

Beitrag zur Konditionierung kommunaler Klärschlämme

Dissertation
zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Ingenieurwissenschaften

vorgelegt von
Dipl.-Ing. Jörg Hesse
aus Braunschweig

Tag der mündlichen Prüfung: 11. August 2008

genehmigt von der Fakultät
für Mathematik/Informatik und Maschinenbau
der TU Clausthal

Dekan: Prof. Dr.-Ing. Jürgen Dix
Hauptberichterstatter: Prof. Dr.-Ing. Alfons Vogelpohl
Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. Sven-Uwe Geissen

Danksagung

Diese Arbeit entstand während meiner Tätigkeit am Institut für Thermische Verfahrenstechnik der TU Clausthal unter Anleitung von Herrn Prof. Dr.-Ing. A. Vogelpohl.

Meinen besonderen Dank möchte ich Herrn Prof. Dr.-Ing. Vogelpohl für die hervorragende und ausdauernde Betreuung und Unterstützung sowie das mir während meiner Arbeit entgegengebrachte Vertrauen und die gewährte Handlungsfreiheit aussprechen. Ebenso gilt mein Dank Herrn Prof. Dr.-Ing. S.-U. Geissen für die stets konstruktive Diskussion und hilfreichen Anregungen sowie die Übernahme des Koreferats.

Den ehemaligen Kollegen danke ich für die stets gute Zusammenarbeit und das hervorragende Betriebsklima. Bedanken möchte ich mich ausdrücklich bei

den Herrn Dr. B. Fitzke, Dr. H. Hamouda und Frau Dr. H. Schröder für die gute Zusammenarbeit und die zahlreichen Diskussion, sowohl fachlicher wie freundschaftlicher Natur,

Fr. Dr. M. Nagel für die Unterstützung in chemischen und labortechnischen Belangen,

den Herren W. Otto, F. Steinhäuser, V. Strohmeyer und den Lehrlingen der Werkstatt für die stets sehr selbstständige, motivierte und zuverlässige Mitarbeit bei Konstruktion, Bau und technischer Betreuung der Versuchsanlagen,

den Herren J. Blum und K. Kielgast für die ausserordentliche Hilfestellung labor- und elektrotechnische Fragen betreffend,

und nicht zuletzt Fr. K. Müller, die mit ihrer freundlichen und hilfsbereiten Art nicht nur wesentlich zum guten Betriebsklima beigetragen hat, sondern mir stets mit Rat und Tat in verwaltungstechnischen Angelegenheiten wie auch privat hilfreich zur Seite stand.

Weiterhin danke ich allen Studien- und Diplomarbeitern und studentischen Hilfskräften für ihren Einsatz bei den Laborarbeiten und der Betreuung der Versuche auf den Kläranlagen.

Clausthal-Zellerfeld, im August 2009

Jörg Hesse

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Theoretische Grundlagen	4
2.1	Klärschlammkonditionierung	4
2.1.1	Klärschlamm	4
2.1.2	Flockungsmechanismus	7
2.1.2.1	Entstabilisierung	7
2.1.2.2	Transport	9
2.1.2.3	Flockungskinetik	10
2.1.2.4	Hydrodynamischer Einfluss	12
2.2	Vortex-Mischer	13
2.2.1	Einfluss der Fluiddynamik	15
2.2.2	Einfluss des Energieeintrags	17
2.2.3	Auslegung	18
3	Versuchsanlage und Messtechnik	21
3.1	Die Demonstrationsanlage	21
3.2	Messtechnik	24
3.2.1	Bestimmung der Viskosität	24
3.2.2	Bestimmung der Trockenmasse	24
3.2.3	Bestimmung der Filtrierbarkeit	25
3.2.4	Partikelgrößenanalyse	26
3.2.5	Bestimmung des ζ -Potentials	27
3.2.6	Flockenstabilität im Scherfeld	27

4	Ergebnisse und Diskussion	30
4.1	Vorversuche im Technikumsmaßstab	30
4.1.1	Einfluss der Verweilzeit	30
4.1.2	Einfluss der Mischerdrehzahl	31
4.1.3	Vergleich verschiedener Polymere	32
4.2	Versuche im technischen Maßstab	36
4.2.1	Kläranlage Seesen	36
4.2.1.1	Einfluss der Drehzahl	36
4.2.1.2	Einfluss der Vorkonditionierung	40
4.2.2	Kläranlage Kalefeld	42
4.2.3	Kläranlage Bovenden	42
4.2.4	Kläranlage Lambsheim	44
5	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung	46
6	Zusammenfassung	49
7	Symbolverzeichnis	51
7.1	Lateinische Symbole	51
7.2	Griechische Symbole	52
7.3	Indizes	52
8	Literaturverzeichnis	53

Abbildungsverzeichnis

2.1	Auf ein Kolloidteilchen einwirkende Kräfte /Han89/	8
2.2	Ladungsverteilung an einem Kolloidteilchen /Rot91/	9
2.3	Vortex-Mischer mit durchströmten Zylinderspalt	14
2.4	Strömungsformen im durchströmten Zylinderspalt /Kay57/	16
2.5	Stabilitätsbereiche im durchströmten Zylinderspalt /Rei83/	17
3.1	Fliessbild der Demonstrationsanlage	22
3.2	Vortex-Mischer, installiert auf der Kläranlage Seesen	23
3.3	Versuchsanordnung zur Bestimmung der Flockenstabilität	29
4.1	Mittlere Partikelgröße in Abhängigkeit von der Verweilzeit	31
4.2	Mittlere Partikelgröße in Abhängigkeit von der Drehzahl	32
4.3	TS-Gehalt in Abhängigkeit von der Drehzahl	33
4.4	Filtrierbarkeit in Abhängigkeit von der Drehzahl	33
4.5	FST-Vergleich der festen Produkte	35
4.6	FST-Vergleich der flüssigen Produkte	36
4.7	Polymerbedarf in Abhängigkeit von der Drehzahl	37
4.8	TS-Gehalt an verschiedenen Tagen mit und ohne Mischereinsatz	38
4.9	TS-Gehalt ohne Vorkalkung in Abhängigkeit von der Mischerdrehzahl	38
4.10	Mittlere Partikelgröße in Abhängigkeit von der Drehzahl	39
4.11	Flockenstruktur am Ablauf des Vortex-Mischers	40
4.12	ζ -Potential verschiedener Klärschlammproben der KA Seesen	41
4.13	Abhängigkeit der Partikelgröße von der Eisen- und Polymerdosierung	42
4.14	Kalefeld: TS-Gehalt in Abhängigkeit von der Drehzahl	43

4.15	Bovenden: TS-Gehalt in Abhängigkeit von der Drehzahl	43
4.16	Lamsheim: TS-Gehalt in Abhängigkeit von der Drehzahl	44
4.17	Lamsheim: Polymerbedarf in Abhängigkeit von der Drehzahl . . .	45

Tabellenverzeichnis

1.1	Kostenkennwerte bei der Klärschlammverwertung	2
2.1	TS- und Wassergehalte kommunaler Klärschlämme	5
3.1	Technische Daten der Pilotanlage	21
3.2	Technische Daten der FST-Anlage	28
4.1	Eingesetzte Produkte des Polymervergleichs	34
5.1	Betriebswirtschaftliche Analyse	48

1 Einleitung

Die biologische Abwasserbehandlung ist zur Zeit eines der meistgenutzten Verfahren zur Abwasserreinigung. Ein wesentlicher Kostenfaktor dieses Verfahrens ist die Entsorgung des als Nebenprodukt anfallenden Klärschlammes. Laut einer Erhebung des Statistischen Bundesamtes /SBA98/ aus dem Jahre 1998 fällt in Deutschland jährlich etwa eine Menge von 2,5 Mio. t Klärschlamm-Trockenmasse an, die einer weiteren Entsorgung zugeführt werden muss. Eine weitere Steigerung dieser Menge ist mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht zu erwarten.

Aufgrund der TA Siedlungsabfall von 1993 ist seit dem Jahr 2005 ein wesentlicher Entsorgungsweg für Klärschlamm, die Deponierung, dauerhaft verbaut, da nur noch Stoffe mit einem Glühverlust kleiner 5 % oder einem TOC-Wert kleiner 3 % abgelagert werden dürfen /Fau98/. Auch bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen ist in Zukunft von einer weiteren Verringerung der Abnahmemengen bzw. Zurückhaltung der Abnehmer auszugehen. War es in den achtziger die Dioxin- und Schwermetallproblematik /Ret87/, so waren es Anfang des neuen Jahrtausends die BSE- und MKS-Diskussion, die einen Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung forderten. Die Novelle der Schwermetallgrenzwerte in Biodüngemitteln vom Juli 2002 sowie die letzten Entwürfe der Novelle Klärschlammverordnung vom Dezember 2008 /AKV08/ verschärfen die Situation zusätzlich.

Diese Verschärfung der gesetzlichen Auflagen verbaut zum einen den Weg der Deponierung und führt zum anderen zu einer weiteren Verringerung der landwirtschaftlichen Verwertung. Die Kommunen müssen sich mittel- bis langfristig auf die verstärkte thermische Verwertung der anfallenden Klärschlamm-mengen einstellen,

was nach ersten Abschätzungen eine Erhöhung der Entsorgungskosten zwischen 0,15 und 0,50 Euro/m³ zur Folge hat /Esc01/.

Tabelle 1.1: Kostenkennwerte für verschiedene Verfahrensschritte der Klärschlammverwertung (Bruttokosten incl. Umsatzsteuer) /Boh99/

Verwertungsart	Jahreskosten in €/t
Landwirtschaftliche Nassschlammverwertung	150 - 360
Landwirtschaftliche Verwertung maschinell entwässerter Schlämme	85 - 210
Thermische Entwässerung, stationäre Anlage, Volltrocknung	325 - 415
Thermische Entwässerung, mobile Anlage, Volltrocknung	475
Monoverbrennung maschinell entwässerter Schlämme	150 - 415
Monoverbrennung getrockneter Schlämme	40 - 70
Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen	300 - 415
Mitverbrennung in Kohlekraftwerken	120 - 380

Die anfallenden jährlichen Kosten für die Schlammbehandlung und -verwertung machen je nach Verfahren etwa 20-40 % eines Kläranlagenetats aus. Nach einer Studie /Boh99/ fallen für die unterschiedlichen Entsorgungswege die in Tab. 1.1 aufgeführten Kosten an.

Für eine thermische Verwertung ist eine möglichst weitgehende Entwässerung von zentraler Bedeutung. Hierbei erfolgt in einer der eigentlichen Entwässerung vorgeschalteten Konditionierung durch Zugabe von Flockungs- und Flockungshilfsmitteln eine Flockenbildung der fein suspendierten Schlamminhaltsstoffe. Für ein optimales Entwässerungsergebnis spielt das Mischaggregat eine entscheidende Rolle.

Diese Arbeit soll den Einfluss des Mischaggregates und der Betriebsparameter auf den Entwässerungsprozess näher untersuchen und eine erste wirtschaftliche Einordnung ermöglichen.

2 Theoretische Grundlagen

2.1 Klärschlammkonditionierung

2.1.1 Klärschlamm

Der bei der Abwassereinigung abgetrennte Klärschlamm besteht neben Mineralien und Salzen vornehmlich aus in Wasser suspendierten Mikroorganismen, Pflanzenresten und sonstigen Schmutzstoffen. Entsprechend der Reinigungsstufe der Kläranlage unterscheiden sich die Schlämme in Zusammensetzung und Wassergehalt. Der Primärschlamm aus der mechanischen Reinigung mit einem hohen organischen Anteil von bis 70 % und einem Wassergehalt von etwa 95 % ist häufig schwer entwässerbar /ATV96/. Sekundärschlamm definiert Möller /ATV96/ als Stoffwechselprodukte in der biologischen Reinigungsstufe aus der Veratmung und Umwandlung von im Abwasser gelöst oder kolloidal vorliegender organische Stoffe durch Mikroorganismen. Der Anteil fester Schlammbestandteile beträgt ähnlich dem des Primärschlammes 70 bis 75 % mit einem Wassergehalt von über 95 %. Auch hier gestaltet sich eine Eindickung durch Sedimentation aufgrund des hohen organischen Anteils als schwierig. Tertiärschlamm fällt überwiegend in der chemischen Fällung und Flockung und häufig als Gemisch mit Sekundär- oder Primärschlamm an.

Der anfallende Klärschlamm unterliegt dabei bedingt durch die unterschiedliche Abwasserzusammensetzung aus häuslichen, gewerblichen und industriellen Anteilen starken Schwankungen in Menge und Eigenschaften /Les80/. Den Erfolg der Klärschlammkonditionierung und -entwässerung bestimmen im Wesentlichen die

Herkunft des Abwassers sowie die Parameter Trockensubstanzgehalt (TS) und organischer Trockensubstanzgehalt (oTS) /ATV96/. Die oTS-Gehalte steigen von 50 % bei vornehmlich mineralischer Belastung auf über 60 bis 80 % bei überwiegend häuslichem Abwasser auf über 90 % bei gewerblichem oder industriellem Abwasser mit hoher organischer Belastung aus Schlachthöfen, Brauereien oder milchverarbeitenden Betrieben.

Bedingt durch die organischen Inhaltsstoffe und Kolloide besitzt Klärschlamm ein hohes Wasserbindungsvermögen /ATV95/ und somit ein schlechtes Entwässerungsverhalten, was sich entscheidend auf die Schlammkonditionierung auswirkt.

Wie Tab. 2.1 zeigt, haben die einzelnen Prozessstufen, bestehend aus Vorklärung (Primärschlamm), Belebung (Sekundärschlamm) und Nachfällung (Tertiärschlamm) erheblichen Einfluss auf die Schlammzusammensetzung und damit auf die Konditionierungsbedingungen.

Tabelle 2.1: Trockensubstanz- und Wassergehalte verschiedener Schlämme kommunaler Kläranlagen /ATV87/

Schlammart	Behandlungsstufe	TS in %	H ₂ O in %
Primärschlamm	Rechen, Sieb	2,5 – 7,0	93,0 – 97,5
Sekundärschlamm	Tropfkörper	3,0 – 5,0	95,0 – 97,0
	Belebungsbecken	0,3 – 1,5	98,5 – 99,7
Tertiärschlamm	Vorfällung	2,5 – 6,0	94,0 – 97,0
	Simultanfällung	2,0 – 4,0	96,0 – 98,0
	Nachfällung	0,5 – 2,0	98,0 – 99,5

Die Entwässerung der anfallenden Klärschlamm-mengen ermöglicht hier eine deutliche Minimierung der Transport- und Entsorgungskosten.

Das im Klärschlamm eingelagerte Wasser wird hierbei durch folgende Bindungsarten nach ansteigender Bindungsstärke unterschieden:

- Zwischen- oder Hohlraumwasser

füllt die Räume zwischen den Partikeln und Partikelagglomeraten aus.

- Kapillarwasser

wird durch kapillaren Unterdruck in den Hohlräumen der Agglomerate gebunden und lässt sich im Schwer- oder Fliehkraftfeld entfernen.

- Haftwasser

haftet aufgrund der Ladung der Partikeln als Wasserschicht an deren Oberfläche und kann durch den Einsatz von Flockungsmitteln, der Konditionierung, aufgebrochen werden.

- Innenwasser

wird in den Poren der Partikeln durch kapillaren Unterdruck als Zellwasser im Zellinneren gebunden und lässt sich nur durch Zerstörung der Zellwände mittels thermischer Konditionierung entfernen.

- Chemisch gebundenes Wasser

ist durch eine chemische Reaktion an Partikeln gebunden und lässt sich somit auch nur durch chemische Reaktion entfernen.

In der maschinellen Klärschlammmentwässerung kommunaler Kläranlagen wird der Wassergehalt von 95 % auf 55 bis 70 % reduziert. Die dort eingesetzten Dekanter entfernen vornehmlich eingelagertes Wasser geringerer Bindungsstärke wie Hohlraum-, Kapillar- und Haftwasser. Aufgrund der Eigenschaft der im Klärschlamm enthaltenen organischen Inhaltsstoffe, große Wassermengen zu binden /ATV95/, müssen für die effektive Schlammmentwässerung zunächst in einer vorgeschalteten sogenannten Konditionierung die Entwässerungseigenschaften /Sey84/ des Schlammes verbessert werden.

Problematisch bei der Entwässerung ist die Abtrennung der im Schlamm als suspendierte Teilchen oder kolloidal gelöst vorliegenden Feststoffe. In der als Flockung bezeichneten chemischen Konditionierung überführen als Flockungs- oder Flockungshilfsmittel zugesetzte Chemikalien die störenden Wasserinhaltsstoffe in größere, leicht abtrennbare Agglomerate /Han89/. Hierbei kommen anorganische oder organische Konditionierungsmittel zum Einsatz. Die anorganischen Flockungsmittel in

Form hydrolysierbarer Metallsalze führen zu einer Koagulation der Schlammpartikeln /Klu79b/, während die organischen Flockungshilfsmittel die Flokkulation oder Makroflockenbildung begünstigen /Lan92/. Für die optimale Anpassung des Konditionierungsverfahren und der chemischen Zusätze an Art, Zusammensetzung und Eigenschaften des anfallenden Klärschlammes ist die Kenntnis der Teilmechanismen der Konditionierung von wesentlicher Bedeutung.

Eine Prozess- und Verfahrensauswahl zur Klärschlammbehandlung und -verwertung hat somit zunächst die gesetzlichen Vorgaben sowie einen sicheren, nachhaltigen Entsorgungsweg zu erfüllen. Erst daran schließt sich die Forderung nach einem kostenoptimierten Verfahren an /BMU92/.

2.1.2 Flockungsmechanismus

Die Entstabilisierung als erster Schritt der Flockung erzeugt durch eine Veränderung der Partikeloberflächenladung der Kolloide Mikroflocken. In einem zweiten Schritt kommt es zur Makroflockenbildung durch Transportvorgänge.

2.1.2.1 Entstabilisierung

Zunächst liegt Klärschlamm als stabile Suspension vor, in der sich Anziehung durch molekulare van-der-Waals-Kräfte einerseits und elektrostatische Abstoßung durch gleichsinnige, meist negative Oberflächenladung des Partikel im Gleichgewicht befinden (Abb. 2.1). Durch den Zusatz von Flockungsmitteln wird dieses Gleichgewicht gestört und es entsteht eine instabile, flockungsfähige Suspension.

Da die elektrostatischen Kräfte im Gegensatz zu der Nahwirkung der van-der-Waals-Kräfte auch noch in größerem Abstand wirken, koagulieren die Partikeln somit erst jenseits des Nulldurchgangs der Kraftresultierenden.

Abbildung 2.2 zeigt den schichtartigen Aufbau, die diffuse Doppelschicht, um ein Kolloidteilchen in wässriger Suspension. Sie wird gebildet, da sich an der negativ

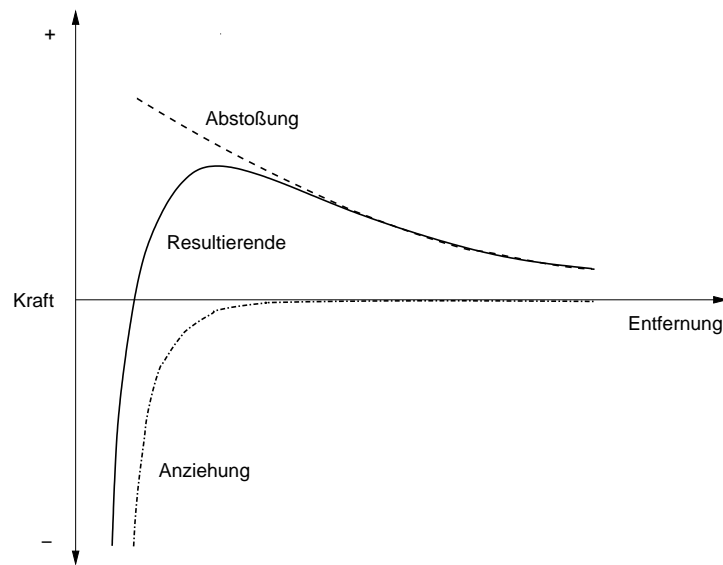


Abbildung 2.1: Auf ein Kolloidteilchen einwirkende Kräfte /Han89/

geladenen Partikeloberfläche positiv geladene Ionen der umgebenden Flüssigkeit anlagern, die wiederum von weiteren negativ geladenen Gegenionen umgeben sind. Dicht an der Partikeloberfläche bildet sich eine sogenannte Sternschicht von adsorptiv an die Phasengrenzfläche gebundenen positiv geladenen Ionen aus. Das sich durch die Bewegung der Partikel in der Flüssigkeit ausbildende Scherfeld ist die Ursache für das sich bildende Zeta-Potential.

Die Entstabilisierung kolloidaler Systeme kann nach /ATV96/ auf drei Arten erfolgen:

- Die Koagulation durch Veränderung der elektrostatischen Potenziale aufgrund des Zusatzes von Gegenionen.
- Die Adsorptionskoagulation infolge von Wasserstoffbrückenbindungen und koordinationschemischer Bindungen durch Zusatz gleichgeladener Ionen.
- Die Flokkulation durch Adsorption von langkettigen Polymeren bestimmter Ladungsdichte infolge chemischer Wechselwirkungen.

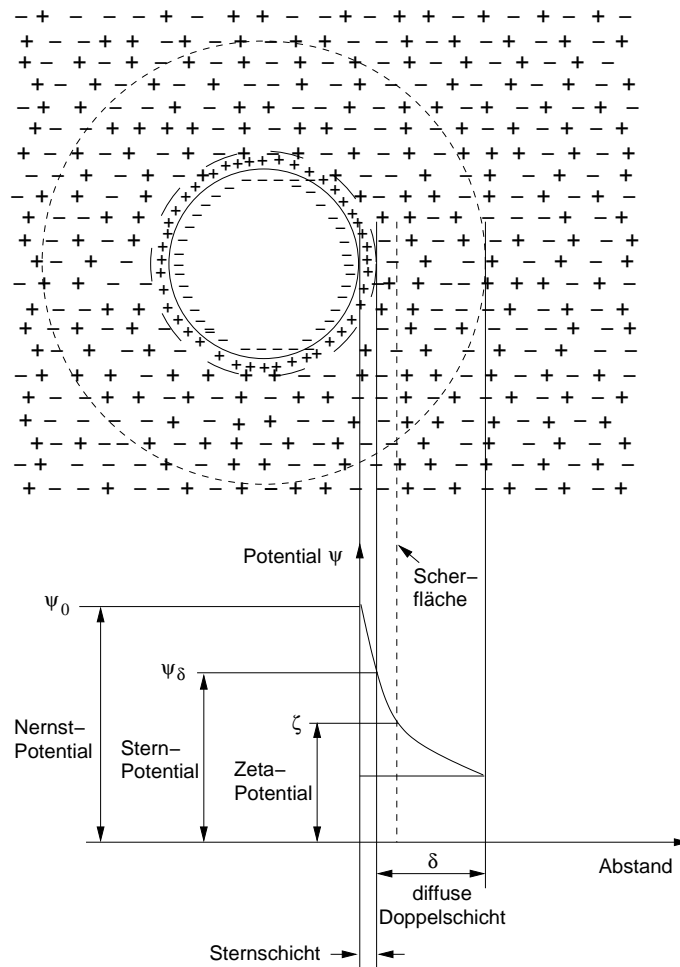


Abbildung 2.2: Ladungsverteilung an einem Kolloidteilchen /Rot91/

2.1.2.2 Transport

Durch Transportvorgänge innerhalb der entstabilisierten Suspension kommt es aufgrund von Kollisionen der Partikeln untereinander zur Bildung größerer Agglomerate. Hierbei bestimmen die Diffusion und das durch die Strömung erzeugte Schergefälle die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Agglomeration. Für die unmittelbar nach der Entstabilisierung einsetzende Aggregation existieren zwei Mechanismen:

- Perikinetische Aggregation

Der diffuse Partikeltransport, ist eine Reaktion zweiter Ordnung und liegt in der Brown'schen Molekularbewegung begründet. Sie ist stark von der Partikelkonzentration in der Suspension abhängig und spielt in polydispersen Systemen mit Kolloiden größer $1\mu\text{m}$ eine untergeordnete Rolle.

- Orthokinetische Aggregation

Die orthokinetische Aggregation ist von größerer Bedeutung. Hier wird Mischenergie durch Rühren oder Strömung von außen in die Suspension eingetragen und führt bei Kolloiden größer als die Flüssigkeitsmoleküle zu einer Agglomeration erster Ordnung. Der Transportvorgang wird infolge turbulenter Verwirbelungen in der flüssigen Phase durch den Geschwindigkeitsgradienten der Partikeln bestimmt.

2.1.2.3 Flockungskinetik

Bei der mathematischen Modellierung der Flockungskinetik geht man von der Vorstellung aus, dass der geschwindigkeitsbestimmende Schritt der Transport ist und der Destabilisierungsgrad die Zahl der Partikelzusammenstöße begrenzt. Die Transportmechanismen werden beschrieben durch

$$J_{ij} = k(i, j) \cdot n_i \cdot n_j. \quad (2.1)$$

Für die Kollisionsfrequenzfunktion $k(i, j)$ zweier Spezies i und j gilt in Abhängigkeit von dem in Kap. 2.1.2.2 beschriebenen Transportmechanismus

$$\text{perikinetische Flockung: } k_{\text{per}}(i, j) = \frac{2}{3} \cdot \frac{k_{\text{B}} \cdot T}{\eta} \cdot \frac{(d_i + d_j)^2}{d_i \cdot d_j} \quad (2.2)$$

$$\text{orthokinetische Flockung: } k_{\text{ort}}(i, j) = \frac{1}{6} \cdot (d_i + d_j)^3 \cdot G \quad (2.3)$$

Die Kollisionsfrequenz für den Gesamtvorgang des Stofftransports k_{gesamt} folgt nach /Law93/ aus der Summe der in der Realität parallel ablaufenden Einzelvorgänge k_{Transp}

$$k_{\text{gesamt}} = \sum_{\text{Transp}} k_{\text{Transp}}(i, j) \quad . \quad (2.4)$$

Nach /Ami90/ ist dabei das Verhältnis von orthokinetischer zu perikinetischer Agglomerationsgeschwindigkeit bestimmt durch

$$\frac{J_{\text{ort}}}{J_{\text{per}}} = \frac{\eta \cdot d^3 \cdot G}{2 \cdot k_{\text{B}} \cdot T} \quad . \quad (2.5)$$

Die Gesamtzahl n aller kollodialen Teilchen bestimmt hierbei die zeitliche Konzentrationsänderung der Partikeln einer Suspension durch den jeweiligen Transportmechanismus, die Partikelreduktion

$$\text{perikinetische Flockung: } \left(\frac{dn}{dt} \right)_{\text{per}} \sim -n^2 \quad (2.6)$$

$$\text{orthokinetische Flockung: } \left(\frac{dn}{dt} \right)_{\text{ort}} \sim -n \quad . \quad (2.7)$$

Die Bildungsgeschwindigkeit von n_m Flocken aus der Kollision der Partikeln i und j in einer realen Suspension mit breiter Partikelgrößenverteilung folgt nach /Law93/ aus

$$\frac{dn_m}{dt} = \frac{1}{2} \cdot \alpha \cdot \sum_{i+j=m} k(i, j) \cdot n_i \cdot n_j - \alpha \cdot n_m \sum_i k(i, m) \cdot n_i \quad . \quad (2.8)$$

Der Kollisionswirksamkeitsfaktor α gibt unabhängig vom jeweiligen Transportmechanismus den Anteil aller Partikelzusammenstöße an, der zur Bildung größerer

Partikel führt, und kann nach /Gro85/ somit als ein Maß zur Beschreibung der Effektivität des Destabilisierungsprozesses gedeutet werden.

Mit Hilfe des erweiterten Ansatzes zur Ermittlung der Kollisionsgeschwindigkeit nach /Cam43/ folgt aus Gl. (2.7) für die sich durch Flockung ergebende Partikelreduktion im Flockungsaggregat

$$\frac{dn}{dt} = -\frac{4 \cdot \alpha \cdot \Phi}{\pi} \cdot G \cdot n \quad , \quad (2.9)$$

$$\text{oder integriert} \quad \frac{n_t}{n_0} = e^{-k' G n} \quad . \quad (2.10)$$

Die Camp-Zahl Ca , die Energieeintragszahl, folgt aus der Verknüpfung des Geschwindigkeitsgradienten G mit der Reaktionszeit t des Reaktors

$$Ca = G \cdot t \quad . \quad (2.11)$$

2.1.2.4 Hydrodynamischer Einfluss

Die Bildung von Agglomeraten aus den im Schlamm vorliegenden Feststoffen nach den in Kap. 2.1.2.2 beschriebenen Transportvorgängen verläuft in der Praxis überwiegend durch orthokinetischen Stofftransport. Es wird ein Geschwindigkeitsgradient in der Suspension durch das Auftreten von Schubspannungen erzeugt. Die Ursache dieser Spannungen liegt in der laminaren und turbulenten Scherströmung. Bedingt durch den Gradienten bewegen sich die suspendierten Feststoffe mit unterschiedlicher Geschwindigkeit im Schlamm. Hierdurch kommt es zur Kollision einzelner Partikeln und damit zur Ausbildung von Mikro- und Makroflocken. Bei gleichem Energieeintrag ist die Bildungsgeschwindigkeit, d. h., die Aggregationskinetik,

nach /Klu77/ von der spezifischen Strömungsstruktur des jeweiligen Mischaggregates abhängig, wobei die Bildung der Mikrofloccen der langsamste Schritt ist.

Nach /Rei83, Hof91/ haben die nachfolgenden Parameter entscheidenden Einfluss auf die Auslegung von Flockungsaggregaten:

- ein enges Verweilzeitverhalten (eingeschränkte Längsvermischung),
- die Ausbildung einer Pfropfenströmung,
- ein möglichst homogenes Geschwindigkeitsgradientenfeld,
- die Minimierung von Toträumen,
- die Vermeidung ausgeprägter Energiedissipationsmaxima
- sowie eine weitgehend homogene Strömungsturbulenz.

In Becherversuchen wurde gezeigt, dass die Flockungsergebnisse stark von Strömungsform bestimmt wird, die sich aufgrund der Rührgeschwindigkeit einstellt /Wer84/. Wichtige Betriebsparameter für die Auslegung sind hier der mittlere Geschwindigkeitsgradient und die Camp-Zahl.

Da die Strömungsverhältnisse innerhalb des Flockungsaggregates sowohl die Entstabilisierung als auch den Transportvorgang maßgeblich beeinflussen, ermöglicht der Einsatz eines Strömungsrohres zur Mikrofloccung und eines Vortex-Mischer zur Makrofloccung die Trennung von Koagulation und Flokkulation. Hierdurch ist eine getrennte Optimierung beider Teilstufen möglich.

2.2 Vortex-Mischer

Abb. 2.3 zeigt einen Vortex-Mischer mit durchströmtem Zylinderspalt. Der Reaktionsraum ist als Ringraum der Spaltweite s zwischen zwei konzentrisch angeordneten Zylindern der Länge l ausgebildet. Der Energieeintrag erfolgt durch die Rotation der entsprechenden Zylinder. Bei dem in dieser Arbeit verwendeten Mischer ist der äußere Zylinder feststehend, während der innere rotiert.

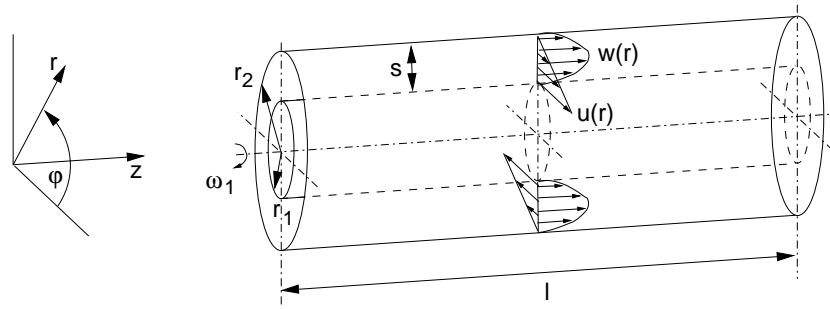


Abbildung 2.3: Vortex-Mischer mit durchströmten Zylinderspalt und Geschwindigkeitsprofilen

Die optimale Klärschlammkonditionierung hängt wesentlich von der Art der Zufuhr des Konditionierungsmittels ab /Hah81, Hah91, Hah93, Hof91, Klu77/ ab, so dass die Optimierung des Flockungsvorgang und der Flockungskinetik den zentralen Bestandteil für die Auswahl und Entwicklung geeigneter Mischaggregate zur Agglomeration kolloidaler Systeme bildet.

In Untersuchungen wurde die Verteilung der Energiedissipation /Hah79-2/ und Verweilzeitcharakteristik /Rei84-1, Rei84-2/ als weitere Einflussgrößen bestimmt.

Es zeigt sich, dass die die Schlammkonditionierung bestimmenden verfahrenstechnischen und physikalischen Parameter nur mit Hilfe maßstabsgetreuer Mischaggregate bestimmt werden können /Hah79-2/.

Nachfolgend werden die Vor- und Nachteile ausgewählter Aggregate kurz beschrieben.

Bei den Rührmischern kommt es durch die breite Streuung des Geschwindigkeitsgradientenfeldes zum einen zu Schubspannungsmaxima, die zu einer Zerstörung bereits gebildeter Flocken führt, zum anderen zu Schubspannungsminima, die das Flockenwachstum durch ungenügende Durchmischung eingeschränken. Flockungsversuche von Kaolin mit verschiedenen Rührorganen (Turbinen-, Propeller-, Ankerrührer) im Labormaßstab zeigten eine deutliche Abhängigkeit der Flockenbildungsgeschwindigkeit und des Flockenwachstums von der Rührerform und damit dem Geschwindigkeitsgradientenfeld /Klu75/.

Bei Rohrmischern sinkt die Flockengröße mit steigender Strömungsgeschwindigkeit des Klärschlammes. Durch den Zusatz anionischer Polyacrylamide als Konditionierungshilfsmittel kann dieser Tendenz entgegen gewirkt werden /Gro81/. Die verfahrenstechnisch bedingte Kopplung von Strömungsgeschwindigkeit und Energieeintrag wirkt sich nachteilig auf eine gezielte Optimierung der beiden Teilschritte Koagulation und Flokkulation aus.

In der Arbeit von Reiter /Rei83/ wird ein Rohr- und ein Vortex-Mischer verglichen. Es wurde der Einfluss verschiedener Betriebsparameter auf das Flokkulationsergebnis untersucht. Es zeigten sich folgende Zusammenhänge:

- Wichtigste Einflussgröße ist der Energieeintrag in die Flüssigkeit, die Camp-Zahl Gl. (2.11).
- Es gibt ein optimales Verhältnis von Verweilzeit zu Geschwindigkeitsgradient.
- Beide Mischaggregate sind geeignet zur Makroflockenbildung nach Polymerzusatz. Niedrigere Energieeinträge begünstigen den Einsatz des Strömungsrohrs, höhere den des Vortex-Mischers.
- Der Vortex-Mischer weist im Bereich laminar-zellulärer sowie turbulent-zellulärer Strömung geringe Dispersionskoeffizienten auf, was sich bei enger Verweilzeitverteilung positiv auf den Flockungsvorgang auswirkt.

2.2.1 Einfluss der Fluidodynamik

Kennzeichen des Vortex-Mischers ist die Energieübertragung auf das Medium durch Reibung im Zylinderspalt durch die Rotation des Innenzylinders. Es bildet sich eine rotationelle Strömung in Umfangsrichtung mit nach außen abfallender Geschwindigkeitsverteilung aus, die sogenannte Couette-Strömung. Wird diese Strömung durch einen axialen Druckgradienten, die Poiseuille-Strömung, überlagert, werden die sich ursprünglich in horizontalen Ebenen bewegenden Flüssigkeitselemente auf spiralförmige Bahnen durch den Zylinderspalt geführt. Hierbei bilden sich

periodische, schraubenförmige Wirbelbewegungen aus. Bei Überschreiten einer kritischen Winkelgeschwindigkeit ω_{krit} treten abwechselnd links- und rechtsdrehende Wirbel, die sogenannten Taylorwirbel, auf, die der Scherströmung überlagert sind. Die Taylor-Zahl Ta beschreibt die verschiedenen auftretenden Zellularwirbel. Die aus fotografischen Visualisierungsversuchen ermittelten vier Stabilitätsbereiche in Abhängigkeit der Ta - und Re -Werte zeigt Abb. 2.4

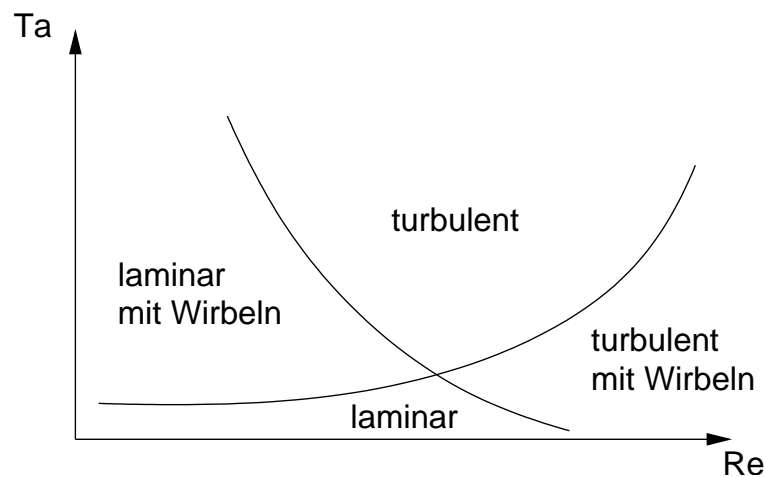


Abbildung 2.4: Strömungsformen im durchströmten Zylinderspalt /Kay57/

Eine Dimensionsanalyse /Rei83/ liefert die folgenden drei Kennwerte zur Beschreibung der Stabilität der Strömung:

$$Ta = \frac{\omega_1 \cdot (r_a^2 - r_i^2)}{2\nu} \quad (2.12)$$

$$Re = \frac{2\bar{w} \cdot (t_a - r_i)}{\nu} \quad (2.13)$$

$$s = \frac{r_a - r_i}{r_a + r_i} \quad (2.14)$$

Mit Hilfe dieser Kennwerte ergeben sich für newtonsche Fluide verschiedene Strömungsbereiche innerhalb des Zylinderspalts (Abb. 2.5). Ohne axialen Druckgradienten tritt im Vortex-Mischer schon bei geringen Drehzahlen eine Sekundärströmung

aus zwei gegeneinander drehenden Wirbeln laminarer Stromlinien auf (Abb. 2.5a). Das Zentrifugalkraftgefälle in Richtung der äußeren Wände bewirkt die Verdrängung von Flüssigkeitselementen im Stirnwandbereich durch solche aus dem Ringspaltinneren. Diese beiden Wirbel zerfallen oberhalb einer kritischen Drehzahl ω_{krit} in mehrere gleichgroße, annähernd quadratische Wirbel laminar-zellulärer Strömungsform (Abb. 2.5b). Wird die Drehzahl weiter gesteigert, treten Primär- und Sekundärwirbel auf (Abb. 2.5c), verbunden mit einem Übergang vom laminaren in den turbulenten Zustand. Letztlich stellt sich eine vollausbildete turbulente Strömung ohne erkennbare Wirbel ein (Abb. 2.5d-f).

Wird der Strömung ein radialer Druckgradient aufgeprägt, bewegen sich die Wirbel aus der horizontalen Ebene auf eine schraubenförmige Bahn (Abb. 2.5g). Die Wirbelstruktur zeigt für jedes Radienverhältnis $N = r_i/r_a$ des Ringraumes ein charakteristisches periodisches Verhalten.

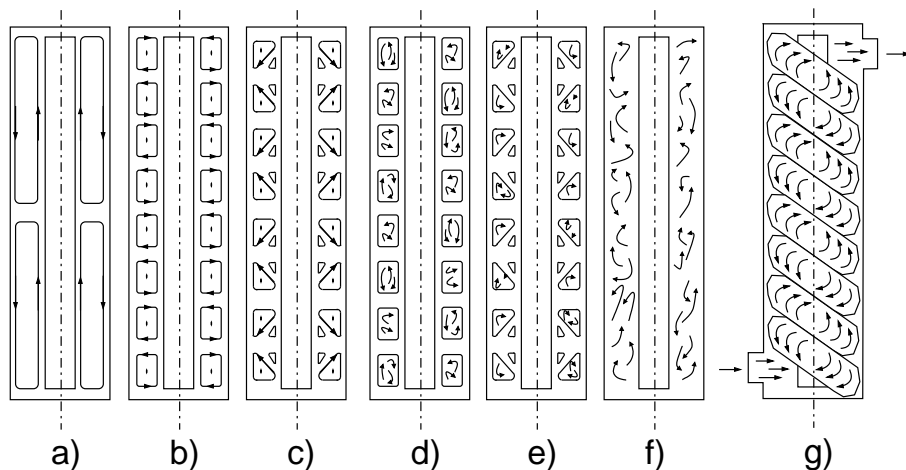


Abbildung 2.5: Stabilitätsbereiche im durchströmten Zylinderspalt /Rei83/

2.2.2 Einfluss des Energieeintrags

Unter gleichen Betriebsbedingungen und bei gleichem Energieeintrag ist für verschiedene Flockungsmischer zunächst ein gleiches Flockungsergebnis zu erwarten.

Grund für die eingeschränkte Gültigkeit dieser Aussage ist zum einen der unterschiedliche Flockenanteil bei mischerspezifischer Verweilzeit, zum anderen die durch die bauartbedingten Schergradienten auftretende Flockenzerstörung. Wird im laminaren Scherfeld eine reine Schubspannung von der Flüssigkeit auf die Flocke übertragen, erfolgt bei Rotation eine zusätzliche alternierende Zug-/Druckbeanspruchung der Flocke.

Weiterhin müssen die Betriebsbedingungen an die unterschiedlichen Transportmechanismen angepasst werden. Die die Reaktionen gewöhnlich bestimmende Diffusion durch Brownsche Molekularbewegung versagt bei kleinen Partikelkonzentrationen oder großen Partikeln.

Es wird deutlich, dass eine getrennte, mischerspezifische Optimierung von Verweilzeit und Energieeintrag erfolgen muss. Bei der Koagulation für die Bildung von Mikrofloccen aus kleinen Partikeln hoher Konzentration ist aufgrund der kurzen freien Weglängen lediglich ein kleiner Energieeintrag erforderlich. Hier wird man eher ein Strömungsrohr einsetzen. Im Gegensatz dazu wird die Flokkulation, die Agglomeration zu Makrofloccen, aufgrund der geringeren Anzahl größerer Partikeln im betrachteten Volumen durch einen höheren Energieeintrag verbessert, was den Einsatz des Vortex-Mischers begünstigt.

2.2.3 Auslegung

Wie bereits beschrieben, bildet die Berechnung der Camp-Zahl /Cam68/ die Grundlage für die Auslegung eines Vortex-Mischers

$$Ca = G \cdot \tau = \sqrt{\frac{\varepsilon}{\nu}} \cdot \tau = \sqrt{\frac{M \omega}{V \rho \nu}} \cdot \tau = \sqrt{\frac{P}{V \eta}} \cdot \tau \quad (2.15)$$

Bei feststehendem Außenzylinder und rotierendem Innenzylinder des Vortex-Mischers setzt sich der Gesamtenergieeintrag aus rotationellem Anteil ohne Durchströmung Ca_{rot} und axialem Anteil ohne Rotation Ca_{ax} zusammen

$$Ca = Ca_{\text{rot}} + Ca_{\text{ax}} \quad (2.16)$$

Nach /Rei83/ legt die Taylor-Zahl nach Gl. (2.12) legt die Approximationsgleichung für Ca_{rot} fest

$$Ca_{\text{rot}} = f(Ta, r_a, r_i, \tau, \nu), \quad (2.17)$$

$$\Xi = \frac{2 \cdot Ta}{1 + \frac{r_a}{r_i}}$$

$$0 < \Xi \leq 10^2 : Ca_{\text{rot}} = \frac{4 \cdot \nu \cdot r_a \cdot r_i}{(r_a + r_i^2)^2} \cdot Ta \cdot \tau \quad (2.18)$$

$$10^2 < \Xi \leq 4 \cdot 10^2 : \quad \text{keine Approximationsgleichung} \quad (2.19)$$

$$4 \cdot 10^2 < \Xi \leq 10^4 : Ca_{\text{rot}} = \frac{1,613 \cdot \nu \cdot r_a^{0,125} \cdot r_i^{1,5}}{(r_a + r_i^2)^{1,75} \cdot (r_a - r_i^2)^{1,875}} \cdot Ta^{1,25} \cdot \tau \quad (2.20)$$

$$10^4 < \Xi \leq 10^5 : Ca_{\text{rot}} = \frac{1,689 \cdot \nu \cdot r_a^{0,125} \cdot r_i^{1,6}}{(r_a + r_i^2)^{1,85} \cdot (r_a - r_i^2)^{1,875}} \cdot Ta^{1,35} \cdot \tau \quad (2.21)$$

Im Übergangsbereich Gl. (2.19) lässt sich Ca_{rot} aufgrund der breiten Streuung der Versuchsergebnisse nur durch arithmetische Mittelwertbildung aus Gl. (2.20) und (2.21) Gl. annähern.

Der axiale Anteil Ca_{ax} entspricht der Durchströmung eines Kreisringrohres und folgt aus dem Druckverlust Δp . Aus der Verlustleistung

$$P = \Delta p \dot{V}_{\text{ax}} \quad (2.22)$$

dem Reaktionsvolumen

$$V = \dot{V}_{\text{ax}} \cdot \tau \quad (2.23)$$

und dem auf die Zylinderlänge l bezogenen Druckverlust Δp folgt aus Gl. (2.15)

$$Ca_{\text{ax}} = \sqrt{\frac{\Delta p}{l} \cdot \frac{L \cdot \tau}{\eta}} \quad (2.24)$$

mit dem Druckverlust für Ringspaltströmungen

$$\frac{\Delta p}{L} = \lambda \cdot \frac{\rho}{2} \cdot \frac{w^2}{d_{\text{H}}} \quad (2.25)$$

Für den laminaren Fall, $Re \leq 2320$, vereinfacht sich Gl. (2.24) zu

$$d_{\text{H}} = 2(r_a - r_i) \quad (2.26)$$

$$\tau = \frac{L}{w} \quad (2.27)$$

$$Ca_{\text{ax,lam}} = 2 \cdot \sqrt{2 \cdot \phi} \cdot \frac{L}{r_a - r_i} \quad (2.28)$$

Der Widerstandbeiwert λ ist für den laminaren Fall unabhängig vom Widerstandsbeiwert

$$\lambda_{\text{lam}} = \phi \cdot \frac{64}{Re_{\text{ax}}} \quad (2.29)$$

und Re_{ax} folgt aus Gl. (2.13). Der Beiwert ϕ beschreibt in Abhängigkeit vom Radienverhältnis $N = r_i/r_a$ die Abweichung der Ringspalt- von der Rohrströmung

$$\phi = \frac{1 - N^2}{1 + N^2 + \frac{1 - N}{\ln N}} \quad (2.30)$$

3 Versuchsanlage und Messtechnik

3.1 Die Demonstrationsanlage

Die wichtigsten technischen Angaben des Vortex-Mischers sind Tab. 3.1 zu entnehmen, den schematischen Aufbau der Pilotanlage zeigt Abb. 3.1.

Tabelle 3.1: Technische Daten der Pilotanlage

Außendurchmesser:	0,315 m
Innendurchmesser:	0,273 m
Zylinderspalt	0,021 m
Rotorlänge:	2,7 m
Drehzahlbereich:	0 – 1000 min ⁻¹

Der Mischer besteht aus zwei konzentrisch angeordneten Zylinderrohren aus Edelstahl mit einer Spaltweite von 21 mm. Als Innenzylinder wurde ein Standard-Druckwalzenkörper mit einem Durchmesser von 0,273 m verwendet, als Außenzylinder ein Edelstahlrohr mit einem Standard-Durchmesser von 0,315 m. Der Einsatz von Standardbauteilen mit am Markt gängigen Abmessungen ermöglichte neben dem kostengünstigen Aufbau der Pilotanlage auch eine Kostenoptimierung im Hinblick auf eine Serienfertigung.

Der unkonditionierte Klärschlamm strömt dem Mischer über eine Zulaufpumpe von unten zu und wird nach einer kurzen Einlaufstrecke über drei um 120° gegen-

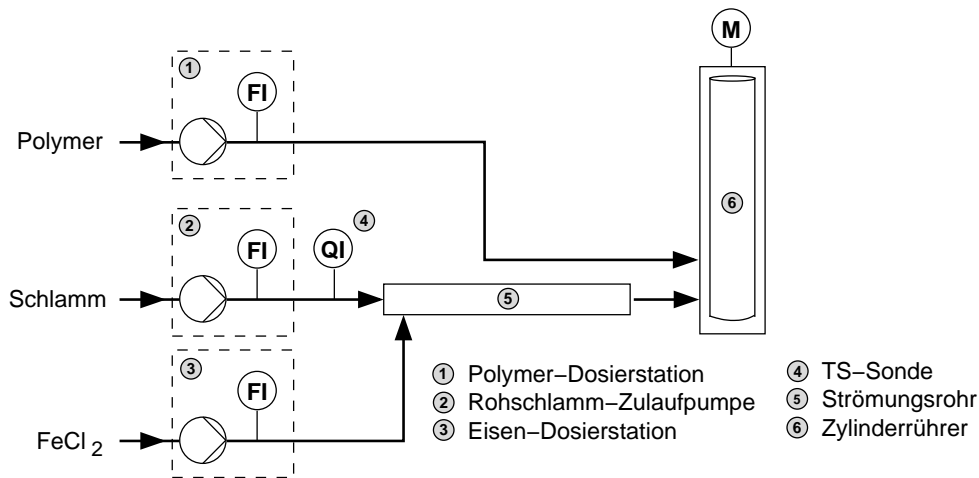


Abbildung 3.1: Fließbild der Demonstrationsanlage

einander versetzte Düsen kontinuierlich mit Flockungshilfsmittel versetzt, wodurch eine gleichmäßige Verteilung gewährleistet wird. Durch den über die Zulaufpumpe aufgeprägten Druckgradienten strömt das Gemisch im als Ringspalt ausgeführten Reaktionsraum zum oberen Auslass. Der rotierende Innenzylinder überträgt durch Haftreibung die Einmischenergie auf das strömende Fluid, es bildet sich die in Kap. 2.2 beschriebene in sich rotierende Schraubenströmung über die Höhe des Reaktionsraums aus.

Die Verweilzeit und der Energieeintrag sind die charakteristischen Betriebsparameter des Vortex-Mischers. Vorversuche im Labormaßstab haben gezeigt, dass eine Verweilzeit von 10 Sekunden und eine Drehzahl von 700 min^{-1} ein optimales Entwässerungsergebnis erzielt. Die Demonstrationsanlage zeigt Abb. 3.2.

Bei Parameterstudien ist man im Wesentlichen auf die Veränderung der Rotordrehzahl beschränkt, da die Verweilzeit sich aus konstruktiven und betriebstechnischen Gründen nur schwer verändern lässt. Die Änderung des Zulaufvolumenstroms ist aufgrund der Betriebsbedingungen auf der Kläranlage nur in einem sehr begrenzten Bereich möglich, die Änderung des Reaktionsvolumens des Vortex-Mischers ist nur durch eine Veränderung der Zylinderdurchmesser möglich, wodurch sich dann ebenfalls die Hydrodynamik des Mischers verändert.



Abbildung 3.2: Vortex-Mischer, installiert auf der Kläranlage Seesen

3.2 Messtechnik

3.2.1 Bestimmung der Viskosität

Zur Bestimmung der Viskosität wurde ein Torsionsrheometer des Typs RotoVisko RV 30 der Firma Haake, Karlsruhe, verwendet.

Der Messraum ist als temperierter Ringspalt zwischen einem äußeren feststehenden und einem inneren rotierenden, mit Messaufnehmer ausgestatteten Innenzylinder ausgeführt. Es wird jeweils eine 5 ml Probe eingefüllt und die Viskosität über den gewählten Messbereich ermittelt.

3.2.2 Bestimmung der Trockenmasse

Die Trockensubstanz, als TS-Konzentration bezeichnet, gibt den aus organischen und mineralischen Anteilen bestehenden Feststoffgehalt im Schlamm an. Das Standardverfahren ist in DIN 38414 beschrieben.

Eine eingewogene Menge Schlamm wird mit Hilfe einer Vakuumpumpe über ein getrocknetes und gewogenes Blauband-Filterpapier und eine Glasfritte filtriert. Der Filterkuchen wird bei 120 °C getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und gewogen. Aus der Differenz zwischen Einwaage M_S und der Masse nach dem Trocknen M_T ergibt sich der TS-Gehalt nach Gl. (3.1)

$$TS = M_S - M_T \quad . \quad (3.1)$$

Zur Bestimmung des organischen Feststoffanteils, als oTS-Gehalt bezeichnet, wird der getrocknete Filterkuchen mit Filter in einem eingewogenen Tiegel bei 550 °C im Muffelofen eine Stunde geglüht, wobei das Filterpapier aschfrei verbrennt und die organischen Bestandteile vollständig oxidieren. Die verbleibende Masse M_G entspricht dem Glührückstand. Der oTS-Gehalt berechnet sich nach Gl. (3.2)

$$oTS = \frac{M_T - M_G}{M_T} = 1 - \frac{M_G}{M_T} \quad . \quad (3.2)$$

Um eine schnelle TS-Bestimmung vor Ort sowie einen hohen Probendurchsatz zu ermöglichen, wurde die eine Trocknungswaage Thermo Control YC01 L der Firma Sartorius eingesetzt. Der TS-Wert in Prozent wird vom Gerät aus dem Quotient der Massen vor Beginn (M_F) und nach Ende (M_T) der Trocknung bei 105 °C bestimmt nach

$$TS = \frac{M_T}{M_F} \cdot 100 \quad . \quad (3.3)$$

Im Gegensatz zur Methode nach DIN wird bei diesem Messverfahren der TS-Gesamtgehalt einschließlich mineralischem Anteil bestimmt.

Für die Pilotversuche wurde der TS-Gehalt im Zulauf und am Austrag der Zentrifuge hinter der Nachkalkung bestimmt, da ein Messwert direkt nach der Zentrifuge bauartbedingt nicht zugänglich war. Mit bekannter Nachkalkmenge folgt dann die TS-Konzentration am Austrag der Zentrifuge.

3.2.3 Bestimmung der Filtrierbarkeit

Ein Kennwert zur Beurteilung der Filtrierbarkeit ist der CST-Test (Capillary Suction Time). Er ist ein normierter Test zur Bestimmung des Wasserabgabevermögens von Schlamm. Das in der Probe enthaltene Wasser, vornehmlich Zwischenraumwasser, breitet sich aufgrund der Kapillarkwirkung mit einer charakteristischen Geschwindigkeit ringförmig auf einem speziellen Filterpapier um den Hohlzylinder aus. Die von der Wasserfront benötigte Zeit zur Überwindung der Messstrecke zwischen zwei Kontakten ist ein Maß für das Vermögen der Wasserbindung bzw. -abgabe der Schlammprobe. Messprinzip und Einflussfaktoren sind in /Olb93/ ausführlich beschrieben.

Ein niedriger CST-Wert entspricht einer guten Durchströmbarkeit und Wasserabtrennbarkeit.

Für den CST-Test wurde ein Messgerät des Typs CST Feasibility Tester 200 der Firma Triton mit Filterpapier der Firma Allied Colloids, Hamburg, verwendet.

Der hohe Anteil freien Wassers in konditioniertem Klärschlamm erschwert eine reproduzierbare Messung. Daher wurde über eine Vorbehandlung einer Probe von 320 ml des konditionierten Klärschlammes der Anteil an Überstandswasser im Zentrifugalfeld (5 min bei 3000 min^{-1}) bestimmt und der Rückstand zur Bestimmung des CST-Wertes herangezogen.

3.2.4 Partikelgrößenanalyse

Die Bestimmung der volumenbezogenen Partikelgrößenverteilung $Q_3(x)$ erfolgte mit einem Laserbeugungsspektrometer des Typs HELOS der Firma Smpatec, Clausthal-Zellerfeld. Das Messprinzip ist in /Sym92/ ausführlich beschrieben und basiert auf der unterschiedlich starken Beugung kohärenten Lichts eines He-Ne-Lasers durch Partikel verschiedener Größe. Polydisperse Partikel erzeugen in der Brennebene einer Linse ein radialsymmetrisches, diffuses Beugungsbild mit einer Intensitätsverteilung. Diese Verteilung wird mit Hilfe einer Fourieranalyse in eine Partikelgrößenverteilung transformiert. Der Messbereich der Partikelgröße x variiert je nach Brennweite der verwendeten Linse:

Brennweite	Partikelgröße
100 mm	1,0 – 175 μm
500 mm	4,5 – 875 μm

Für die Messung werden 2 ml der Schlammprobe zur Vermeidung von Flockenzerstörung mit Hilfe eines Glasrohres mit einem Durchmesser von 20 mm in 500 ml destilliertes Wasser pipettiert und mit einer Schlauchpumpe im Kreislauf durch die Messzelle gepumpt. Um den Einfluss der Scherkräfte auf die Flockenstruktur durch das Umpumpen zu minimieren, wird das Messprogramm sofort nach Zugabe der Probe gestartet.

Als Kennwerte liefert die Software neben einer Summen- ($Q_3(x)$) und Dichteverteilungskurve ($q_3(x)$) die mittlere Partikelgröße x_{50} bei $Q_3(x_{50}) = 0,5$ und die volumenbezogene Oberfläche S_V .

Aus dem Vergleich zwischen unkonditioniertem und konditioniertem Schlamm ergeben sich Rückschlüsse zur Flockenvergrößerung sowie deren Abhängigkeit von Art und Menge zugesetzter Flockungsmittel.

Der Anteil an Partikeln kleiner $10,5\ \mu\text{m}$, der nach /Olb93/ besonderen Einfluss auf die erzielbare Entwässerbarkeit hat, wurde mit der Brennweite 100 mm bestimmt, der x_{50} - und S_V -Wert mit der Brennweite 500 mm.

3.2.5 Bestimmung des ζ -Potentials

Die Bestimmung des ζ -Potentials erfolgte mit Hilfe eines Mikroelektrophoresegerätes Laser Zec 501 der Firma Penkem über die Wanderungsgeschwindigkeit der Partikel im elektrischen Feld. Der Konzentrationseinfluß auf die Wanderungsgeschwindigkeit kann nicht bestimmt werden, da nur Einzelflocken betrachtet werden können.

In der Messzelle, bestehend aus zwei in eine Verbindungskammer ragende Elektroden, wird ein homogenes elektrisches Feld erzeugt. Die geladenen Schlammpartikeln wandern entsprechend ihrer Ladung in Richtung einer der beiden Elektroden. Die Wanderungsgeschwindigkeit ist direkt proportional der Oberflächenladung der Partikeln, ihrem ζ -Potential. Die Kompensationsspannung, die diese Wanderung gerade zum Erliegen bringt, entspricht dem ζ -Potential der Partikeln.

3.2.6 Flockenstabilität im Scherfeld

Ein wichtiger Parameter bei der Klärschlamm-entwässerung neben dem Wassergehalt ist die Stabilität der Flockenstruktur. Durch eine kompakte, stabile Schlammflocke wird der Abtrag von Feinpartikeln aus der Flocke minimiert, der durch die wirkenden erheblichen Kräfte während der Entwässerung verursacht wird. Ein Zeichen für diese Erosion ist das Auftreten einer Trübung im Filtratablauf. Durch die schlechten Sedimentationseigenschaften der Feinpartikel sollte das Filtrat in diesem Fall nicht in die Kläranlage zurückgeführt werden.

Die Scherbeanspruchung der Schlammflocken lässt sich nun mit Hilfe des Vortex-Mischers simulieren. Durch den Energieeintrag des rotierenden Innenrotors des Mischer wird zunächst das Polymer untergemischt und es setzt die Bildung von großvolumigen, fragilen Flocken sowie die Freisetzung von Teilen des gebundenen Schlammwassers ein. Die durch die Partikelkonzentration bedingte Trübung des Schlammes nimmt durch die Agglomeration bis auf ein Minimum ab und es bilden sich zunehmend kompaktere Flockenstrukturen aus. Eine weitere Scherbeanspruchung der bereits gebildeten Flocken führt zu einer Erosion der Agglomerate und einem erneuten Anstieg der Trübung.

Hier setzt nun die neu entwickelte Testmethode, im Folgenden Flockenstabilitätstest genannt, zur schnellen und einfachen Vorauswahl der zu testenden Schlammkonditionierungshilfsmittel an. Ausgehend von dem auf der Kläranlage eingesetzten Flockungshilfsmittel als Referenz kann aus dem zeitlichen Verlauf der Trübung beim Einsatz der zu testenden Alternativprodukte deren Eignung für den Klärschlamm abgeleitet werden. Da die Betriebsverhältnisse der Kläranlage nur schwer im Labormaßstab nachgebildet werden können, muss der endgültige Eignungsnachweis im technischen Maßstab vor Ort erfolgen.

Als Testapparatur wurde die in Abb. 3.3 gezeigte Anordnung im Labormaßstab eingesetzt. Die technischen Daten der Anlage sind Tab. 3.2 zu entnehmen.

Tabelle 3.2: Technische Daten der Versuchsanlage zur Bestimmung der Flockenstabilität

Außendurchmesser:	200 mm
Innendurchmesser:	180 mm
Rotorlänge:	210 mm
Drehzahlbereich:	0 – 400 min ⁻¹

Die Klärschlammprobe wird in die Apparatur eingebracht und mit dem zu testenden Flockungshilfsmittel versetzt. Während der Rührzeit des Vortex-Mischers werden zu definierten Zeiten Proben des Überstandswassers gezogen und anschließend vermessen.

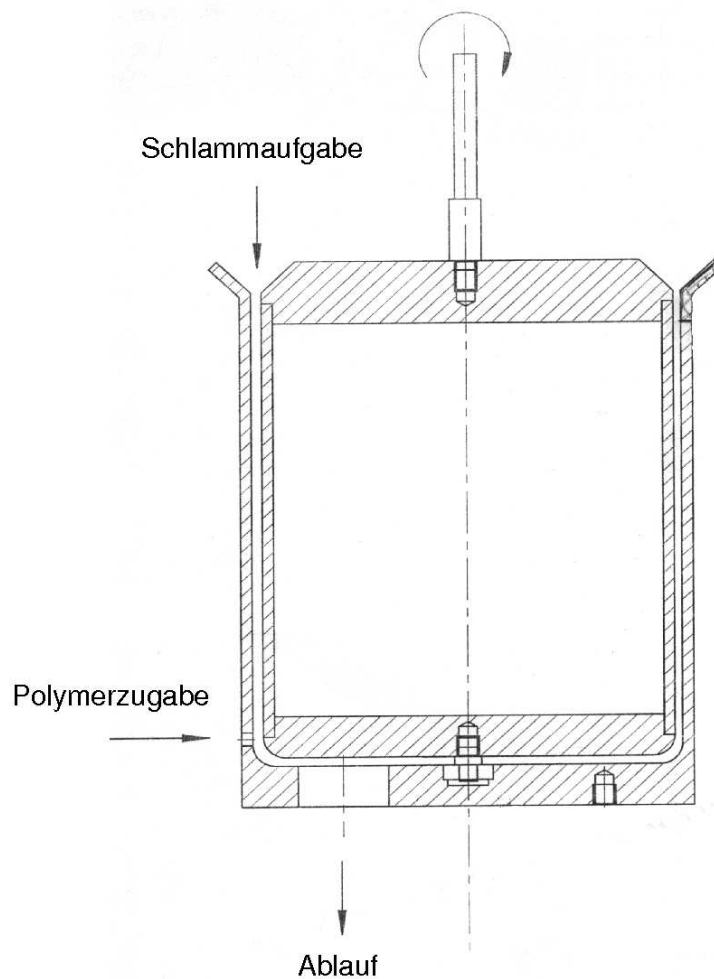


Abbildung 3.3: Versuchsanordnung zur Bestimmung der Flockenstabilität

Die Bestimmung der Trübung des Überstandswassers erfolgte nach ISO 7027/DIN EN 27027 im Durchlichtverfahren bei einer Wellenlänge von 860 nm. Zur Kalibrierung wird eine wässrige Formazin-Suspension eingesetzt. Die Trübungsmessung erfolgt mit Hilfe eines UV/VIS-Fotometers UV-2102PC der Firma Shimadzu.

Der zeitliche Verlauf der Trübung, der den jeweiligen Feinanteil in der Schlammsuspension kennzeichnet, gibt Aufschluss über die Eignung des Flockungsmittels.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Vorversuche im Technikumsmaßstab

4.1.1 Einfluss der Verweilzeit

Zur Bestimmung des Einflusses der Verweilzeit auf die Flockenbildung wurde Schlamm der Kläranlage Seesen mit einer konstanten Polymerkonzentration von 72 mg/l Zetag 75 versetzt. In diesem Konzentrationsbereich liegt der Übergang von der Koagulation zur Flokkulation, d.h., es sind genügend Polymerelemente zur Ausbildung netzartiger Strukturen für Makroflocken vorhanden. Die Drehzahl des Innenzylinders betrug 2.975 min^{-1} . Der Geschwindigkeitsgradient war bei allen Verweilzeiten nahezu konstant und betrug $G=5.000 \text{ s}^{-1}$.

Mit zunehmender Verweilzeit sinkt die mittlere Partikelgröße x_{50} der Schlammflocken (Abb. 4.1).

Durch den steigenden Energieeintrag kommt es vermehrt zu einer Flockenzerstörung durch die auftretenden Scherkräfte. Dieser Effekt kann mit der Campzahl Gl. (2.11) beschrieben werden, die direkt proportional zu der Verweilzeit ist.

Anfangs, bei kurzen Verweilzeiten gebildete instabile poröse Flocken gehen mit zunehmender Verweilzeit in kompaktere Strukturen über, die mit weiter steigender Verweilzeit zunehmend erodiert werden.

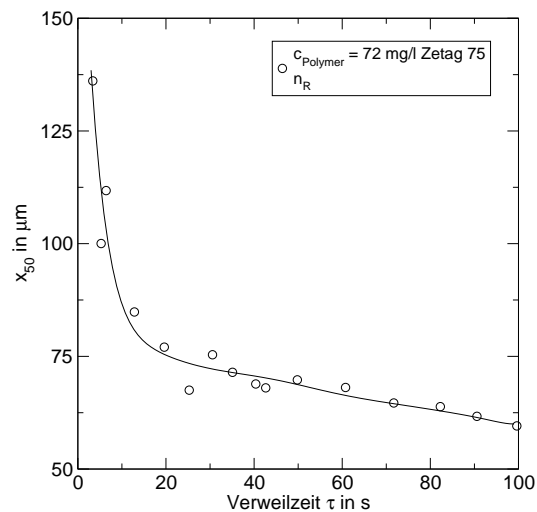


Abbildung 4.1: Mittlere Partikelgröße in Abhängigkeit von der Verweilzeit

4.1.2 Einfluss der Mischerdrehzahl

Der Einfluss der Strömungsform im Vortex-Mischer auf die Flokkulation wurde bestimmt, indem Klärschlamm aus der Kläranlage Seesen mit einer konstanten Polymerkonzentration von 100 mg/l Zetag versetzt und einer Mischerdrehzahl von 83 bis 1.375 min^{-1} ausgesetzt wurde. Die Verweilzeit τ betrug 20 s.

Eine steigender Drehzahl führt zur Zunahme der Flockengröße, deren Maximum bei einer Drehzahl von etwa 700 min^{-1} erreicht ist (Abb. 4.2). Maßgeblich für einen optimalen Mischungseffekt der Mikroflokkeln mit dem Polymer scheinen die Sekundärwirbel zu sein, deren Einfluss mit zunehmender Drehzahl steigt. Die Abnahme der Flockengröße oberhalb einer Drehzahl von 700 min^{-1} ist auf die zunehmende Turbulenz durch den höheren Energieeintrag zurückzuführen.

Der Verlauf des TS-Gehalts mit steigender Drehzahl in Abb. 4.3 zeigt, dass die Trockenstoffkonzentration im entwässerten Schlamm trotz abnehmendem mittleren Partikeldurchmessers weiter ansteigt. Die bereits gebildeten Makroflokkeln zeigen unter den bei steigender Drehzahl stärker auftretenden Sekundärwirbeln eine weniger poröse und verzweigte und mehr kugelförmigere Struktur. Hierdurch scheint sich der Anteil des gebundenen, abzutrennenden Wassers vom Kapillarwasser zum Ober-

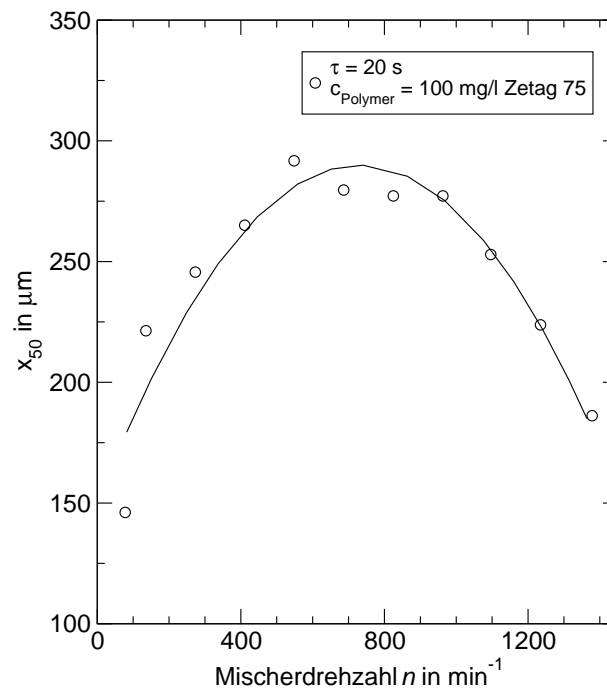


Abbildung 4.2: Mittlere Partikelgröße in Abhängigkeit von der Drehzahl

flächenwasser zu verschieben. Die kompaktere Struktur der Flocken kann hydrodynamischen Belastungen besser widerstehen. Allerdings ist der gebildete Feinanteil bei der Umsetzung dieser Ergebnisse in einem technischen Entwässerungsaggregat zu berücksichtigen.

Durch die mit steigender Drehzahl vermehrt in der Strömung auftretenden Sekundärwirbel kommt es zu einer Zunahme der Erosion an der Partikeloberfläche (Abb. 4.2). Der sich bildende höhere Kleinstpartikelanteil ist für den erhöhten CST-Wert und somit ein schlechteres Filtrationsverhalten verantwortlich (Abb. 4.4).

4.1.3 Vergleich verschiedener Polymere mit dem Flockenstabilitätstest (FST)

Wichtig für eine erfolgreiche Schlammentwässerung ist die Auswahl des richtigen Flockungshilfsmittels. Dieses muss optimal auf die spezifischen Schlammeigenschaften und Betriebsparameter der jeweiligen Kläranlage abgestimmt sein. Es wurden

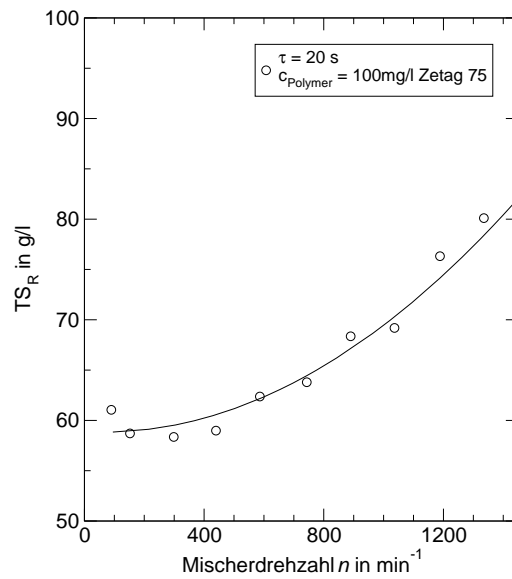


Abbildung 4.3: TS-Gehalt in Abhängigkeit von der Drehzahl

hierzu verschiedene, in Tab. 4.1 aufgelistete, feste und flüssige Produkte mit dem auf der Kläranlage in Seesen eingesetzten Polymer als Referenz verglichen. Als Messmethode wurde das in Kap. 3.2.6 beschriebene Verfahren eingesetzt.

Die jeweilige Konzentration der Lösung betrug für die festen Produkte 0,2 % analog

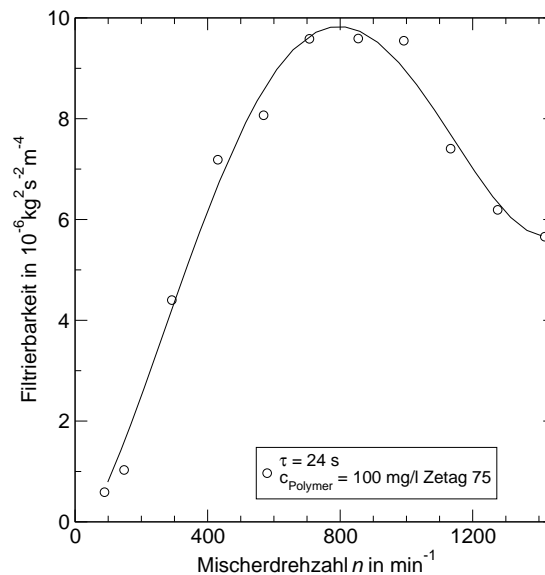


Abbildung 4.4: Filtrierbarkeit in Abhängigkeit von der Drehzahl

Tabelle 4.1: Eingesetzte Produkte des Polymervergleichs

Produkt	Hersteller
Eurofloc KP55N	Protec
Zetag 7504	Ciba Speciality Chemicals
Zetag 7555	
Zetag 7653	
Zetag 7689	
Zetag 8816	
Zetag 8848FS	
Praestol K133	Degussa
Praestol K155	
Praestol K255	
Synthofloc 5030	Sachtleben Chemie
Synthofloc 5045HL	
Synthofloc 5080	
Synthofloc 5840US	
Synthofloc 5860V	

zu der auf der Kläranlage in Seesen eingesetzten Polymerlösung. Für die flüssigen Produkte wurde die minimale Konzentration so gewählt, dass eine Makroflockenbildung beobachtet werden konnte. Die jeweils verwendete Konzentration ist in Abb. 4.6 vermerkt.

Die Ergebnisse in Abb. 4.5 und 4.6 zeigen, dass das bisher eingesetzte Polymer unter den zur Verfügung stehenden Produkten für die in Seesen herrschenden Betriebsbedingungen im Vergleich zu den getesteten Polymeren bereits sehr gute Eigenschaften besitzt.

Polymere sind positiv zu bewerten, wenn

- die Trübung minimal ist
- sich die Trübung bei zeitlich langen Scherbelastungen nicht erhöht.

Sinkt die Trübung mit steigender Scherbelastung (z.B. Synthofloc 5045HL u. 5080), so kann dies darauf hindeuten, dass das Polymer noch nicht optimal mit den

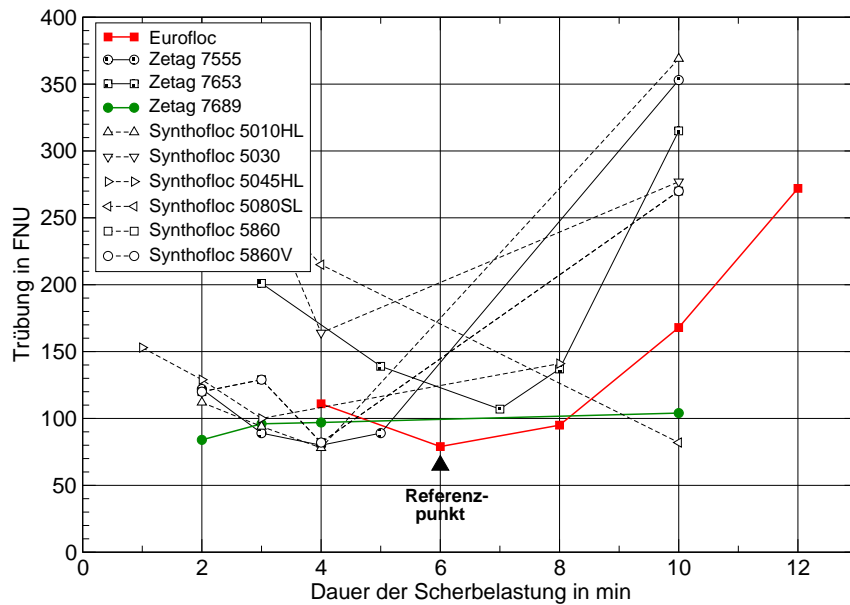


Abbildung 4.5: Vergleich der festen Produkte mit dem bisher eingesetzten Polymer Eurofloc bei einer Konzentration von 0,2 %

Schlammflocken in Kontakt gebracht wurde. In diesen Fällen erscheint der Einsatz des Vortex-Mischers besonders vorteilhaft.

Viele flüssige Polymere zeigen eine gleiche oder aber auch höhere Scherfestigkeit (z.B. Praestol K255) der gebildeten Flocken gegenüber dem Referenzpolymer. Auf Grund des höheren Preises wurde der technische Einsatz auf der Kläranlage Seesen nicht geprüft.

Das feste Polymer Zetag 7689 zeigte eine vergleichbare Leistung wie das Referenzpolymer und wurde daher für eine Überprüfung der Ergebnisse auf der Kläranlage Seesen ausgewählt. Die Versuche bestätigten die Ergebnisse aus den FST-Versuchen. Der Polymerbedarf stieg nur geringfügig von 2,4 m³/h auf 2,5 m³/h an.

Erfolgen weitere Vergleichsuntersuchungen zu Betriebsparametern und eingesetzten Polymeren auf verschiedenen Kläranlagen, lassen sich aus den Daten die die Messmethode beeinflussenden Parameter bestimmen sowie eine Messvorschrift entwickeln. Durch die einfache Handhabung und einfachen Aufbau der Apparatur ist die Entwicklung eines wirtschaftlich vermarktbareren Messgerätes denkbar.

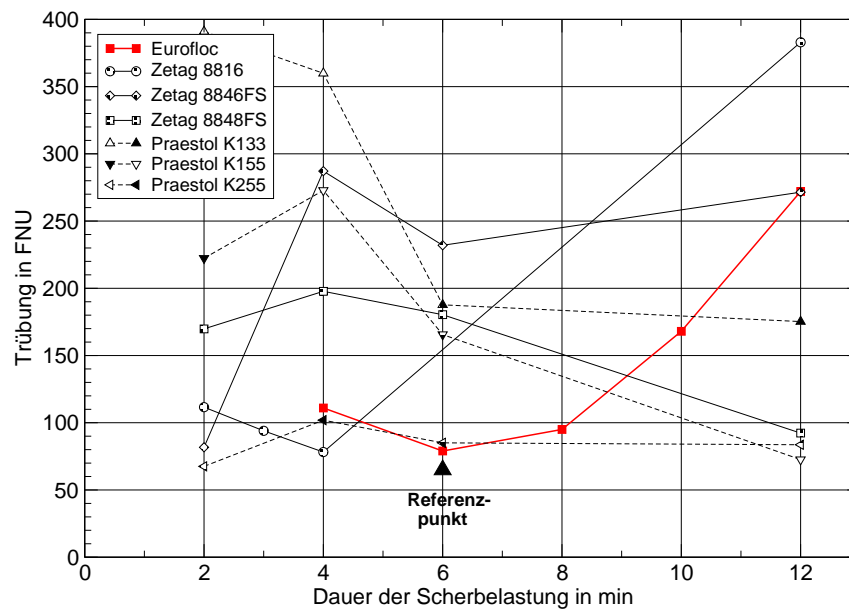


Abbildung 4.6: Vergleich der flüssigen Produkte mit dem bisher eingesetzten Polymer Eurofloc

4.2 Versuche im technischen Maßstab

4.2.1 Kläranlage Seesen

4.2.1.1 Einfluss der Drehzahl

Bei den Untersuchungen zur Bestimmung des Drehzahleinflusses auf den Polymerverbrauch und das Entwässerungsergebnis wurde die Anlage zunächst ohne Vortex-Mischer angefahren, bis sich ein nahezu stationärer Zustand eingestellt hatte. Im weiteren Verlauf wurde die Anlage alternierend ohne sowie mit Vortex-Mischer bei verschiedenen Drehzahlen betrieben. Die Polymerdosierung erfolgte optisch so, dass das Zentrat der Zentrifuge weiß war, aber nicht schäumte.

Abb. 4.7 zeigt den Polymerbedarf mit und ohne Einsatz des Vortex-Mischers. Im Gegensatz zu den erwarteten Ergebnissen aus den Technikumsversuchen zeigten sich hier nur minimale Veränderungen in der Polymerdosierung. Allerdings ist zu

berücksichtigen, dass in den Technikumsversuchen andere Parameter (Partikelgröße, Entwässerungsgrad) zur Bewertung verwendet werden mussten.

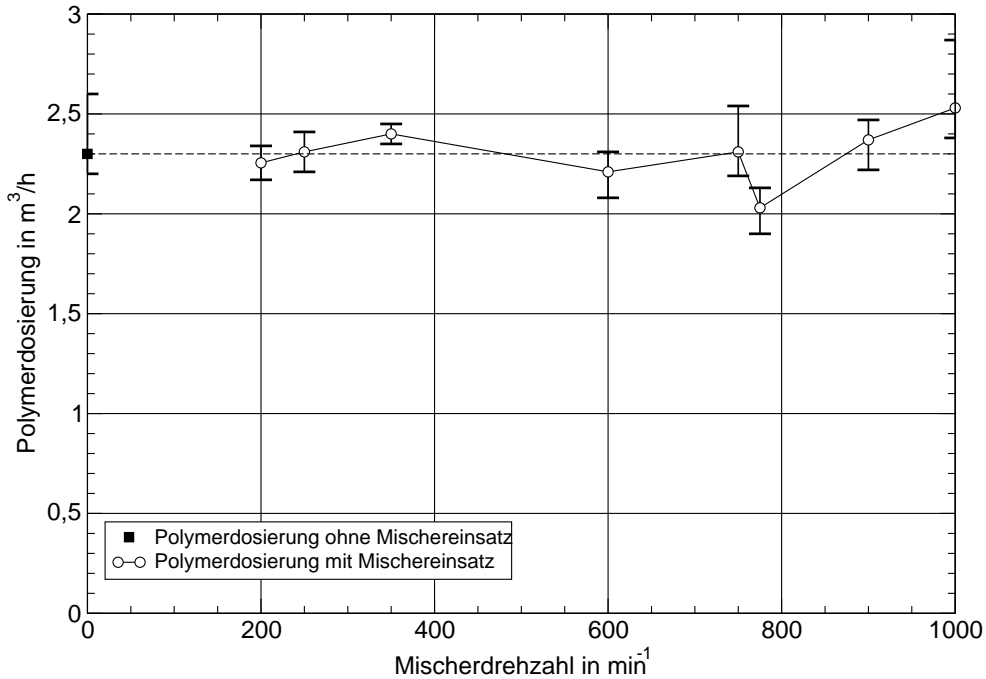


Abbildung 4.7: Polymerbedarf in Abhängigkeit von der Drehzahl

Abb. 4.8 zeigt, dass der TS-Gehalt des entwässerten Schlammes mit Vorkalkung bei Einsatz des Vortex-Mischers in der gleichen Größenordnung wie ohne dessen Einsatz liegt.

Zur Bestimmung des TS-Gehaltes nur für den entwässerten Klärschlamm ohne Kalkanteil am Austrag der Zentrifuge wird die Vorkalkung kurzzeitig abgeschaltet. Wie Abb. 4.9 zeigt, liegt das Maximum des TS-Gehaltes im aus den Technikumsversuchen erwarteten Drehzahlbereich um 700 min^{-1} . Der TS-Gehalt steigt in diesem Bereich um ca. 1,5 % auf 26 % im Vergleich zu 24,5 % ohne Einsatz des Mixers an.

Die nicht reproduzierbare Polymereinsparung auf der Kläranlage Seesen im Vergleich zu den Technikumsversuchen liegt an den unterschiedlichen Entwässerungsbedingungen. Die Stabilität der Flocken ist ein wesentlicher Parameter bei der

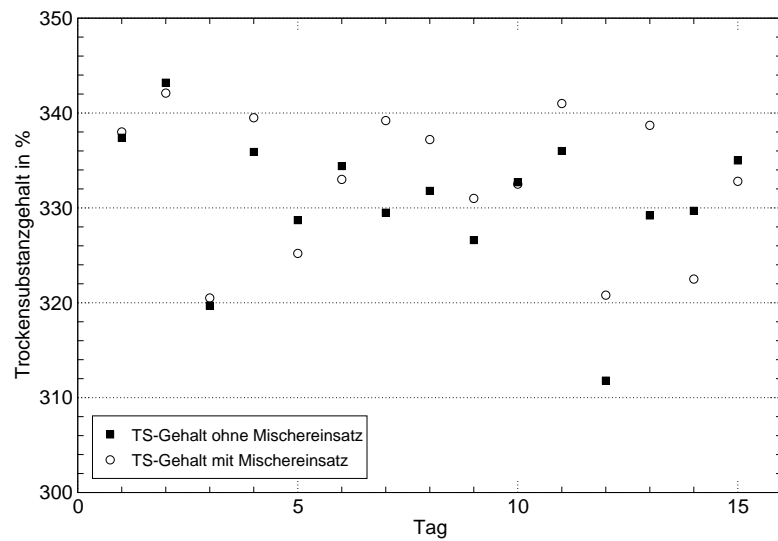


Abbildung 4.8: TS-Gehalt an verschiedenen Tagen mit und ohne Mischereinsatz

Schlammwässerung, jedoch lässt sich die Belastung im Zentrifugalfeld des Dekanters im Technikumsmaßstab nur schwer abbilden.

Die Zunahme der Flockengröße mit steigender Mischerdrehzahl in Abb. 4.10 zeigt den aus den Technikumsversuchen erwarteten Verlauf. Die maximale Flockengröße trat im gleichen Drehzahlbereich von ca. 700 min^{-1} auf.

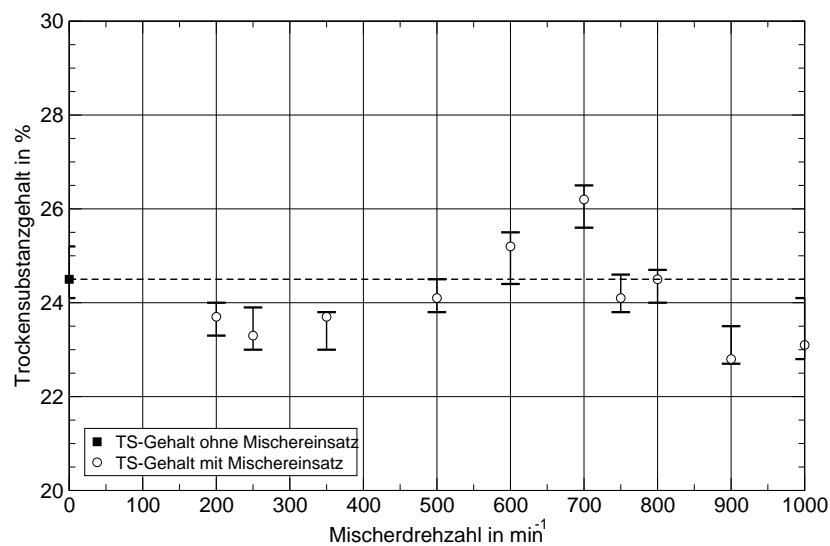


Abbildung 4.9: TS-Gehalt ohne Vorkalkung in Abhängigkeit von der Mischerdrehzahl

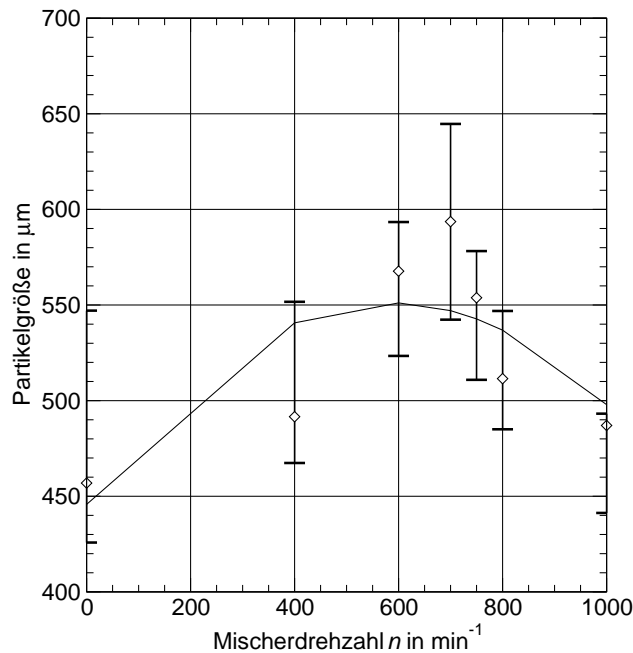


Abbildung 4.10: Mittlere Partikelgröße in Abhängigkeit von der Drehzahl

Mit dem Vortex-Mischer wurde eine Verbesserung des Entwässerungsergebnisses erreicht. Durch den homogenen Energieeintrag ließ sich optisch eine kompaktere Flockenstruktur beobachten (s. Abb. 4.11).

- Probe (1) zeigt die Flockenstruktur ohne Einsatz des Vortex-Mischers,
- Probe (2) am Ablauf des Vortex-Mischers bei 700 min^{-1} .

Bei gleicher Standzeit der Proben zeigt sich in Ausschnittvergrößerung (d) eine schnellere Phasentrennung von Probe (2) im Vergleich zu Ausschnitt (c) von Probe (1) mit einem höheren Entwässerungsvolumen. Ebenso zeigt Probe (2) eine kompaktere, größere Flocke (Teil (b)) im Vergleich zu Probe (1) (Teil (a)). Wie oben bereits beschrieben, sind diese positiven Wirkungen auf die Schlammflocken in dem großtechnischen Dekanter nicht von Bedeutung, da die Scherkräfte und deren Dosis deutlich größer als bei den Untersuchungen im Technikumsmaßstab ist.

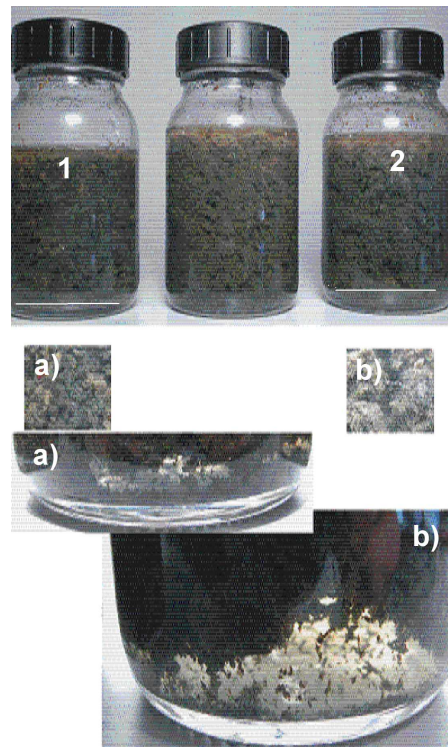


Abbildung 4.11: Flokkenstruktur am Ablauf des Vortex-Mischers

4.2.1.2 Einfluss der Vorkonditionierung

Die Untersuchung des Zeta-Potentials des Faulschlammes der Kläranlage Seesen zeigte ein stark negatives Oberflächenpotential von unter -20 mV.

Dieses Ergebnis führte zu der Überlegung, Koagulation und Flokkulation durch den vorgeschalteten Einsatz anionischer Flockungsmittel zeitlich und räumlich zu trennen. Wie in Kap. 2.1.2 beschrieben, ist die Entstabilisierung und damit die Bildung von Mikroflokkeln der langsamste Schritt des Flockungsmechanismus.

Als Flockungsmittel wurde Heifloc 138 der Firma Kruse Chemie, eine FeCl_2 -Lösung mit einem Eisenanteil von 44 % eingesetzt. Die Lösung wurde hierzu in einem vorgeschalteten Behälter so zudosiert, dass das Zeta-Potential des zu entwässernden Schlammes einen Wert von etwa -12 mV annahm. Schuster und Bennoit /Sch03/ geben einen Bereich um -10 mV als optimal für die Bildung kompakter Flokken mit

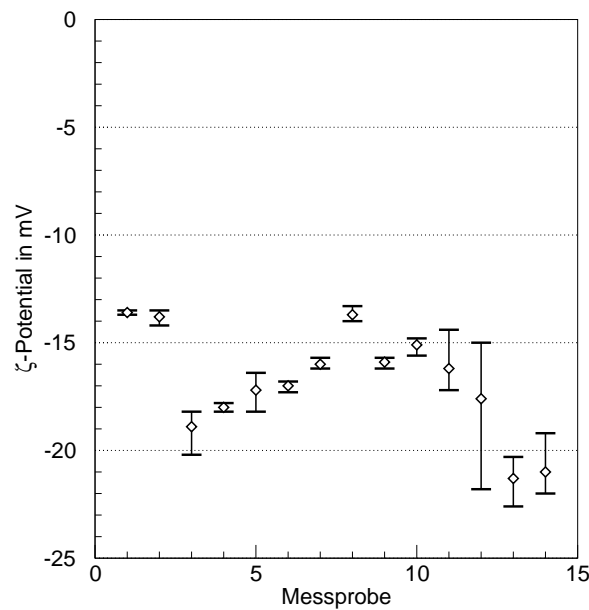


Abbildung 4.12: Zeta-Potential verschiedener Klärschlammproben von der Kläranlage Seesen

relativ geringem Schlammindeks und gutem Abscheidevermögen an. Daraus folgte ein Volumenstrom von 50 l/h Heifloc-Lösung. Darüber hinaus wurden Volumenströme von 100 und 150 l/h sowie der Wert ohne Eisenzusatz als Referenz vermessen.

Um die Flockenstabilität in den Untersuchungen zu berücksichtigen, wurde die Schlammprobe zunächst 10 Minuten in dem Partikelgrößenanalysator umgepumpt. Anschließend wurde die Probe vermessen. Da der Feinanteil des Schlammes charakterisiert werden sollte, wurde der x_{10} -Wert der Partikelgrößenverteilung zur Auswertung verwendet. Die Abhängigkeit des x_{10} -Wertes von der Eisen- und Polymerdosierung zeigt Abb. 4.13.

Die Untersuchungen zeigten jedoch weder im Polymerbedarf noch im TS-Gehalt des entwässerten Schlammes einen wesentlichen Einfluss der Vorkonditionierung auf das Entwässerungsergebnis.

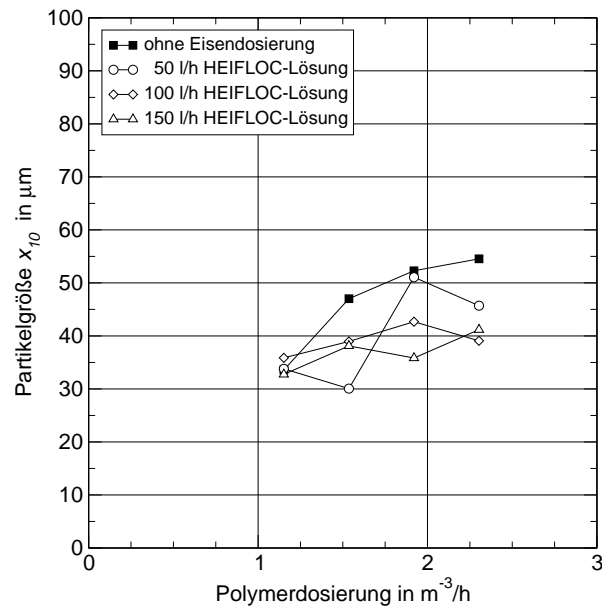


Abbildung 4.13: Abhängigkeit der Partikelgröße von der Eisen- und Polymerdosierung

4.2.2 Kläranlage Kalefeld

Beim Einsatz zur Konditionierung vor einer Bandfilterpresse als Entwässerungsaggregat zeigte sich keine Verringerung der Polymerdosierung, jedoch eine Erhöhung der Trockenstoffkonzentration.

Auffallend in Abb. 4.14 ist der Anstieg des TS-Gehaltes an einem Versuchstag von 15 auf etwa 18 %. Dieser Wert konnte jedoch nicht reproduziert werden. Zudem ergaben sich im Laufe der Versuche bekannte, jahreszeitlich bedingte Schwierigkeiten bei der Schlammentwässerung. Im Mittel kann die Trockenstoffkonzentration mit dem Vortex-Mischer von 14 auf 16 % erhöht werden.

4.2.3 Kläranlage Bovenden

Auch auf der Kläranlage Bovenden ist eine positive Tendenz durch den Einsatz des Vortex-Mischers zu erkennen. Die Trockenstoffkonzentration am Ausgang der Bandfilterpresse konnte bei gleichem Polymereinsatz um ca. 1 % erhöht werden.

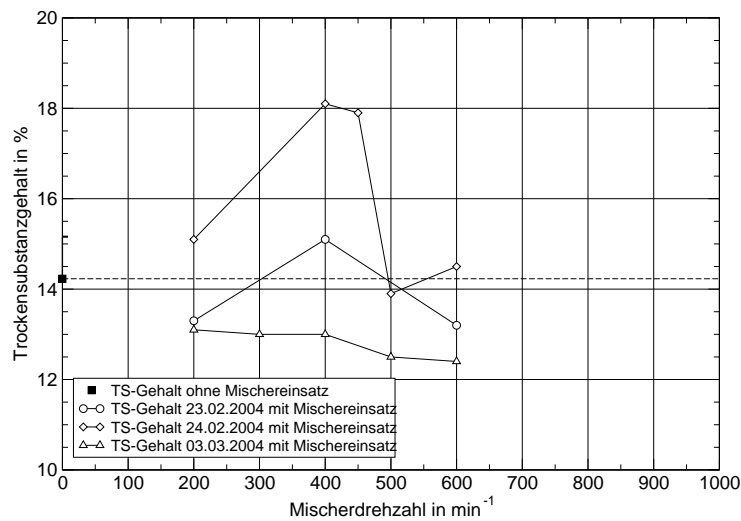


Abbildung 4.14: Kalefeld: TS-Gehalt in Abhängigkeit von der Drehzahl

Neben der Drehzahl des Vortex-Mischers wurde der Einfluss der Konzentration der Polymerlösung untersucht. Wie aus Abb. 4.15 hervorgeht, ist kein eindeutiger Einfluss feststellbar.

Ein wirtschaftlicher Einsatz des Vortex-Mischers ist auf Grund der geringfügigen Steigerung der Trockenstoffkonzentration um 1 % nicht möglich.

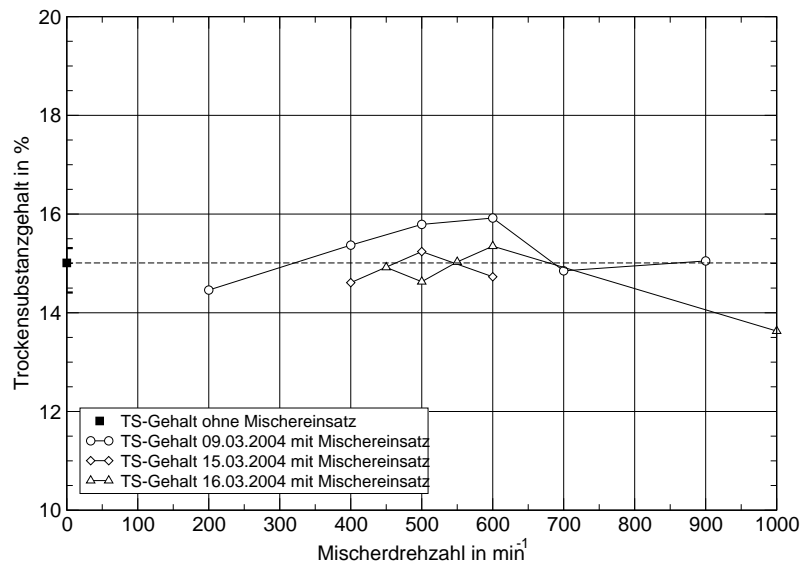


Abbildung 4.15: Bovenden: TS-Gehalt in Abhängigkeit von der Drehzahl

4.2.4 Kläranlage Lamsheim

Die Ergebnisse auf der Kläranlage Lamsheim bestätigen die der anderen Kläranlagen. Es ist eine Erhöhung der Trockenstoffkonzentration durch den Vortex-Mischer um ca. 1 bis 2 % bei Drehzahlen von 750 – 800 min^{-1} zu erkennen.

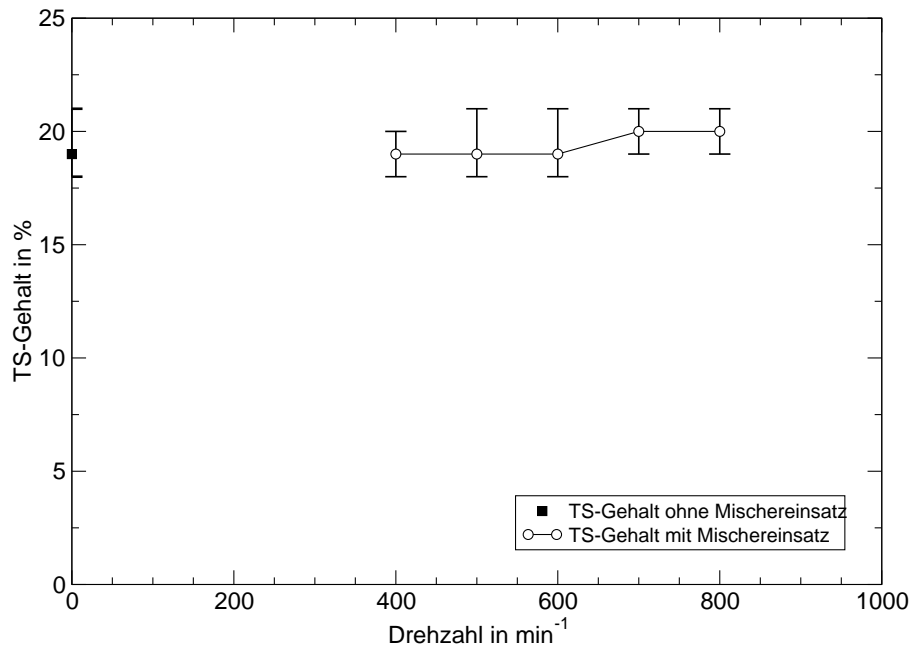


Abbildung 4.16: Lamsheim: TS-Gehalt in Abhängigkeit von der Drehzahl

Da der Schlammvolumenstrom während der Versuche stark schwankte, wurde der Polymerbedarf als auf den Schlammvolumenstrom bezogene Größe angegeben.

Es zeigt sich eine Abhängigkeit des Polymerbedarfs von der Drehzahl des Vortex-Mischers, wobei die maximalen Entwässerungsergebnisse ohne Mehrverbrauch erreicht werden.

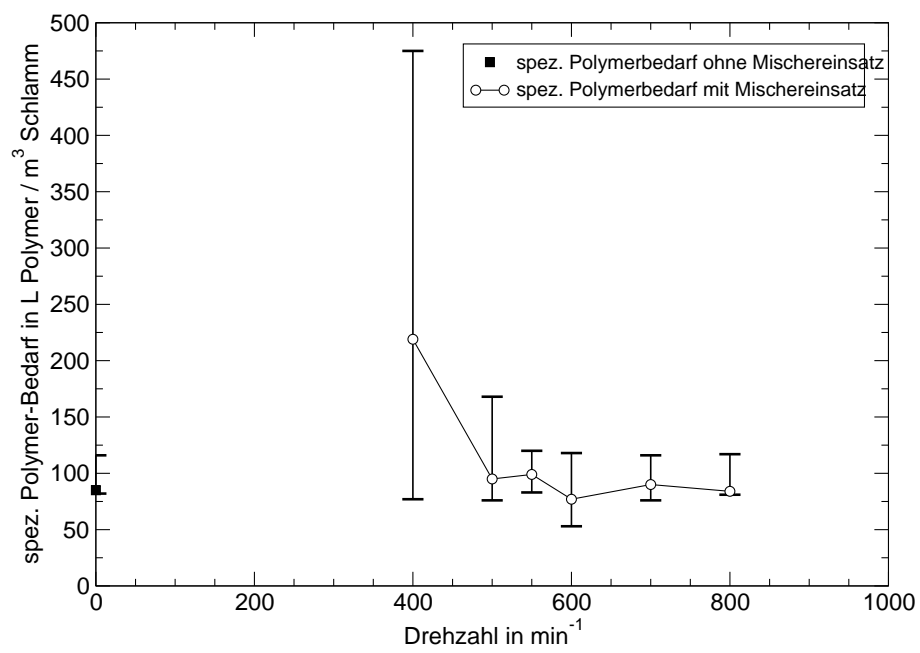


Abbildung 4.17: Lambsheim: spezifischer Polymerbedarf in Abhängigkeit von der Drehzahl

5 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Die zentrale Frage vor einer Investition in eine neue Anlagentechnik ist der wirtschaftliche Nutzen. Eine Verminderung der Flockungs- und Flockungshilfsmittelmenge und/oder die weitere Minimierung des Wassergehaltes des anfallenden Klärschlammes führt zu einer Verringerung der laufenden Betriebs- sowie Entsorgungskosten.

Für die Wirtschaftlichkeitsrechnung werden ausgehend von den Abmessungen und Investitionskosten der Demonstrationsanlage der Verkaufspreis bei Serienfertigung der Anlage abgeschätzt. Durch die Optimierung der Konstruktion sowie Vereinfachung und Verminderung der Mess- und Regeltechnik auf das notwendige Maß lassen sich die Investitionskosten von 50.000 € auf etwa 20.000 € verringern, so dass der Verkaufspreis unter Berücksichtigung von Wagnis- und Gewinnzuschlägen etwa 25.000 € betragen wird.

Im Gegensatz zu Versuchen im Labormaßstab, wo die Einsparung von Flockungshilfsmittel etwa 20 % betrug, ist basierend auf den bisherigen Versuchsergebnissen keine wirtschaftlich relevante Einsparung zu erreichen. Andererseits erfolgt eine Erhöhung der Trockensubstanzkonzentration am Austrag des Entwässerungsaggregats bei Einsatz des Vortex-Mischers. Diese, wenn auch geringfügige, Erhöhung wirkt sich jedoch erheblich auf die Betriebskosten aus, da

- der Zusatz an Kalk zur Einstellung des Feststoffgehaltes des entwässerten Klärschlammes vermindert werden kann, um die gleiche Endkonzentration zu erhalten;

- der Trocknungsaufwand für eine weitergehende thermische Verwertung aufgrund des geringeren Wassergehaltes vermindert werden kann;
- die Lager- und Transportkosten durch das verringerte Kalk- sowie Klärschlammvolumen gesenkt werden.

In Tab. 5.1 ist eine Wirtschaftlichkeitsberechnung für zwei kommunale Kläranlagen mit unterschiedlichen Entwässerungsaggregaten durchgeführt. Es handelt sich zum einen um die Kläranlage in Seesen mit einem Dekanter sowie um die Anlage Kalefeld mit einer Siebandpresse als Entwässerungsaggregat.

Es lassen sich somit pro Jahr Einsparungen zwischen 1.900 € und 2.500 € erzielen. Für Kläranlagen mit weniger leistungsfähigen Entwässerungsaggregaten (Siebandpresse) ist die Einsparung durch den höheren benötigten Kalkeinsatz und die damit verbundene Verminderung aufgrund der höheren Feststoffkonzentration größer. Im Vergleich zu den anfallenden Gesamtbehandlungskosten des Klärschlammes sind die wirtschaftlichen Gesichtspunkte für eine Kaufentscheidung jedoch nicht ausreichend.

Mittel- bis langfristig wird sich die hier eingesetzte derzeitig günstige landwirtschaftliche Klärschlammverwertung von 30/36 €/t Klärschlamm bzw. 120/260 €/t TS verteuern. Das Ausweichen auf Trocknung und Verbrennung als Verwertungsweg wird zusätzlich zu einer Erhöhung der Verwertungskosten führen. Für beide Beispielanlagen bedeutet das nahezu eine Verdopplung der Entsorgungskosten, was sich positiv auf eine Vermarktung des Vortex-Mischers auswirkt.

Nach dem Stand der derzeitigen Ergebnisse beschränkt sich der Einsatz des Mischers auf Anlagen mit bereits bestehender thermischer Verwertung. International ist besonders in Japan ein Marktpotential vorhanden, da dort bereits der überwiegende Anteil des anfallenden Klärschlammes thermisch weiterbehandelt wird. Weiterhin wird sowohl in den USA als auch in Korea der Anteil der thermischen Klärschlammverwertung in den nächsten Jahren weiter ausgebaut.

Tabelle 5.1: Betriebswirtschaftliche Analyse

	KA Seesen		KA Kalefeld	
Kosten Kalk	70 €/t		70 €/t	
Kosten landwirtschaftliche Verwertung	30 €/t		36 €/t	
Klärschlamm-trockenmasse	360 tTS/a		360 tTS/a	
	ohne	mit	ohne	mit
	Vortex-Mischer		Vortex-Mischer	
Trockenstoffkonzentration ohne Kalk	24,5 %	26 %	14 %	16 %
Trockenstoffkonzentration mit Kalk	33 %	33 %	30 %	30 %
Kalkmenge	168 t/a	145 t/a	122 t/a	93 t/a
Klärschlamm-menge	1.650 t/a	1.650 t/a	1.650 t/a	1.650 t/a
Einsparung Kalk	—	23 t/a (14 %) 3.600 €/a	—	29 t/a (24 %) 3.240 €/a
Einsparung Verwertung	—	120 t/a (7,3 %) 3.600 €/a	—	90 t/a (13,8 %) 3.240 €/a
Gesamteinsparung	—	5.210 €/a	—	5.270 €/a
Volumenstrom	16 m ³ /h		4 m ³ /h	
Entwässerung	(15.800 m ³ /a, 990 h/a)		(2.470 m ³ /a, 618 h/a)	
Kosten Vortex-Mischer	25.000 €		22.000 €	
Jahresinvestkosten (10 a, 7 % Zins)	2.600 €/a		2.300 €/a	
Energiekosten (0,15 €/kWh)	590 €/a (4 kW)		320 €/a (3,5 kW)	
Verschleiß/Wartung	150 €/a		150 €/a	
Gesamtkosten:	—	3.340 €/a	—	2.770 €/a
Kostenreduzier	—	1.870 €/a	—	2.500 €/a

6 Zusammenfassung

Der positive Einfluss des homogenen Scherfeldes des Vortex-Mischers auf die Flockung der Schlammpartikel, wie sie /Fre94/ beschreibt, konnten in ersten orientierenden Laborversuchen bestätigt werden. Eine Optimierung der Einmischbedingungen für das Polymer ließ eine Einsparung an Flockungshilfsmittel von bis zu 20 % erwarten. Die gleichmäßige Vermischung von Klärschlamm und Polymer führt zu einer stabileren Flockenstruktur und einer deutlich verminderten Erosion der bereits gebildeten Schlammflocken.

Für die Auslegung des Mischaggregats sollte eine umfassende fluiddynamische Untersuchung die Grundlage bilden. So ist sichergestellt, dass die wesentlichen geometrischen Verhältnisse sowie die Betriebsparameter wie Verweilzeit und Rotationsgeschwindigkeit des Innenzylinders das Auftreten der gewünschten Strömungsform begünstigen. Bei der Auslegung des hier benutzten Vortex-Mischers wurde die Dimensionierung aufgrund von Erfahrungen bestehender Laboranlagen mit Hilfe eines Scale-Ups ermittelt. Somit besteht hier weiterer Forschungsbedarf und ein zusätzliches Optimierungspotential. Es wurde auf eine Strömungssimulation verzichtet, da die Ergebnisse mit dem realen Stoffsystem aufwendig validiert werden müssten. Der Einsatz optische Messverfahren zur Bestimmung der Geschwindigkeitsfelder, wie etwa Particle Image Velocimetry (PIV), ist durch die Trübung und den Feststoffgehalt des Klärschlammes hier erschwert.

Grundsätzlich konnten die positiven Einflüsse der Demonstrationsanlage auf den Konditionierungsprozess in den Pilotversuchen auf den Kläranlagen nachgewiesen werden. Bei Einsatz des Vortex-Mischer zeigte sich sowohl eine Steigerung des TS-Gehaltes als auch die Änderung der Flockenstruktur zu einer stabileren und

kompakteren Flocke. Die in den Laborversuchen erzielte Einsparung des Konditionierungshilfsmittels um bis zu 20 % wurde nicht erreicht und lag innerhalb des Bereichs der Schwankungen bedingt durch den unterschiedlichen Feststoffgehalt im Zulauf zur Klärschlammmentwässerung. Dennoch ist ein wirtschaftlicher Einsatz des Vortex-Mischers auch mit der geringfügigen Steigerung der Trockensubstanzkonzentration im Austrag des jeweiligen Entwässerungsaggregate möglich. Für kleinere Kläranlagen (10.000 bis 20.000 EW) mit einer überwiegend landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung lässt sich eine Kosteneinsparung von ca. 2.000 €/a erzielen. Bei einer weiter zunehmenden thermischen Klärschlammbehandlung steigt das Einsparpotential aufgrund des niedrigeren Wassergehalts und den damit verbundenen niedrigeren Behandlungskosten deutlich an. Weiterhin lassen sich die Investitionskosten für Beschaffung der Anlage durch eine Serienfertigung weiter senken.

Der im Verlauf der Pilotversuche neu entwickelte Flockenstabilitätstest stellt eine schnelle und einfache Möglichkeit dar, die Wirksamkeit verschiedener Konditionierungshilfsmittel untereinander zu vergleichen. Die erzielten Ergebnisse aus dem Vergleich der verschiedenen hier eingesetzten Polymere als Flockungshilfsstoffe konnten reproduziert und in der Praxis bestätigt werden.

7 Symbolverzeichnis

7.1 Lateinische Symbole

CST	kapillare Saugzeit	s
Ca	Camp-Zahl	—
d	Durchmesser	m
G	Geschwindigkeitsgradient	s^{-1}
J_{ij}	Kollisionsfrequenz	—
$k(i, j)$	Kollisionsfrequenzfunktion	—
k_B	Boltzmann-Konstante	$1,38 \cdot 10^{-23} \text{ J/K}$
L	charakteristische Länge	m
l	Länge	m
M	Drehmoment	Nm
N	Radienverhältnis	—
n	Partikelanzahl	—
oTS	organischer Trockensubstanzgehalt	g/L, %
P	Leistung	W, Js
Re	Reynolds-Zahl	—
r	Radius	m
s	Spaltweite	m, mm
T	absolute Temperatur	K
Ta	Taylor-Zahl	—
TS	Trockensubstanzgehalt	g/L, %
t	Reaktionszeit	s
$u(r)$	tangentiale Geschwindigkeitskomponente	m/s
V	Volumen	m^3
\dot{V}	Volumenstrom	m^3/h
$v(r)$	radiale Geschwindigkeitskomponente	m/s
$w(r)$	axiale Geschwindigkeitskomponente	m/s
x_{10}	volumenbezogene Partikelgröße	μm
x_{50}	volumenbezogene mittlere Partikelgröße	μm

7.2 Griechische Symbole

α	Kollisionswirksamkeitsfaktor	—
δ	Diffuse Doppelschicht	μm
Δp	Druckdifferenz	Pa
ε	Energiedissipation	W/kg
η	Dynamische Viskosität	Pas, Ns/m ²
λ	Widerstandsbeiwert	—
ν	Kinematische Viskosität	m ² /s
Φ	Partikel-Volumenkonzentration	—
Ψ	Potential	V
τ	Verweilzeit	s
ϱ	Dichte	kg/m ³
ω	Winkelgeschwindigkeit	s ⁻¹
ζ	Zeta-Potential	V

7.3 Indizes

0	zur Zeit $t = 0$
a	außen
ax	axial
H	hydraulisch
i	innen
lam	laminar
i, j	Spezies i bzw. j
krit	kritisch
rot	rotationell
t	zur Zeit t

8 Literaturverzeichnis

- /ATV96/ ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG (Hrsg.)
ATV-Handbuch "Klärschlamm"
Ernst & Sohn Verlag, Berlin, 4. Aufl., (1996)
- /Ami90/ AMIRTHARAJAH, A. und C. R. O'MELIA
Water Quality and Treatment - A Handbook of Community Water Supplies, Kap. 6: Coagulation Processes: Destabilisation, Mixing and Flocculation, S. 269 – 365
American Water Works Association, New York, 4. Aufl., (1990)
- /ATV87/ *Maschinelle Schlammwässerung*
Korrespondenz Abwasser, **34** (1987) 5 S. 559 – 571
- /ATV95/ *Maschinelle Schlammwässerung*
Korrespondenz Abwasser, **42** (1995) 2 S. 271 – 285
- /Boh99/ BOHN, T.; T. GRÜNEBAUM; J. HOFFMANN et al.
Kostenstrukturen der Klärschlammbehandlung und -entsorgung
Korrespondenz Abwasser, **46** (1999) 5
- /BMU92/ *Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992*
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,
(1992)
- /Cam68/ CAMP, T. R.
Floc Volume Concentration
J. Americ. Water Works Assoc., **60** (1968) S. 653 – 673

- /Cam43/ CAMP, T. R. und P. C. STEIN
Velocity Gradients and Internal Work in Fluid Mechanics
J. Boston Soc. Civ. Eng., **30** (1943) S. 219–237
- /Esc01/ ESCH, B. und U. LOLL
Aktuelle Klärschlammengen und -qualitäten sowie Entsorgungswege in Deutschland
Korrespondenz Abwasser, **48** (2001) 11 S. 1594–1601
- /Fau98/ FAULSTICH, M.
Klärschlamm: Mengen, Zusammensetzung, Entsorgungskapazitäten
Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, **B137** (1998) S. 297–319
- /Fre94/ FREUDENHAMMER, H.
Konstruktion und Betriebnahme eines neuen Zylinderrührers zur Konditionierung von Klärschlämmen
Diplomarbeit, Institut für Thermische Verfahrenstechnik, TU Clausthal, (1994)
- /Gro81/ GROHMANN, A.
Über die Anwendung der Flockenbildung in Rohren zur Wasserbehandlung und Phosphatelimination
Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung, **14** (1981) 5/6 S. 194 – 209
- /Gro85/ GROHMANN, A.
Flocculation in Pipes: Design and Operation
In: *Chemical Water and Wastewater Treatment*, Bd. 62 von *Schr.-Reihe Verein WaBoLu* S. 113 – 131 (1985)
- /Hah91/ HAHN, H. H.
Einfluß der Fällung/Flockung auf den Schlamm und die Schlammbehandlung
In: *Schriftenreihe WAR*, S. 119 – 141 Verein zur Förderung des Insti-

- tuts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung, Technische Hochschule Darmstadt, (1991)
- /Hah93/ HAHN, H. H.
Positive und negative Wechselwirkungen zwischen Fällung/Flockung und biologischer Abwassereinigung
In: *Schriftenreihe WAR*, S. 101 – 106 Verein zur Förderung des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung, Technische Hochschule Darmstadt, (1993)
- /Han89/ HANKE, K.
Wasseraufbereitung
VDI-Verlag, Düsseldorf, (1989)
- /Hah79-2/ HAHN, H. H. und R. KLUTE
Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Labor- und halbtechnischen Untersuchungen auf großtechnische Flockungsanlagen
Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung, **12** (1979) 3/4 S. 156 – 164
- /Hah81/ HAHN, H. H. und R. KLUTE
Die Rolle der Konditionierung bei der Schlammeindickung
Vom Wasser, (1981) S. 191 – 204
- /Hes04/ HESSE, J
Entwicklung eines neuartigen Mischers zur Verbesserung der Polymerkonditionierung und Entwässerung von Klärschlamm
Abschlussbericht EFRE-Forschungsvorhaben 2001.095, Clausthal-Zellerfeld (2004)
- /Hof91/ HOFFMANN, E.
Strömungscharakteristik in Fällungs-/Flockungsreaktoren
In: *Vor-, Simultan- oder Nüchfallung? Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb* (Hrsg. Hahn, H. H. und R. Pfeiffer), Bd. 61 von *Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft*, Karlsruhe, (1991)

- /Kay57/ KAYE, J. und E. C. ELGAR
Modes of adiabatic and diabatic fluid flow in an annulus with an inner rotating cylinder
Trans. Amer. Soc. Mech. Eng., **80** (1957) S. 753 – 765
- /Klu75/ KLUTE, R. und H. H. HAHN
Laboruntersuchungen über den Einfluß der Art des Energieeintrages auf den Flockungsvorgang
Vom Wasser, **43** (1975) S. 215 – 235
- /Klu77/ KLUTE, R.
Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen
Dissertation, TH Karlsruhe, (1977)
- /Klu79b/ KLUTE, R.
Grundlagen der Anwendung von Flockungsverfahren, Arten, Auswahl und Dosierung von Abwasserflockungsmittel
In: *Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie*, Bd. 1/0 - 1/32 von *Veröff. des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft*, Universität Karlsruhe, (1979)
- /Lan92/ LANGER, S. J.
Organische Flockungsmittel in der Abwasser- und Schlammbehandlung - Ausblick auf Weiterentwicklungen und Einsatzmöglichkeiten
Bd. 67, S. 105 – 121 Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe, (1992)
- /Law93/ LAWLER, D. F.
Physical Aspects of Flocculation: From Microscale to Macroscale
Wat. Sci. Tech., **27** (1993) 10 S. 165 – 180
- /Les80/ LESCHBER, R.
Charakterisierung und Bewertung von Abwasserschlämmen
Abwassertechnik, **27** (1980) 2 S. 87

- /Olb93/ OLBÖTER, L.
Charakterisierung von Klärschlämmen mittels neuer Entwässerungsparameter
Dissertation, Institut für Thermische Verfahrenstechnik, TU Clausthal, (1993)
- /Rei83/ REITER, M.
Untersuchungen zur Flokkulation im Zylinderrührer und im durchströmten Rohr
Dissertation, TU Berlin, (1983)
- /Ret87/ RETTENBERG, R.
Wohin mit dem Klärschlamm?
Umwelt, **5** (1987) S. 237–239
- /Rot91/ ROTH, J. E.
Grenzflächeneffekte bei der Fest/Flüssig-Trennung
Chem.-Ing.-Tech., **63** (1991) 2
- /Rei84-2/ REITER, M. und U. WIESMANN
Der Zylinderrührer - ein neuer Flokkulationsreaktor hoher Leistungsdichte
Vom Wasser, **62** (1984) S. 191 – 201
- /Rei84-1/ REITER, M.; U. WIESMANN und A. GROHMANN
Der Zylinderrührer - ein neuer Flokkulationsreaktor hoher Leistungsdichte für die Wasseraufbereitung
Chem. Ing. Tech., **56** (1984) 4 S. 332 – 333
- /Sch03/ SCHUSTER, C. und H. BENNOIT
Einfluss der Schlammeigenschaften auf die Trennverfahren bei der biologischen Abwassereinigung
In: 5. GVC Abwasser-Kongress, Band 1, S. 87 – 94 GVC/DECHEMA, Bremen, (August 2003)

- /SBA98/ *Statistik der öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung*
Fachserie 19, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, Reihe 2.1 Aufl.,
(1998)
- /Sey84/ SEYFRIED, C. F.
Methoden zur Verbesserung der Entwässerungseigenschaften
GVC/DECHEMA Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfall-
technik, Universität Hannover, (2003)
- /Sym92/ SYMPATEC GMBH
HELOS Dokumentationsunterlagen
Sympatec GmbH, Clausthal-Zellerfeld, (1992)
- /Wer84/ WERLE, C. P.; J. T. NOVAK; W. R. KNOCKE et al.
Mixing Intensity and Polymer Sludge Conditioning
J. of the Env. Engineering, **110** (1984) 5 S. 919 – 934