliminiert. Außerdem nehmen Hydrophobizität, Schaumfähigkeit und Grundatmung des Belebtschlammes unmittelbar ab.
- Die Wirkung von Aluminium auf die Hydrophobizität ist in Zusammenhang mit einer Interaktion zwischen den positiv geladenen Aluminiumkomplexen und der hydrophoben Schlammanteile zu betrachten.

- Die Abnahme der Grundatmung ist Dosis-abhängig und weist auf eine hemmende Wirkung von Aluminium auf die Aktivität des Belebtschlamm hin.
- Saure aluminiumhaltige Fällungsmittel (AlCl_3 , PAC, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) üben eine vergleichbare toxische Wirkung auf die Belebtschlamm-biozönose aus und führen zur Zunahme der Anzahl an freischwimmenden Bakterien.
- Keine Schädigung des *M. parvicella*-Fadens findet nach einmaliger Zugabe von AlCl_3 in wässriger Lösung statt, aber die spezifische Lipaseaktivität vermindert sich.

Basierend auf diese Ergebnisse kann der mögliche Wirkmechanismus von Aluminium formuliert werden. Es hat sich herausgestellt, dass die Flockungsprozesse zur Abnahme von Hydrophobizität und Schaumfähigkeit beitragen. Dabei werden die lipophilen Stoffe durch Wechselwirkung mit den Aluminiumkomplexen eingeschlossen. Steht hydrolysierbares Substrat für *M. parvicella* nicht mehr zur Verfügung, dann nimmt die spezifische Lipaseaktivität des Bakteriums ab. Demnach kann die Mitfällung der lipophilen Stoffe als Ursache der Reduktion der spezifischen Lipaseaktivität geltend gemacht werden. Zur Überprüfung dieser Theorie unter praxisnahen Bedingungen wurden die im Kapitel 6 dargestellten Pilotversuche bei kontinuierlicher Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung durchgeführt. Dabei wurde untersucht, ob im Verlauf der Zudosierung weitere Veränderungen von Eigenschaften und Physiologie des Belebtschlamm auftreten.

6. ERGEBISSE DER HALBTECHNISCHEN PILOTVERSUCHE MIT ALUMINIUMCHLORID IN WÄSSRIGER LÖSUNG

Zur Untersuchung der Wirkung einer kontinuierlichen Zudosierung von AlCl_3 -haltigen Fällungsmitteln gegen die Schwimmschlamm-Bildung wurden unter praxisnahen Bedingungen Pilotversuche mit einer halbtechnischen Belebungsanlage durchgeführt. Besonderes Augenmerk galt dabei dem Einfluss von Aluminium auf die hydrophoben Eigenschaften, die Aktivität des Belebtschlammes sowie auf *M. parvicella*.

Voraussetzung für die Versuchsdurchführung war die Bildung von Schwimmschlamm durch das Massenwachstum von *M. parvicella*. Um die Vermehrung des Fadenorganismus zu fördern, wurde der Belebtschlamm mit vorgeklärtem kommunalen Abwasser beschickt, das mit Pflanzenöl und/oder Tween80 aufgestockt wurde.

Nach dem erwünschten Auftreten von Schwimmschlamm wurde im Rahmen von zwei Parallelversuchen jeweils eine Zudosierung der reinen AlCl_3 -Lösung erprobt. Die eingesetzten Dosiermengen (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) waren im Bereich von 1,5 bis 4,5 g Al/(kg TS·d), welcher sich für Fällungsmitteln auf PAC-Basis in der Praxis bewährt hat (siehe Kap. 2.6.2). Die Zudosierungen wurden solange fortgesetzt, bis der Belebtschlamm vergleichbar gute Absetzeigenschaften aufwies. Danach wurde die Pilotanlage unter unveränderten Betriebsbedingungen weiter betrieben.

Neben Hydrophobizität, Schaumfähigkeit und Atmungsaktivität des Belebtschlammes wurden während der gesamten Versuchsdauer auch Schlammvolumenindex und Häufigkeit von *M. parvicella* untersucht. Aus dem Vergleich der Ergebnisse bei den zwei Zudosierungen konnten Rückschlüsse auf die Dosis-Wirkungs-Beziehung gezogen werden.

6.1 Versuch 1: Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)

In einem ersten Parallelversuch wurde die zweistraßige Pilotanlage mit Schlamm aus einer niedrigbelasteten kommunalen Kläranlage mit starker Schwimmschlamm-Bildung angeimpft. *M. parvicella* war der dominante Fadenorganismus in der Schlamm-Biozönose und kam mit einer hohen Häufigkeit vor. Zur Erhaltung des Bakteriums wurde während des Versuchs eine Tween80-Lösung im Zulauf zur Pilotanlage zugegeben. Bereits nach der Einfahrphase trat Schwimmschlamm auf. Zur Bekämpfung der Schwimmschlamm-Bildung wurde AlCl_3 in wässriger Lösung bei einer Dosiermenge von 2,2 g Al/(kg TS·d) in eine Straße der Belebungsanlage zudosiert. Die zweite Straße diente als Referenz. Die Wahl einer vergleichbar hohen Aluminiumdosis wie beim Versuch von Lebek (2003, Zudosierung eines AlCl_3 -haltigen Fällungsmittels bei einer Dosiermenge von 2,5 g Al/(kg TS·d)) ermöglichte einen direkten Vergleich der Untersuchungsergebnisse. In den Kapiteln 6.1.1 und 6.1.2 werden die Betriebsbedingungen während des Versuchs und die Ausgangssituation vor Beginn der Zudosierung dargestellt.

6.1.1 Betriebsbedingungen

Zulaufeigenschaften. Während des Versuchs wurde die Belebungsanlage mit mechanisch vorgeklärtem kommunalen Abwasser beschickt. Zusätzlich erfolgte die kontinuierliche Zudosierung einer Tween80-Lösung (1,1 Gew%), die als Substrat für *M. parvicella* diente. Bei einer durchschnittlichen Dosiermenge von 12 ml/l ergab sich eine Erhöhung der Abwasserkonzentration, wie in Tabelle 6.1 (siehe *Versuch 1*) angegeben.

Tabelle 6.1: Erhöhung der Abwasserkonzentrationen durch Zudosierung der Tween80-Lösung und der Öl+Tween80-Emulsion während der Versuche 1 und 2 (Zudosierung der AlCl₃-Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

Parameter		Versuch 1			Versuch 2		
		Tween80-Zudosierung (Referenzstraße und Straße mit 2,2 g Al/(kg TS·d))			Öl+Tween80-Zudosierung (Straße mit 3,5 g Al/(kg TS·d))		
		Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max
CSB	mg/l	50	40	69	55	38	75
Lipophile Stoffe*	mg/l	-	-	-	2,3	1,7	3,0
Nichtionische Tenside	mg/l	11,5	9,9	14,6	9,0	7,8	11,6

* berechnet

Der CSB-Gehalt im Zulauf zur Pilotanlage lag während des ganzen Versuchs im charakteristischen Konzentrationsbereich für kommunales Abwasser. Durch Substratdosisierung ergab sich ein hoher Gehalt an nichtionischen Tensiden im Zulauf der Anlage (Tab. 6.2, *Versuch 1*). Die Konzentration lag im typischen Konzentrationsbereich für amerikanische kommunale Kläranlagen (1,0-20,0 mg/l; Ho und Jenkins, 1991), war allerdings meistens höher als die für deutsches kommunales Abwasser rechnerisch über das Verbrauchsverhalten der Haushalte und der gewerblichen Betriebe ermittelte Konzentration von 11,9 mg/l (Koppe und Stozek, 1998). Nach Koppe und Stozek (1998) ist die tatsächlich im Abwasser gemessene Tensidkonzentration aufgrund von Sorptionsprozessen noch niedriger und beträgt im Durchschnitt 2,0 mg/l.

Betrieb. Die beiden Straßen der Pilotanlage wurden bei einer niedrigen Schlammbelastung betrieben. Die durchschnittliche TS-Konzentration in der Belebung betrug bei der Straße mit Zudosierung der AlCl₃-Lösung 3,3 g/l, während sie bei der Referenzstraße mit 2,5 g/l etwas niedriger war. Das Schlammalter war bei beiden Straßen meistens ≥ 16 d, da bei starker Schwimmschlamm bildung der Überschussschlamm nur noch nach Bedarf abgezogen wurde. Die Wassertemperatur im Belebungsbecken (K1) war in

beiden Straßen $< 13,7$ °C und dadurch günstig für das Wachstum von *M. parvicella*. Der pH-Wert in der ersten Kammer (K1) der Straße mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung lag im Bereich von 7,0 bis 8,0, wobei die niedrigsten Werte während der Zudosierung erreicht wurden. Dank der hohen Pufferkapazität des Abwassers erfolgte lediglich eine geringe Reduktion des pH-Wertes. In diesem pH-Bereich können nach Slijkhuis (1983 a) *M. parvicella*-Isolate Ölsäure und Tween80 am besten veratmen. Die Betriebsbedingungen während des Versuchs sind in Tabelle 6.3 (siehe *Versuch 1*) angegeben.

Tabelle 6.2: Zulaufeigenschaften der Pilotanlage während der Versuche 1 und 2 (Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

Parameter		Versuch 1			Versuch 2		
		Referenzstraße und Straße mit 2,2 g Al/(kg TS·d)			Straße mit 3,5 g Al/(kg TS·d)		
		Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max
Temperatur	°C	-	3,3	10,8	-	8,4	15,0
pH	-	8,3	7,9	8,6	7,9	7,2	8,6
CSB	mg/l	327	205	540	336	143	720
Lipophile Stoffe	mg/l	26,5	18,0	55,2	32,4	11,0	85,0
Nichtionische Tenside	mg/l	14,2	10,8	19,7	12,5	9,2	16,1
TKN	mg/l	59,9	35,1	85,4	44,3	21,6	74,6
NH ₄ -N	mg/l	45,2	32,0	60,0	32,1	10,0	61,4
PO ₄ -P	mg/l	4,6	4,0	5,2	4,2	2,0	6,0

Tabelle 6.3: Betriebsbedingungen der Straßen während der Versuche 1 und 2 (Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

Parameter		Versuch 1				Versuch 2	
		Referenzstraße		Straße mit 2,2 g Al/(kg TS·d)		Straße mit 3,5 g Al/(kg TS·d)	
		Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max
B _{TS}	kg CSB/(kg TS·d)	0,20	0,13-0,33	0,17	0,09-0,36	0,14	0,06-0,27
TS	g/l	2,5	2,1-3,4	3,3	2,1-4,4	3,3	2,6-3,9
GV	%	77,8	69,8-82,7	74	68-86	70	62-77
Temperatur, K1	°C	9,7	6,8-13,7	9,3	6,7-13,5	12,0	7,8-18,8
pH, K1	-	7,4	7,2-7,9	7,3	7,0-8,0	7,3	6,9-8,0

6.1.2 Ausgangssituation und Zudosierung

Ausgangssituation. Nach der Einfahrphase der Pilotanlage wiesen die Belebtschlämme beider Straßen schlechte Absetzeigenschaften (ISV > 200 ml/g) und eine hohe Fädigkeit (Fädigkeitsindex von 4-5) auf, die vor allem durch die hohe Populationsdichte von *M. parvicella* verursacht wurde. Das Fadenbakterium trat in seiner charakteristischen Erscheinungsform mit langen Filamenten auf und war mit einer Häufigkeit von 4 der dominante Fadenorganismus in der Schlammbiozönose.

Auf der Oberfläche der anoxischen Zone beider Anlagenstraßen war eine dunkelbraune kompakte Schwimmschlammschicht zu beobachten. Biomasse flotierte an der Wasseroberfläche und sammelte sich in der 2. Kaskadenkammer vor der dort eingebauten Tauchwand. Der Belebtschlamm war durch eine Hydrophobizität von 26 % und einen Schaumwert von 2,0 charakterisiert. Die Phasentrennung „Biomasse-Wasser“ war nach Beendigung des Alka-Seltzer-Tests vollständig. Gleichzeitig zum Auftreten von Schwimmschlamm entstand an der Oberfläche der belüfteten Zone ein hellbrauner Schaum. Der Belebtschlamm hatte eine Schaumklasse von 3 bis 4 (Tab. 6.4, siehe Versuch 1), was auf eine ausgeprägte Fähigkeit hinweist, stabile Schäume (Lebenszeit der Blasen von 10 bis 30 s) zu bilden. In den Todzonen an den Kammerecken, wo der Schaum in sich zusammenfiel, war eine dünne Schwimmschlammschicht mit der Konsistenz „flüssigen Puddings“ zu beobachten. Bei beiden Straßen betrug die gesamte Bedeckung des Belebungsbeckens durch Schwimmschlamm ca. 60 bis 65 %. Die Nachklärung war mit einer stichfesten Schwimmschlammschicht komplett bedeckt.

Tabelle 6.4: Belebtschlammeigenschaften bei den Versuchen 1 und 2 zu Beginn der Zudosierung der AlCl₃-Lösung (Straßen mit 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

Dosiermenge [g Al/(kg TS·d)]	ISV [ml/g]	TS [g/l]	FI [-]	<i>M. parvicella</i> [-]	H [%]	SW [-]	SK [-]
2,2 (Versuch 1)	270	3,3	4-5	4 (d)	26 ± 0,5	2,0	3-4
3,5 (Versuch 2)	150	3,3	3	3 (d)	25 ± 1,3	2,0	2

Legende:

FI = Fädigkeitsindex; H = Hydrophobizität; SW = Schaumwert; SK = Schaumklasse
(d) = dominant

Die Schwimmschlammfraktion bei beiden Straßen war durch einen hohen Fädigkeitsindex von 5 charakterisiert. *M. parvicella* dominierte die Biozönose und war gegenüber dem Belebtschlamm angereichert (Häufigkeit von 5). Der Trockenrückstandsgehalt des Schwimmschlammes war mit ca. 69,9 g/kg (GV von 79 %) sehr hoch. Die Hydrophobizität der flotierenden Fraktion war mit 34 bis 36 % höher als die des Belebtschlammes.

schlamms. Dies deutet auf eine selektive Flotation des hydrophoben Schlammanteils hin. Hladikova et al. (2002) stellten ebenfalls fest, dass bei großtechnischen Kläranlagen mit Schwimmschlamm, verursacht durch *M. parvicella*, die Hydrophobizität der flotierenden Fraktion höher war als die der jeweiligen Belebtschlämme. Durch das Aufschwimmen von Fetten bzw. fettbeladenem Schlamm wird den *M. parvicella*-Filamenten in der Schwimmschlammfraktion dauernd neue Nahrung zugeführt. Hiermit ergeben sich vorteilhafte Lebensbedingungen für das Fadenbakterium in der Schwimmschlammfraktion.

Zudosierung. Nach 4-wöchigem Betrieb der Pilotanlage wurde mit der Zudosierung der AlCl_3 -Lösung begonnen. Die Dosiermenge von $2,2 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ wurde in das Belebungsbecken einer Straße der Anlage eingesetzt. Die Zudosierung wurde ca. fünf Wochen lang fortgesetzt, bis ein Schlammvolumenindex von 80 bis 100 ml/g und ein Fädigkeitsindex des Belebtschlammes von 2 erreicht wurden (siehe Kap. 6.3.4). In Gegensatz zu den Erfahrungen von Lebek (2003, 4-wöchige AlCl_3 -Zudosierung von $2,5 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ bei einem Schlammalter von 15 Tagen) wurde keine Schädigung des *M. parvicella*-Fadens festgestellt (siehe Kap. 6.3.2). Die Filamente kamen hauptsächlich in der Flocke bzw. zusammengelagert als Bündel vor. Nach Beendigung der Zudosierung betrug der Aluminiumgehalt im Schlamm $35,7 \text{ g/kg TS}$ und war somit etwas höher gegenüber dem von Lebek (2003) ermittelten Messwert von $30,6 \text{ g Al/kg TS}$. In Tabelle 6.5 (siehe *Versuch 1*) werden die spezifischen Dosiermengen der AlCl_3 -Lösung in der Straße mit Zudosierung angegeben.

Tabelle 6.5: Spezifische Dosiermengen der AlCl_3 -Lösung während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der AlCl_3 -Lösung: $2,2$ und $3,5 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$).

Dosiermenge*	Dosierkonz.*	Dosierdauer	Grundbelastung im Schlamm	Anreicherung im Schlamm
[g Al/(kg TS·d)]	[g Al/m ³ Abwasser]	[d]	[g Al/kg TS]	[g Al/kg TS]
2,2 (Versuch 1)	6,3	36	8,5	27,2
3,5 (Versuch 2)	7,3	28	9,4	38,2

* Mittelwert

Bevor die Wirkung der kontinuierlichen Zudosierung der AlCl_3 -Lösung diskutiert wird, werden im Kapitel 6.2 zunächst Betriebsbedingungen und Ausgangssituation beim Versuch mit Zudosierung von $3,5 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ (*Versuch 2*) dargestellt.

6.2 Versuch 2: Zudosierung von $3,5 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$

Im Rahmen eines zweiten Versuchs erfolgte die Animpfung der Pilotanlage mit Belebtschlamm aus einer weiteren niedrigbelasteten kommunalen Kläranlage. Der Schlamm

enthielt *M. parvicella* als dominanten Fadenorganismus, der aber nicht so stark vertreten war wie beim ersten Versuch (siehe Kap. 6.1). Eine Anreicherung des Bakteriums wurde vorgenommen. Erst nach dem erwünschten Massenwachstum von *M. parvicella* durch Zugabe einer Emulsion aus pflanzlichem Öl und Tween80 wurde mit der Zudosierung der AlCl_3 -Lösung in das Belebungsbecken einer Straße der Anlage angefangen. Da bei der Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) (siehe Kap. 6.3.2) keine Schädigung des *M. parvicella*-Filaments erfolgte, wurde mit 3,5 g Al/(kg TS·d) eine höhere Dosiermenge eingesetzt. Diese lag noch im üblichen Dosierbereich (1,5-4,5 g Al/(kg TS·d), siehe Kap. 2.6.2) für PAC-haltige Fällungsmittel, welcher für den Praxiseinsatz gegen Schwimmschlamm ermittelt wurde. Aufgrund technischer Probleme am Belüftungssystem konnte die zweite Straße der Pilotanlage nicht als Referenz herangezogen werden.

6.2.1 Betriebsbedingungen

Zulaufeigenschaften. Um die Versorgung von *M. parvicella* mit LKFS während des Versuchs zu sichern, wurde das Zulauf der Pilotanlage (vorgeklärtes kommunales Abwasser) mit einer Öl+Tween80-Emulsion (jeweils 0,7 Gew% für beide Substanzen) bei einer Dosiermenge von 10 ml/l aufgestockt. In Tabelle 6.1 (siehe *Versuch 2*) ist die Erhöhung der Abwasserkonzentration durch Zugabe der Emulsion angegeben.

Durch Zudosierung der Öl+Tween80-Emulsion wurde eine vergleichbar hohe Anhebung der CSB-Zulaufkonzentration wie bei der Zugabe der Tween80-Lösung im ersten Versuch (siehe Kap. 6.1.1) erreicht. Die Konzentrationen der nichtionischen Tenside im Zulauf zur Pilotanlage waren erwartungsgemäß etwas niedriger gegenüber dem Versuch mit der Tween80-Zudosierung (siehe Kap. 6.1.1), lagen allerdings höher als die von Koppe und Stozek (1998) für kommunales Abwasser angegebenen Werte (Tab. 6.2, *Versuch 2*). Die mit den Gleichungen 4.1 bis 4.3 rechnerisch ermittelte Konzentration an lipophilen Stoffen der Dosieremulsion war sehr niedrig. Aufgrund der geringen Stabilität der Emulsion bei den meist niedrigen Lufttemperaturen ($< 15\text{ °C}$) trennte sich ein Anteil des emulgierten Öls von der Emulsion und eine weiß-gelbliche Schicht aus Öltröpfchen bildete sich bereits am zweiten Lagerungstag an der Oberfläche des Dosiertanks. Die Konzentration an lipophilen Stoffen im Zulauf zur Pilotanlage lag meistens im Konzentrationsbereich von 9 bis 62 mg/l, welcher charakteristisch für mechanisch vorgeklärtes Abwasser ist (Müller et al., 2005; Bestimmung nach DIN-38409-H17 (1981) mit Infrarot-Spektroskopie).

Betrieb. Die Straße mit Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d) wurde während des Versuchs im Schwachlastbereich bei einer mittleren Schlammbelastung von 0,14 kg CSB/(kg TS·d) betrieben. Die TS-Konzentration in der Belebung lag wie beim Versuch mit Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) (siehe Kap. 6.1.1) bei durchschnittlich 3,3 g/l. Bis zum Zeitpunkt, in dem sich Schwimmschlamm an der Beckenoberfläche

bildete, betrug das mittlere Schlammalter ca. 16 d. Infolge der Flotation eines Schlammanteils wurde der Überschussschlammabzug reduziert, so dass sich auch in diesem Versuch sehr lange Aufenthaltszeiten des Schlammes ergaben. Die Wassertemperatur im Belebungsbecken (K1) war etwas höher als bei dem im Kapitel 6.1.1 beschriebenen Versuch, doch meistens $< 15,0$ °C. Nur in den ersten 10 Betriebstagen wurden höhere Temperaturen im Bereich von $17,0$ bis $18,8$ °C gemessen. Der pH-Wert in der ersten Kammer (K1) lag im Bereich von $6,9$ bis $8,0$. Eine Gegenüberstellung der Betriebsbedingungen beim ersten und zweiten Versuch mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung ist in Tabelle 6.3 angegeben.

6.2.2 Ausgangssituation und Zudosierung

Ausgangssituation. Nach der Einfahrphase wies die Belebtschlammbiozönose einen geringen Fädigkeitsindex von 2 auf. Eine Dominanz eines bestimmten Fadenbakteriums war nicht festzustellen und die Population von *M. parvicella* war nur mäßig groß.

Durch Zugabe der Emulsion aus pflanzlichem Öl und Tween80 fand im Belebtschlamm eine Anreicherung von *M. parvicella* statt. Nach 4-wöchiger Zudosierung war die Fädigkeit im Belebtschlamm auf den Index 3 gestiegen und *M. parvicella* dominierte die Biozönose mit einer Häufigkeit von 3. Das Bakterium trat mit langen Filamenten auf, die teils innerhalb der Flocke verknäuelte vorkamen, teils in die Wasserphase herausragten. Parallel dazu wurde eine Verschlechterung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes festgestellt. Der Schlammindex nahm von 90 auf 150 ml/g zu. Somit waren Fädigkeit, Populationsdichte von *M. parvicella* sowie Schlammvolumenindex im Vergleich zum Belebtschlamm des ersten Versuchs mit Zudosierung der Tween80-Lösung (siehe Kap. 6.1.2) etwas niedriger. Es wurde beobachtet, dass nach der Einfahrphase die Hydrophobizität des Belebtschlammes mit 25 % und der Schaumwert mit 1,8 bis 2,2 vergleichbar hohe Werte wie beim Belebtschlamm von Versuch 1 (siehe Kap. 6.1.2) annahm (Tab. 6.4), obwohl der hydrophobe Mikroorganismus *M. parvicella* nicht so zahlreich auftrat. Allerdings war beim Versuch mit Zudosierung der Öl+Tween80-Emulsion die Beschickung mit lipophilen Stoffen im Mittel etwas höher gegenüber dem Versuch mit Zudosierung der Tween80-Lösung. Dies deutet darauf hin, dass die lipophilen Stoffe, die mit dem Zulauf in das System gelangen, eine wichtige Rolle bei der Hydrophobierung des Belebtschlammes und Erhöhung der Flotationsneigung spielen.

Als während der Anreicherungsphase die Fädigkeit des Belebtschlammes auf einen Index von 2 bis 3 anstieg, bildete sich im Nachklärbecken und in der Denitrifikationszone eine kompakte dunkelbraune Schwimmschlammdecke mit einem mittleren TR-Gehalt von $70,6$ g/kg (GV von 75 %). Die Tauchwand vor der 3. Kammer verhinderte das Abschwimmen des flotierten Schlammes. Mit einer Gesamtbedeckung der Belebung von 25 % war das Ausmaß des Schwimmschlammereignisses gegenüber dem im Kapitel 6.1.2 beschriebenen Versuch nicht so ausgeprägt und es bildete sich in der aeroben Zone

kein Schaum. Die Schaumklasse des Belebtschlammes betrug 2 und war somit etwas niedriger als beim ersten Versuch (siehe Kap. 6.1.2). Sowohl Schaumhöhe als auch Schaumstabilität waren nach Beendigung der Begasung geringer. Dabei fiel auf, dass neben der geringeren Anzahl an *M. parvicella*-Fäden in der Belebtschlamm-biozönose auch die Konzentration an nichtionischen Tensiden im Ablauf etwas niedriger war. Weiterhin war eine tendenzielle Anreicherung von *M. parvicella* in der Schwimmschlammfraktion zu beobachten. Die Hydrophobizität des Schwimmschlammes war mit 28 % geringfügig höher als die des Belebtschlammes.

Zudosierung. Nach der erfolgreichen Anreicherung von *M. parvicella* im Belebtschlamm wurde mit der Zudosierung der AlCl_3 -Lösung bei einer Dosiermenge von 3,5 g Al/(kg TS·d) begonnen. Die Zudosierung wurde vier Wochen lang betrieben, bis vergleichbar gute Absetzeigenschaften des Belebtschlammes (ISV von 80 ml/g und Fädigkeitsindex von 2, siehe Kap. 6.3.4) wie im Versuch mit Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) erreicht wurden. Am Ende der Zudosierung trat *M. parvicella* nur noch als kurzer Faden hauptsächlich innerhalb der Flocke auf (siehe Kap. 6.3.2). Dabei wurde ein Aluminiumgehalt im Schlamm von 47,6 g/kg TS gemessen. In Tabelle 6.5 sind die spezifischen Dosiermengen der AlCl_3 -Lösung, die während des ersten und zweiten Versuchs mit Zudosierung der AlCl_3 -Lösung eingesetzt wurden, gegenübergestellt.

Fazit zu den Kapiteln 6.1 und 6.2. Während der Versuche mit Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung wurde die Pilotanlage unter praxisnahen Bedingungen betrieben. Infolge der Zudosierung von tensidhaltigen Substraten war lediglich eine erhöhte Tensidkonzentration im Zulauf festzustellen. Es zeigte sich, dass die Beschickung mit Abwasser, das mit Tween80 und pflanzlichem Öl aufgestockt wurde, das Wachstum von *M. parvicella* in der Belebtschlamm-biozönose fördert. Die massive Vermehrung des hydrophoben Fadenbakteriums führte zu hohen Schlammdizes und durch selektive Flotation zu Schwimmschlamm-bildung. Dabei war die flotierende Fraktion hydrophober als der Belebtschlamm. Es wurde deutlich, dass der Eintrag an lipophilen Stoffen eine wichtige Rolle bei der Hydrophobierung des Schlammes spielt. Weiterhin wurde bestätigt, dass Tauchwände zwischen der anoxischen und aeroben Zone des Belebungsbeckens zur unerwünschten Ansammlung von Schwimmschlamm führen.

6.3 Dosis-Wirkungs-Beziehung

Um eine ganzheitliche Betrachtung der Wirkung von Aluminium zu gewinnen, wurden während der zwei Versuche mit Zudosierung der AlCl_3 -Lösung (2,2 und 3,5 Al/(kg TS·d)) verschiedene Schlammparameter parallel untersucht. Schlamm- und Fädigkeitsindex sowie Hydrophobizität und Schaumfähigkeit des Belebtschlammes wurden regelmäßig bestimmt. Außerdem wurden Zehrungsmessungen zur Untersuchung

der Aktivität des Belebtschlamm durchgeföhrt. Besonderes Augenmerk galt der Morphologie von *M. parvicella*. Um die Wirkungsdauer von Aluminium zu untersuchen, wurde die Pilotanlage unter unveränderten Randbedingungen bis vier Wochen nach Beendigung der Zudosierung weiter betrieben. Durch Gegenüberstellung der Ergebnisse konnten Hinweise zur Dosis-Wirkungs-Beziehung beim Einsatz von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis gewonnen werden.

6.3.1 Schaum und Schwimmschlamm

Innerhalb weniger Tage (1-2 d) nach Beginn der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** hörte das Schäumen in der aeroben Zone des Belebungsbeckens auf und die Neubildung an Schwimmschlamm an der Oberfläche der Belebung ging zurück. Die Bedeckung der Belebung reduzierte sich von 60 bis 65 % auf 25 %. Die vorhandene Schwimmschlammdecke in der anoxischen Zone und im Nachklärbecken blieb allerdings erhalten und wurde auch durch die wöchentliche Umwälzungsmaßnahme nicht zerstört. Während der Zudosierung veränderten sich die Eigenschaften der Schwimmschlammfraktion kaum. Der TR-Gehalt betrug im Mittel 64,5 g/kg (GV von 79 %) und die Hydrophobizität war mit 30 bis 35 % nach wie vor hoch. Fädigkeitsindex und Häufigkeit von *M. parvicella* mit jeweils einer Kategorie von 5 änderten sich ebenso nicht (Tab. 6.6). Die Beständigkeit der Eigenschaften des Schwimmschlamm während der Zudosierung zeigt, dass die Zugabe der AlCl_3 -Lösung keinen Effekt auf den bereits bestehenden Schwimmschlamm hat. Da Aluminium im wässrigen Milieu schnell reagiert und die kompakte Schwimmschlammfraktion eine Diffusionsbarriere darstellt, kann Aluminium in die Schwimmschlammsschicht kaum eindringen, wenn keine kontinuierliche Umwälzung der Schicht stattfindet.

Table 6.6: Fädigkeitsindex (FI) und Häufigkeit von *M. parvicella* in der Schwimmschlammfraktion vor, während und nach der Zudosierung der AlCl_3 -Lösung (Vergleich der Straßen mit 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d); (d) = dominant; (s) = sekundär).

Dosiermenge [g Al/(kg TS·d)]	vor		während		nach	
	FI	<i>M. parvicella</i>	FI	<i>M. parvicella</i>	FI	<i>M. parvicella</i>
2,2 (Versuch 1)	5	5 (d)	5*	5 (d)*	4	4 (d)
3,5 (Versuch 2)	3	3 (d)	-	-	2-3	2-3 (s)

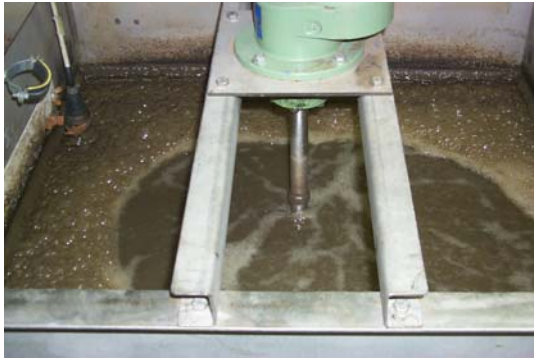
* bis zum 20. Dosierungstag

Nach der manuellen Entfernung der Schwimmschlammdecke von Belebung und Nachklärung am 20. Tag nach Dosierungsbeginn bildete sich kein weiterer Schwimmschlamm

mehr. Hingegen sammelte sich bei der **Referenzstraße** immer mehr flotierender Schlamm im System. Dieser dichte sich wegen der langen Standzeiten zu einer stichfesten Masse ein (Abb. 6.1). Dabei war der durchschnittliche TR-Gehalt mit 66,5 g/kg (GV von 79 %) sehr hoch. Die Hydrophobizität fluktuierte im Bereich von 31 bis 45 % (Abb. 6.3). Die stabile Schwimmschlammschicht hatte bis zum Versuche ein Fädigkeitsindex von 5 und *M. parvicella* trat mit einer Häufigkeit von 5 angereichert auf. Der Faden reagierte nach wie vor Gram- und Neisser-positiv. Das unveränderte Färbeverhalten von *M. parvicella* deutet darauf hin, dass der Mikroorganismus während der ganzen Versuchsdauer aktiv war. Da *M. parvicella* imstande ist, mit Schlammhydrolysaten (Eikelboom, 1975) relativ gut zu wachsen, kann es sein, dass er Lyseprodukte von anderen Bakterien in der Schwimmschlammschicht als Energiequelle bzw. zum Wachstum nutzt (Eikelboom, 1994). Zusätzlich wird durch das Flotieren der Fette den *M. parvicella*-Filamenten der Schwimmschlammschicht ständig neue Nahrung zugeführt, was zur Erhaltung des Fadenbakteriums beitragen kann. Da *M. parvicella* in der Schwimmschlammschicht lange erhalten bleibt und durch die günstigen Randbedingungen möglicherweise dort auch wachsen kann, ergibt sich, dass die Entfernung der Schwimmschlammfraktion eine wichtige Maßnahme zur Bekämpfung des Bakteriums ist.

Beim Versuch mit **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** wurde gleich zu Beginn der Zudosierung die vorhandene Schwimmschlammdecke von der Beckenoberfläche entfernt. Ähnlich wie beim Versuch mit Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) trat Schwimmschlamm während der ganzen Dosierdauer nicht mehr auf (Abb. 6.2). Auch beim großtechnischen Einsatz von PAC sowie von AlCl₃ wurde ein solcher Rückgang der Schwimmschlammneubildung beobachtet (siehe Kap. 2.6.2). Dieses Phänomen ist der verminderten Hydrophobizität des Belebtschlammes bei Zudosierung der AlCl₃-Lösung zuzuschreiben. Die ausführliche Erklärung dafür wird in Kapitel 6.3.7 angegeben.

Nach Beendigung beider Zudosierungen (2,2 sowie 3,5 g Al/(kg TS·d)) wurde erneut eine leichte Flotation des Schlammes in den ruhigen Zonen der Belebung beobachtet. Es bildete sich eine dünne Schwimmschlammschicht, die 25 % der Belebung bedeckte. Die Schwimmschlammfraktion der Straße, in der die **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** eingestellt wurde, hatte eine flüssige Konsistenz und wies mit 50,2 g/kg (GV von 71 %) einen etwas niedrigeren TR-Gehalt als während der Anreicherungsphase (70,6 g/kg) auf. Die Hydrophobizität des flotierenden Schlammes nahm von 21 auf 31 % progressiv zu. Dabei betrug der Fädigkeitsindex 2 bis 3. *M. parvicella* kam hauptsächlich als kurzer Faden mit einer Häufigkeit von 2 bis 3 sekundär vor und war leicht angereichert gegenüber dem Belebtschlamm (siehe Kap. 6.3.3). Auf der Basis der tendenziellen Anreicherung des Bakteriums in der Schwimmschlammschicht lässt sich schließen, dass auch die kurze Wuchsform hydrophob ist.



(a) Referenzstraße



(b) Straße mit Zudosierung



(c) Referenzstraße



(d) Straße mit Zudosierung

Abbildung 6.1: Makroskopisches Erscheinungsbild der Oberfläche des Belebungsbeckens nach 22-tägiger Zudosierung der AlCl_3 -Lösung ($2,2 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$): (a) Schaumbildung in der aeroben Zone der **Referenzstraße**; (b) keine Schaumbildung in der aeroben Zone der **Straße mit Zudosierung**; (c) dicke Schwimmschlammdecke in der anoxischen Zone der **Referenzstraße**; (d) alte Schwimmschlammreste in der anoxischen Zone der **Straße mit Zudosierung**.



(a) vor der Zudosierung



(b) während der Zudosierung

Abbildung 6.2: Makroskopisches Erscheinungsbild der Oberfläche des Belebungsbeckens während des Versuchs (**Zudosierung der AlCl_3 -Lösung: $3,5 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$**): (a) Schwimmschlammbildung in der anoxischen Zone vor Beginn der Zudosierung; (b) keine Schwimmschlammbildung in der anoxischen Zone während der Zudosierung.

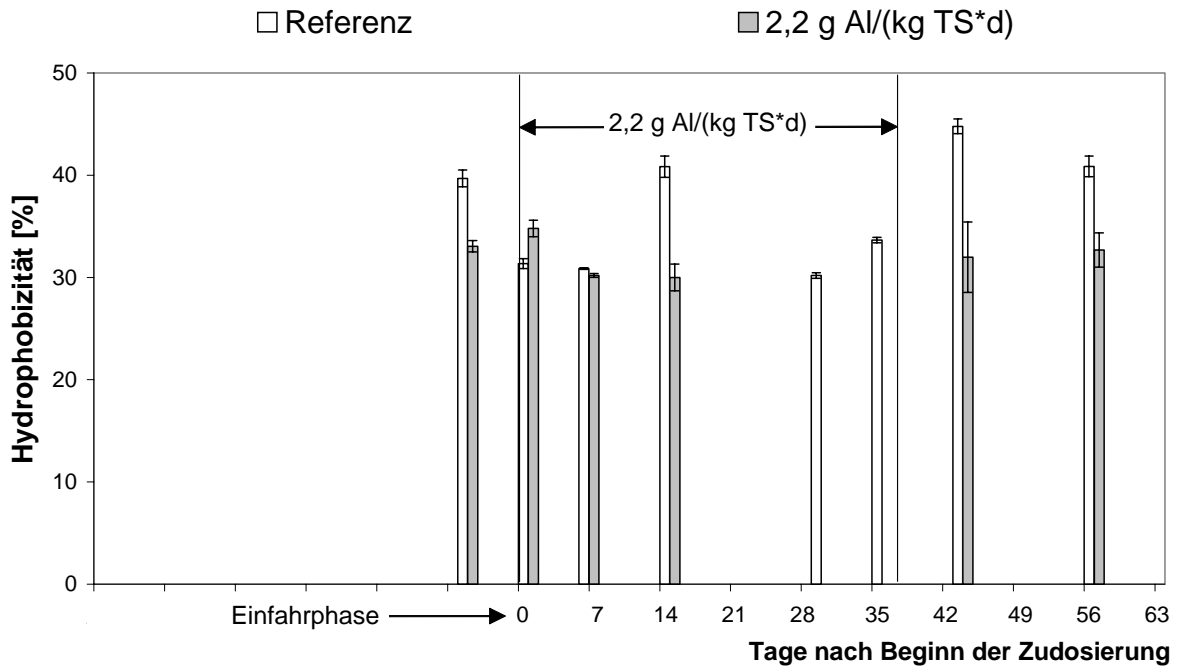


Abbildung 6.3: Hydrophobizität des Referenzschwimmschlammes und des Schwimmschlammes der Straße mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung (2,2 g Al/(kg TS·d)) während des Versuchs 1.

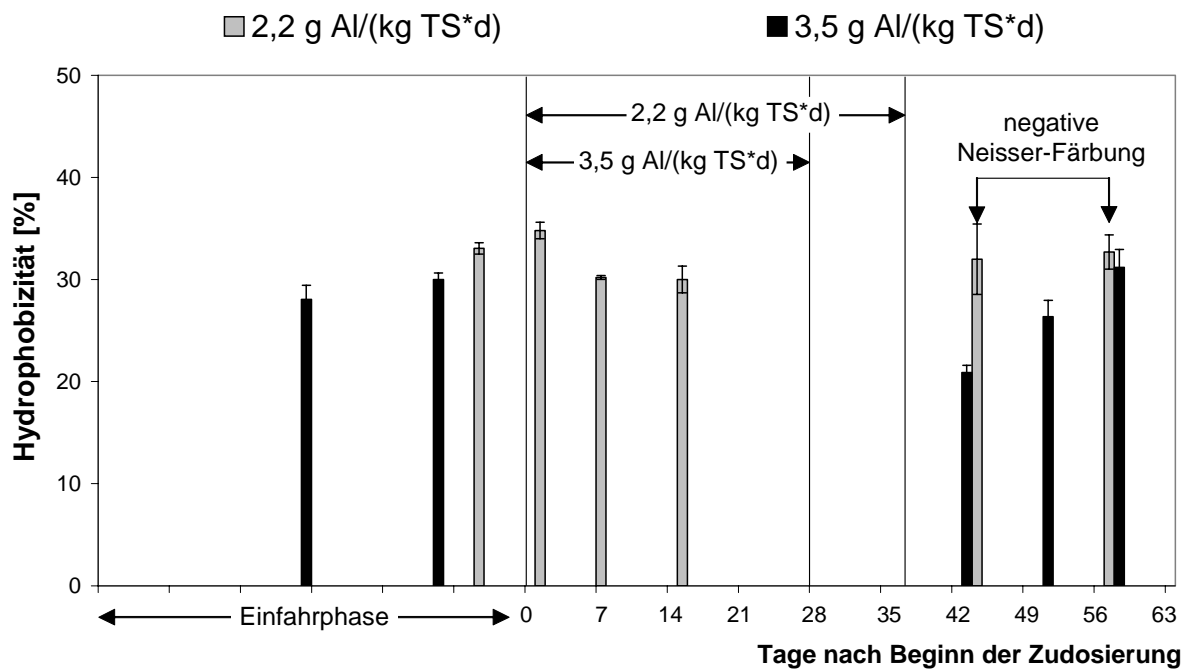


Abbildung 6.4: Hydrophobizität der Schwimmschlämme während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

Im Gegensatz zur neu gebildeten Schwimmschlammdecke bei der Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d) wies die Schwimmschlammschicht, die nach Beendigung der **Zugabe von 2,2 g Al/(kg TS·d)** auftrat, einen höheren TR-Gehalt von 61,0 g/kg (GV von 73 %) auf. Dabei betrug die Hydrophobizität 32 bis 33 %. Die Schwimmschlammbiozönose war durch einen Fädigkeitsindex von 4 gekennzeichnet. Lange *M. parvicella*-Fäden traten mit einer Häufigkeit von 4 dominant auf. Es fiel auf, dass der Fadenbildner teils eine positive, teils eine negative Reaktion in der Neisser-Färbung hatte. Dies deutet auf eine Stagnation des Wachstums von *M. parvicella* hin, die offenbar aufgrund der sehr niedrigen Phosphorgehalte (siehe Kap. 6.3.9) während der Zudosierung des Fällungsmittels auftrat. In der aeroben Zone der Anlage wurde zusätzlich eine Zunahme der Schaumbildung festgestellt.

Das erneute Auftreten von Schwimmschlamm und teilweise Schaum nach Beendigung beider Zudosierungen (2,2 und 3,5g Al/(kg TS·d)) weist darauf hin, dass die Wirkung der AlCl₃-Zudosierung nicht dauerhaft ist. Das Ausmaß der Schwimmschlammbildung war beim Auftreten von *M. parvicella* mit kurzen Fäden gering. Dabei waren Häufigkeit des Bakteriums und Fädigkeitsindex niedriger als beim flotierenden Schlamm mit langen Filamenten.

Fazit. Es wurde deutlich, dass bei kontinuierlicher Zudosierung von AlCl₃ in wässriger Lösung das Schäumen und die Schwimmschlammneubildung an der Oberfläche der Belebung abnehmen. Der Rückgang wurde innerhalb weniger Tage nach Beginn der Zudosierung sichtbar. Weiterhin zeigten die Untersuchungen, dass die Eigenschaften der bestehenden Schwimmschlammschicht sich bei einer 3-wöchigen Zudosierung nicht verändern und *M. parvicella* in der Schicht erhalten bleibt. Daraus ergibt sich, dass der Abzug der flotierenden Schlammfraktion zur Bekämpfung von *M. parvicella* notwendig ist. Ferner weist die erneute Schaum- und Schwimmschlammbildung nach Beendigung der Zudosierung auf eine nicht dauerhafte Wirkung von Aluminium hin. Beim Auftreten von *M. parvicella* mit kurzen Fäden war das Ausmaß der Schwimmschlammbildung gering.

6.3.2 Morphologie und Häufigkeit von *M. parvicella*

Durch mikroskopische Untersuchungen wurde festgestellt, dass nach einigen Tagen (7 d) **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** die langen verknäuelten *M. parvicella*-Filamente bevorzugt innerhalb der Schlammflocken auftraten. Spätestens nach 2-wöchiger Zudosierung waren viele der aus den Flocken herausragenden Filamente zu Bündeln zusammengelagert und wiesen "Ablagerungen" auf (Abb. 6.5). Es ergab sich dadurch eine kompaktere Struktur der Belebtschlammflocke und somit eine bessere Absetzbarkeit des Belebtschlammes (siehe Kap. 6.3.4). Eikelboom (2002) berichtete auch bei der Zudosierung von PAC von einer Lage von amorphem Material, welche die Filamente bedeckte.

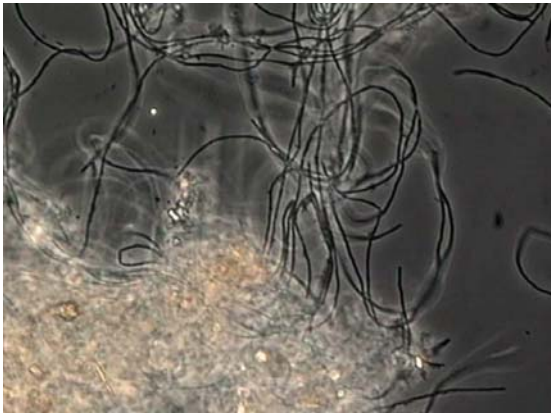
Bei der höheren **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** wurde innerhalb von 10 Tagen nach Beginn der Zugabe eine morphologische Veränderung von *M. parvicella* beobachtet. Das Fadenbakterium kam hauptsächlich in Form kurzer Filamente (ca. 30 µm) innerhalb der Schlammflocken vor (Abb. 6.6). Darüber hinaus fiel das schlechte Färbeverhalten des Fadenbildners auf. Die Verhaltensänderung bei der Gram-Färbung ist offenbar die Folge des schlechten physiologischen Zustands von *M. parvicella* und deutet auf eine Veränderung der hydrophoben Eigenschaften des Fadenorganismus hin. Eine ähnliche Wirkung eines AlCl₃-haltigen Fällungsmittels auf die Morphologie von *M. parvicella* wurde auch von Lebek (2003) beobachtet.

Im Laufe der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** verminderte sich die Anzahl an *M. parvicella*-Fäden im Belebtschlamm von 4 auf 3 (Abb. 6.7). Auch bei der **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** nahm die Populationsdichte des Bakteriums innerhalb 15 Tage bei einem Schlammalter von 16 Tagen um eine Kategorie (von 3 auf 2) ab (Abb. 6.8). Durch die Bilanzierung der *M. parvicella*-Population im System ergibt sich, dass der Austrag der Filamente über den Überschussschlamm deren Neugenerierung überstieg. Dies lässt auf eine Stagnation des Wachstums von *M. parvicella* durch die Zudosierung der AlCl₃-Lösung schließen. Im Gegensatz dazu traten die langen *M. parvicella*-Fäden in der Belebtschlamm-biozönose der **Referenzstraße** während des Versuchs immer mit einer Häufigkeit von 4 auf und Schwimmschlamm flotierte an der Wasseroberfläche (siehe Kap. 6.3.1). Dabei wurde die Vermehrung des Bakteriums durch die günstigen Wachstumsbedingungen ermöglicht.

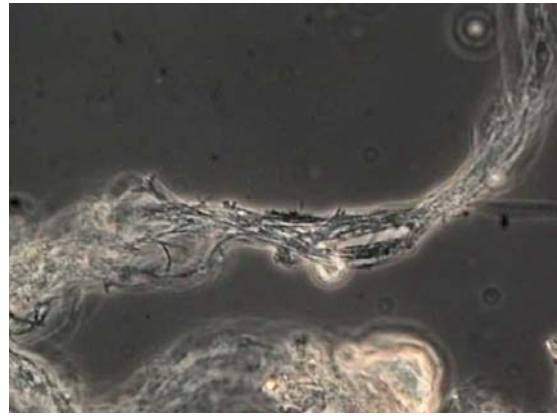
Da bei der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** keine Abschwächung der Gram-Färbung sowie kein Zerfall der *M. parvicella*-Filamente in kurze Fadenbruchstücke auftraten, lässt sich schließen, dass die Dosiermenge in dem Fall zu niedrig bzw. die Dosierdauer zu kurz war, um einen weitgehenden Effekt auf die Morphologie von *M. parvicella* zu bewirken. Im Gegensatz dazu beobachtete Lebek (2003) bereits bei einer 4-wöchigen AlCl₃-Zudosierung von 2,5 g Al/(kg TS·d) vom Auftreten kurzer Fadenbruchstücke.

Innerhalb von zwei Wochen nach Beendigung der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** wurde eine leichte Anhebung der Häufigkeit von *M. parvicella* festgestellt. Zusätzlich war das Bakterium erneut mit langen Einzelfilamenten in der Wasserphase zu finden. Dies führte zu einer Zunahme des Fädigkeitsindex, welche die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes negativ beeinflusste (siehe Kap. 6.3.4). Im Gegensatz dazu blieben Morphologie und Häufigkeit des Fadenorganismus nach Beendigung der **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** weiterhin erhalten und somit auch die guten Absetzeigenschaften des Belebtschlammes (siehe Kap. 6.3.4). Obwohl *M. parvicella* mit unterschiedlichen Erscheinungsformen auftrat, war das Bakterium bei beiden Versuchen im neu gebildeten Schwimmschlamm gegenüber dem Belebtschlamm angereichert (siehe Kap. 6.3.1). Der hohe TR-Gehalt des Schwimmschlammes beim Auftreten von langen *M. parvicella*-Fäden

weist auf eine stärkere Neigung zum Flotieren gegenüber dem Belebtschlamm mit kurzen Filamenten hin.



(a)



(b)

Abbildung 6.5: Belebtschlamm-Nativpräparate 500-fach: (a) **Referenzschlamm**: lange *M. parvicella*-Filamente ausgestreckt in der Wasserphase; (b) Schlamm nach 13-tägiger Zudosierung der AlCl_3 -Lösung ($2,2 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$): aus den Flocken herausragende Filamente zu Bündeln zusammengelagert, mit Ablagerungen.



(a)



(b)

Abbildung 6.6: Belebtschlamm-Gram-Färbepreparate 1250-fach: (a) lange *M. parvicella*-Filamente vor Beginn der Zudosierung der AlCl_3 -Lösung, (b) kurze *M. parvicella*-Filamente nach 27-tägiger Zudosierung der AlCl_3 -Lösung ($3,5 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$) (Paris et al., 2005).

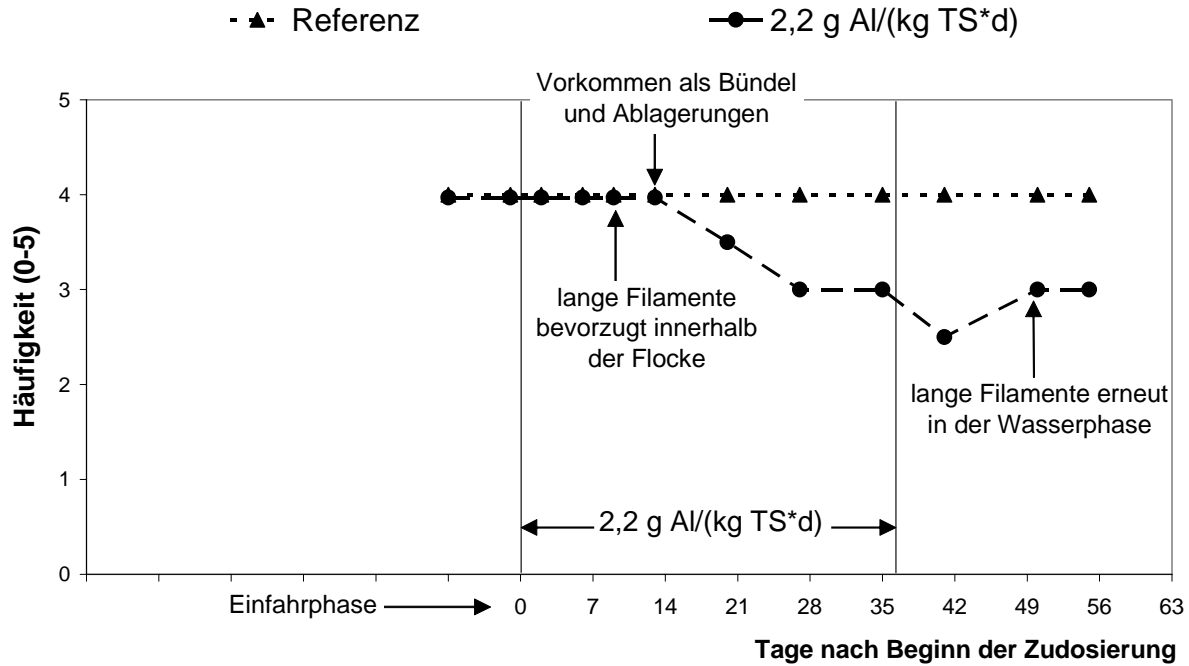


Abbildung 6.7: Häufigkeit von *M. parvicella* im Referenzschlamm und im Belebtschlamm mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung (2,2 g Al/(kg TS·d)) während des Versuchs 1 („ausgefüllt“ bedeutet „dominanter“ Faden).

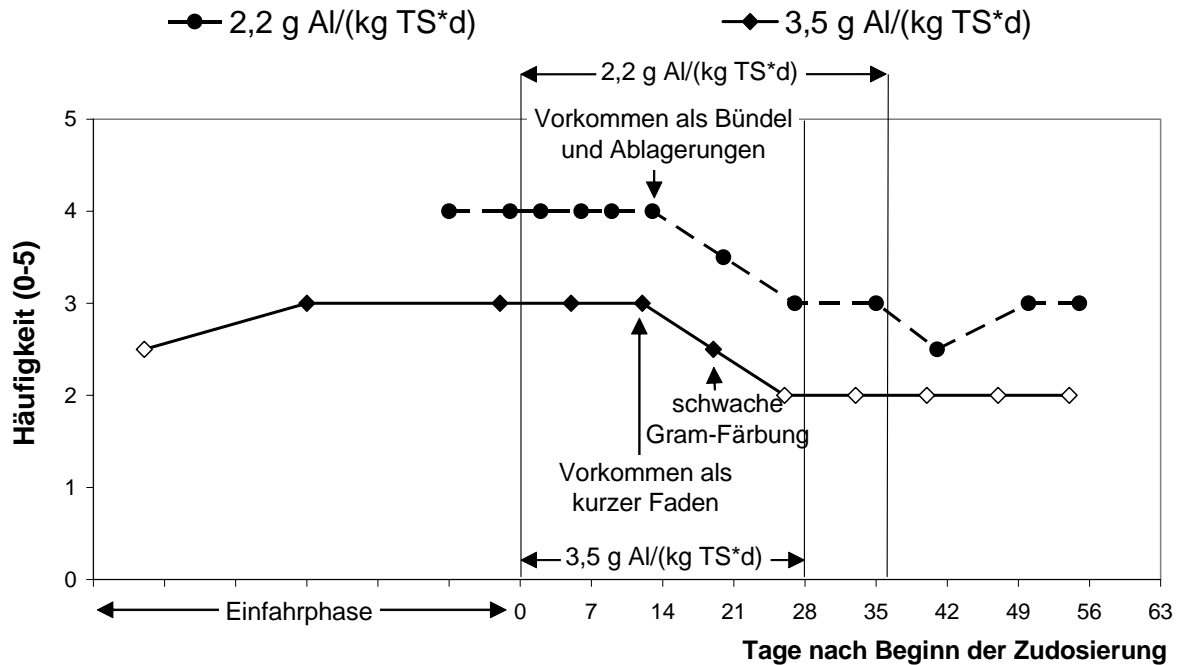


Abbildung 6.8: Häufigkeit von *M. parvicella* in den Belebtschlämmen während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d), „ausgefüllt“ bedeutet „dominanter“ Faden, „leer“ bedeutet „sekundärer“ Faden).

Die Zunahme der Häufigkeit von *M. parvicella* sowie das erneute Auftreten von langen Fäden in der Wasserphase nach Beendigung der Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) zeigen, dass bei unveränderten Randbedingungen das Bakterium erneut wächst. Wie schnell sich der Mikroorganismus in der Belebtschlamm-Biozönose wieder etabliert, hängt von seinem physiologischen Zustand sowie von seiner Morphologie ab. Die mikroskopischen Untersuchungen zeigten, dass nach 15 bis 30 Tagen bei einem Schlammalter von 16 d die in der Flocke verdrängten langen *M. parvicella*-Fäden wieder in der Wasserphase vorkamen. Es ist ebenso zu erwarten, dass die kurzen Fäden sich nach einer längeren Zeit (2-3 Monate) als lange Filamente entwickeln und erneut in der Wasserphase zwischen den Flocken zu finden sind. Dadurch kommt es zu einer Verschlechterung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes.

Das Eintreten einer Stagnation des Wachstums von *M. parvicella* während den Zudosierungen der AlCl₃-Lösung wurde durch *in situ* Messungen der Lipaseaktivität von Schade und Lemmer (2005) bestätigt. Mit einer konventionellen *in vitro* Methode stellten die Autoren gleich nach Beginn der Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) eine starke Abnahme der Lipaseaktivität von Belebtschlamm fest. Nach Beendigung der Zudosierung stieg die Lipaseaktivität fortschreitend wieder an. Ein ähnlicher Verlauf der Gesamtlipaseaktivität wurde bei der Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d) festgestellt (Schade, pers. Mitteilungen). Weiterhin beobachteten Schade und Lemmer (2005) durch *in situ* Messungen mit der ELF-Technologie, dass nach Beginn der Zudosierung die *M. parvicella*-Filamente deutlich weniger und wesentlich schwächer fluoreszierende Granula enthielten. Dies weist auf einen spezifischen Effekt von Aluminium auf die Lipaseaktivität des Fadenbakteriums hin. Es ist zu erwarten, dass die *M. parvicella*-Fäden, die sich in der Wasserphase zwischen den Flocken befinden und somit von gelösten Substanzen leicht erreicht werden, bei Zugabe der AlCl₃-Lösung mehr als die Bakterien innerhalb der Flocke unter der hemmenden Wirkung von Aluminium beeinträchtigt werden. Aufgrund der gehemmten Lipaseaktivität und daher der eingeschränkten Verfügbarkeit an freien LKFS stagniert das Wachstum von *M. parvicella*.

Als Ursache der Reduktion der Lipaseaktivität sowohl von Belebtschlamm als auch von *M. parvicella* wird die Entfernung der lipophilen Stoffe durch Mitfällung herangezogen (siehe Kap. 5.5; Lebek, 2003). Die Anlagerung und der Einschluss der Belebtschlammflocken, darunter auch der *M. parvicella*-Fäden, in einer hydrophilen Matrix (siehe Kap. 5.2) können zu einer verminderten Adhäsion zwischen den Filamenten und dem spezifischen Substrat führen. Dadurch wird der Zugang zur Nahrung untersagt und die Folge ist eine Abnahme der Lipaseaktivität. Die im Kapitel 6.3.5 dargestellten Ergebnisse über die fortschreitende Abnahme der hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlammes bei Zudosierung der AlCl₃-Lösung bestätigen diese Theorie. Eine direkte Toxizität von Aluminium auf die Lipasen ist allerdings nicht auszuschließen. Es wurde bereits beobachtet, dass Al³⁺ zytotoxisch für Pflanzen und Mikroorganismen sein kann (Jones und Kochian, 1997). Weiterhin stellten Nielsen et al. (2005) anhand von *in situ* Messungen mit Mikroautoradiographie fest, dass durch Zudosierung von PAC

(10 g Al/kg TS) eine unmittelbare Verminderung der Aufnahme von Substrat (Ölsäure und deren Triglyceride) durch *M. parvicella* unter anaeroben Bedingungen eintritt. Dies könnte durch einen direkten negativen Effekt auf die Physiologie von *M. parvicella* (intrazellulärer Effekt durch Aufnahme von Aluminium) oder durch die verminderte Fähigkeit, Substrat (LKFS) in die Zelle zu transportieren, verursacht sein.

Fazit. Die Untersuchungen bewiesen die spezifische Wirkung von Aluminium auf *M. parvicella*. Ein Einfluss auf andere Fäden wurde nicht festgestellt. Bei Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung fand eine Abnahme der spezifischen Lipaseaktivität von *M. parvicella* statt. Durch die eingeschränkte Verfügbarkeit an hydrolysiertem Substrat verschlechterte sich der physiologische Zustand des Bakteriums, dessen Wachstum stagnierte und das Gram-Färbeverhalten des Fadens änderte sich. Erst nach einigen Tagen kontinuierlicher Zudosierung traten morphologische Veränderungen des Fadens auf. Während bei der Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) die *M. parvicella*-Fäden als Bündel zusammengelagert waren, kam das Bakterium bei der höheren Zudosierung (3,5 g Al/(kg TS·d)) als kurzer Faden vor. Die Langzeituntersuchungen zeigten, dass bei Zudosierung das Wachstum von *M. parvicella* nicht dauerhaft eingedämmt werden kann. Nach Beendigung der Zudosierung wuchs das Bakterium erneut.

6.3.3 Flockengröße und freischwimmende Bakterienzellen

Die Belebtschlammflocken waren während der Versuche mit **Zudosierung von 2,2 sowie 3,5 g Al/(kg TS·d)** mittelgroß (Durchmesser der Hauptfraktion 100-150 μm) und durch eine kompakte und abgerundete Struktur gekennzeichnet. Vergleichbare Eigenschaften wies der **Referenzschlamm** auf. Dies läßt schließen, dass bei den Zudosierungen der AlCl_3 -Lösung keine merkbare Veränderung der Flockengröße eintrat. Stattdessen meldete Eikelboom (1997), dass die Zugabe von PAC zu einer Verminderung der durchschnittlichen Flockengröße führte.

Während der ganzen Versuchsdauer war die Anzahl an freischwimmenden Bakterienzellen beim **Referenzschlamm** sowie beim Belebtschlamm mit **Zudosierung von 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)** im Häufigkeitsbereich von 0 bis 1 einzustufen. Keine deutliche Änderung der Häufigkeit an freischwimmenden Zellen in der Wasserphase wurde bei den kontinuierlichen Zudosierungen festgestellt. Im Gegensatz dazu führte die einmalige Zugabe einer AlCl_3 -Menge von 2,3 g Al/kg TS bei den Batch-Versuchen (siehe Kap. 5.1) zu einer Zunahme der Anzahl an freischwimmenden Bakterien. Dies deutet auf eine toxische Wirkung von Aluminium bei Stoßzugabe hin.

6.3.4 Schlammvolumen- und Fädigkeitsindex

Bei der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** wurde ermittelt, dass innerhalb von ca. 5-wöchiger Dosierzeit der Fädigkeitsindex von 4 bis 5 auf 2 und der Schlammvolumenindex von 270 auf 80 bis 85 ml/g abnahmen (Abb. 6.9). Obwohl zu diesem Zeitpunkt *M. parvicella* immer noch das dominante Bakterium in der Biozönose war, kam es hauptsächlich in der Flocke bzw. zusammengelagert vor (siehe Kap. 6.3.2) und übte somit keinen negativen Einfluss auf die Absetzeigenschaften des Schlammes aus. Nach Beendigung der Zudosierung nahm der Fädigkeitsindex erneut zu und gleichzeitig verschlechterten sich die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes. Dries (2001) berichtete von einem sehr steilen Anstieg des Schlammvolumenindex innerhalb von 8 Wochen nach Beendigung einer PAC-Zudosierung in eine großtechnische Kläranlage.

Mit zunehmender Versuchsdauer wurde auch bei der **Referenzstraße** eine leichte Verbesserung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes festgestellt. Im Laufe des Versuchs pendelte sich der Schlammvolumenindex um Werte von 150 ml/g ein. Der Fädigkeitsindex stabilisierte sich bei 3 bis 4 (Abb. 6.9) und *M. parvicella* war mit einer Häufigkeit von 4 nach wie vor das dominante Fadenbakterium (siehe Kap. 6.3.2). Die Abnahme des Fädigkeitsindex ist wahrscheinlich in Zusammenhang mit der Veränderung der Fadenpopulation zu betrachten, die im Laufe des Versuchs erfolgte. Die subdominanten Fadenbakterien Typ 0092 und *Nostocoida limicola* II wurden aus der Biozönose ausgeschwemmt. Diese Fäden wachsen allerdings überwiegend innerhalb der Flocken und beeinflussen somit wenig das Absetzverhalten des Belebtschlammes (Eikelboom, 2000).

Bei der höheren **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** reichte eine kürzere Dosierdauer, um ebenso gute Absetzeigenschaften des Schlammes zu erreichen wie bei der Zugabe von 2,2 g Al/(kg TS·d). Die Zudosierung wurde lediglich vier Wochen lang fortgesetzt, bis ein Fädigkeitsindex von 2 und ein Schlammvolumenindex von 80 bis 85 ml/g erreicht wurde (Abb. 6.10). Der Schlamm wies allerdings zu Beginn der Zudosierung weniger schlechte Absetzeigenschaften (ISV von 150 ml/g und Fädigkeitsindex von 3) und eine niedrigere Häufigkeit von *M. parvicella* (3) auf (siehe Kap. 6.3.2). Mit einem ISV-Mittelwert von 90 ml/g wurden gute Absetzeigenschaften des Schlammes bis nach vier Wochen nach Beendigung der Zudosierung gemessen. Dies war auf den Verbleib der *M. parvicella*-Filamente innerhalb der Schlammflocke sowie auf die unveränderte Populationsdichte des Mikroorganismus zurückzuführen (siehe Kap. 6.3.2).

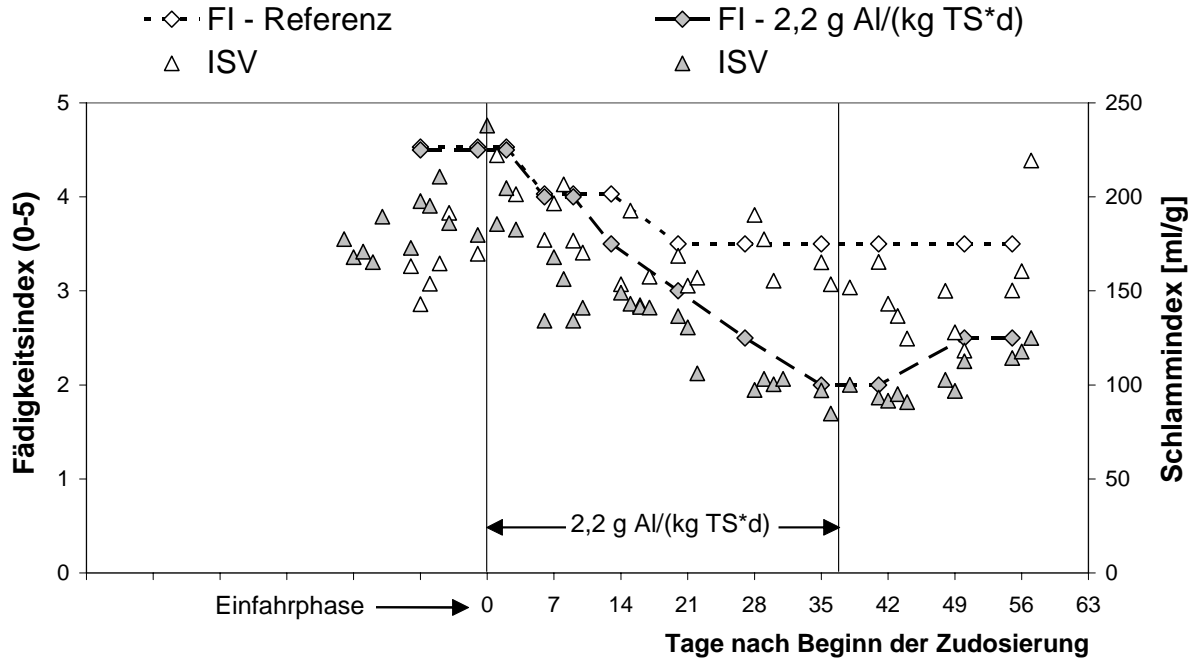


Abbildung 6.9: Schlammvolumen- und Fädigkeitsindex des Referenzschlammes und des Belebtschlammes mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung ($2,2 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$) während des Versuchs 1.

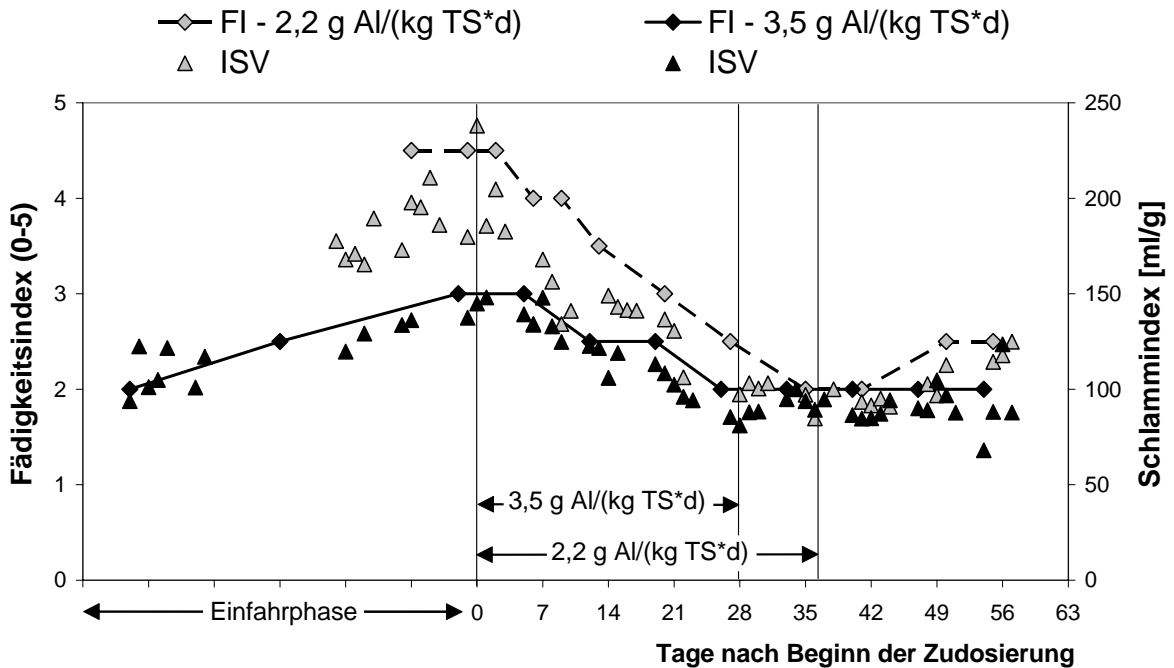


Abbildung 6.10: Schlammvolumen- und Fädigkeitsindex der Belebtschlämme während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: $2,2$ und $3,5 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$).

Es wurde beobachtet, dass die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes sich gleich nach Beginn beider Zudosierungen (2,2 und 3,5g Al/(kg TS·d)) verbesserten, bevor eine Veränderung der Anzahl an Filamenten in der Wasserphase festgestellt wurde. Dies zeigt, dass zunächst die Flockungsprozesse, die bei Zugabe von Fällungsmitteln zu Belebtschlamm stattfinden, zu einer Abnahme des Schlammvolumenindex führen. Durch Entstabilisierung und Agglomeration bilden sich dichtere Schlammflocken, die durch eine höhere Absetzgeschwindigkeit charakterisiert sind (Kegebein et al., 2002). Weiterhin übte der Rückgang der Anzahl an freien Filamenten in der Wasserphase, der im Laufe der Zudosierung erfolgte, einen positiven Effekt auf die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes aus. Eine derartige Wirkung von AlCl₃-haltigen Fällungsmitteln auf Absetzeigenschaften und Fädigkeit des Belebtschlammes wurden auch aus der Praxis gemeldet (Rachholz, 2002; Lebek, 2003).

Fazit. Die Ergebnisse zeigten, dass bei Zudosierung von AlCl₃ in wässriger Lösung eine schnelle Verbesserung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes stattfindet. Der Schlammvolumenindex nahm zunächst durch Bildung dichterere Flocken (Flockung) ab. Im Laufe der Zudosierung übte auch der Rückgang der Anzahl an freien Filamenten in der Wasserphase einen positiven Effekt auf die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes aus. Darüber hinaus wurde eine tendenzielle Verschlechterung der Absetzbarkeit nach Beendigung der Zudosierung festgestellt. Der Schlammvolumenindex nahm durch eine Erhöhung des Fädigkeitsindex erneut zu.

6.3.5 Hydrophobizität

- **MATH-Test**

Anhand des MATH-Tests wurde bei der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** eine progressive Abnahme der Hydrophobizität des Belebtschlammes festgestellt. Innerhalb von fünf Wochen sank die Hydrophobizität des Belebtschlammes von anfänglichen 25 % auf 12 bis 16 % (Abb. 6.11). Während des Versuchs schwankten die Hydrophobizitätswerte des **Referenzschlammes** im Bereich von 18 bis 36 % stark. Somit konnte ein deutlicher Trend der Hydrophobie nicht identifiziert werden. Der Referenzschlamm war jedenfalls immer hydrophober als der Schlamm mit Zudosierung.

Ausgehend von vergleichbar hohen Hydrophobizitätswerten wie beim Belebtschlamm mit niedrigerer Dosiermenge (2,2 g Al/(kg TS·d)) wurde bei der **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** eine deutlichere Abnahme der Hydrophobie beobachtet. Innerhalb von vier Wochen erreichte die Hydrophobizität des Schlammes mit 5 % ihren niedrigsten Wert (Abb. 6.12).

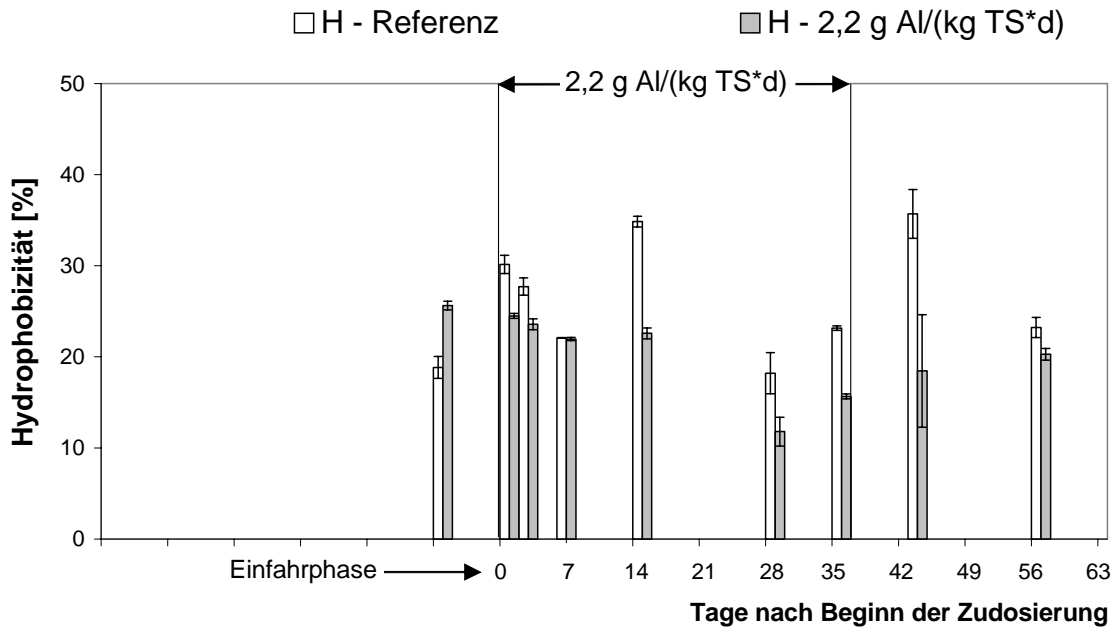


Abbildung 6.11: Hydrophobizität (H) des Referenzschlammes und des Belebtschlammes mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung (2,2 g Al/(kg TS*d)) während des Versuchs 1.

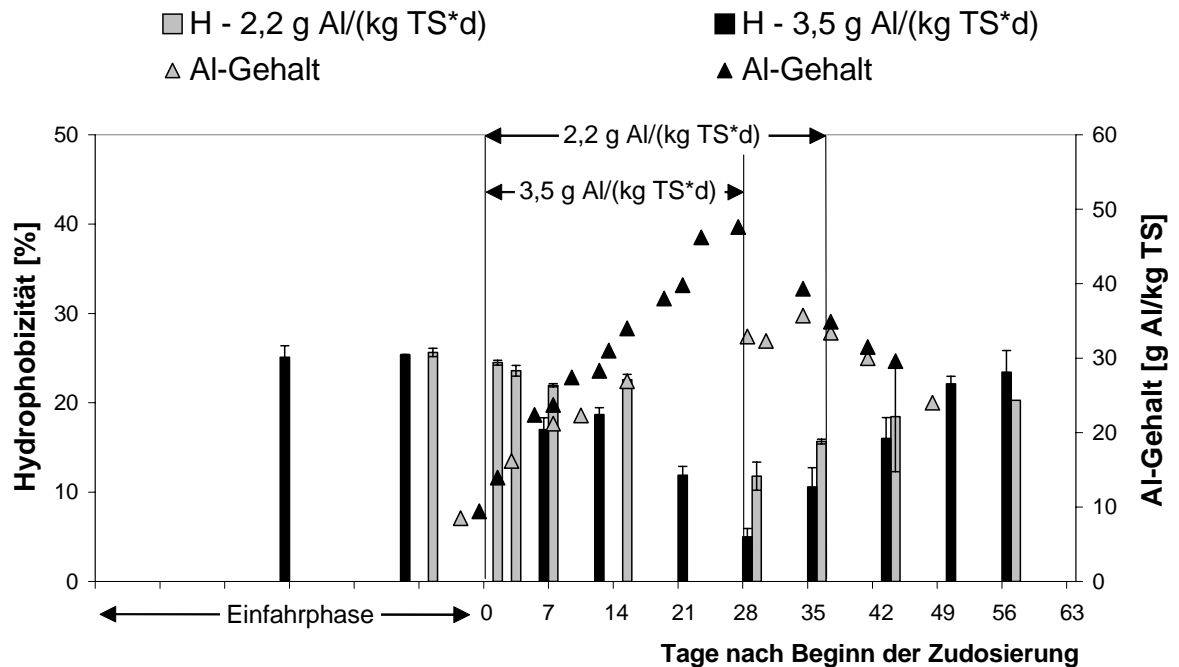


Abbildung 6.12: Hydrophobizität (H) und Aluminiumgehalt (Al-Gehalt) der Belebtschlämme während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS*d)).

Nach Beendigung beider Zudosierungen (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) nahm die Fähigkeit des Belebtschlamm, sich an der n-Hexadecanphase anzulagern, wieder zu. Dabei stieg die Hydrophobizität rasch bis zu ihren Ausgangswerten an. Ferner wurde festgestellt, dass bei allen Straßen (Referenzstraße und Straßen mit Zudosierung) die Hydrophobizität des Belebtschlamm immer niedriger gegenüber dem Schwimmschlamm war (siehe Kap. 6.3.1).

Verschiedene Faktoren, wie z.B. die spezifischen Oberflächeneigenschaften des dominanten Fadenbakteriums in der Biozönose und dessen physiologischen Charakter, die Zusammensetzung und Struktur der EPS sowie die Anwesenheit an Ionen können die adhäsiven Eigenschaften des Belebtschlamm beeinflussen (siehe Kap. 2.3.2). Kerley und Forster (1995) beobachteten, dass bei Belebtschlämmen mit *M. parvicella* die Hydrophobizität direkt vom Gehalt der stark hydrophoben Uronsäure in den EPS abhängig war. Hingegen zeigten Untersuchungen von Knoop (1997) mit *M. parvicella*-dominierten Belebtschlämmen, dass die Adhäsionsfähigkeit des Schlamm an n-Hexadecan im Wesentlichen von der Häufigkeit von *M. parvicella* abhängig war. Zusätzlich stellten Müller et al. (2005) anhand des MATH-Tests mit *M. parvicella*-dominierten Schwimmschlämmen vor und nach der EPS-Extraktion fest, dass durch EPS-Extraktion keine Änderung der hydrophoben Eigenschaften des Schlamm erfolgte. Aus diesem Ergebnis schließen die Autoren, dass bei *M. parvicella*-dominierten Schlämmen die Zelloberfläche des Organismus für die hydrophoben Schlammeigenschaften und die Schlammflotation verantwortlich ist.

In der vorliegenden Arbeit nahm bei den Zudosierungen die Hydrophobie des Belebtschlamm mit dem Rückgang des Auftretens von *M. parvicella* ab, eine Korrelation zwischen der Hydrophobizität des Belebtschlamm und der Häufigkeit des Fadenorganismus bestand während der Versuche jedoch nicht. Nach Beendigung der Zudosierungen nahm der Adhäsionsgrad an n-Hexadecan rasch wieder zu, obwohl die Anzahl an *M. parvicella* unverändert blieb. Diese Ergebnisse zeigen, dass bei Zudosierung von AlCl₃ in wässriger Lösung die Milieubedingungen die adhäsiven Eigenschaften des Belebtschlamm stark beeinflussen. Es ist aber nicht auszuschließen, dass im Verlauf der Zudosierung sich auch die spezifischen hydrophoben Eigenschaften von *M. parvicella* verändern (siehe schlechtes Färbeverhalten von *M. parvicella*, Kap. 6.3.3). Dies kann wiederum einen Einfluss auf die Hydrophobizität des Belebtschlamm ausüben.

Es wurde festgestellt, dass während der Versuche die hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlamm durch eine umgekehrte Proportionalität vom Aluminiumgehalt abhängig waren ($R^2 = 0,80$). In Abbildung 6.13 sind die Messwerte während und nach Beendigung der Zudosierung der AlCl₃-Lösung dargestellt. Bei zunehmendem Aluminiumgehalt sank die Hydrophobie des Belebtschlamm. Die Abhängigkeit der Hydrophobizität vom Aluminiumgehalt im Schlamm untermauert die Erklärung (siehe Kap. 5.2), wonach das hydrophobe Schlammanteil und die *M. parvicella*-Filamente durch die Aluminiumkomplexe eingehüllt werden und die Hydrophobizität des Schlamm somit abnimmt.

Darüber hinaus stützt die fortschreitende Abnahme der Hydrophobizität während der Zudosierung die Theorie, dass die Substratverfügbarkeit aufgrund einer verminderten Adhäsion der Fäden an der spezifischen Nahrung abnimmt (siehe Kap. 5.5 und 6.3.2). So führt der progressive Einschluss der *M. parvicella*-Filamente in der „hydrophilen“ Matrix zu einer kontinuierlichen Unterversorgung des Bakteriums mit Substrat. Gleichzeitig dazu werden die mit dem Zulauf eingetragenen lipophilen Stoffe mit gefällt. Diese Prozesse führen zur Verringerung der Lipaseaktivität und lenzende zum Absterben des Bakteriums.

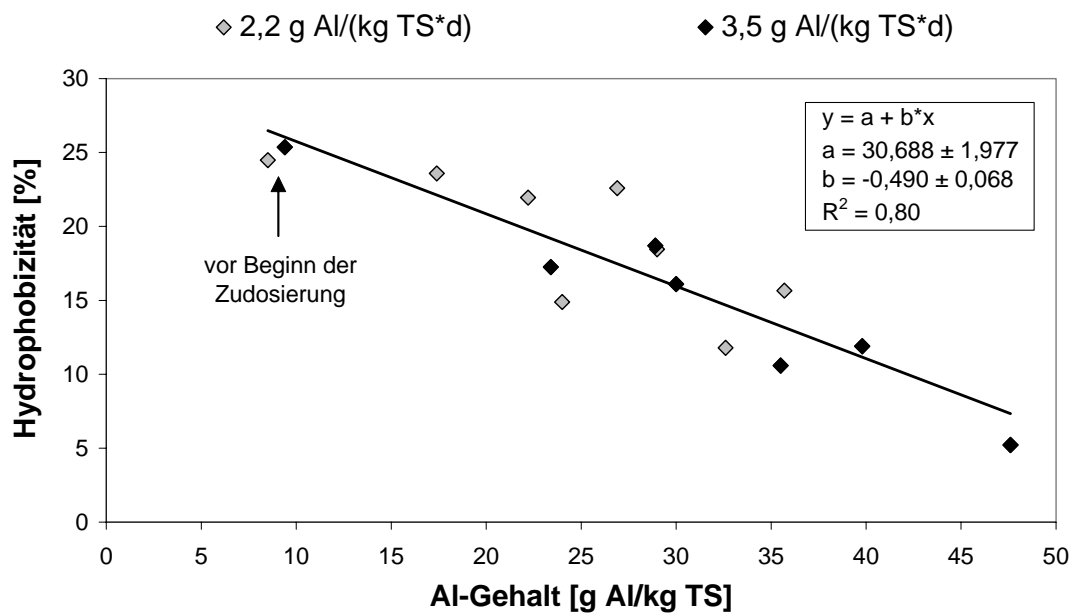


Abbildung 6.13: Hydrophobizität der Belebtschlämme in Abhängigkeit des Aluminiumgehalts während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der AlCl₃-Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

Nach Beendigung der Zudosierung wird der aluminiumhaltige Schlamm durch den Überschussschlammabzug aus dem System progressiv ausgetragen und gleichzeitig reichern sich die über den Zulauf eingebrachten lipophilen Stoffe im Schlamm an. Diese letzten tragen einerseits zur Hydrophobierung des Schlamms bei (siehe auch Kap. 6.2.2), andererseits dienen sie nach einer Hydrolyse erneut als Substrat für *M. parvicella*.

- **Vergleich der Hydrophobizitätswerte mit Ergebnissen aus der Literatur**

Aufgrund der Schlüsselfunktion der Hydrophobizität bei der Schwimmschlammabbildung war die Bestimmung der hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlammes Schwerpunkt verschiedener Untersuchungen. Aus einem Vergleich der Ergebnisse zeigte sich, dass die in dieser Arbeit gemessenen Hydrophobizitätswerte (Referenzschlamm und auch Beleb-

schlamm mit Zudosierung) meistens niedriger waren als die Adhäsionsgrade an n-Hexadecan, die in der Literatur für Belebtschlämme mit *M. parvicella* (Knoop, 1997; Dittrich, 2000) zu finden sind. Der Unterschied zwischen den Ergebnissen ist in Zusammenhang mit der eingesetzten Behandlungsprozedur der Schlammproben zu betrachten. Während bei der vorliegenden Arbeit vor Beginn des MATH-Tests der Schlamm mit PUM-Puffer gewaschen wurde (siehe Kap. 4.9), sah die Methode von Knoop (1997) und Dittrich (2000) keinen Waschschrift vor. Bei letzterer Methode führte wahrscheinlich die Zusammensetzung der wässrigen Schlammsuspension, wie z.B. der Tensidgehalt, durch Bildung stabiler Emulsionen zu einer erhöhten Adhäsion des Belebtschlammes zu n-Hexadecan (Guellil et al., 1998). Im Gegensatz dazu lagen die von Müller et al. (2005) gemessenen Adhäsionsgrade für *M. parvicella*-dominierte Belebtschlamm- und Schwimmschlämme im selben Bereich dieser Arbeit. Dabei wurden die Schlämme vor Beginn des MATH-Tests auch mit PUM-Puffer gewaschen, allerdings nicht homogenisiert.

- **Emulsionstest**

Beim Emulsionstest mit dem Überstand des zentrifugierten Belebtschlammes der **Referenzstraße** sowie der Straße mit **Zudosierung von 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)** bildete sich meistens eine Emulsion, die durch einige mittelgroße bis große Blasen gekennzeichnet war. Im Gegensatz dazu entstand beim Mixen des Überstands des Schwimmschlammes mit n-Hexadecan oft eine stabile Emulsion mit vielen kleinen Bläschen. Dabei war die wässrige Phase mit Schlammteilchen meistens stark verschmutzt. Aus diesem Grund ist die Bildung der stabilen Emulsion viel mehr der Anwesenheit von hydrophoben Partikeln als der Freisetzung von oberflächenaktiven Substanzen im Medium zuzuschreiben.

Fazit. Anhand des MATH-Tests wurde deutlich, dass bei kontinuierlicher Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung die Adhäsionsfähigkeit des Belebtschlammes an n-Hexadecan progressiv abnimmt. Die Hydrophobizität des Belebtschlammes verminderte sich bei zunehmendem Aluminiumgehalt. Die Abhängigkeit der Hydrophobizität vom Aluminiumgehalt im Schlamm untermauert die Erklärung, wonach das hydrophobe Schlammteilchen und die *M. parvicella*-Filamente durch die Aluminiumkomplexe eingeschlossen werden. Somit nimmt die Hydrophobizität des Schlammes fortschreitend ab und die Adhäsion der Filamente an hydrophobem Substrat wird untersagt. Die progressive Einhüllung von Fäden und lipophilen Stoffe führt zu einem anhaltenden Substratmangel für *M. parvicella*. Dadurch reduziert sich die Lipaseaktivität und das Bakterium stirbt ab. Nach Beendigung der Zudosierung reichern sich die lipophilen Stoffe im System erneut an. Diese führen zur Hydrophobierung des Belebtschlammes und dienen nach Hydrolyse als Substrat für *M. parvicella*.

6.3.6 Schaumfähigkeit

Während zu Beginn der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** der stark schäumende Schlamm durch eine Schaumklasse (Bestimmung anhand des Bubble-Tests) von 3 bis 4 charakterisiert war (Lebenszeit der Blasen von 10 bis 30 s), wies er nach 4-wöchiger Zugabe der AlCl_3 -Lösung nur noch eine geringe Schaumfähigkeit mit Klasse 1 bis 2 auf. Beim Test bildete sich lediglich ein instabiler Schaum, der nach Abstellen der Belüftung sofort in sich zusammenfiel. Gleichzeitig zur Abnahme der Schaumfähigkeit des Belebtschlammes kam die Schaumbildung in der aeroben Zone der Belebung zum Stillstand (siehe Kap. 6.3.1).

Im Gegensatz zum Belebtschlamm mit 2,2 g Al/(kg TS·d) war der **Referenzschlamm** während des ganzen Versuchs durch eine Schaumklasse im Bereich von 3 bis 4 gekennzeichnet (Abb. 6.14). Dabei korrelierte die hohe Schaumklasse mit der starken Schaumbildung in der aeroben Belebungszone (Abb. 6.1).

Die **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** wurde bei einem Belebtschlamm mit einer etwas geringeren Schaumklasse durchgeführt (SK von 2). In der aeroben Zone der Belebung trat kein Schaum auf. Ähnlich wie beim Einsatz von 2,2 g Al/(kg TS·d) nahm die Schaumfähigkeit des Belebtschlammes ab. Am Ende der Dosierperiode wurden nur noch geringe Schaumfähigkeiten von 0 bis 1 gemessen (Abb. 6.15). Dabei bildeten sich keine bis sehr instabile Schäume.

Nach Abstellen beider Zudosierungen (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) nahm die Schaumfähigkeit stetig zu. Innerhalb von vier Wochen waren die Belebtschlämme erneut durch ihre jeweiligen Ausgangsklassen charakterisiert. Bei der Anlage mit den höheren Schaumklassen (SK > 3) bildete sich in der aeroben Zone der Belebung erneuert Schaum.

Zur Überprüfung des Einflusses der oberflächenaktiven Substanzen auf die Schaumfähigkeit wurde parallel zum Belebtschlamm auch der Ablauf untersucht. Durch Begasen des Ablaufs der Referenzstraße sowie der Straßen mit Zudosierung bildete sich ein weißgefärbter tensidartiger Schaum mit überwiegend instabilen Blasen. Der Ablauf der Straße mit der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** schäumte meistens mehr als der Referenzablauf (Schaumhöhen auch > 35 cm) sowie der Ablauf der Straße mit **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)**. Die starke Schaumbildung wurde der höheren Konzentration an nichtionischen Tenside im Ablauf zugeschrieben (siehe Kap. 4.9.1).

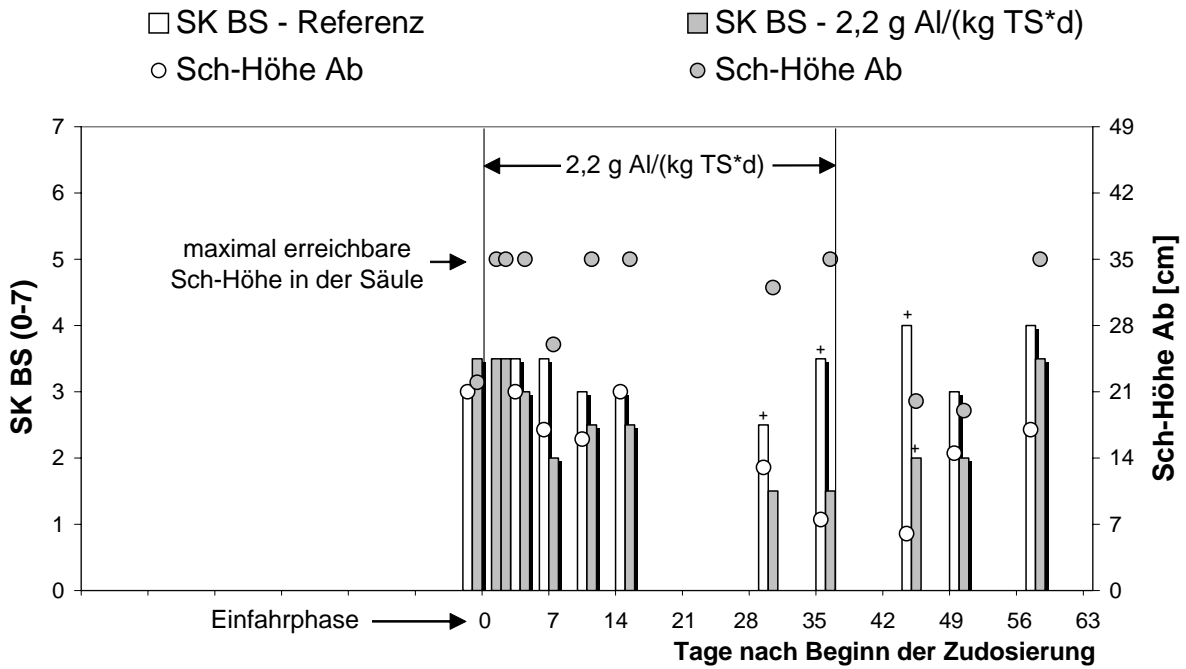


Abbildung 6.14: Schaumklasse des Belebtschlammes (SK BS) und Schaumhöhe des Ablaufs nach Begasen (Sch-Höhe Ab) bei der Referenzstraße und der Straße mit Zudosierung der AlCl₃-Lösung (2,2 g Al/(kg TS·d)) während des Versuchs 1. Schattierung bedeutet Tensidschaum; + bedeutet Filmbildung.

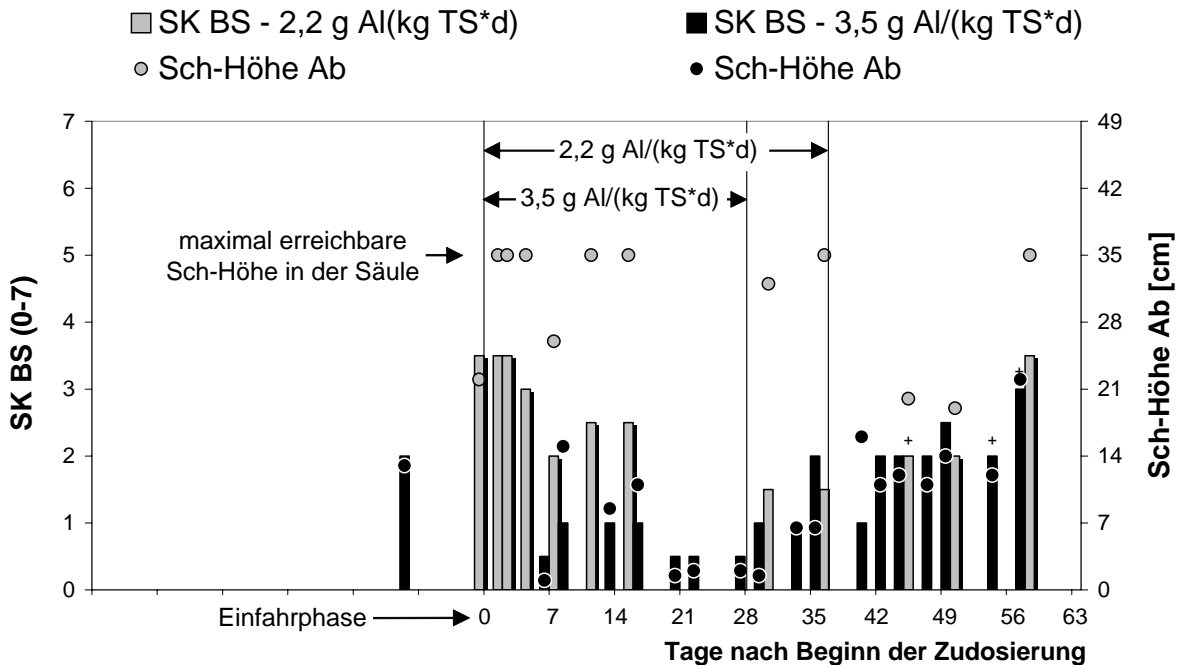


Abbildung 6.15: Schaumklassen des Belebtschlammes (SK BS) und Schaumhöhe des Ablaufs nach Begasen (Sch-Höhe Ab) während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der AlCl₃-Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)). Schattierung bedeutet Tensidschaum; + bedeutet Filmbildung.

Während der **Zugabe von 3,5 g Al/(kg TS·d)** war die Schaumbildung durch Begasen des Ablaufs etwas niedriger als vor und nach der Zudosierung (Abb. 6.15). In Übereinstimmung mit den niedrigen Schaumhöhen wurden die geringsten Ablaufkonzentrationen (1,2-1,8 mg/l) und die höchsten Abbauleistungen (91-85 %) der nicht-ionischen Tenside bestimmt. Dies untermauert die Erklärung (siehe Kap. 5.3), wonach bei der Zudosierung von $AlCl_3$ in wässriger Lösung eine Mitfällung der oberflächenaktiven Substanzen und somit eine Elimination der Tenside stattfindet. Dadurch ergibt sich eine geringere Schaumbildung.

Obwohl der tensidhaltige Ablauf durch Begasen mit Luft oft stark schäumte (besonders beim Versuch mit **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)**), war der Belebtschlamm während beider Zudosierungen (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) durch eine niedrigere Schaumfähigkeit charakterisiert. Dies deutet auf ein vermindertes Auftreten von hydrophoben Partikeln bzw. Mikroorganismen an der Wasser-Luft-Grenzfläche hin, wie auch mit den Batch-Versuchen (siehe Kap. 5.3) festgestellt wurde.

Während der Versuche bestanden weder Korrelationen zwischen Schaumklasse des Belebtschlammes und Häufigkeit von *M. parvicella* noch Beziehungen zwischen Schaumfähigkeit und hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlammes ($R^2 = 0,46$). Allerdings nahm die Schaumklasse bei sinkender Hydrophobizität prinzipiell ab (Abb. 6.16). Dies bestätigt, dass neben den oberflächenaktiven Substanzen die hydrophoben Schlamm-partikel eine wichtige Rolle bei der Schaumfähigkeit des Belebtschlammes spielen. So stellten Ho und Jenkins (1991) fest, dass in Anwesenheit von oberflächenaktiven Substanzen und Bakterien mit hydrophoben Zellwänden stabile Schäume entstehen.

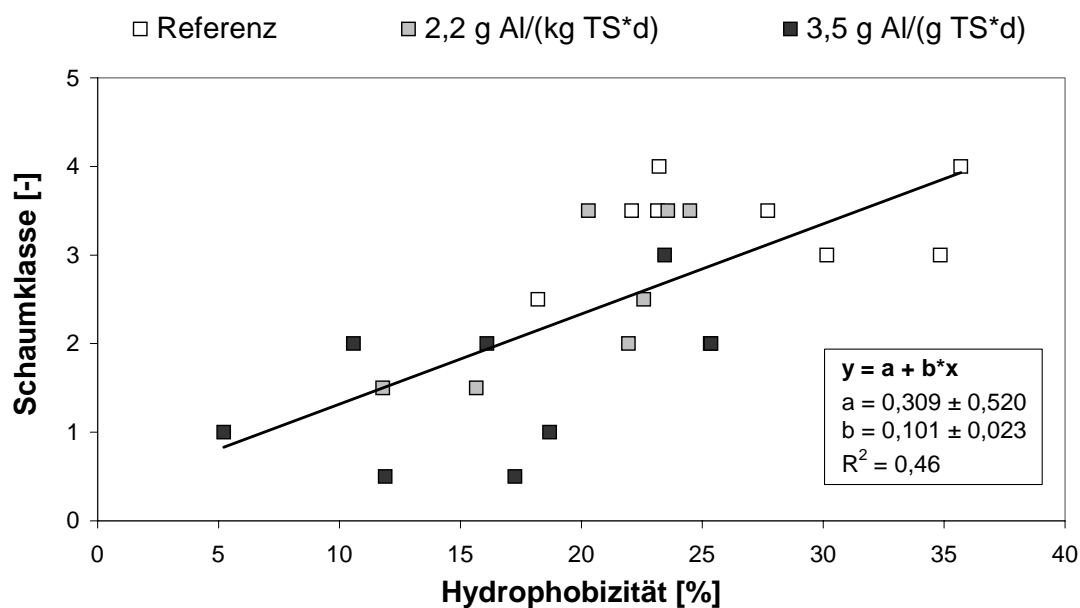


Abbildung 6.16: Schaumklasse der Belebtschlämme in Abhängigkeit der Hydrophobizität während der Versuche 1 und 2 (Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

Fazit. Es wurde gezeigt, dass bei kontinuierlicher Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung die Schaumfähigkeit des Belebtschlamm, gemessen anhand des Bubble-Tests, fortschreitend abnimmt. Eine positive Korrelation bestand zwischen der Schaumfähigkeit des Belebtschlamm und der Schaumbildung an der Oberfläche der aeroben Zone des Belebungsbeckens. Bei einem Schaumwert < 3 schäumte es nicht mehr an der Beckenoberfläche. Die Abnahme der Schaumfähigkeit bei sinkender Hydrophobizität des Belebtschlamm sowie das geringe Schäumen des Ablaufs bei niedrigen Tensidkonzentrationen während der Zudosierung untermauern die Erklärung, wonach durch AlCl_3 -Zugabe eine Einhüllung, und somit ein reduzierter Transport der hydrophoben Partikeln an die Wasser-Luft-Grenzfläche, und eine Elimination der Tenside durch Mitfällung stattfinden. Dadurch reduzieren sich „Schaumstabilität“ und „-bildung“.

6.3.7 Flotationsneigung

Parallel zum Rückgang der Hydrophobizität wurde bei der **Zudosierung von 2,2 sowie 3,5 g Al/(kg TS·d)** eine Abnahme des Schaumwertes vom Belebtschlamm, bestimmt anhand des Alka-Seltzer-Tests, festgestellt (Abb. 6.17 und 6.18). Der Schaumwert verminderte sich von ca. 2,0 bis zu einem Wert von 1,2 und 1,0 jeweils bei der Zugabe von 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d). Während des Alka-Seltzer-Tests flotierte nur noch ein Teil der Biomasse und eine trübe Wasserphase blieb zurück. Eine ähnliche Wirkung hatte die einmalige Zugabe von 3,5 und 6,0 g Al/kg TS bei den Batch-Versuchen (siehe Kap. 5.3). Es wurde außerdem beobachtet, dass im Laufe der Zudosierungen die Phasentrennung „Biomasse-Wasser“ sich verschlechterte, als *M. parvicella* bevorzugt innerhalb der Flocke zu finden war (siehe Kap. 6.3.3).

Nach Beendigung beider Zudosierungen (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) stieg der Schaumwert innerhalb kurzer Zeit wieder auf Werte von 2,2 bis 2,3 an (Abb. 6.18). Die Wasserphase blieb nach Auflösen der Tablette weiterhin trüb. Als *M. parvicella* beim Versuch mit **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** von Neuem als langer Faden zwischen den Flocken vorkam (siehe Kap. 6.3.3), lagen die Phasen „Biomasse-Wasser“ wieder vollständig getrennt vor. Die vollständige Phasentrennung ist offenbar der vernetzenden Wirkung der hydrophoben *M. parvicella*-Filamente, die sich zwischen den Belebtschlammflocken erstrecken, zuzuschreiben.

Beim **Referenzschlamm** nahm der Schaumwert im Laufe des Versuchs stetig zu. Am Ende der Untersuchung wurden Schaumwerte in Höhe von 2,8 gemessen. Dabei war die Phasentrennung immer nahezu vollständig (Abb. 6.17).

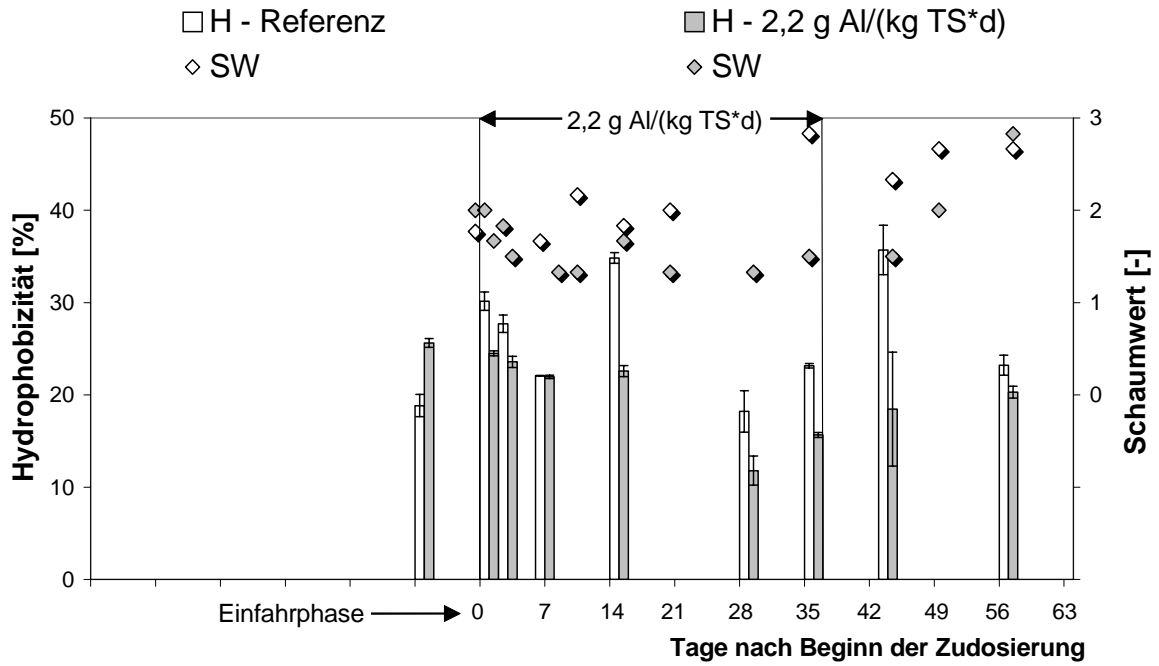


Abbildung 6.17: Hydrophobizität (H) und Schaumwert (SW) des Referenzschlammes und des Belebtschlammes mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung ($2,2 \text{ g Al/(kg TS}\cdot\text{d)}$) während des Versuchs 1. Schattierung bedeutet unvollständige Phasentrennung.

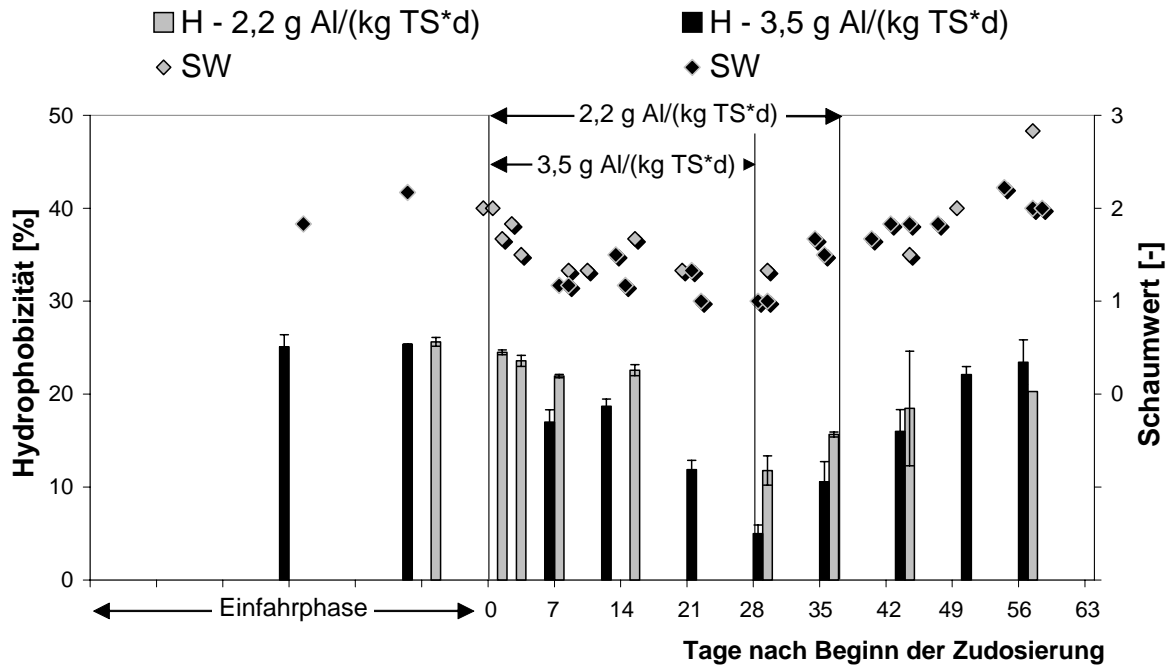


Abbildung 6.18: Hydrophobizität (H) und Schaumwert (SW) der Belebtschlämme während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: $2,2$ und $3,5 \text{ g Al/(kg TS}\cdot\text{d)}$). Schattierung bedeutet unvollständige Phasentrennung.

Es wurde beobachtet, dass bei beiden Straßen mit Zudosierung (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) die Abnahme des Schaumwerts parallel zum Rückgang der Schwimmschlammneubildung an der Oberfläche der Belebung fortschritt. Als der Schaumwert nach Beendigung der Zudosierungen zunahm, trat erneut Schwimmschlamm auf. Eine positive Korrelation zwischen der Zunahme des Schaumpotentials und dem Auftreten von Schaum bzw. Schwimmschlamm auf der Oberfläche von Belebungs- und Nachklärbecken fanden auch Oerther et al. (2001).

Weiterhin wurde während der Versuche eine lineare Korrelation zwischen den Schaumwerten und den hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlamms festgestellt. In Abbildung 6.19 sind die Schaumwerte in Abhängigkeit der Hydrophobizität des Belebtschlamms dargestellt. Vernachlässigt man die als Ausreißer hervorgehobenen Werte, lassen sich die Ergebnisse anhand einer Geraden gut annähern ($R^2 = 0,78$). Dieses Verhältnis bestätigt, dass die hydrophoben Eigenschaften des Schlamms bei der Flotation, verursacht durch die Bildung von Gasbläschen, wie z.B. N_2 während der Denitrifikation bzw. CH_4 und CO_2 in der Faulung, eine zentrale Rolle spielen. So tendiert der Schlamm bei einer niedrigen Hydrophobizität nicht mehr zum Flotieren. Daraus kann man schließen, dass der Rückgang der Schwimmschlammneubildung bei Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung durch die Abnahme der Hydrophobizität des Belebtschlamms verursacht wird.

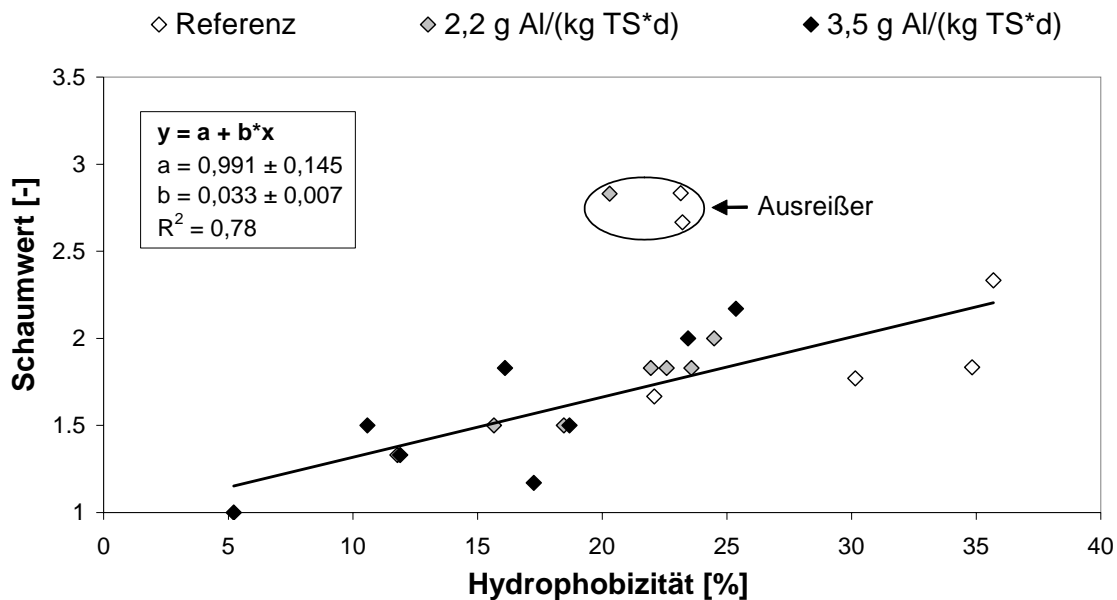


Abbildung 6.19: Schaumwert der Belebtschlämme in Abhängigkeit der Hydrophobizität während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

Aufgrund der bestehenden Korrelation zwischen den Schaumwerten und der Hydrophobizität des Schlammes sowie aufgrund der Erläuterungen im Kapitel 2.1 (Definition von Schaum und Schwimmschlamm) wird vorgeschlagen, zur Charakterisierung von *M. parvicella*-dominierten Schlämmen anhand des Alka-Seltzer-Tests anstelle der Bezeichnung „Schaumpotential“ den zutreffenderen Begriff „Flotationsneigung“ zu verwenden. Zur Unterstützung der Behauptung, dass hauptsächlich die Hydrophobizität beim Alka-Seltzer-Test eine Rolle spielt, sind weitere Untersuchungen mit unterschiedlichen Schlämmen durchzuführen. Weiterhin ist der Einfluss der Chemikalien, die durch Zugabe der Tablette zur Schlammprobe zugeführt werden, auf die physikochemischen Eigenschaften der Schlamm suspensionen zu klären.

Fazit. Die Ergebnisse des Alka-Seltzer-Tests, zeigten, dass bei kontinuierlicher Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung sich der „Schaumwert“ (Flotationswert) des Belebtschlammes vermindert. Eine positive Korrelation bestand zwischen der Flotationsneigung des Belebtschlammes und der Schwimmschlamm bildung an der Oberfläche der anoxischen Zone des Belebungsbeckens. Bei einem „Schaumwert“ (Flotationswert) $< 1,8$ bildete sich kein Neuschwimmschlamm mehr. Es wurde deutlich, dass eine lineare Abhängigkeit zwischen „Schaumwert“ (Flotationswert) und den hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlammes besteht. So neigte der Belebtschlamm bei einer niedrigen Hydrophobizität nicht mehr zum Flotieren. Weiterhin wurde belegt, dass die langen *M. parvicella*-Fäden durch ihre vernetzende Wirkung zur Verschlechterung der Phasentrennung „Biomasse-Wasser“ beitragen und somit zu schlechten Absetzeigenschaften des Belebtschlammes führen.

6.3.8 Atmungsaktivität

- **Grundatmung**

Zu Beginn der **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)** wurde zunächst eine tendenzielle Zunahme der initialen Grundatmung des Belebtschlammes festgestellt. In den ersten zwei Dosierwochen nahm die Atmungsaktivität von 10,2 auf 12,8 mg O_2 /(g oTS·h) zu (Abb. 6.20). Eine vergleichbare Erhöhung der Grundatmung wurde beim Belebtschlamm mit **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** gemessen, allerdings hatte dieser Schlamm eine niedrigere Ausgangsaktivität von 6,1 mg O_2 /(g oTS·h) (Abb. 6.21).

Da die Zehrungsmessungen etwa zwei bis vier Stunden nach Probenahme durchgeführt wurden, war die Atmungshemmung, die unmittelbar nach Zugabe von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis auftritt (siehe Kap. 5.4), möglicherweise bereits vorüber. So stellte Lebek (2003) anhand von Batch-Versuchen fest, dass sich die beeinträchtigte Grundatmung innerhalb von zwei Stunden nach Zugabe von AlCl_3 regenerierte. Dadurch ist in den vorliegenden Messungen zu erwarten, dass die Atmungsaktivität sich zu ihren Ausgangswerten erhöhte. Da nach Beginn beider Zudosierungen (2,2 und

3,5 g Al/(kg TS·d)) der Abzug des Überschussschlammes erneut normal betrieben wurde und sich dadurch das Schlammalter verminderte, ist die tendenzielle Zunahme der Grundatmung in Zusammenhang mit dem geringen Alter des Schlammes zu betrachten. Es ist bekannt, dass ein Schlamm mit geringem Alter mehr atmungsaktiv ist als ein älterer (Reinnarth und Rüffer, 1983).

Erst im Laufe beider Zudosierungen (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) wurde eine Beeinträchtigung der Atmungsaktivität des Belebtschlammes festgestellt. Mit den ersten Zeichen der morphologischen Veränderung von *M. parvicella*, etwa nach 10-tägiger Zudosierung der AlCl₃-Lösung, nahm die Atmungsaktivität des Schlammes ab. Das Niveau der Grundatmung beim **Belebtschlamm mit 2,2 g Al/(kg TS·d)** verminderte sich bis Dosierende auf 9,3 mg O₂/(g oTS·h). Die Aktivität beim Belebtschlamm mit **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** nahm von 8,9 zunächst auf 6,2 mg O₂/(g oTS·h) ab. Durch kontinuierliche Zugabe der AlCl₃-Lösung wird die Belebtschlamm-Biozönose vermutlich durch Hemmung der Lipaseaktivität in dem Maße physiologisch geschwächt (siehe Kap. 6.3.2), dass sich auch die Neuproduktion der Lipaseenzyme verringert. Die geringe Enzymproduktion führt dann wahrscheinlich zu einer Verminderung der Atmungsaktivität.

Die Abnahme der Atmungsaktivität trat ab einem Aluminiumgehalt im Belebtschlamm von 22 und 28 g Al/kg TS jeweils bei der **Zudosierung von 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)** auf. Bei etwa diesen Aluminiumgehalten können die Belebtschlammflocken durch Wechselwirkung mit den Aluminiumkomplexen so stark eingehüllt sein, dass das Stoffwechselsubstrat über Diffusion die Bakterienzellen kaum noch erreichen kann. Dadurch kann sich ebenso eine Abschwächung der Aktivität der Biozönose ergeben haben.

Während der ganzen Versuchsdauer lag die Atmung des **Referenzschlammes** im Bereich von 10,6 bis 12,9 mg O₂/(g oTS·h), wobei eine leichte Abnahme im Laufe des Versuchs verzeichnet wurde. Diese kann dem Altern des Belebtschlammes durch verminderten Abzug von Überschussschlamm zugeschrieben werden. Während des Versuchs war der Referenzschlamm jedenfalls atmungsaktiver gegenüber dem entsprechenden Belebtschlamm mit Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d).

Nach Beendigung der **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** wurde eine deutliche Regenerierung der Atmungsaktivität beobachtet, was auf einen besseren physiologischen Zustand des Belebtschlammes hinweist. Dabei nahm die Grundatmung Werte von 10,4 mg O₂/(g oTS·h) und höher an.

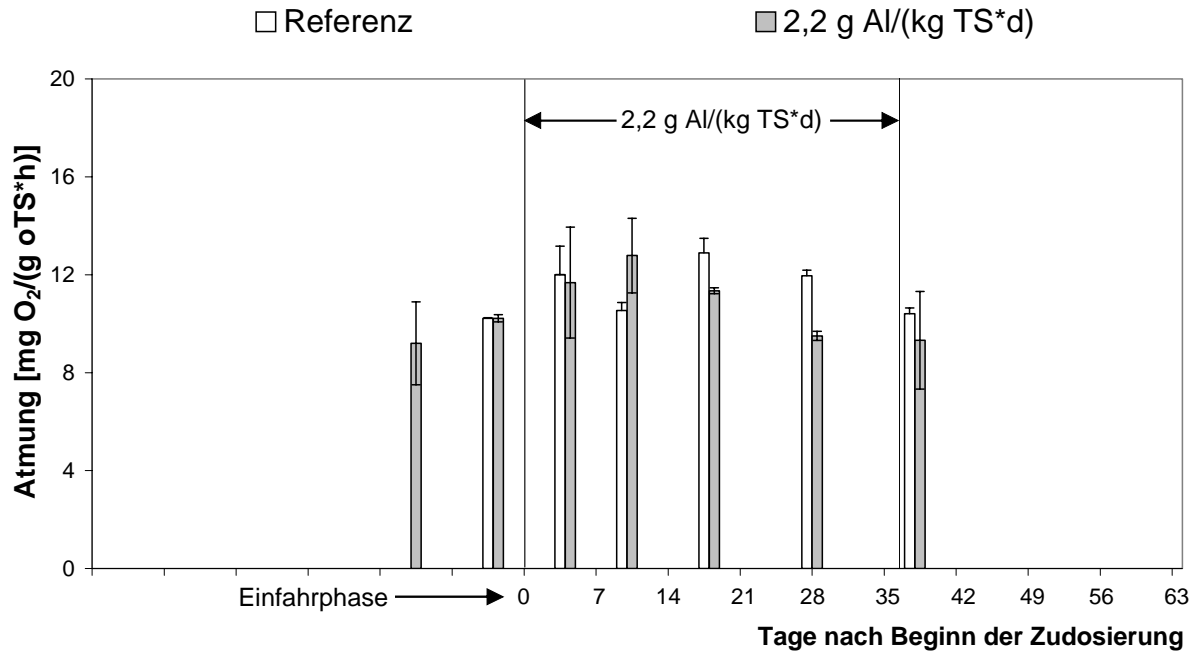


Abbildung 6.20: Grundatmung des Referenzschlammes und des Belebtschlammes mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung (2,2 g Al/(kg TS·d)) während des Versuchs 1.

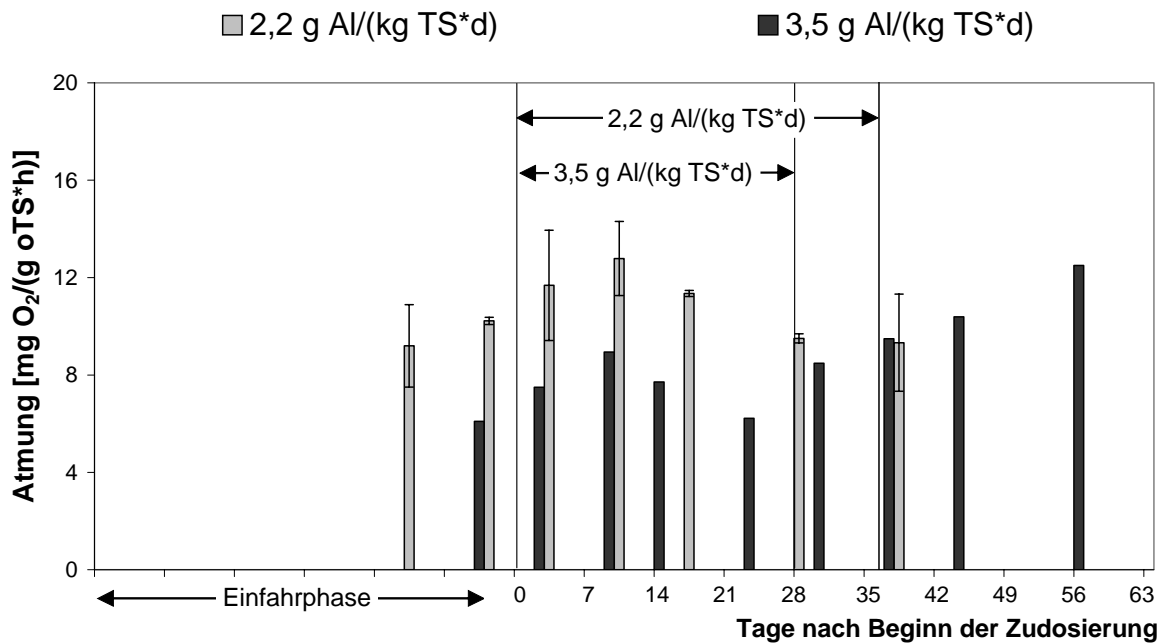


Abbildung 6.21: Grundatmung der Belebtschlämme während der Versuche 1 und 2 (Straßen mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung: 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)).

• Maximale Substratatmung

Parallel zur Grundatmung wurde beim Belebtschlamm mit **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** die maximale Substratatmung beim Überangebot von Acetat und Tween80 (Substratzugabe im Verhältnis von ca. 80 mg CSB/g oTS, vgl. Dueholm et al., 2001) gemessen. Bei Zugabe von Tween80 war die Sauerstoffverbrauchsrate gegenüber der Grundatmung höher. Die maximale Atmung mit Tween80 war aber nicht so hoch wie mit dem leicht verwertbaren Substrat Acetat. Dies weist darauf hin, dass Tween80 zwar abgebaut wird, aber nicht so schnell wie Acetat.

Die maximale Substratatmung bei Zugabe von Tween80 sowie Acetat verlief während des ganzen Versuchs ähnlich wie die Grundatmung (Abb. 6.22). Nach einer anfänglichen Zunahme der Aktivität nach Beginn der Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung folgte eine deutliche Abnahme. Die maximale Atmung erhöhte sich wieder nach Beendigung der Zudosierung. Dies weist auf eine Beeinträchtigung des Belebtschlammmetabolismus hin. Die erste, etwas niedrigere Tween80-Maximalatmung wurde bei Zugabe von Tween80 im Verhältnis von 62 bis 65 mg CSB/g oTS gemessen. Aufgrund der limitierenden Substratkonzentration wurde wahrscheinlich die größtmögliche Stoffwechselleistung nicht ausgeschöpft.

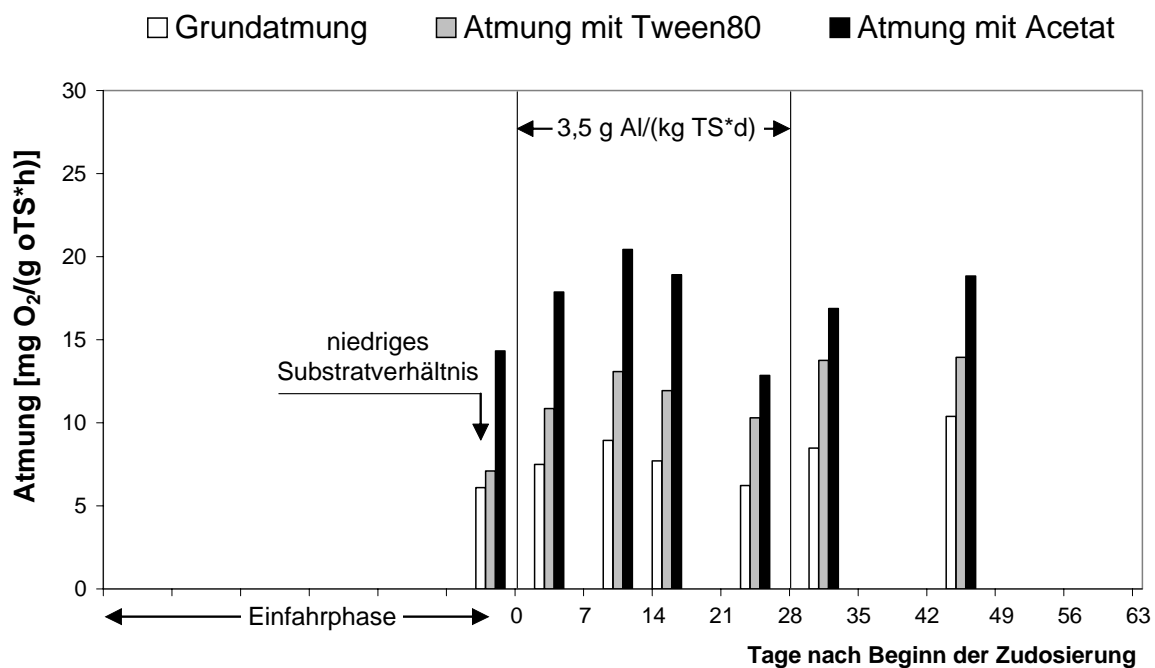


Abbildung 6.22: Grundatmung sowie Maximalatmung mit Acetat und Tween80 des Belebtschlammes mit Zudosierung der $AlCl_3$ -Lösung (3,5 g Al/(kg TS·d)) während des Versuchs 2.

Fazit. Die Zehrungsmessungen zeigten, dass die Sauerstoffverbrauchsrate des Belebtschlammes bei Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung nach einer anfänglichen Zunahme beeinträchtigt wird. Die maximale Substratatmung bei Zugabe von Acetat und Tween80 hatten während der Versuche einen ähnlichen Verlauf wie die Grundatmung. Die Abnahme der Aktivität des Belebtschlammes ist in Zusammenhang mit einer möglichen Verringerung der Neuproduktion der Lipaseenzyme bei kontinuierlicher Zudosierung zu betrachten. Die geringe Enzymproduktion hat vermutlich eine Reduzierung der Atmungsaktivität zur Folge. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass durch die starke Einhüllung der Belebtschlammflocken das Substrat nur teilweise die Bakterienzellen erreicht und somit eine allgemeine Abschwächung der Aktivität der Biozönose stattfindet.

6.3.9 Abbauleistung

Gute Abbauleistungen wurden generell sowohl bei der **Referenzstraße** als auch bei der **Straße mit 2,2 g Al/(kg TS·d)** erzielt. Allerdings traten während der Versuchsabschnitte, bei den der Schlamm durch schlechte Absetzeigenschaften charakterisiert war, wie z.B. vor Beginn der Zudosierung, hohe CSB-Konzentrationen im Ablauf (151 und 172 mg/l) auf. Hohe Konzentrationen an TKN (11,5 und 17,8 mg/l) sowie an lipophilen Stoffen im Ablauf (> 5 mg/l) wiesen ebenso auf einen temporären Schlammabtrieb aus der Nachklärung hin (Tab. 6.7). Im Gegensatz dazu wurde beim Versuch mit **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** kein Schlammabtrieb ($\text{ISV} \leq 150 \text{ ml/g}$) festgestellt. Dort betrug die CSB-Abbauleistung im Mittel 83 % und der Gehalt an lipophilen Stoffen im Ablauf war immer sehr niedrig (< 5 mg/l). Die Konzentration nichtionischer Tenside im Ablauf der **Referenzstraße** und der **Straße mit 2,2 g Al/(kg TS·d)** waren höher als beim Versuch mit **Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d)** (Tab. 6.8). Dies beruhte auf den hohen Zulaufkonzentrationen und der niedrigeren Temperatur während des Versuchs mit **Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d)**.

Bei allen Straßen, mit und ohne Zudosierung, wurde zum Teil eine unvollständige Nitrifikation beobachtet (Tab. 6.8). Die Hemmung der Nitrifikation war nicht durch niedrigen pH-Werten verursacht (mittlere pH-Werten von 7,3-7,4 auch während der Zudosierungen) sondern war vielmehr der geringen Aktivität der Nitrifikanten bei niedriger Temperatur zuzuschreiben. Ähnliche Ergebnisse erzielte Lebek (2003) bei Zudosierungen von AlCl_3 (2,5 g Al/(kg TS·d)) sowie von PAC (3,3 g Al/(kg TS·d)) in halotechnischen Versuchen. Außerdem stellte der Autor anhand von Batch-Versuchen mit nitrifizierendem Belebtschlamm fest, dass bis zu einer PAC-Dosiermenge von 30 g Al/kg TS keine signifikante Hemmung der Nitrifikanten auftritt. Im Gegensatz dazu beobachteten Magnusson et al. (1996) eine Verminderung der Nitrifikationsleistung beim großtechnischen Einsatz von PAC mit 2,2 g Al/(kg TS·d). Darüber hinaus stellten die Autoren bei SBR-Laborversuchen mit höheren PAC-Dosiermengen von 4,1 und 8,2 sowie 16,3 g Al/(kg TS·d) eine Reduzierung der Nitrifikationsleistung in Höhe von 20 %

innerhalb weniger Tage nach Beginn der Zudosierung fest. Als Ursache dafür wurde eine Beeinträchtigung der nitrifizierenden Bakterien durch Aluminium angegeben.

Der Aluminiumgehalt im Ablauf war während der **Zudosierung von 2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)** kleiner als 1,1 mg Al/l und somit vergleichbar mit den Ablaufkonzentrationen, die Bever et al. (1995) beim Einsatz von üblichen Fällungsmitteldosiermengen zur Simultanfällung angibt. Da Aluminium bei einem pH-Wert um den Neutralpunkt im allgemein in suspendierter Form als schwer lösliches Phosphat und Hydroxid vorliegt, deuten die niedrigen Konzentrationen auf geringe Feststoffgehalte im Ablauf hin.

Positiv wirkten sich die Zudosierungen auf die PO₄-P-Elimination aus. Während bei der Referenzstraße lediglich eine Eliminationsleistung von 44 % erreicht wurde, konnte durch Zugabe der AlCl₃-Lösung eine Elimination von im Mittel 82 bis 86 % erzielt werden. Die PO₄-P-Konzentration im Ablauf war während der Zudosierungen mit 0,4 bis 0,9 mg/l niedrig.

Tabelle 6.7: Abbauleistung der Referenzstraße und der Straßen mit Zudosierung der AlCl₃-Lösung (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) während der Versuche 1 und 2 (2-h Mischproben).

Parameter		Versuch 1				Versuch 2	
		Referenzstraße		Straße mit 2,2 g Al/(kg TS·d)		Straße mit 3,5 g Al/(kg TS·d)	
		Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max
CSB	%	75	58-89	74	55-86	83	76-90
Lipophile Stoffe	%	69	40-91	72	52-78	82	71-94
Nichtionische Tenside	%	61	56-69	53	49-64	80	72-89
TKN	%	88	80-92	88	79-97	89	82-97
Nitrifikation	%	95	90-99	97	87-100	99	96-100
PO ₄ -P	%	44	35-55	86*	80-89*	82*	78-85*

* während der Zudosierung

Tabelle 6.8: Ablaufeigenschaften bei der Referenzstraße und der Straßen mit Zudosierung der AlCl₃-Lösung (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) während der Versuche 1 und 2 (2-h Mischproben).

Parameter		Versuch 1				Versuch 2	
		Referenzstraße		Straße mit 2,2 g Al/(kg TS·d)		Straße mit 3,5 g Al/(kg TS·d)	
		Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max
Temperatur	°C	7,9	6,1-10,1	7,6	5,9-9,6	11,4	8,4-15,3
pH	-	7,4	7,3-7,6	7,4*	7,2-7,5*	7,3*	7,0-7,8*
CSB	mg/l	83	41-151	88	52-172	53	34-79
Lipophile Stoffe	mg/l	7	< 5-12	7	< 5-13	< 5	< 5
Nichtionische Tenside	mg/l	6,3	3,7-9,4	7,4	4,3-10,5	2,3	1,2-4,5
TKN	mg/l	8,7	5,1-17,8	7,6	2,1-11,5	4,2	2,5-8,9
NH ₄ -N	mg/l	2,2	0,6-4,8	1,6	0,2-5,9	0,5	< 0,1-2,0
NO ₃ -N	mg/l	14,8	10,3-20,3	16,7	12,9-22,0	15,4	12,1-20,0
PO ₄ -P	mg/l	2,4	2,2-3,0	0,7*	0,4-0,9*	0,6*	0,5-0,8*
Al	mg/l	-	-	-	<0,2-0,8*	-	<0,2-1,1*

* während der Zudosierung

Fazit. Es zeigte sich, dass bis zu einer Zudosierung von AlCl₃ in wässriger Lösung in Höhe von 3,5 g Al/(kg TS·d) keine feststellbare Beeinträchtigung der Abbauleistung stattfindet. Die Veränderung der Aktivität des Belebtschlammes übte sich nicht negativ auf die Abbauleistung aus. Die unvollständige Nitrifikation war der geringeren Aktivität der Nitrifikanten bei niedrigen Temperaturen zuzuschreiben.

6.4 Schlussfolgerung

Mit Hilfe der Pilotversuche mit kontinuierlicher Zudosierung von AlCl₃ in wässriger Lösung konnte die Theorie über den möglichen Wirkmechanismus von Aluminium, die auf der Basis der Batch-Versuche aufgestellt wurde, bestätigt werden. Die Untersuchungsergebnisse lassen darauf schließen, dass bei Zudosierung von Aluminium sich die Verfügbarkeit von hydrolysierbarem Substrat für *M. parvicella* reduziert. Durch Mitfällung der lipophilen Stoffe wird dem Bakterium der Zugang zum spezifischen Substrat untersagt. Aufgrund des Substratsmangels reduziert sich die Lipaseaktivität und der Mikroorganismus stirbt ab.

Die Wirkung von Aluminium auf *M. parvicella* lies sich besonders beim zweiten Versuch (*Versuch 2*) deutlich zeigen. In einer ersten Versuchsphase wurde das

Wachstum von *M. parvicella* durch Schaffung vorteilhafter Lebensbedingungen im Belebungsbecken gefördert. Die sichere Substratzufuhr durch Zudosierung von Pflanzenöl und Tween80 bei einer Betriebsführung mit geringer Schlammbelastung und hohem Schlammalter war hierbei der entscheidende Selektionsfaktor für das Bakterium (siehe Kap. 6.2). Vorteilhaft war ebenfalls die niedrige Betriebstemperatur. Diese sorgte offenbar für eine geringe Stoffwechselaktivität der heterotrophen Bakterien, welche mit *M. parvicella* um die Substrate konkurrierten. Somit stand für den hydrophoben Fadenorganismus genügend Nahrung zur Verfügung und das Bakterium konnte sich in der Belebtschlamm-Biozönose etablieren.

Das Massenwachstum von *M. parvicella* konnte in einer zweiten Versuchsphase durch Zudosierung von Aluminiumverbindungen eingedämmt werden. Die Ergebnisse zeigten deutlich, dass das Wachstum des Bakteriums stagnierte und morphologische Veränderungen traten auf. Die Wirkung von Aluminium lässt sich damit erklären, dass die lipophile Stoffe sowie die *M. parvicella*-Filamente durch die Aluminiumkomplexe eingehüllt werden. Aufgrund der Einhüllung in einer „hydrophilen“ Matrix ist das Substrat für das Fadenbakterium nicht mehr zugänglich (keine Adhäsion zwischen *M. parvicella*-Filamenten und spezifischer Nahrung). Durch die verringerte Verfügbarkeit von hydrolysierbarem Substrat kommt die Lipaseaktivität des Bakteriums zum Erliegen (siehe Kap. 6.3.2 und 6.3.5).

Abschließend lässt sich sagen, dass der Erfolg der Zudosierung von Aluminium als Bekämpfungsmaßnahme gegen *M. parvicella* prinzipiell in Zusammenhang mit der Verminderung der Substratverfügbarkeit durch Mitfällung der lipophilen Stoffe zu betrachten ist. Steht dem Fadenorganismus das spezifische Substrat nicht mehr zur Verfügung, dann stirbt das Bakterium langsam ab. *M. parvicella* wächst erneuert, sobald er wieder Zugang zu seiner Nahrung hat. Dabei spielt die Hydrophobizität eine wichtige Rolle. Eine ausführliche Schlussfolgerung zur Wirkungsweise von Aluminium wird im Kapitel 7 gebracht.

7 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Zur Untersuchung des Wirkmechanismus von AlCl_3 -haltigen Fällungsmitteln gegen die Schwimmschlammbildung beim Massenwachstum von *Microthrix parvicella* wurden Batch- sowie Pilotversuche im halbertechnischen Maßstab durchgeführt. Unter kontrollierten Laborbedingungen konnte die unmittelbare Wirkung von Aluminium auf *M. parvicella* sowie auf die Eigenschaften und die Physiologie von Belebtschlamm untersucht werden. Die Ergebnisse der Batch-Versuche dienten der Formulierung eines möglichen Wirkmechanismus von Aluminium, dessen Gültigkeit unter praxisnahen Bedingungen bei kontinuierlicher Zudosierung unterschiedlicher Mengen einer AlCl_3 -Lösung (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) überprüft wurde. Aus dem Vergleich der Ergebnisse bei den zwei Zudosierungen wurden Rückschlüsse auf die Dosis-Wirkungs-Beziehung gezogen.

Die Beschickung der Belebungsanlage mit Abwasser, das mit Tween80 und pflanzlichem Öl aufgestockt wurde, förderte das Wachstum von *M. parvicella* in der Belebtschlammbiozönose. Die Folgen des massiven Wachstums des hydrophoben Fadenbakteriums waren hohe Schlammvolumenindizes und Schwimmschlammbildung an der Oberfläche von Belebung und Nachklärung. Bei Zudosierung der AlCl_3 -Lösung erfolgten eine schnelle Verbesserung der Absetzeigenschaften sowie eine Abnahme der Hydrophobizität und der Schaumfähigkeit des Belebtschlammes. Während der Zudosierung verminderte sich auch die Aktivität des Belebtschlammes. Weiterhin stagnierte das Wachstum von *M. parvicella*, morphologische Veränderungen des Bakteriums traten auf und die Fadenhäufigkeit nahm ab. Die Zudosierung von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis erwies sich somit als eine effiziente Sofortmaßnahme zur Bekämpfung von Schwimmschlamm, verursacht durch *M. parvicella*.

7.1 Wirkungsweise von Aluminium

Auf Basis der gewonnenen Ergebnisse haben sich folgende Erkenntnisse über die Wirkung von Aluminium herausgestellt.

Einfluss auf *M. parvicella*. Es hat sich gezeigt, dass Aluminium „direkt“ bzw. „indirekt“ negativ auf die Lipaseaktivität von *M. parvicella* wirkt und somit mitverantwortlich für die Unterdrückung des Bakteriums ist. Bei Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung erfolgte eine Abnahme der spezifischen Lipaseaktivität des Bakteriums. Durch anhaltenden Mangel an hydrolysiertem Substrat verschlechterte sich der physiologische Zustand des Bakteriums und dessen Wachstum stagnierte. Das Gram-Färbeverhalten des Bakteriums änderte sich und morphologische Veränderungen des Fadens traten auf. Während bei der Zudosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) die *M. parvicella*-Fäden als Bündel zusammengelagert waren, kam das Bakterium bei der höheren Zudosierung

(3,5 g Al/(kg TS-d)) hauptsächlich in Form kurzer Filamente innerhalb der Schlammflocken vor.

Als Mechanismus, der zur Abnahme der Lipaseaktivität führt, kann die Mitfällung der hydrophoben Stoffe herangezogen werden. Es gibt starke Hinweise, dass durch Anlagerung und Einschluss von lipophilen Stoffen und *M. parvicella*-Fäden in einer „hydrophilen“ Matrix bei Zudosierung von Aluminiumverbindungen die Adhäsion zwischen den Filamenten und dem spezifischen Substrat untersagt wird (siehe „Einfluss auf die Hydrophobizität“). Dadurch ergibt sich eine verminderte Verfügbarkeit an hydrolysierbarem Substrat für das Bakterium. Ein toxischer Effekt von Aluminium auf *M. parvicella* (z.B. interzellulär) ist jedoch nicht auszuschließen. Dies würde erklären, warum das Bakterium durch Einsatz von aluminiumhaltigen Fällungsmitteln erfolgreich bekämpft wird, jedoch nicht durch Zugabe von Produkten auf Eisenbasis.

Einfluss auf die Absetzeigenschaften. In Übereinstimmung mit früheren Untersuchungen hat sich gezeigt, dass der Schlammvolumenindex (ISV) gleich nach Beginn der Zudosierung abnimmt, bevor eine Veränderung der Anzahl an Filamenten in der Wasserphase zwischen den Flocken eintritt. Dies belegt, dass die Absetzbarkeit des Belebtschlammes wesentlich von zwei Faktoren beeinflusst wird. Die Bildung dichter Flocken durch Flockungsprozesse ist für die unmittelbare Abnahme des Schlammvolumenindex verantwortlich. Weiterhin übt der Rückgang der Anzahl an freien Filamenten in der Wasserphase einen positiven Effekt auf die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes aus.

Einfluss auf die Hydrophobizität und die Flotationsneigung. Die Untersuchungen haben ergeben, dass es eine Korrelation zwischen Hydrophobizität und Flotationsneigung des Belebtschlammes besteht. Somit spielen die hydrophoben Eigenschaften des Belebtschlammes bei der Schlammflotation eine zentrale Rolle. Bei niedriger Hydrophobizität neigt der Belebtschlamm nicht zum Flotieren. Dies ist von großer Relevanz bei der Bekämpfung der Schwimmschlamm-Bildung in der Praxis.

Es hat sich gezeigt, dass die Hydrophobizität des Belebtschlammes nicht direkt von den hydrophoben Eigenschaften von *M. parvicella* abhängig ist, sondern vielmehr eine Abhängigkeit der Hydrophobie vom Aluminiumgehalt im Schlamm besteht. Die Abnahme der Hydrophobizität des Belebtschlammes ist prinzipiell in Zusammenhang mit einer spezifischen Wechselwirkung der Aluminiumkomplexe mit dem hydrophoben Schlammanteil, darunter auch mit der hydrophoben Zelloberfläche von *M. parvicella*, zu betrachten. Somit ergibt sich, dass die Mitfällung der Lipide ein wichtiger Prozess bei der Bekämpfung von Schwimmschlamm mit Aluminiumverbindungen ist.

Einfluss auf die Schaumfähigkeit. Die Untersuchungen mit dem Bubble-Test haben gezeigt, dass bei Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung sowohl die „Schaumbildung“ als auch die „Schaumstabilität“ abnehmen. Auf der Basis der Ergebnisse lässt sich schließen, dass prinzipiell zwei Reaktionen die Schaumfähigkeit des Belebtschlammes beeinflussen. Die Mitfällung und somit die Elimination der Tenside bei der

Zudosierung tragen zur Verminderung der Schaumbildung bei. Darüber hinaus wird durch Einhüllung des hydrophoben Schlammanteils mit Aluminiumkomplexen der Transport der hydrophoben Partikel an die Wasser-Luft-Grenzfläche verhindert und dadurch die Stabilisierung des Schaums reduziert.

Einfluss auf die Anzahl der freischwimmenden Bakterien. Es hat sich gezeigt, dass saure Fällungsmittel auf Aluminiumbasis (AlCl_3 , PAC, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) nur bei Stoßzugabe eine toxische Wirkung auf die Belebtschlammbiozönose ausüben und zur Zunahme der Anzahl an freischwimmenden Bakterien führen. Keine Wirkung auf die freien Bakterienzellen wurde bei kontinuierlicher Zudosierung der AlCl_3 -Lösung festgestellt.

Einfluss auf die Aktivität des Belebtschlamm. Anhand von Batch-Versuchen wurde deutlich, dass unmittelbar nach Zudosierung die Grundatmung des Belebtschlamm bei steigender Aluminiumdosiermenge bis zu einem Grenzwert abnimmt. Vermutlich ist die Abnahme der Grundatmung von der Verminderung des Lipidumsatzes abhängig und erreicht in Übereinstimmung mit dem maximal möglichen Effekt von Aluminium auf den Lipidumsatz ihren Grenzwert. Es zeigte sich, dass bei kontinuierlicher Zudosierung eine Beeinträchtigung der Atmungsaktivität des Belebtschlamm erst im Dosierverlauf erfolgt. Dies ist in Zusammenhang mit einer möglichen Verringerung der Neuproduktion der Lipaseenzyme bei kontinuierlicher Zudosierung zu betrachten. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass durch die starke Einhüllung der Belebtschlammflocken das Substrat nur teilweise die Bakterienzellen erreicht und somit eine allgemeine Abschwächung der Aktivität der Biozönose stattfindet.

Einfluss auf die Abbauleistung. Es hat sich gezeigt, dass bis zu einer kontinuierlichen Zudosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d) keine feststellbare Beeinträchtigung der Abbauleistung erfolgt. Die Veränderung der Aktivität des Belebtschlamm übte sich nicht negativ auf die Abbauleistung aus. Vorteilhaft erwies sich die erhöhte $\text{PO}_4\text{-P}$ -Elimination. Ein Einfluss von Aluminium auf die Nitrifikation wurde nicht beobachtet.

Einfluss auf den bestehenden Schwimmschlamm. Die Untersuchungen haben ergeben, dass die Zudosierung der AlCl_3 -Lösung keinen Einfluss auf die vorhandene Schwimmschlammsschicht hat. Die Eigenschaften des bestehenden Schwimmschlamm veränderten sich nicht und *M. parvicella* blieb in der stabilen Schwimmschlammsschicht erhalten. Deshalb ist das Entfernen der stichfesten Schwimmschlammsschicht von Belebungs- und Nachklärbecken vor Beginn der Zudosierung eine gute Methode zur Reduzierung des Auftretens von *M. parvicella*.

Wirkungsdauer. Die Langzeituntersuchungen haben bewiesen, dass die Wirkung von Aluminium auf *M. parvicella*, die Eigenschaften sowie die Aktivität des Belebtschlamm nicht dauerhaft ist und sich auf die Einsatzdauer des Fällungsmittels beschränkt. Bei unveränderten Randbedingungen nach Beendigung der Zudosierung der AlCl_3 -Lösung nahmen die Hydrophobizität und die Schaumfähigkeit des Belebtschlamm rasch wieder zu. Auch die Aktivität des Belebtschlamm erhöhte sich. Ferner wurde beobachtet, dass die spezifische Lipaseaktivität von *M. parvicella* anstieg und das Bakterium erneut als

langes Filament in der Wasserphase zwischen den Flocken wuchs. Es zeigte sich, dass nach Beendigung der Zudosierung die mit dem Zulauf zugeführten Fette sich im System wieder anreichern und zur Hydrophobierung des Belebtschlammes führen. Die lipophilen Stoffe stehen somit erneut als Substrat für *M. parvicella* zur Verfügung. Die Folge ist ein Zuwachs des Bakteriums.

Dosis-Wirkungs-Beziehung. Die Untersuchungen ergaben folgende Abhängigkeiten der Wirkung von der Dosiermenge von AlCl_3 in wässriger Lösung:

- Die Hydrophobizität und somit die Flotationsneigung des Belebtschlammes sind vom Aluminiumgehalt im Schlamm abhängig. Bei einem hohen Aluminiumgehalt im Schlamm ist mit einer niedrigen Hydrophobizität zu rechnen.
- Bis zu einer Dosiermenge von 3,5 g Al/(kg TS·d) ist keine Verschlechterung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes durch elektrostatische Umladung des Belebtschlammes zu erwarten.
- Eine niedrige Zudosierung (2,2 g Al/(kg TS·d)) führt zur Einhüllung von *M. parvicella* und lediglich zur Verschlechterung des physiologischen Zustandes des Bakteriums. Ein Zerfall des Fadenorganismus in kurze Fäden erfolgt erst bei höheren Zudosierungen (3,5 g Al/(kg TS·d)).

Zusammenfassend hat sich ergeben, dass die Zudosierung von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis als Sofortmaßnahme zur Bekämpfung von Schwimmschlamm, verursacht durch *M. parvicella*, wirksam ist. Es erfolgt eine schnelle Verbesserung der Absetzeigenschaften sowie eine Verminderung der Hydrophobizität und der Schaumfähigkeit des Belebtschlammes. Außerdem wird das Wachstum von *M. parvicella* unterdrückt. Es hat sich herausgestellt, dass die Mitfällung der hydrophoben Stoffe eine wesentliche Rolle im Wirkmechanismus von Aluminium spielt. Durch Anlagerung und Einschluss von lipophilen Stoffen sowie *M. parvicella*-Fäden in einer „hydrophilen“ Matrix nimmt die Hydrophobizität des Belebtschlammes ab. Gleichzeitig wird die Adhäsion zwischen den Filamenten und dem spezifischen Substrat untersagt. Durch Mangel am Substrat kommt die Aktivität des Bakteriums zum Erliegen. Die Wirksamkeit von Aluminium zeichnet sich also durch einen kombinierten Effekt auf die Flotationsneigung des Belebtschlammes und *M. parvicella* aus. Ein toxischer Effekt von Aluminium auf *M. parvicella* kann jedoch nicht völlig ausgeschlossen werden. Ein Nachteil des Einsatzes von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis gegen Schwimmschlamm beim Massenwachstum von *M. parvicella* besteht darin, dass die Wirkung von Aluminium auf dem Mikroorganismus nicht dauerhaft ist.

7.2 Empfehlungen für die Praxis

Auf der Basis der gewonnenen Ergebnisse sowie der bisherigen Praxiserfahrungen können folgende Empfehlungen für den großtechnischen Einsatz auf kommunalen Kläranlagen aufgelistet werden.

Dosierungsstrategie. Der Einsatz von AlCl_3 -haltigen Fällungsmitteln in den Belebungsbecken bietet sich zur Kontrolle des Massenwachstums von *M. parvicella* vor allem in den Übergangszeiten Frühjahr und Herbst an. In Übereinstimmung mit Eikelboom (2002) wird empfohlen, frühzeitig mit der Zudosierung zu beginnen, d.h. sobald die Häufigkeit des Bakteriums das Niveau von 2 bis 3 erreicht und lange *M. parvicella*-Fäden zwischen den Flocken zu finden sind. Anhand einer hohen Zudosierung des Fällungsmittels soll versucht werden, eine morphologische Veränderung des charakteristischen Erscheinungsbildes von *M. parvicella* hervorzurufen. Die optimale Einleitstelle für das Fällungsmittel ist nach der Pumpe zur Förderung des Rücklaufschlammes in die Belebung. Dort findet ein optimaler Kontakt zwischen Belebtschlamm und Fällungsmittel statt (Lebek, 2003).

Wenn innerhalb der ersten Wochen keine Veränderung der Morphologie von *M. parvicella* beobachtet wird, soll die Zudosierung erhöht werden. Es hat sich gezeigt, dass bis zu einer Dosiermenge von 3,5 g Al/(kg TS·d) keine Beeinträchtigung der Abbauleistung auftritt. Von deutlich höheren Überdosierungen wird abgeraten, da aufgrund der elektrostatischen Umladung des Belebtschlammes eine Verschlechterung der Absetzeigenschaften möglich ist (Hahn, 1987; Kappeler, 1998). Weiterhin ist nicht auszuschließen, dass sich durch Zudosierung von Aluminiumverbindungen die Entwässerbarkeit von Klärschlamm verschlechtert (Kappeler, 1998). Die Zudosierung des AlCl_3 -haltigen Fällungsmittels soll solange betrieben werden, bis *M. parvicella* überwiegend als kurze Fadenform innerhalb der Flocke vorkommt. Eine Erfolgskontrolle der Dosiermaßnahme über die Bestimmung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes ist nicht ausreichend. Es wird empfohlen, die Zudosierung durch mikroskopische Untersuchungen zu begleiten.

Schwimmschlammabzug. Der stabile Schwimmschlamm an der Beckenoberfläche stellt ein unabhängiges System dar, in das die Aluminiumverbindungen nur begrenzt eindringen können. Da *M. parvicella* in der Schwimmschlammsschicht lange erhalten bleibt, ist darauf zu achten, dass die flotierenden Schlammfraktionen komplett aus dem Kreislauf entfernt werden. Dadurch wird vermieden, dass die Schwimmschlamm-Bildung in eine spätere Behandlungsstufe verlagert wird.

Betriebliche Randbedingungen. Die Wirkung von Aluminium auf *M. parvicella* beschränkt sich auf die Einsatzdauer des Fällungsmittels. Nach Beendigung der Zudosierung ist innerhalb von ein bis zwei Monaten mit einem erneuten Zuwachs des Bakteriums zu rechnen. Um ein vermehrtes Wachstum von *M. parvicella* zu vermeiden,

sind die betrieblichen Randbedingungen der Kläranlage so zu verändern, dass keine Selektionsvorteile für das Bakterium vorliegen. Es wird empfohlen:

- den Fetteintrag möglichst begrenzt zu halten
- den systematischen Abzug und die separate Entsorgung der flotierenden Schlammfraktion durchzuführen
- die Schlammbelastung bei sehr niedrig belasteten Stabilisierungsanlagen leicht zu erhöhen
- eine Behandlung des Prozesswassers bzw. dessen zulaufgesteuerte Rückführung vorzunehmen

Zudosierung von AlCl_3 und Eisenverbindungen. In der Praxis wird empfohlen, eine Kombination von AlCl_3 und Eisenverbindungen einzusetzen. Während Aluminium mit dem Schwefelwasserstoff (H_2S) im Faulgas keine Bindung eingeht, findet bei Zudosierung von Eisenprodukten eine Faulgasentschwefelung statt. Somit können Gasmotoren oder andere Verbrennungsanlagen vor Korrosion geschützt werden.

Weitere Einsatzmöglichkeiten. Weiterhin besteht die Möglichkeit AlCl_3 -haltige Fällungsmittel als Antischaummittel bei schäumenden Faulbehältern einzusetzen. Es zeigte sich bereits, dass sich der Einsatz von PAC gegen das Schäumen von Faultürmen beim vermehrten Auftreten von *M. parvicella* bewährte (Dillner Westlund et al., 1998). Da es keinen Unterschied in der Wirksamkeit von Polyaluminium(hydroxid)chlorid (PAC) und AlCl_3 gibt (Lebek, 2002), sind diese Ergebnisse wahrscheinlich übertragbar. Für einen sicheren Erfolg der Bekämpfungsmaßnahme soll eine gute Durchmischung von Fällungsmittel und Überschussschlamm vor der Einleitung im Faulturm erfolgen.

Kosten. Beim Wechsel von Eisenverbindungen auf AlCl_3 -haltige Fällungsmitteln zur Bekämpfung von Schwimmschlamm entstehen Mehrkosten, da im Vergleich zu eisenhaltigen Fällungsmitteln Produkte auf Aluminiumbasis durch einen höheren Preis gekennzeichnet sind. Durch einen frühzeitigen Beginn der Zudosierung des aluminiumhaltigen Fällungsmittels ist es jedoch möglich, Dosiermenge sowie Dosierzeitraum und somit auch die Mehrkosten begrenzt zu halten. Darüber hinaus fallen beim Einsatz von AlCl_3 als Bekämpfungsmaßnahme gegen Schwimmschlamm nicht exakt quantifizierbare Ausgaben für Reinigungsarbeiten oder Betriebsstörungen weg. In einer Kosten/Nutzen-Bilanz vermindern sich somit die gesamten finanziellen Aufwendungen.

7.3 Ziel weiterer Untersuchungen

Bisher fehlen Erklärungen, warum basische aluminiumhaltige Fällungsmittel wie Natriumaluminat gegenüber den sauren Fällungsmitteln PAC und AlCl_3 gegen *M. parvicella* nicht wirksam sind. Durch Batch-Versuche mit Belebtschlamm beobachteten Nielsen et al. (2005), dass alkalisches Aluminiumhydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$) im Vergleich zu PAC die Enzymaktivität weniger beeinflusst. Gleich nach der einmaligen

Zugabe von $\text{Al}(\text{OH})_3$ (10 g Al/kg TS) registrierten die Autoren eine mit PAC vergleichbare Verminderung der Lipaseaktivität von Belebtschlamm. Die Aktivität erhöhte sich bereits nach 2 h bis zum Ausgangsniveau. Die spezifische Enzymaktivität von *M. parvicella* wurde durch Zugabe von $\text{Al}(\text{OH})_3$ nach 15 min und 2 h nicht beeinflusst. Der unterschiedliche Effekt der verschiedenen Aluminiumprodukte auf die spezifische Lipaseaktivität von *M. parvicella* ist wahrscheinlich der Grund dafür, dass der Einsatz von bestimmten Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis zur Bekämpfung von *M. parvicella* nicht erfolgreich ist.

Es wird vermutet, dass der an der Zelloberfläche herrschende pH-Wert und der sich dadurch ergebende lösliche Anteil an Aluminium-Kationen eine wichtige Rolle bei der Beeinträchtigung der Lipaseaktivität spielen. Jones und Kochian (1997) beobachteten, dass Al^{3+} zytotoxisch für Pflanzen und Mikroorganismen sein kann. Es ist bekannt, dass Aluminium eine komplexe chemische Speziesbildung besitzt, die stark vom pH-Wert und der Anwesenheit an Komplexliganden abhängig ist. Die Autoren berechneten, dass bei einem pH-Wert $> 6,0$ und dem Fehlen von Komplexliganden ein Aluminiumanteil $< 0,03\%$ als Al^{3+} -Kationen in Lösung vorhanden ist. Der restliche Aluminiumanteil kommt in unterschiedlichen $\text{Al}(\text{OH})_x^y$ -Formen vor. Zusätzlich berichtete Edzwald et al. (2000), dass die prepolymerisierte Aluminiumformen eine bessere Löslichkeit bei pH-Werten $> 6,0$ aufweisen als nicht prepolymerisierte Formen. Diese Beobachtungen untermauern den Verdacht, dass es eine Abhängigkeit der Wirkung der Aluminiumverbindungen vom pH-Wert besteht. Detaillierte Untersuchungen sollten durchgeführt werden, um den spezifischen Einfluss vom pH-Wert unterschiedlicher Aluminiumprodukte auf die Enzymaktivität von *M. parvicella* zu erläutern.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Eigene Voruntersuchungen haben gezeigt, dass bei kommunalen Kläranlagen die Phänomene Schaum und Schwimmschlamm immer noch häufig auftreten. Hauptursache der Schaum- und Schwimmschlamm-Bildung ist nach wie vor das massenhafte Wachstum des hydrophoben Fadenbakteriums *Microthrix parvicella*. Aus dieser Kenntnis ergibt sich die Notwendigkeit, eine spezifische Bekämpfungsstrategie gegen den Mikroorganismus zu erarbeiten.

Aus Praxiserfahrungen ist bekannt, dass durch Zugabe bestimmter Fällungsmittel auf Aluminiumbasis das Massenwachstum von *M. parvicella* kontrolliert werden kann. Unter den unterschiedlichen Produkten haben lediglich Polyaluminium(hydroxid)chlorid (PAC) und Aluminiumchlorid (AlCl_3) einen deutlichen Einfluss auf das Fadenbakterium. Obwohl bisher mehrere Forschungsvorhaben zur Untersuchung der Wirkung von sauren Al-Fällungsmitteln durchgeführt wurden, steht eine endgültige Erklärung des Wirkmechanismus von Aluminium noch aus.

Zur Untersuchung der Wirksamkeit von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis gegen die Schwimmschlamm-Bildung wurden im Rahmen dieser Arbeit Batch-Versuche sowie Versuche im halbtechnischen Maßstab durchgeführt. Unter kontrollierten Laborbedingungen konnte die unmittelbare Wirkung von Aluminium auf *M. parvicella* sowie auf die physikochemischen Eigenschaften und die Aktivität von Belebtschlamm untersucht werden. Um die Dosis-Wirkungs-Beziehung von Aluminium unter praxisnahen Bedingungen zu erforschen, wurde die Zudosierung unterschiedlicher Mengen einer AlCl_3 -Lösung (2,2 und 3,5 g Al/(kg TS·d)) bei einer halbtechnischen Belebungsanlage eingesetzt und dabei Langzeitbeobachtungen durchgeführt. Die Beschickung der zwei-straßigen Pilotanlage während der Versuche erfolgte mit vorgeklärtem kommunalem Abwasser, das mit Pflanzenöl und/ oder Tween80 aufgestockt wurde.

Die Untersuchungen haben ergeben, dass bei Zudosierung von AlCl_3 in wässriger Lösung eine schnelle Verbesserung der Absetzeigenschaften sowie eine Verminderung der Hydrophobizität, der Schaumfähigkeit und der Aktivität des Belebtschlammes erfolgen. Weiterhin hat sich gezeigt, dass bei Zudosierung das Wachstum von *M. parvicella* unterdrückt wird. Auf Basis der gewonnenen Ergebnisse haben sich folgende Erkenntnisse über die Wirkung von Aluminium herausgestellt:

- Aluminium wirkt spezifisch auf *M. parvicella*. Bei Zudosierung nimmt die Lipaseaktivität des Bakteriums ab. Dadurch verschlechtert sich der physiologische Zustand des Bakteriums und dessen Wachstum stagniert. Als Ursache der Abnahme der Lipaseaktivität wird die Mitfällung der lipophilen Stoffe herangezogen. Infolge von Einschlussprozessen vermindert sich für *M. parvicella* die Verfügbarkeit an hydrolysierbarem Substrat.
- Bei Zudosierung vermindern sich die Hydrophobizität und die Flotationsneigung des Belebtschlammes. Bei niedriger Hydrophobizität neigt der Schlamm nicht

mehr zum Flotieren und die Schwimmschlammneubildung an der Oberfläche der Belebung geht zurück. Dies ist von großer Bedeutung bei der Bekämpfung von Schwimmschlamm in der Praxis.

- Die Abnahme der Hydrophobizität des Belebtschlammes hängt nicht direkt von den hydrophoben Eigenschaften von *M. parvicella* ab, sondern ist vielmehr in Zusammenhang mit einer spezifischen Interaktion zwischen den positiv geladenen Aluminiumkomplexen und dem hydrophoben Schlammanteil zu betrachten.
- Zwei Faktoren beeinflussen die Schaumfähigkeit des Belebtschlammes bei Zudosierung von Aluminiumverbindungen. Einerseits führt die Mitfällung der Tenside zum Rückgang der „Schaumbildung“, andererseits trägt der eingeschränkte Transport von hydrophoben Partikeln an die Wasser-Luft-Grenzfläche zur Verminderung der „Schaumstabilität“ bei.
- Die Abnahme der Atmung des Belebtschlammes bei Zudosierung von Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis ist vermutlich in Zusammenhang mit der Verminderung der Lipaseaktivität zu betrachten. Bis zu einer Dosiermenge von 3,5 g Al/(kg TS·d) ist jedoch keine feststellbare Beeinträchtigung der Abbauleistung durch Aluminium zu erwarten.
- Die Zudosierung hat keinen Einfluss auf den vorhandenen Schwimmschlamm, da Aluminium nur begrenzt in die Schwimmschlammsschicht eindringen kann. Das Entfernen der Schwimmschlammsschicht von der Beckenoberfläche vor Beginn der Zudosierung ist somit eine gute Methode zur Bekämpfung von *M. parvicella*.
- Die Wirkung von Aluminium beschränkt sich auf die Einsatzdauer des Fällungsmittels. Nach Beendigung der Zudosierung reichern sich die lipophilen Stoffe im System erneut an. Sie führen einerseits zur Hydrophobierung des Belebtschlammes andererseits dienen sie wieder als Substrat für *M. parvicella*.

Zusammenfassend ergibt sich, dass die Mitfällung der hydrophoben Stoffe eine wesentliche Rolle im Wirkmechanismus von Aluminium spielt. Durch Anlagerung und Einschluss von lipophilen Stoffen sowie *M. parvicella*-Fäden nimmt die Hydrophobizität des Belebtschlammes ab. Gleichzeitig wird die Adhäsion zwischen den Filamenten und dem spezifischen Substrat untersagt. Dieser Prozess führt einerseits zur Verminderung der Schwimmschlammneubildung und andererseits zur Unterdrückung des Fadenbakteriums. Die Zudosierung von Fällungsmitteln auf AlCl_3 -Basis stellt somit eine effiziente Bekämpfungsmöglichkeit von Schwimmschlamm beim Massenwachstum von *M. parvicella* dar. Diese kann in der Praxis als Notmaßnahme eingesetzt werden, wenn kurzfristig keine Änderungen in der Betriebsführung der Kläranlage möglich sind. Anhand einer hohen Zudosierung soll versucht werden, eine morphologische Veränderung des charakteristischen Erscheinungsbildes von *M. parvicella* zu erzielen. Um zu vermeiden, dass der Mikroorganismus nach Beendigung der Zudosierung erneut wächst, muss der Eintrag an lipophilen Stoffe reduziert werden.

9 LITERATUR

- Andreasen, K., Nielsen, P. H. (2000). Growth of *Microthrix parvicella* in nutrient removal activated sludge plants: Studies of in situ physiology. *Wat. Re.*, **34**(5), 1559-1569.
- Andreasen, K., Nielsen, P. H. (1998). In situ characterization of substrate uptake by *Microthrix parvicella* using microautoradiography. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 19-26.
- ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1 (1998). Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in Belebungsanlagen - Ursachen und Bekämpfung. *KA-Abwasser, Abfall*, **10**(45), 1959-1967.
- ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1 (1988). Verminderung und Bekämpfung von Blähschlamm und Schwimmschlamm. *KA-Abwasser, Abfall*, **2**, 152-164.
- ATV-DVWK-A131 (2000). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- ATV-DVWK-A202 (2004). Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- Banks, B. J., Walker, I. (1977). Sonication of activated sludge flocs and the recovery their bacteria and solid media. *J. Gen. Microbiol.*, **98**, 363-368.
- Blackall, L. L., Harbers, A. E., Greenfield, P. F., Hayward, A. C. (1991). Foaming in activated sludge plants: A survey in Queensland, Australia and an evaluation of some control strategies. *Wat. Re.*, **25**(3), 313-318.
- Blackall, L. L., Marshall, K. C. (1989). The mechanism of stabilization of actinomycete foams and the prevention of foaming under laboratory conditions. *J. Ind. Microbiol.*, **4**(3), 181-188.
- Blackall, L. L., Seviour, E. M., Cunningham, M. A., Seviour, R. J., Hugenholtz, P. (1994). "*Microthrix parvicella*" is a novel, deep branching member of the actinomycete subphylum. *System. Appl. Microbiol.*, **17**, 513-518.
- Blackall, L. L., Stratton, H., Bradford, D., Dot, T. D., Sjørup, C., Seviour, E. M., Seviour, R. J. (1996). "*Candidatus Microthrix parvicella*", a filamentous bacterium from activated sludge sewage treatment plants. *Int. J. Syst. Bacteriol.*, **46**(1), 344-6.
- Bode, H. (1985). Erfassung und Bedeutung der Atmungsgeschwindigkeit von Belebtschlamm. *gwf-Wasser/Abwasser*, **12** (126. Jahrgang), 617-626.
- Brandenburg, H. (2002). Betriebsprobleme und Kosten durch das massenhafte Auftreten von *M. parvicella*. *M. parvicella - Tagung*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISA), Universität Hannover.
- Brandse, F., van Loosdrech, M. (2001). Sewage treatment and methods for phosphate recovery in BCFS(R) processes. *2nd Int. Conf. on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes*, Holland.
- Busscher, H. J., van de Belt-Gritter, B., van der Mei, H. C. (1995). Implications of microbial adhesion to hydrocarbons for evaluating cell surface hydrophobicity. Zeta potentials of hydrocarbons droplets. *Colloids and surface B: Biointerfaces*, **5**, 111-116.
- Chacin, E., Kocianova, E., Forster, C. F. (1994). Foam formation, anaerobiosis and *Microthrix parvicella*. *J. IWEM*, **8**, 534-537.

- Chudoba, J., Grau, P., Ottova, V. (1973). Control of activated-sludge filamentous bulking-II. Selection of microorganisms by means of a selector. *Wat. Re.*, **7**, 1389-1406.
- Clark, T., Stephenson, T. (1998). Effects of chemical addition on aerobic biological treatment of municipal wastewater. *Environ. Tech.*, **19**(6), 579-590.
- Daigger, G. T., Robbins, M. H. J., Marshall, B. R. (1985). The design of a selector to control low food-to-microorganism ration filamentous bulking. *J. Water Pollut. Control Fed.*, **57**(3 PART 1), 220-226.
- Dillner Westlund, A., Hagland, E., Rothman, M. (1998). Operational aspects on foaming in digesters caused by *Microthrix parvicella*. *Wat. Sci. Tech.*, **38**(8-9), 29-34.
- DIN-4045 (1985). Abwassertechnik, Begriffe.
- DIN-38409-H17 (1981). Bestimmung von schwerflüchtigen, lipophilen Stoffen (Siedepunkt über 250 °C).
- DIN-38414-S2 (1985). Schlamm und Sedimente. Bestimmung des Wassergehalts und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz.
- DIN-38414-S6 (1986). Schlamm und Sedimente. Bestimmung der Sauerstoffverbrauchsrate.
- DIN-EN-1189-D11 (1996). Bestimmung von Phosphor. Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat.
- DIN-EN-25663-H11 (1993). Bestimmung des Kjeldahl-Stickstoffs. Verfahren nach Aufschluss mit Selen. (ISO 5663).
- DIN-EN-ISO-12020-E25 (2000). Bestimmung von Aluminium. Verfahren mittels Atomabsorptionsspektrometrie.
- Dittrich, D. (2000). Bildung und Bekämpfung von Schaum auf Kläranlagen mit Nährsalzelementation. Heft 110, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISA), Universität Hannover.
- Dries, B. R. (2001). Maßnahmen zur Bekämpfung von Blähschlamm im Klärwerk Breisgauer Bucht. AZV Breisgauer Bucht. *Der Kemwater Spiegel*, **1**, 6-10.
- Dueholm, T. E., Andreasen, K. H., Nielsen, P. H. (2001). Transformation of lipids in activated sludge. *Wat. Sci. Tech.*, **43**(1), 165-72.
- Edzwald, J. K., Pernitsky, D. J., Parmenter, W. L. (2000). Poly aluminum coagulants for drinking water treatment: Chemistry and selection. In *Chemical water and wastewater treatment VI*, Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg, New York, 3-14.
- Eikelboom, D. H. (2002). Bläh- und Schwimmschlamm - immer noch ein Problem auf modernen kommunalen Anlagen? In *Bläh- und Schwimmschlamm*, Band 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe.
- Eikelboom, D. H. (1997). Control of *Microthrix parvicella* by addition of PAX-14. TNO-MEP-R97/305, Delft, Netherlands.
- Eikelboom, D. H. (1975). Filamentous organisms observed in activated sludge. *Wat. Re.*, **9**, 365-388.
- Eikelboom, D. H. (1994). The *Microthrix parvicella* puzzle. *Wat. Sci. Tech.*, **29**(7), 271-279.

- Eikelboom, D. H. (2000). *Prozessüberwachung von Belebungsanlagen durch mikroskopische Schlammuntersuchung*. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- Eikelboom, D. H., Andreadakis, A., Andreasen, K. (1998). Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four European countries. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 281-289.
- Eikelboom, D. H., Andreasen, K. (1995). Survey of filamentous population in nutrient removal plants in four European countries. TNO-MW-R95/090, Delft, Niederlande.
- Ekama, G. A., Dold, P. L., Marais, G. V. R. (1986). Procedures for determining influent cod fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Wat. Sci. Res.*, **18**, 91-114.
- Engl, K. (1999). Gegenüberstellung von VTA und FeSO₄ in einem Langzeitversuch auf der Kläranlage Mittleres Pustertal. In <http://www.aratobl.com/dt/wissen/wissen1.html>.
- EN-ISO-11732-D28 (1996). Bestimmung von Nitritstickstoff, Nitratstickstoff und der Summe von beiden mit der Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion.
- EN-ISO-11732-E23 (1997). Bestimmung von Ammoniumstickstoff mit der Fließanalyse (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion.
- Epenstein, M., zum Hebel, P. (1999). Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlamm mit Kemwater PAX. In *Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung*, Band 98, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe.
- Eriksson, L., Steen, I., Tenday, M. (1992). Evaluation of sludge properties at an activated sludge plant. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 251-65.
- Farquhar, G. J., Boyle, W. C. (1971). Identification of filamentous microorganisms in activated sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.*, **43**(4), 604-22.
- Frimmel, F. (2003). Vorlesung - Wasseraufbereitung 1. Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe. In <http://www.wasserchemie.uni-karlsruhe.de/Lehre/ctw%206.pdf>.
- Frolund, B., Palmgren, R., Keiding, K., Nielsen, P. H. (1996). Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cationic exchange resin. *Wat. Re.*, **30**(8).
- Gabb, D. M. D., Ekama, G. A., Jenkins, D., Wentzel, M. C., Casey, T. G., Marais, G. V. R. (1996). Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems: Paper 5. Experimental examination of aerobic selectors in anoxic-aerobic systems. *Wat. SA.*, **22**(2), 139-146.
- Gaul, T., Kunst, S. (2002). Identifizierung und Quantifizierung von *M. parvicella*: Erfolgskontrolle spezifischer Bekämpfungsmaßnahmen. *M. parvicella - Tagung*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISA), Universität Hannover.
- Goldberg, S., Doyle, R. J., Rosenberg, M. (1990). Mechanism of enhancement of microbial cell hydrophobicity by cationic polymers. *J. Bacteriol.*, **172**(10), 5650-4.
- Guellil, A., Block, J. C., Urbain, V. (1998). Adaptation of the microbial adhesion to hydrocarbon test (MATH) for measuring activated sludge hydrophobicity. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 359-362.
- Hagland, E., Westlund, A. D., Rothman, M. (1998). Sludge retention time in the secondary clarifier effects on the growth of *Microthrix parvicella*. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 47-50.

- Hahn, H. H. (1987). *Wassertechnologie - Fällung, Flockung, Separation*. Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg, New York.
- Hansen, J. (2003). Vorkommen und Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlamm auf Kläranlagen in Rheinland-Pfalz. In *Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in kommunalen und industriellen Abwasserbehandlungsanlagen*, Band 18, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern.
- Hladikova, K., Ruzickova, I., Klucova, P., Wanner, J. (2002). An investigation into studying of the activated sludge foaming potential by using physicochemical parameters. *Wat. Sci. Tech.*, **46**(1-2), 525-8.
- Ho, C. F., Jenkins, D. (1991). The effect of surfactants on Nocardia foaming in activated sludge. *Wat. Sci. Tech.*, **23**(4-6), 879-888.
- Holmström, H., Bosander, J., Dahlberg, A. G., Dillner Westlund, A., Flyborg, L., Jokinen, K. (1996). Severe bulking and foaming at the Himmerfjärden WWTP. *Wat. Sci. Tech.*, **33**(12), 127-135.
- Jaeger, J., Sorensen, K., Wolff, S. (1994). Peroxide accumulation in detergents. *Biochem. Biophys. Methods*, **29**(1), 77-81.
- Jenkins, D., Richard, B. S., Daigger, G. T. (1993). *Manual on causes and control of activated sludge bulking and foaming. 2nd ed.* Lewis publishers, Michigan.
- Jones, D., Kochian, L. (1997). Aluminum interaction with plasma membrane lipids and enzyme metal binding sites and its potential role in Al cytotoxicity. *FEBS Lett.*, **400**(1), 51-7.
- Jorand, F., Boué-Bigne, F., Block, F. C., Urbain, V. (1998). Hydrophobic/hydrophilic properties of activated sludge exopolymeric substances. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 307-315.
- Kappeler, J. (2000). Einsatz von organischen und anorganischen Zusatzstoffen zur Bekämpfung von Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum. *KA-Abwasser, Abfall: Betriebs-Info*, **30**(4), 963-965.
- Kappeler, J. (1998). Einsatz von organischen und anorganischen Zusatzstoffen zur Blähschlamm- und Schwimmschlamm-Bekämpfung. In *Verbandsbericht Nr. 522, VSA Mitgliederversammlung*, Zürich, 64-77.
- Kegebein, J., Hoffmann, E., Hahn, H. H. (2002). Effects of chemical agents on filamentous Growth and activated sludge properties. In *Chemical Water and Wastewater Treatment VII*, IWA Publishing.
- Kerley, S., Forster, C. F. (1995). Extracellular polymers in activated sludge and stable foams. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **62**(4), 401-404.
- Kjelleberg, S., Hermansson, M. (1984). Starvation induced effects on bacterial surface characteristics. *Appl. Environ. Microbiol.*, **48**, 497-503.
- Kjelleberg, S., Lagercrantz, C., Larsson, T. (1980). Quantitative analysis of bacterial hydrophobicity studied by the binding of dodecanoic acid. *FEMS Microbiol. Lett.*, **7**, 41-44.
- Knapp, P., Baumgärtner, D., Schmidt, K. G. (2001). Bekämpfung von Blähschlamm mit Polyaluminiumhydroxidchlorid. *KA-Abwasser, Abfall*, **3**(48), 334-340.

- Knoop, S. (1997). Untersuchungen zum Vorkommen von *Microthrix parvicella* in Kläranlagen mit Nährstoffelimination. Heft 101, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISA), Universität Hannover.
- Koppe, P., Stozek, A. (1998). *Kommunales Abwasser - Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämmen*. Vulkan-Verlag, Essen.
- Kopplow, O., Barjenbruch, M. (2002). Beurteilung und Weiterentwicklung von Methoden zur Erfassung des Schaumpotentials. AZ-1199, Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft, Universität Rostock.
- Krhutkova, O., Denis, N., Wanner, J. (2003). Screening of filamentous microorganisms in activated sludge plants. *Proc. Post-conference colloquium on Foam and Scum in biological wastewater treatment*, Prague.
- Krhutkova, O., Ruzickova, I., Wanner, J. (2002). Microbial evaluation of activated sludge and filamentous population at eight Czech nutrient removal activated sludge plants during year 2000. *Wat. Sci. Tech.*, **46**(1-2), 471-8.
- Kruit, J., Hulsbeek, J., Visser, A. (2002). Bulking sludge solved?! *Wat. Sci. Tech.*, **46**(1-2), 457-64.
- Kunst, S., Helmer, C., Knoop, S. (2000). *Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm, Schaum. Handbuch zur Identifizierung und Bekämpfung fädiger Bakterien*. Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg, New York.
- Kunst, S., Reins, M. (1994). Practical investigations on bulking and foaming in activated sludge plants with biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, **29**(7), 289-294.
- Lebek, M. (2003). Bekämpfungsmaßnahmen von Blähschlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*. Heft 125, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISA), Universität Hannover.
- Lebek, M., Rosenwinkel, K.-H. (2002). Ergebnisse von halb- und großtechnischen Versuchen zur *Microthrix parvicella* Bekämpfung auf der Kläranlage Köln-Langel. *Microthrix parvicella - Tagung*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISA), Universität Hannover.
- Lemmer, H. (2001). Blähschlamm und Schwimmschlamm. *gwa-Gas, Wasser, Abwasser*, **12**, 833-839.
- Lemmer, H., Lind, G. (2000). *Blähschlamm, Schaum, Schwimmschlamm - Mikrobiologie und Gegenmaßnahmen*. Hirthammer-Verlag, München.
- Lemmer, H., Lind, G., Schade, M., Ziegelmayer, B. (1997). Autoecology of Scum Producing Bacteria. *Proc. 2nd Int. Conf. on Microorganisms in Activated Sludge and Biofilm Processes, 21-23 July 1997*, Berkeley.
- Lemmer, H., Lind, G., Schade, M., Ziegelmayer, B. (1998). Biologische Charakterisierung von Schäumen in Belebungsanlagen. II. Bedeutung nicht-fädiger Belebtschlamm Bakterien. *gwf-Wasser/Abwasser*, **139**(2), 80-84.
- Lemmer, H., Müller, E., Schade, M., Lind, G. (2002). Schaumbildung in Kläranlagen - Zur Mikrobiologie niedrig belasteter Belebungsanlagen. *Microthrix parvicella - Tagung*. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISA), Universität Hannover.

- Lemmer, H., Müller, E., Schade, M., Paris, S. (2003). Aktuelle Forschungsergebnisse zur Bekämpfung fadenbildender Bakterien. In *Seminarreihe, Informationstage "Nährstoff-elimination"*, Süd-Chemie AG.
- Li, Z., Harbs, V. (2002). Schwimmschlammbekämpfung mittels mechanischer Verfahren. In *Bläh- und Schwimmschlamm*, Band 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe.
- Lind, G., Lemmer, H. (1998). Biologische Charakterisierung von Schäumen in Belebungsanlagen. Teil I. Bedeutung fädiger Belebtschlamm Bakterien. *gwf-Wasser/Abwasser*, **139**(1), 1-6.
- Lind, G., Ziegelmeyer, B., Schade, M., Cammerer, C., Lemmer, H. (1997). Biologische Charakterisierung von Schäumen auf Belebungsanlagen. Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- Madoni, P., Diavoli, D., Gibin, G. (2000). Survey of filamentous Microorganisms from Bulking and Foaming Activated-sludge Plants in Italy. *Wat. Re.*, **34**(6), 1767-1772.
- Magnusson, P., la Cour Jansen, J., Jönsson, L. E. (1996). Long term dosage of aluminum in a full scale WWTP to improve activated sludge settleability. *Chemical water and wastewater treatment IV, 7th Gotheburg Symposium, 23-25 Sept. 1996*, Edinburgh.
- Mamais, D., Andreadakis, A., Noutsopoulos, C., Kalergis, C. (1998). Causes of, and control strategies for, *Microthrix parvicella* bulking and foaming in nutrient removal activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 9-17.
- McEldowney, S., Fletcher, M. (1986). Variability of the Influence of Physicochemical Factors Affecting Bacterial Adhesion to Polystyrene Substrata. *App. Environ. Microbiol.*, **52**(3).
- Miki, T., Orii, Y. (1985). The reaction of horseradish peroxidase with hydroperoxides derived from Triton X-100. *Anal. Biochem.*, **146**(1), 28-34.
- Misera, R. (2002). Problemlösungen in der Praxis durch die Dosierung von HEIFLOC NB 90 oder Aluminiumchlorid. In *Bläh- und Schwimmschlamm*, Band 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe.
- Müller, E., Lind, G., Lemmer, H., Wilderer, P. A. (2005). Population structure and chemical EPS analyses of activated sludge and scum. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, **33**(3), 189-196.
- Neu, T. R. (1996). Significance of bacterial surface-active compounds in interaction of bacteria with interfaces. *Microbiol. Rev.*, **60**(1), 151-166.
- Nielsen, P. H., Kragelund, C., Nielsen, J. L., Tiro, S., Lebek, M., Rosenwinkel, K.-H., Gessesse, A. (2005). Control of *Microthrix parvicella* by polyaluminium chloride. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, **33**(3), 255-261.
- Nielsen, P. H., Roslev, P., Dueholm, T. E., Nielsen, J. L. (2002). *Microthrix parvicella*, a specialized lipid consumer in anaerobic-aerobic activated sludge plants. *Wat. Sci. Tech.*, **46**(1-2), 73-80.
- Nix, W. (2002). Erfahrungen zur Blähschlamm bekämpfungen. In *Bläh- und Schwimmschlamm*, Band 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe.
- Noda, Y., Kanemasa, Y. (1986). Determination of Hydrophobicity on Bacterial Surface by Nonionic Surfactants. *J. Bacteriol.*, **167**(3), 1016-1019.

- Oerther, D. B., de los Reyes, F. L., 3rd, de los Reyes, M. F., Raskin, L. (2001). Quantifying filamentous microorganisms in activated sludge before, during, and after an incident of foaming by oligonucleotide probe hybridizations and antibody staining. *Wat. Re.*, **35**(14), 3325-36.
- Palmgren, R., Jorand, F., Nielsen, P. H., Block, J. C. (1998). Influence of oxygen limitation on the cell surface properties of bacteria from activated sludge. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 349-352.
- Paris, S., Lind, G., Lemmer, H., Wilderer, P. A. (2005). Dosing aluminium chloride to control *Microthrix parvicella*. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, **33**(3), 247-254.
- Pasveer, A. (1969). A case of filamentous activated sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.*, **41**(7), 1340-1352.
- Pembrey, R. S., Marshall, K. C., Schneider, R. P. (1999). Cell surface analysis techniques: What do cell preparation protocols do to cell surface properties? *Appl. Environ. Microbiol.*, **65**(7), 2877-94.
- Pujol, R., Canler, P. (1994). Contact zone: French practice with low F/M bulking control. *Wat. Sci. Tech.*, **29**(7), 221-228.
- Pujol, R., Duchene, P., Schetrite, S., Canler, J. P. (1991). Biological foams in activated sludge plants: Characterization and situation. *Wat. Re.*, **25**(11), 1399-1404.
- Quemeneur, M., Marty, Y. (1994). Fatty acids and sterols in domestic wastewater. *Wat. Re.*, **28**(5), 1217-1226.
- Rachholz, W. (2002). Erfahrungsbericht - Fällmitteleinsatz im Praxisbetrieb. In *Bläh- und Schwimmschlamm*, Band 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe.
- Reimann, K. (1973). Untersuchungen zur Nitrifikation und Nitrifikationsgeschwindigkeit. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.*, **2**.
- Reinnarth, G., Ruffer, H. (1983). Bestimmung der Sauerstoffverbrauchsraten von Belebtschlamm. *Vom Wasser*, **60**.
- Richards, T., Nugesser, P., Jones, C. (1990). Solution of Nocardia foaming problems. *Research Journ. WPCF*, **62**(7), 915-919.
- RocheAppliedScience (2003/2004). Tween80 Specification. In http://www.roche-applied-science.com/indbio/dia/pdf/Biocides_Buffers_and_Detergent/S167.pdf.
- Roels, T., Dauwe, F., Van Damme, S., De Wilde, K., Roelandt, F. (2002). The influence of PAX-14 on activated sludge systems and in particular on *Microthrix parvicella*. *Wat. Sci. Tech.*, **46**(1-2), 487-90.
- Römpf-Biotechnologie (1992). *Biotechnologie-Lexikon*. Hanswerner Dellweg, Rolf D. Schmid, Wolfgang E. Trommer, Thieme-Verlag; Stuttgart, New York.
- Rosenberg, M., Gutnick, D., Rosenberg, E. (1980). Adherence of bacteria to hydrocarbons: A simple method for the measuring of cell-surface hydrophobicity. *FEMS Microbiol. Lett.*, **9**, 29-33.
- Rosenberg, M., Kjelleberg, S. (1986). Hydrophobic interactions: Role in bacterial adhesion. *Adv. Microbiol. Ecol.*, **9**, 353-393.

- Rossetti, S., Carucci, A., Rolle, E. (1994). Survey on the occurrence of filamentous organisms in municipal wastewater treatment plants related to their operating conditions. *Wat. Sci. Tech.*, **29**(7), 305-308.
- Rossetti, S., Christensson, C., Blackall, L. L., Tandoi, V. (1997). Phenotypic and phylogenetic description of an Italian isolate of "*Microthrix parvicella*". *J. App. Microbiol.*, **82**(4), 405-410.
- Rossetti, S., Tomei, M. C., Levantesi, C., Ramadori, R., Tandol, V. (2002). "*Microthrix parvicella*": A new approach for kinetic and physiological characterization. *Wat. Sci. Tech.*, **46**(1-2), 65-72.
- Schade, M., Lemmer, H. (2002). Charakterisierung von Fadenbakterien zur Bekämpfung von Schaum in Belebungsbecken. Materialien Nr. 104, Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- Schade, M., Lemmer, H. (2005). Enzyme activities in activated sludge and scum - comparison of new and conventional techniques. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, **33**(3), 210-215.
- Scruggs, C. E., Randall, C. W. (1998). Evaluation of filamentous microorganisms growth factors in an industrial wastewater activated sludge system. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 263-270.
- Seviour, E. M., Williams, C. J., Seviour, R. J., Soddell, J. A., Lindrea, K. C. (1990). A survey of filamentous bacterial populations from foaming activated sludge plants in Eastern States of Australia. *Wat. Re.*, **24**, 493-498.
- Slijkhuis, H. (1983 a). *Microthrix parvicella*, a filamentous bacterium isolated from activated sludge: Cultivation in a chemically defined medium. *Appl. Environ. Microbiol.*, **46**(4), 832-839.
- Slijkhuis, H. (1983 b). The physiology of the filamentous bacterium *Microthrix parvicella*, Thesis at Landbouwhogeschool, Wageningen, Netherlands.
- Slijkhuis, H., Deinema, M. H. (1982). *The physiology of Microthrix parvicella, a filamentous bacterium isolated from activated sludge*. Ellis Horwood, Chichester.
- Tandoi, V., Rossetti, S., Blackall, L. L., Majone, M. (1998). Some physiological properties of an Italian isolate of "*Microthrix parvicella*". *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 1-8.
- Tsai, M. W., Wentzel, M. C., Ekama, G. A. (2003). The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of *Microthrix parvicella* in biological nutrient removal plants. *Wat. Re.*, **37**(12), 3009-15.
- Urbain, V., Block, J. C., Manem, J. (1993). Bioflocculation in activated sludge: An analytic approach. *Wat. Re.*, **27**(5), 829-838.
- van Loosdrecht, M. C., Norde, W., Zehnder, A. J. (1990). Physical chemical description of bacterial adhesion. *J. Biomater. Appl.*, **5**(2), 91-106.
- van Veen, W. L. (1973). Bacteriology of activated sludge, in particular the filamentous bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek*, **39**, 189-205.
- Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T. (1999). Stoichiometric and kinetic model parameters for microbial transformations of suspended solids in combined sewer systems. *Wat. Re.*, **33**(14), 3127-3141.
- Wanner, J. (1994). *Activated sludge bulking and foaming control*. Technomic publishing company, Lancaster Basel.

- Wanner, J., Ruzickova, I., Jetmarova, P., Krhutkova O. (1998). A national survey of activated sludge separation problems in the Czech Republic: Filaments, floc characteristics and activated sludge metabolic properties. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(4-5), 271-279.
- Wilén, B.-M., Jin, B., Lant, P. (2003). The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties. *Wat. Res.*, **37**(9), 2127-2139.
- Zobel, T. (1999). Betriebserfahrungen mit Al-Fällungsmittel auf der Kläranlage Aachen-Soers. In *Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung*, Band 98, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe.

ANHANG

A.1 Analyseverfahren

Analytische Bestimmungsmethoden.

Parameter	Bestimmungsmethode
CSB	photometrisch nach Dr. Lange (homogenisierte und mit einem Membranfilter der Porenweite 0,45 µm filtrierte Probe): LCK 314 (CSB-Messbereich: 15-150 mg/l) LCK 114 (CSB-Messbereich: 150-1.000 mg/l) LCK 014 (CSB-Messbereich: 1.000-10.000 mg/l)
NH ₄ -N	nach EN-ISO-11732-E23 (1997) mit FIA bzw. photometrisch nach Dr. Lange: LCK 304 (Messbereich: 0,015-2 mg/l) LCK 303 (Messbereich: 2-47 mg/l)
NO ₃ -N	nach EN-ISO-11732-D28 (1996) mit FIA
TKN	nach DIN-EN-25663-H11 (1993) mit FIA
PO ₄ -P	photometrisch nach Dr. Lange (abgesetzte Probe): LCK 348 (Messbereich: 0,5-5,0 mg/l) LCK 349 (Messbereich: 0,05-1,5 mg/l)
Nichtionische Tenside	photometrisch nach Dr. Lange: LCK 333 (Messbereich: 0,3-20,0 mg/l)
Lipophile Stoffe	nach DIN-38409-H17 (1981) mit Infrarot-Spektroskopie
Al	nach DIN-EN-ISO-12020-E25 (2000)
TS	nach DIN-38414-S2 (1985)
TR	nach DIN-38414-S2 (1985)
GV	nach DIN-38414-S2 (1985)
ISV	nach DIN-38414-S10 (1981)

(FIA = Flow Injection Analytic)

A.2 Pufferlösung

Zusammensetzung des Phosphat-Urea-Magnesium-Puffers (PUM-Puffer) nach Rosenberg et al. (1980), pH-Wert von $7,0 \pm 0,2$ bei $20\text{ }^\circ\text{C}$.

Chemikalie	Menge in 1 l H ₂ O _{dest} [g]
K ₂ HPO ₄ ·3H ₂ O	22,20
KH ₂ PO ₄	7,26
Harnstoff	1,80
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0,20

A.3 Schaumklassen

Bewertungsschema für den Bubble-Test nach Blackall et al. (1989).

Schaum- klasse (SK)	Beschreibung
0	Wie bei der Belüftung von reinem Wasser: Blasen steigen zur Oberfläche auf, bilden aber keinen Schaum und sind instabil.
1	1-3 cm Schaum mit zerbrechlichen, wenig ausgeprägten Blasen. Es bilden sich keine Filme. Nach Abstellen der Belüftung fallen die Blasen sofort in sich zusammen.
2	Es bilden sich vorübergehend 3-8 cm hohe Schäume, die etwa 10 s Bestand haben. Schaumstruktur ist zerbrechlich. Filme sind instabil nach Abstellen der Belüftung.
3	Deutliches Schäumen (Blasendurchmesser ca. 1 cm). Schaumhöhe 8-30 cm. Teilweise Filmbildung. Film und Schaum halbstabil nach Beendigung der Belüftung (etwa 10-30 s Bestand).
4	Zunächst 8-15 cm Schaum (Blasendurchmesser ca. 1 cm) mit stabilen Filmen. Schaum ist für 3-5 min nach Abstellen der Belüftung stabil.
5	Stabiler Schaum von 5-10 cm Höhe. Nach Abstellen der Belüftung bleibt ein stabiler Schaum von 3-5 cm. Keine Filmbildung.
6	Stabiler Schaum von 15-30 cm Höhe. Keine Filmbildung. Blasendurchmesser von ca. 0,5 cm während der Belüftung, wächst auf 2-3 cm an innerhalb von 3-5 min nach Abstellen der Belüftung.
7	Dichter stabiler Schaum von > 30 cm Höhe. Blasengröße ca. 0,3 cm während der Belüftung, die auf max. 1 cm innerhalb von 3-5 min nach Abstellen der Belüftung ansteigt. Schaum ist stabil und zeigt keine Veränderung 10-15 min nach Abstellen der Belüftung.

A.4 Berechnung des Schaumwerts

Formblatt nach Kopplow und Barjenbruch (2002).

Datum	Zeit	Probe	ca. 1 Minute nach Tabletteneinwurf				Blasenleben	Anzahl der Kreuze	Wert	Produkt
Blasengröße ^{b)}		Wandigkeit ^{2)/} Stabilität ³⁾		Höhe		Zeitintervall in min				
mm		cm	1	3	5	min	je Zeile			
1..5	dünn/ instabil	0..≤1				bis zu 1		1		
5..10	mittel/ instabil	>1..≤2				bis zu 3		2		
10..20	dünn/ stabil	>2..≤3				bis zu 5		3		
20..30	mittel/ stabil	>3..≤5				bis zu 8		4		
>30	dick/ stabil	>5				länger als 8		5		
							Summe		Summe	
							Schaumwert (Summe Produkt / Summe Kreuze)			

Bemerkungen:

- 1) mittlere Blasengröße in der oberen Schlammsschicht / Oberfläche
- 2) dünn - klare / durchsichtige Blasen
- mittel - zum Teil an Verbindungsstellen zwischen Blasen undurchsichtig
- dick - kaum durchscheinende Blasen
- 3) instabil - Blasen zerplatzen an der Oberfläche
- stabil - Blasen bleiben lange an der Oberfläche erhalten
- kaum Behinderung nachfolgender Blasen
- Behinderung nachfolgender Blasen
- Kraterbildung

A.5 Abkürzungen

Symbol	Erläuterung
Al	Aluminium
AlCl ₃	Aluminiumchlorid
Al ₂ (SO ₄) ₃	Aluminiumsulfat
B _{TS}	Schlammbelastung
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DLVO	Dejaguin-Landau-Verwey-Overbeek
DO	Dissolved Oxygen
ELF	Enzyme Labeled Fluorescence
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen
FI	Fädigkeitsindex
GV	Glühverlust
ISV	Schlammvolumenindex
K1-K4	Kammern des Belebungsbeckens
LKFS	Langkettige Fettsäuren
MAC	Microspheres Adhesion to Cells
MATH	Microbial Adhesion To Hydrocarbons
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
oTS	Organischer Anteil der Trockensubstanz
PAC	Polyaluminium(hydroxid)chlorid
PHA	Polyhydroxyalkanoate
PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor
MAC	Microspheres Adhesion to Cells
SK	Schaumklasse
SW	Schaumwert
TKN	Kjeldahl-Stickstoff
TR	Trockenrückstand
TS	Trockensubstanz
μ	Wachstumsrate
μ _{max}	Maximale Wachstumsrate