

Hochschule Merseburg (FH)
University of Applied Sciences



Fachbereich Ingenieur- und Naturwissenschaften
Fachgebiet Chemieingenieurwesen

Masterarbeit

zur Erlangung des Grades Master of Engineering (M. Eng)

Untersuchungen zur Optimierung des Sedimentations- und Entwässerungsverhaltens biologischer Schlämme

vorgelegt von
Thomas Walterscheid

Name des Erstprüfers:
Prof. Dr.-Ing. Christoph Wunsch, Hochschule Merseburg

Name des Zweitprüfers:
Prof. Dr.-Ing. Michael Winkler, Forschungs- und Beratungsbüro

Eingereicht von:

Name Nachname: Thomas Walterscheid

Matrikelnummer: 27525

Abgabetermin: 06.12.2023

**Aufgabenstellung für die Masterarbeit (M. Eng.)
von Herrn Thomas Walterscheid (Matrikel 27525)**

Thema: **Untersuchungen zur Optimierung des Sedimentations- und Entwässerungsverhaltens biologischer Schlämme**

Betreuer: Prof. Dr.-Ing. Christoph Wunsch, Hochschule Merseburg
 Prof. Dr.-Ing. Michael Winkler, Forschungs- und Beratungsbüro

Aufgabenstellung:

Im Rahmen der Masterarbeit sollen Möglichkeiten zur Verbesserung der Schlamm-eindickung und -entwässerung mittels pH-Wert-Verschiebung untersucht sowie Möglichkeiten zur Charakterisierung der Wasserreduzierung von Klärschlämmen eruiert werden. Auf Grundlage orientierender Versuche sollen neben dem pH-Wert auch Abhängigkeiten in Bezug auf die Leitfähigkeit untersucht sowie die Wirkung im direkten Vergleich mit konventionellen (vorzugsweise polymeren) Flockungsmitteln verglichen werden. Die Versuche sollen unter Berücksichtigung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) und des (organischen) Trockensubstanzgehalts durchgeführt werden.

Ziel der Masterarbeit ist es zu zeigen, dass unter bestimmten Voraussetzungen eine pH-Wertabsenkung das Absetz- und Entwässerungsverhalten von Klärschlämmen positiv beeinflusst.

Dabei sind folgende Schwerpunkte zu bearbeiten:

- Durchführung einer umfassenden Literaturrecherche und detaillierte Darstellung der Wirkmechanismen bei der Trennung von Wasser und Feststoffen im Klärprozess (Flockung, Sedimentation, Entwässerung, ... von Klärschlämmen)
- Erstellen von Versuchsplänen und Durchführung der Untersuchungen/Versuche zum Absetzverhalten (Sedimentation, Zentrifugation) von Klärschlämmen abhängig von pH-Wert, Leitfähigkeit, Flockungsmittel und (organischen) Trockensubstanzgehalt unter Berücksichtigung des CSB
- Vergleichende Darstellung und Bewertung der durch die Versuche ermittelten Ergebnisse
- Ableitung von Schlussfolgerungen und Erarbeitung von Vorschlägen/Handlungsempfehlungen zur Nutzung des Verfahrens

Abzugebende Exemplare: 2 + PDF-Datei; Poster DIN-A1

Prof. Dr. rer. nat. B. Neumann
Vorsitzender des Prüfungsausschusses

Prof. Dr.-Ing. C. Wunsch
Themenstellender Hochschullehrer

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	VIII
1. Einleitung	1
2. Theoretische Grundlagen	3
2.1 Schlammarten in Kläranlagen	3
2.2 Proteine	4
2.3 Sedimentation/Entwässerung	8
2.3.1 Sedimentation	8
2.3.2 Zentrifugation	9
2.4 Zwischenmolekulare Bindungen	9
2.4.1 Ionische Bindungen	10
2.4.2 Theorie über den Einfluss der Ionenbindung auf die Sedimentation	11
2.4.3 Wasserstoffbrückenbindungen	12
2.4.4 Theorie über den Einfluss des pH-Werts auf die Wasserstoffbrückenbindung und die Sedimentation	14
3. Versuchsplanung	16
4. Versuchsdurchführung	19
4.1 Trockensubstanz-, organische Trockensubstanz und chemischer Sauerstoffbedarfs-Messung bei der Sedimentation	19
4.2 Sedimentation	21
4.3 Trockensubstanz-, organische Trockensubstanz und chemischer Sauerstoffbedarfs-Messung bei der Zentrifugation	25
4.4 Zentrifugation	26
5. Ergebnisse und Auswertung	27
5.1 Kommunalen Klärschlamm	27
5.1.1 pH-Abhängigkeit der Sedimentation von einem Überschussschlamm aus einer kommunalen Kläranlage	27
5.1.2 Leitfähigkeitsabhängigkeit der Sedimentation von einem Überschussschlamm aus einer kommunalen Kläranlage	38
5.1.3 Kombiversuch von pH-Wert und Leitfähigkeit bei der Sedimentation von einem Überschussschlamm aus einer kommunalen Kläranlage	42
5.1.4 pH-Abhängigkeit der Zentrifugation von einem Primärschlamm aus einer kommunalen Kläranlage	46
5.1.5 Leitfähigkeitsabhängigkeit der Zentrifugation von einem Primärschlamm aus einer kommunalen Kläranlage	48

5.2	Industrieller Klärschlamm aus einer Raffinerie.....	51
5.2.1	pH-Abhängigkeit der Sedimentation von einem Belebtschlamm aus einer Raffinerie.....	51
5.2.2	Versuch zur pH-Änderung zusammen mit einem kationischen Flockungshilfsmittel.....	56
5.2.3	Sedimentation und Zentrifugation mit einem eingedickten Belebtschlamm aus einer Raffinerie.....	61
5.3	Sedimentation mit einem anorganisch belasteten Industrieschlamm	64
6.	Zusammenfassung und Ergänzung der Theorie aus den Ergebnissen	69
7.	Fazit und Ausblick	72
	Literaturverzeichnis.....	73
	Anhang	75

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung einer typischen Kläranlage (Abwasserverband Oberes Erlenbachtal, 2023).....	3
Abbildung 2: Struktur Aminosäure (Lewin, 2002)	4
Abbildung 3: α -Helix (Bräse, Bulle, & Hüttermann, 2008).....	5
Abbildung 4: β -Faltblattstruktur (Bräse, Bulle, & Hüttermann, 2008).....	7
Abbildung 5: Größe verschiedener Proteinstrukturen (Lewin, 2002).....	7
Abbildung 6: Kräftegleichgewicht eines Partikels in einem Fluid (Stieß, 2009).....	9
Abbildung 7: Brecherzentrifuge schematisch (Stieß, 2009)	9
Abbildung 8: Ausschnitt aus dem NaCl-Gitter (Latscha, Klein, & Mutz, 2011).....	11
Abbildung 9: Einfluss von Ionenbindungen auf die Sedimentation (eigene Darstellung).....	12
Abbildung 10: Dipol-Dipol-Wechselwirkung (Bruice, 2011).....	13
Abbildung 11: Wasserstoffbrückenbindungen (www.chemiezauber.de, 2023).....	13
Abbildung 12: Einfluss der Wasserstoffbrückenbindung auf die Sedimentation (eigene Darstellung).....	14
Abbildung 13: Sedimentation bei hohen pH-Werten (eigene Darstellung)	15
Abbildung 14: Schematische Darstellung der Einfluss- und Zielgrößen für die Sedimentation (eigene Darstellung nach (Siebertz, Bebbler, & Hochkirchen, 2017)).....	17
Abbildung 15: Schematische Darstellung der Einfluss- und Zielgrößen für die Zentrifugation (eigene Darstellung nach (Siebertz, Bebbler, & Hochkirchen, 2017)).....	18
Abbildung 16: Filtration mit Vakuum mit Hilfe einer Nutsche.....	20
Abbildung 17: Trocknungswaage.....	21
Abbildung 18: Fließbild des Versuch Ablaufs der Sedimentation (eigene Darstellung).....	21
Abbildung 19: Aufbau der Einstellung der Schlammproben durch Titration	24
Abbildung 20: Sedimentation.....	25
Abbildung 21: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes der Vorversuche in Abhängigkeit zum pH-Wert.....	28
Abbildung 22: Wasserkammerbildung bei der Sedimentation.....	29
Abbildung 23: Vergleich der Absetzvolumen der drei Vorversuche nach 120 Minuten zur Einordnung der Abweichung.....	29
Abbildung 24: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes zum Vorversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert unter Berücksichtigung der Verdünnung.....	30
Abbildung 25: Änderung der Absetzvolumen bei den Vorversuchen der behandelten kommunalen Überschussschlammes im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent.....	31
Abbildung 26: Schlammichte des kommunalen Überschussschlammes zum Vorversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert.....	31
Abbildung 27: Änderung der Schlammichte bei den Vorversuchen der behandelten kommunalen Überschussschlammes im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent.....	32
Abbildung 28: TS des bei der Sedimentation abgesetzten Schlammes in Abhängigkeit des pH-Wertes beim Vorversuch.....	32
Abbildung 29: Betrachtung der Flüssigphase bei der Sedimentation. Links unbehandelter Schlamm. Von links nach rechts sinkt der pH-Wert.....	33
Abbildung 30: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes zum Hauptversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert.....	34

Abbildung 31: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlamm zum Hauptversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert unter Berücksichtigung der Verdünnung.....	35
Abbildung 32: Änderung der Absetzvolumen bei den Hauptversuchen der behandelten kommunalen Überschussschlamm im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent.....	35
Abbildung 33: Schlammdichte des kommunalen Überschussschlamm beim Hauptversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert.....	36
Abbildung 34: Änderung der Schlammdichte bei den Hauptversuchen der behandelten kommunalen Überschussschlamm im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent.....	36
Abbildung 35: Masse TS im abgesetzten Schlamm einmal ohne Betrachtung der Verdünnung und einmal mit Betrachtung der Verdünnung in Abhängigkeit des pH-Wertes, sowie der oTS Anteil des abgesetzten Schlamm in Prozent.....	37
Abbildung 36: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlamm in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit	39
Abbildung 37: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlamm in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit mit Verdünnung.....	39
Abbildung 38: Änderung der Absetzvolumen der behandelten kommunalen Überschussschlamm im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent	40
Abbildung 39: Schlammdichte des kommunalen Überschussschlamm in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit	41
Abbildung 40: Änderung der Schlammdichte der behandelten kommunalen Überschussschlamm im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent	41
Abbildung 41: TS in Abhängigkeit der Leitfähigkeit beim Leitfähigkeitsversuch des kommunalen Überschussschlamm.....	42
Abbildung 42: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlamm in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit bei pH=2	43
Abbildung 43: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlamm in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit bei pH=2 mit Verdünnung.....	44
Abbildung 44: Änderung der Absetzvolumen der behandelten kommunalen Überschussschlamm im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei pH=2 in Prozent.....	44
Abbildung 45: Schlammdichte des kommunalen Überschussschlamm in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit bei pH=2	45
Abbildung 46: Änderung der Schlammdichte der kommunalen Überschussschlamm mit Leitfähigkeitsänderung bei pH=2 im Vergleich zum Schlamm ohne Leitfähigkeitsänderung bei pH=2 in Prozent.....	45
Abbildung 47: TS des abgesetzten Schlamm in Abhängigkeit der Leitfähigkeit beim Kombiversuch bei pH=2.....	46
Abbildung 48: Schlammkonzentration der TS im abgesetzten Schlamm bei der Zentrifugation in Abhängigkeit des pH-Werts vom kommunalen Primärschlamm	47
Abbildung 49: Änderung der Schlammkonzentration der unbehandelten kommunalen Primärschlamm im Vergleich zum behandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent	47
Abbildung 50: oTS-Anteil des abgesetzten Schlamm bei der Zentrifugation mit pH-Wertänderung.....	48

Abbildung 51: Schlammkonzentration der TS im abgesetzten Schlamm bei der Zentrifugation in Abhängigkeit der Leitfähigkeit vom kommunalen Primärschlamm	49
Abbildung 52: Änderung der Schlammkonzentration der unbehandelten kommunalen Primärschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen Leitfähigkeiten in Prozent	50
Abbildung 53: oTS-Anteil des abgesetzten Schlamms bei der Zentrifugation mit Leitfähigkeit Änderung	50
Abbildung 54: Absetzvolumen des industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert	52
Abbildung 55: Absetzvolumen des industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert	53
Abbildung 56: Änderung der Absetzvolumen der behandelten industriellen Raffinereschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent.....	53
Abbildung 57: Schlammichte des industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert	54
Abbildung 58: Änderung der Schlammichte der behandelten industriellen Raffinereschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent	54
Abbildung 59: TS des abgesetzten industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts und oTS-Gehalt des abgesetzten industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts.....	55
Abbildung 60: CSB-Verlauf bei Verringerung des pH-Werts	55
Abbildung 61: Industrieller Raffinereschlamm bei pH=1,75.....	56
Abbildung 62: Absetzvolumen des industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit des hinzugefügten Polymers	57
Abbildung 63: Änderung der Absetzvolumen der behandelten industriellen Raffinereschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen Mengen hinzugefügten Polymers in Prozent.....	58
Abbildung 64: Schlammichte des industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit des hinzugefügten FHM.....	58
Abbildung 65: Änderung der Schlammichte der behandelten industriellen Raffinereschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen Mengen hinzugefügten FHM in Prozent	59
Abbildung 66: Absetzvolumen des industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit des hinzugefügten FHM bei pH=2.....	59
Abbildung 67: Änderung der Absetzvolumen der industriellen Raffinereschlämme mit FHM bei pH=2 im Vergleich zum Schlamm ohne Polymer bei verschiedenen Mengen hinzugefügten Polymers bei pH =2 in Prozent.....	60
Abbildung 68: Schlammichte des industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit des hinzugefügten Polymers bei pH=2	61
Abbildung 69: Änderung der Schlammichte der industriellen Raffinereschlämme mit Polymer bei pH=2 im Vergleich zum Schlamm ohne Polymer bei verschiedenen Mengen hinzugefügten Polymers bei pH =2 in Prozent.....	61
Abbildung 70: Absetzvolumen des eindickten Raffinereschlammes bei der Sedimentation....	62
Abbildung 71: Schlammkonzentration des eingedickten Raffinereschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts	63

Abbildung 72: Änderung der Schlammichte der behandelten eingedickten Raffinereschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent	63
Abbildung 73: TS des abgesetzten eingedickten Raffinereschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts und oTS-Anteil des abgesetzten eingedickten Raffinereschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts.....	64
Abbildung 74: Absatzvolumen des anorganisch belasteten Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert.....	65
Abbildung 75: Absatzvolumen des anorganisch belasteten Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert mit Verdünnung.....	65
Abbildung 76: Änderung der Absatzvolumen der behandelten anorganisch belasteten Industrieschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent	66
Abbildung 77: Schlammichte des anorganisch belasteten Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert.....	66
Abbildung 78: Änderung der Schlammichte der behandelten anorganisch belasteten Industrieschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent	67
Abbildung 79: TS des abgesetzten anorganisch belasteten Industrieschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts und oTS-Anteil des abgesetzten anorganisch belasteten Industrieschlammes in Abhängigkeit des pH-Wert	68
Abbildung 80: Effekte der pH-Erniedrigung auf die Wasserstoffbrückenbindungen anhand der Ergebnisse zur Schlammichte vom industriellen Raffinereschlamm. (1)= (Lewin, 2002).....	69

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Schlammwerte zum Vorversuch zum kommunalen Überschussschlamm	27
Tabelle 2: Schlammwerte zum Hauptversuch zum kommunalen Überschussschlamm	34
Tabelle 3: Schlammwerte zum Leitfähigkeitsversuch zum kommunalen Überschussschlamm	38
Tabelle 4: Schlammwerte zum Kombiversuch zum kommunalen Überschussschlamm	43
Tabelle 5: Schlammwerte zur Zentrifugation zum kommunalen Primärschlamm	46
Tabelle 6: Schlammwerte zur Zentrifugation zum kommunalen Primärschlamm beim Leitfähigkeitsversuch	49
Tabelle 7: Schlammwerte zum pH-Versuch zum industriellen Raffinerieschlamm	51
Tabelle 8: Schlammwerte zum Polymer-Versuch zum industriellen Raffinerieschlamm	57
Tabelle 9: Schlammwerte zum eingedickten Schlamm für die Zentrifugation	62
Tabelle 10: Schlammwerte zum anorganisch belasteten Industrieschlamm für die Sedimentation	64

Abkürzungsverzeichnis

BS	Belebtschlamm
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
FHM	Flockungshilfsmittel
HCl	Salzsäure
ICP-OES	induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie
LF	Leitfähigkeit
NaCl	Natriumchlorid
oTS	Organische Trockensubstanz
PS	Primärschlamm
TS	Trockensubstanz
ÜS	Überschussschlamm

1. Einleitung

Die Aufbereitung von Wasser ist wichtig, damit die Umwelt keinen Schaden nimmt und weiterhin genügend sauberes Wasser in Deutschland verfügbar ist. Im Jahr 2010 gab es in Deutschland 9990 Millionen Kubikmeter Abwasser, das in 9632 öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen gereinigt wurde (Statistisches Bundesamt & DWA, 2015). Diese Kläranlagen verschließen große Flächen Deutschlands, um das Abwasser aufzubereiten. Ebenso fallen für die Reinigung große Kosten an.

Bei der Behandlung des Abwassers fielen im Jahr 2013 rund 1,85 Millionen Tonnen Trockensubstanz an. Diese wurde zu 54,6 % thermisch entsorgt (Statistisches Bundesamt & DWA, 2015). Im Jahr 2019 hingegen wurden 79,5 % des Klärschlammes thermisch entsorgt (Umweltbundesamt, 2023). Der Rest des Klärschlammes wird stofflich, landwirtschaftlich oder in landschaftsbaulichen Maßnahmen verwertet (Umweltbundesamt, 2023). Der Anstieg der thermischen Verwertung hängt stark mit geänderten Gesetzen in Deutschland zusammen, die die Phosphorrückgewinnung verpflichtend machen ab dem Jahr 2029 welches im Jahr 2017 bestimmt wurde (Umweltbundesamt, 2023).

Zur thermischen Behandlung muss der Klärschlamm bis zu einer Trockensubstanz-Konzentration von 25-30 % entwässert werden. In den Kläranlagen erreicht der Klärschlamm eine Trockensubstanz-Konzentration von etwa 5 %. Um die Konzentration von 25–30 % zu erreichen muss der Schlamm anschließend mit Pressen, Zentrifugen oder Trocknern weiter entwässert werden, die einen hohen mechanischen oder energetischen Aufwand haben. (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2023)

Eine Verbesserung des Absetzverhaltens kann zu einer Reduktion des Aufwandes führen, welcher für die anschließende Trocknung nötig wird, damit der Schlamm thermisch verwertet werden kann. Bei einem beschleunigten Absetzverhaltens können Anlagen verkleinert werden oder größere Durchflussmengen gefahren werden, wodurch weniger Kläranlagen benötigt werden. Hierdurch muss weniger Fläche für Kläranlagen versiegelt werden. Es kann möglicherweise auch erreicht werden, dass wieder mehr Schlamm anderweitig verwendet werden, wie z.B. landwirtschaftlich. Das zu verarbeitende Schlammvolumen ist auch ein wichtiger Faktor. Bei einer Verringerung des Schlammvolumens durch eine Erhöhung der Trockensubstanz-Konzentration kann auch der Transport vereinfacht werden, da hierdurch weniger Platz benötigt wird als auch weniger Masse transportiert werden muss.

Aufgrund dieser möglichen Einsparungen an Platz oder einer weiteren teuren Aufbereitung des Klärschlammes, sind Forschungen im Bereich des Absetzverhaltens in Kläranlagen unerlässlich. Außerdem kann durch die Forschung auf Veränderungen von Umwelteinflüssen oder auf eine Veränderung bei der Gesetzgebung reagiert werden.

Aus diesen Gründen wird in dieser Arbeit das Absetzverhalten der Trockensubstanz im Klärschlamm behandelt. Das Ziel besteht darin, dass Sedimentations- und Entwässerungsverhalten von Klärschlämmen zu verbessern. Dies soll mithilfe der Anpassung des pH-Werts erreicht werden. Dies geschieht durch Zusatz von Säure. Des Weiteren soll auch der Einfluss der Leitfähigkeit untersucht werden, da sich bei der pH-Wert Anpassung auch die Leitfähigkeit verändert. Ebenfalls sollen Wechselwirkungen mit Flockungshilfsmitteln untersucht werden. Die Untersuchungen werden mit verschiedenen Schlämmen durchgeführt, da sich die Klärschlämme

stark unterscheiden können, je nach Wirtschaftszweig, wie z.B. aus der Industrie oder auch vom kommunalen Klärschlamm.

2. Theoretische Grundlagen

2.1 Schlammarten in Kläranlagen

In diesem Kapitel werden die verschiedenen Schlämme beschrieben, welche in dieser Arbeit untersucht werden und innerhalb derselben Kläranlage anfallen können. In der Arbeit werden Primärschlämme (PS), Belebtschlämme (BS), Überschussschlämme (ÜS) und eingedickte Überschussschlämme behandelt.

In Abbildung 1 ist eine Darstellung einer typischen Kläranlage zu sehen. Hierbei handelt es sich um eine kommunale Kläranlage (Abwasserverband Oberes Erlenbachtal, 2023). Diese Abbildung dient der Einordnung von welchen Stellen die in dieser Arbeit verwendeten Schlämme entnommen wurden.

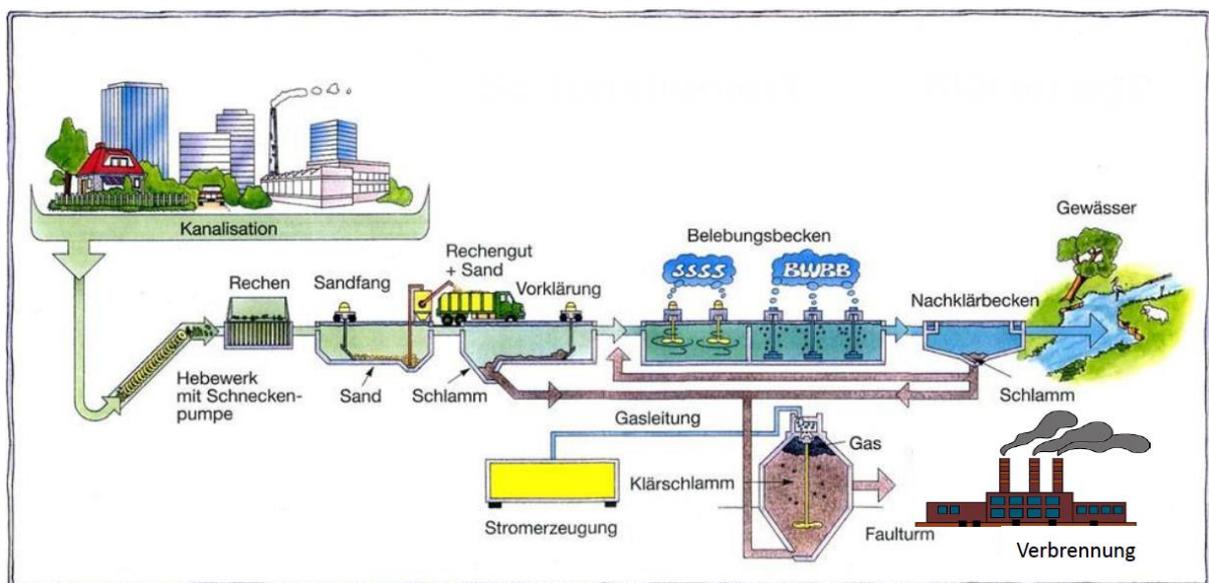


Abbildung 1: Schematische Darstellung einer typischen Kläranlage (Abwasserverband Oberes Erlenbachtal, 2023)

Rechen dienen dazu Grobstoffe aus dem Abwasser zu entfernen. Im Sandfang werden mineralische bzw. sandige Bestandteile des Abwassers abgetrennt. Der Schlamm aus der Vorklärung ist der PS. Hier wird das erste Mal eine Sedimentation eingesetzt. Er besitzt einen hohen Feststoffanteil. Der organische Teil besteht zu einem hohen Teil aus Kohlenhydraten sowie Fetten und nur zu einem geringen Teil aus Proteinen (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern, 2023). (Neitzel & Iske, 1998)

Im Belebungsbecken sollen durch biologisches Wachstum organische Substanzen abgebaut werden. Hierbei kommt es zur Veratmung von Teilen der biologischen Substanzen, während der Rest in Biomasse umgewandelt wird. Aus der biologischen Reinigung wird der BS entnommen, auch Sekundärschlamm genannt. (Neitzel & Iske, 1998) (Thomé-Kozmiensky, 1998)

Damit die Anzahl Mikroorganismen im Belebungsbecken stabil gehalten werden, wird ein Teil des im Nachklärbecken abgetrennten Schlamm wieder ins Belebungsbecken zurückgeführt. Dieser Schlamm ist der ÜS auch Tertiärschlamm genannt. Der Schlamm wurde hauptsächlich aus dem Zellwachstum der Mikroorganismen im Belebungsbecken gebildet. Der organische Anteil besteht hauptsächlich aus lebenden und toten Mikroorganismen, weshalb ein sehr hoher Teil des Schlammes aus Proteinen besteht (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern, 2023). (Neitzel & Iske, 1998)

Der eÜS besitzt die ähnliche TS-Zusammensetzung wie der ÜS. Jener wurde allerdings schon eingedickt, wodurch der TS-Anteil höher liegt als beim Überschussschlamm bzw. dem Belebtschlamm. (Neitzel & Iske, 1998)

Die abgezogenen Schlämme aus der Vorklärung und Nachklärung werden zusammengemischt. Hieraus entsteht der Rohschlamm. Im Faulturn können Mikroorganismen den Schlamm teilweise abbauen, wodurch ein Gasgemisch entsteht, das zum größten Teil aus Methan besteht, aus dem Energie erzeugt werden kann (Beyerle GmbH, 2023). (Neitzel & Iske, 1998)

2.2 Proteine

Proteine bestehen aus einer Abfolge von Aminosäuren. In Abbildung 2 ist die Grundstruktur einer Aminosäure zu sehen. Sie besteht aus einer Amino-Gruppe und einer Carboxyl-Gruppe. R ist eine beliebige Seitengruppe. (Lewin, 2002)

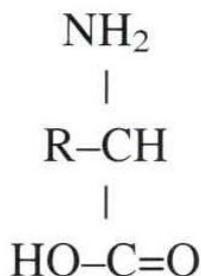


Abbildung 2: Struktur Aminosäure (Lewin, 2002)

Ein Peptid wird über Peptidbindungen verknüpfte Aminosäuren gebildet. Bei einer Peptidbindung wird die Amino-Gruppe mit der Carboxyl-Gruppe verbunden. Bei längeren Aminosäureketten wird dies ein Polypeptid genannt. Ein Protein besteht aus einer oder mehreren Polypeptidketten. (Lewin, 2002)

Proteine können verschiedene dreidimensionale Konformationen einnehmen. Diese können in vier unterschiedliche Strukturebenen unterteilt werden. Die Primärstruktur beschreibt die Abfolge der verschiedenen Aminosäuren im Protein. Die Sekundärstruktur beschreibt den Verlauf des Polypeptidrückgrats des Proteins im Raum. Die Tertiärstruktur hingegen beschreibt alle Atome und deren dreidimensionale Ausrichtung im Protein, einschließlich des

Polypeptidrückgrats und der Seitengruppen. Die Quartärstruktur wird in multimeren Proteinen gefunden, die aus einem Zusammenschluss von mehreren Polypeptidketten bestehen. Für diese Arbeit wird hauptsächlich die Sekundärstruktur betrachtet. (Lewin, 2002)

Für die Sekundärstruktur sind die nichtkovalenten Bindungen hauptsächlich verantwortlich, die Ionenbindungen, die Wasserstoffbrücken, die hydrophoben Wechselwirkungen und die van-der-Waals-Kräfte (Lewin, 2002). In dieser Arbeit wird der pH-Wert und die Leitfähigkeit variiert. Diese beeinflussen die Ionenbindungen und die Wasserstoffbrückenbindungen, weshalb hier diese beiden Bindungen betrachtet werden.

Ionische Verbindungen in einem Protein können zwischen sauren und basischen Aminosäuren entstehen (Lewin, 2002). Sie können auch ionische Bindungen mit anderen Molekülen oder anderen Proteinen ausbilden (Lewin, 2002). In Wasser treten diese geladenen Proteine mit den Wassermolekülen in Verbindung (Lewin, 2002). Hierdurch werden die ionischen Bindungen abgeschwächt (Lewin, 2002). Die organischen Oberflächen im Klärschlamm weisen meist eine negative Ladung auf, weshalb auch meist kationische Flockungshilfsmittel verwendet werden (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), 2018).

Die häufigsten Sekundärstrukturen sind die α -Helix und die β -Faltblattstruktur. Diese entstehen durch die Wasserstoffbrücken, die in den Proteinen und zwischen den Proteinen ausgebildet werden. Bei der α -Helix bildet das Polypeptidrückgrat eine Spirale, die wie auf der Oberfläche eines Zylinders verläuft. Diese wird an den Seiten durch die Wasserstoffbrücken der CO-Gruppe der Peptidbindungen stabilisiert (s. Abbildung 3). (Lewin, 2002)

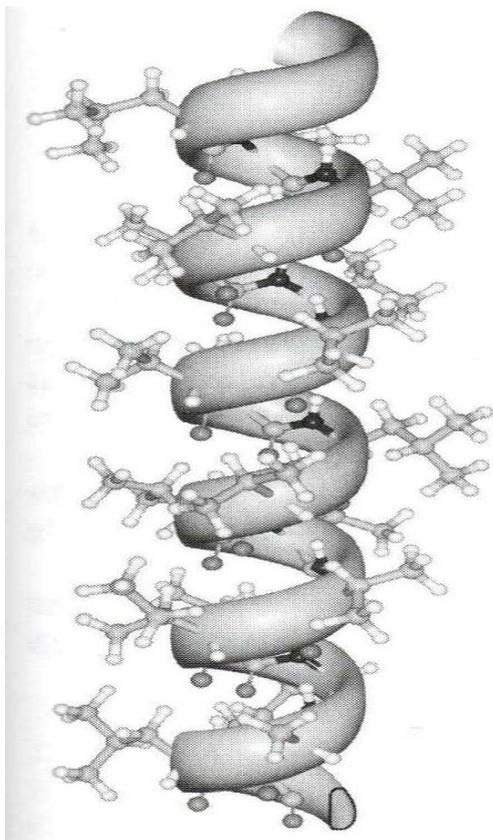


Abbildung 3: α -Helix (Bräse, Bulle, & Hüttermann, 2008)

Bei der β -Faltblattstruktur bilden die Polypeptidketten mit anderen Polypeptidketten eine flächenartige Struktur (s. Abbildung 4). Diese Struktur kann sowohl zwischen Polypeptidketten desselben Proteins als auch zwischen verschiedenen Proteinen auftreten. Auch kann diese Struktur parallel oder entgegengesetzt stattfinden. (Lewin, 2002)

Durch die verschiedenen Strukturen haben die Proteine auch verschiedene Längen und dadurch kommt es auch zu verschiedenen Dichten der gleichen Proteine. In Abbildung 5 sind die Größen der verschiedenen Proteinstrukturen zu sehen. Die gestreckte Kette beim Protein ist die Längste Struktur. Durch die Bildung der α -Helix wird das Protein kompakter und bei der β -Faltblattstruktur wird das Protein noch kompakter und es können sich weitere Proteine hierdurch anlagern, wodurch die höchste Dichte der Proteine entsteht. (Lewin, 2002)

Bei der Denaturierung der Proteine kommt es zum Verlust der Struktur. Dies passiert, wenn die Bindungen, die die Struktur aufrechterhalten, gestört werden. Hohe Temperatur kann die Denaturierung auslösen, aber auch extreme pH-Werte. Bei der Denaturierung wird nicht nur die Struktur verändert, sondern die Proteine verändern oder verlieren auch ihre Funktion. Bei welchen Werten der Temperatur oder des pH-Werts die Denaturierung bei den verschiedenen Proteinen stattfindet, kann sehr unterschiedlich sein. Die Denaturierung mit extremen pH-Werten ist meist sanft, weil hier meist keine kovalenten Bindungen aufgebrochen werden. Häufig ist die Denaturierung reversibel. Wenn die Bedingungen wieder in den Normalzustand gebracht werden, beginnen sich die Proteine wieder zu falten. Dies wird Renaturierung genannt. (Nelson & Cox, 2011)

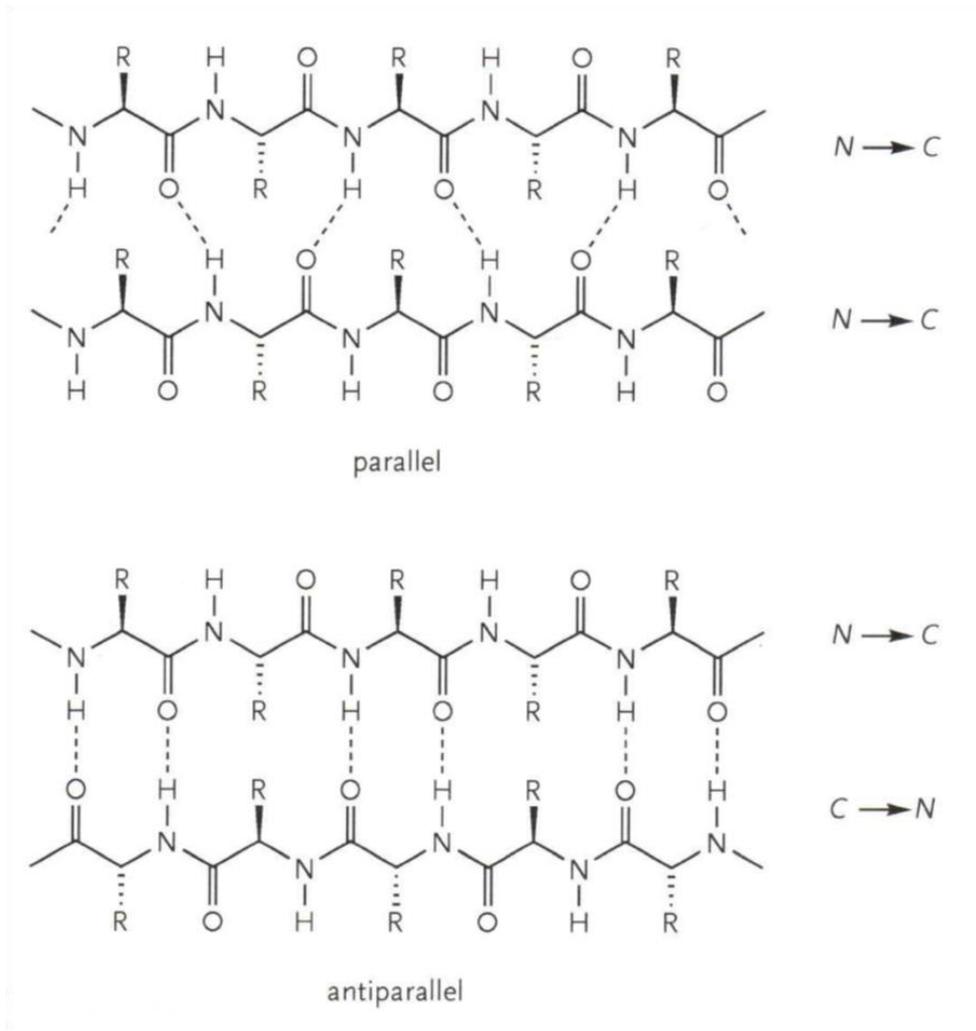


Abbildung 4: β -Faltblattstruktur (Bräse, Bulle, & Hüttermann, 2008)

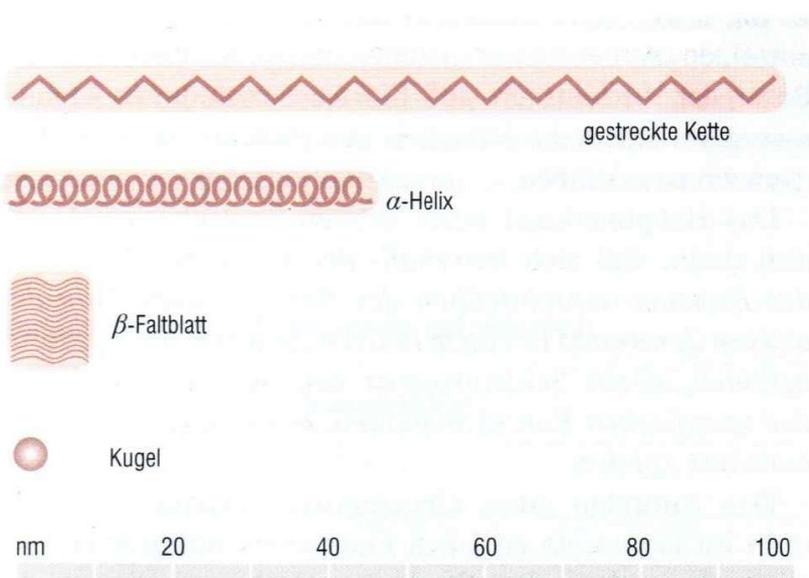


Abbildung 5: Größe verschiedener Proteinstrukturen (Lewin, 2002)

2.3 Sedimentation/Entwässerung

Bei der Sedimentation und bei der Entwässerung kommt es zu einer teilweisen Trennung des Wassers und des Schlammes. Im Schlamm kann Wasser auf unterschiedliche Weise gebunden sein. Zum einen das freie Wasser, welches nicht an Schlammpartikel gebunden ist und gebundenes Wasser. Beim gebundenen Wasser kann zwischen verschiedenen Arten unterschieden werden. Zwischenraumwasser ist durch Kapillarkräfte an die Schlammpartikel gebunden. Oberflächenwasser ist durch Adhäsionskräfte gebunden. Dann gibt es noch in Hydrogel Systemen gebundenes Wasser. Zellinnenwasser befindet sich in den Zellen der Mikroorganismen und chemisches gebundenes Wasser entsteht durch Wasserstoffbindungen oder Wasserstoffbrückenbindungen. (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), 2018)

Im Folgenden werden als Entwässerungsarten die Sedimentation und die Zentrifugation besprochen. Mit diesen Arten der Entwässerung wird hauptsächlich freies Wasser vom Schlamm getrennt (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), 2018).

2.3.1 Sedimentation

Bei der Sedimentation kommt es zur Ablagerung des Schlammes am Boden durch die Gewichtskraft (Zierrep & Bühler, 2010). Sie hängt von der Größe und der Form des Partikels ab und vom Dichteunterschied zwischen dem Partikel und dem Fluids (Stieß, 2009). Die wichtigsten Kräfte sind die Gewichtskraft F_g , der statischen Auftrieb F_a , die Trägheitskraft F_T und die Widerstandskraft F_W (Stieß, 2009). Der Auftrieb ist gleich der Gewichtskraft des verdrängten Wassers und wirkt entgegen der Gewichtskraft (Zierrep & Bühler, 2010). Die Trägheitskraft wirkt entgegen der Beschleunigung des Partikels (Stieß, 2009). Diese Kraft beträgt bei konstanter Bewegung 0 (Stieß, 2009). Die Widerstandskraft wirkt entgegen der Bewegung des Partikels und ist 0, wenn das Partikel ruht (Stieß, 2009). Ein Kräftegleichgewicht ist in Abbildung 6 zu sehen. Im linken Teil a) ist das Partikel in Ruhe, im mittleren Teil b) ist das Partikel in Beschleunigung und im rechten Teil c) ist das Partikel in konstanter Bewegung, da es die Sinkgeschwindigkeit erreicht hat. Nur wenn die Gewichtskraft größer als der Auftrieb und die Trägheitskraft ist, kommt es zum Absinken der Partikel (Stieß, 2009). Dies ist der Fall, wenn die Dichteunterschiede zwischen dem Partikel und des Fluids ausreichend groß ist (Stieß, 2009).

wird auf den möglichen Einfluss der Bindungstypen auf die Sedimentation/ Entwässerung eingegangen. Hierfür sind Theorien über den Einfluss im Rahmen dieser Arbeit selbst erstellt worden.

2.4.1 Ionische Bindungen

Bei einer ionischen Bindung kommt es zu einer Bindung zwischen zwei Bestandteilen, die geladen sind. Ein Teil ist negativ geladen, der andere Teil ist positiv geladen. Es kann zu einer Bildung einer ionischen Bindung kommen, wenn ein Bestandteil ein niedriges Ionisierungspotenzial besitzt und ein anderer Teil eine hohe Elektronegativität besitzt. (Latscha, Klein, & Mutz, 2011)

Das Ionisierungspotenzial ist die Energie, die benötigt wird, um bei einem gasförmigen Atom oder Ion ein Elektron vollständige abzutrennen (s. Formel 1). Normalerweise nimmt das Ionisierungspotenzial im Periodensystem von links nach rechts zu und nimmt innerhalb einer Gruppe von oben nach unten ab. (Latscha, Klein, & Mutz, 2011)

Formel 1: Ionisierungspotenzial Natrium (Latscha, Klein, & Mutz, 2011)



Die Elektronegativität ist ein Maß, welches beschreibt wie stark ein Atom ein bindendes Elektronenpaar an sich zieht. Diese nimmt für gewöhnlich in einer Periode von links nach rechts zu und innerhalb einer Periode von oben nach unten ab. Fluor ist das elektronegativste Element. (Latscha, Klein, & Mutz, 2011)

Die Ionenbindung findet bei starken Unterschieden bei der Elektronegativität der Bindungsbestandteilen statt. Bei der Ionenbildung geht ein Elektron von einem Bestandteil auf einen anderen über. Dabei entstehen negativ geladene Anionen und positiv geladene Kationen. Zwischen diesen beiden Ionen kommt es zu elektrostatischen Anziehungskräften. Die Ionen können sich nicht beliebig nähern, da sich die gleichgeladenen Kerne abstoßen. Allerdings kommt es zwischen negativ und positiv geladenen Ionen zu einer Anziehung. Hieraus entwickelt sich ein Gleichgewicht und die Ionen ordnen sich so an, dass Anionen an Kationen grenzen. Dadurch kann es auch zur Gitterbildung kommen (s. Abbildung 8). (Latscha, Klein, & Mutz, 2011)

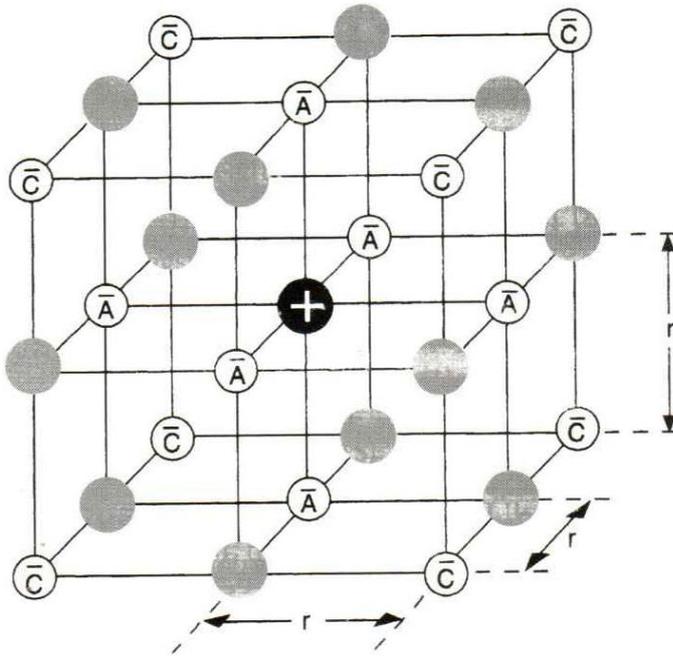


Abbildung 8: Ausschnitt aus dem NaCl-Gitter (Latscha, Klein, & Mutz, 2011)

2.4.2 Theorie über den Einfluss der Ionenbindung auf die Sedimentation

Bei der Erhöhung der Leitfähigkeit werden Ladungen ins System gebracht, wodurch Ionen entstehen. Ionen bilden untereinander elektrostatische Kräfte aus. Bei der Sedimentation kann es passieren, dass diese zum Absinken des Partikels aufgebrochen werden müssen. Dadurch dass die Oberfläche des Schlammes leicht negativ geladen ist, kann es auch zwischen Kationen und den Schlammteilchen zu Wechselwirkungen kommen (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), 2018). Hierdurch kommt es, dass die Gewichtskraft größer sein muss, damit sich die Schlammteilchen absetzen, als wenn keine elektrostatischen Kräfte wirken würden (s. Abbildung 9).

Auch bei der Protonierung der Wassermoleküle kommt es zur Bildung von Ionen. Da aber auch der Schlamm protoniert wird, wird dadurch die eigentlich negativ geladene Oberfläche des Schlammes neutralisiert, sodass dieser keine elektrostatischen Bindungen mehr mit Kationen eingeht.

Ionenbindungen sind stärker als Wasserstoffbrückenbindungen. Wasserstoffbrückenbindungen kommen im Wasser allerdings viel häufiger vor, da alle Wassermoleküle diese ausbilden können. Deshalb ist zu erwarten, dass die Wasserstoffbrückenbindungen einen sehr viel höheren Einfluss auf das Absetzverhalten des Schlammes haben als die Ionenbindung.

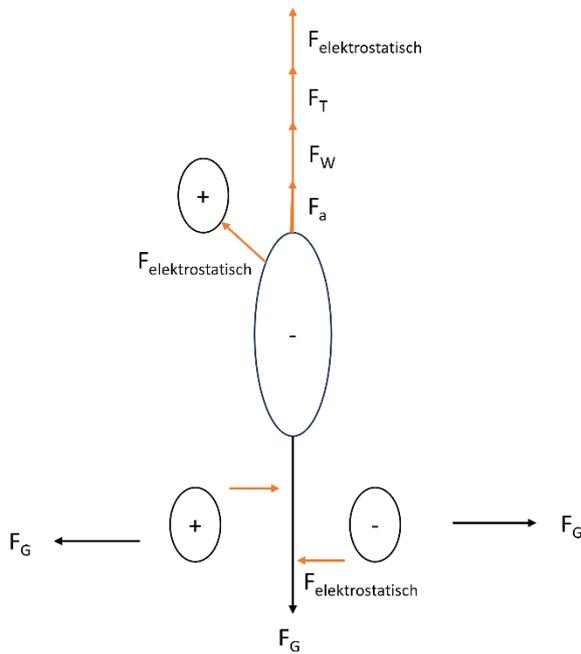


Abbildung 9: Einfluss von Ionenbindungen auf die Sedimentation (eigene Darstellung)

2.4.3 Wasserstoffbrückenbindungen

Um Wasserstoffbrückenbindungen zu erklären, muss zunächst die Bildung des Dipols und die Dipol-Dipol-Wechselwirkungen betrachtet werden. Dipole bilden sich ähnlich den Ionenbindungen, wenn die Unterschiede der Elektronegativität zweier Bestandteile stark unterschiedlich sind. Diese Unterschiede dürfen aber nicht zu stark sein, damit sich keine Ionenbindung herausbildet. Durch diese Elektronegativitätsunterschiede verschieben sich die Elektronen der kovalenten Bindung zum elektronegativeren Bestandteil, wodurch dort eine negative Partialladung entsteht. Beim anderen Bestandteil entsteht durch die Entfernung zu den Elektronen eine positive Partialladung. (Peter, Vollhardt, & Schore, 2020)

Zwischen mehreren Molekülen mit permanenten Dipolen kommt es zu Dipol-Dipol-Wechselwirkungen. Diese kommt dadurch zustande, dass sich die permanenten Dipole einander anziehen, da sie sich so ausrichten können, dass der positiv polarisierte Teil eines Moleküls sich an das negativ polarisierte Teil eines anderen Moleküls anlagern kann, wie in Abbildung 10 zu sehen ist. (Bruice, 2011)

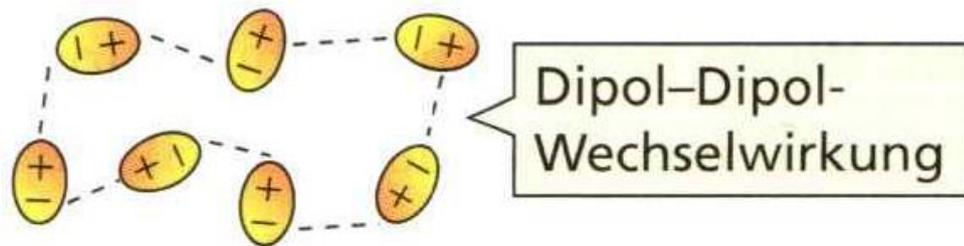


Abbildung 10: Dipol-Dipol-Wechselwirkung (Bruice, 2011)

Wasserstoffbrückenbindungen sind eine spezielle Form von Dipol-Dipol-Wechselwirkungen (Bruice, 2011). Diese Wechselwirkungen entstehen, wenn Wasserstoffatome an stark elektronegativen Atomen gebunden sind und dies bei weiteren Molekülen so passiert (Bruice, 2011). In diesem Fall können die stark elektronegativen Atome, aufgrund der Dipol-Dipol-Wechselwirkungen mit mehreren Wasseratomen verbunden sein (Latscha, Klein, & Mutz, 2011). Auch können die Verbindungen mit den Wasserstoffatomen zum nächsten elektronegativen Atom umklappen (Latscha, Klein, & Mutz, 2011). Jede einzelne Wasserstoffbrückenbindung ist schwach (Bruice, 2011). Aber in Summe kommt es, da so viele Moleküle hierdurch miteinander verbunden sind, zu einer gewissen Fernordnung, wodurch viele Eigenschaften von Molekülen beeinflusst werden, wie z.B. der Siedepunkt von Wasser, der hierdurch erhöht wird (Latscha, Klein, & Mutz, 2011). In Abbildung 11 ist zu sehen, wie sich Wasserstoffbrückenbindungen zwischen Molekülen ausbilden können.

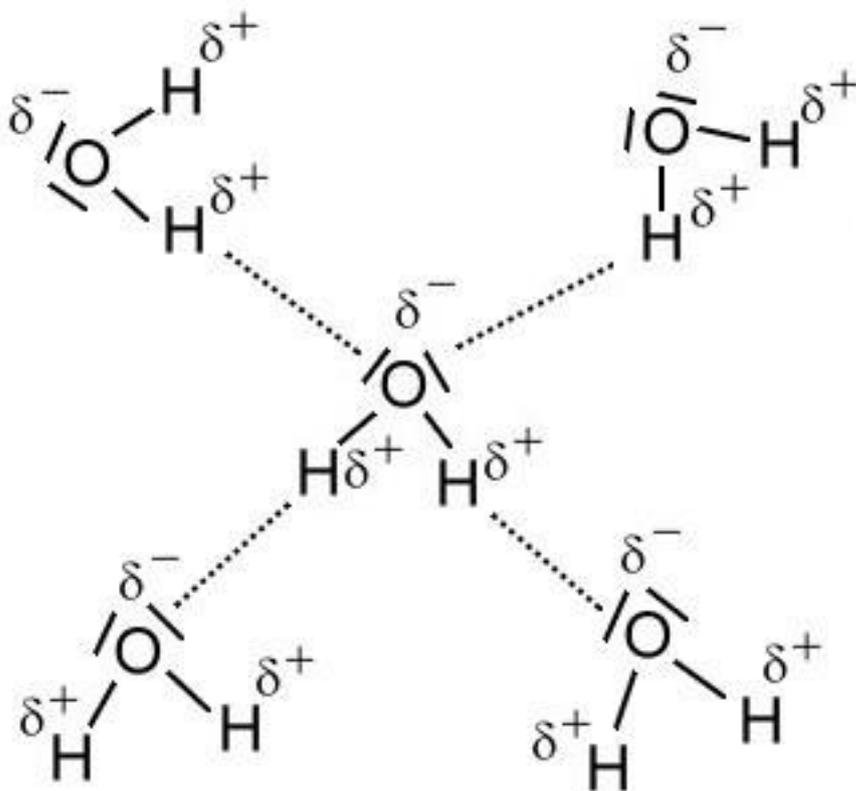


Abbildung 11: Wasserstoffbrückenbindungen (www.chemiezauber.de, 2023)

Auch die Proteine werden protoniert, wodurch auch keine Wasserstoffbrückenbindungen zwischen dem Schlamm und den Wassermolekülen herausgebildet werden. In Abbildung 13 kann man sehen, dass durch das Fehlen der Wasserstoffbrückenbindungen, diese beim Absetzen des Partikels keine Bindungen mehr aufbrechen müssen. Hierdurch müssen die Teilchen weniger Kraft fürs Absetzen aufwenden. Bei der Zentrifugation sind die hier beschriebenen Auswirkungen dieselben, nur dass die Gewichtskraft durch die Fliehkraft ausgetauscht wird.

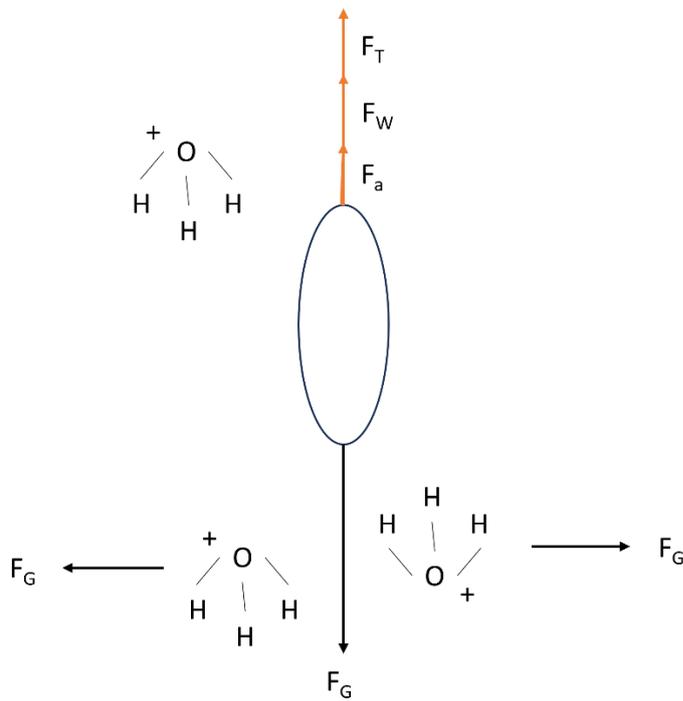


Abbildung 13: Sedimentation bei hohen pH-Werten (eigene Darstellung)

3. Versuchsplanung

Zunächst wird die Versuchsreihenfolge besprochen. Aus Verfügbarkeitsgründen wurde zuerst ein kommunaler ÜS untersucht. Hier wurde sowohl eine Untersuchung zur pH-Abhängigkeit der Entwässerung durchgeführt als auch Versuche zu dem Einfluss der Leitfähigkeit und ein Kombiversuch durchgeführt, bei dem sowohl der pH-Wert als auch die Leitfähigkeit variiert wurden. Hier nach wird ein Primärschlamm aus derselben Kläranlage für weitere Untersuchungen verwendet. Dieser wird auch wieder auf die pH-Abhängigkeit als auch auf die Leitfähigkeitsabhängigkeit der Entwässerung untersucht.

Als nächstes wurde ein BS aus einer Kläranlage einer Raffinerie untersucht dieser wird gewählt, da in einer vorigen Arbeit auch dieser Schlamm verwendet wurde (Guo, 2023). Außerdem wird auch noch ein eingedickter BS aus derselben Anlage untersucht. Beide wurden auf die pH-Abhängigkeit untersucht, da hier der Hauptfokus der Arbeit liegt. Untersuchungen des Einflusses der Leitfähigkeit und der Wechselwirkungen werden aus Zeitgründen hier nicht weiter durchgeführt.

Zum Schluss wird auch noch ein anorganisch belasteter BS aus der Industrie untersucht. Auch hier wird der Fokus aus Zeitgründen auf den Einfluss des pH-Wertes auf die Entwässerung gelegt

Für die Versuchsplanung muss zunächst ein Entwässerungsverfahren gewählt werden. Da in Kläranlagen häufig Sedimentationsbecken verwendet werden, wird hier die Sedimentation betrachtet und wie diese vom pH-Wert beeinflusst wird. Da allerdings bei Schlämmen mit einem hohen Anteil an Trockensubstanz (TS) keine Sedimentation mehr beobachtet werden kann, wird für solche Schlämme die Zentrifugation zur Entwässerung verwendet.

Nun werden die zu variierenden Einflussgrößen, die nicht gezielt beeinflussten Einflussgrößen und die zu messenden Ergebnisse bestimmt (Siebertz, Bebbler, & Hochkirchen, 2017). In Abbildung 14 sind die Einflussgrößen und Zielgrößen zur Sedimentation zu finden.

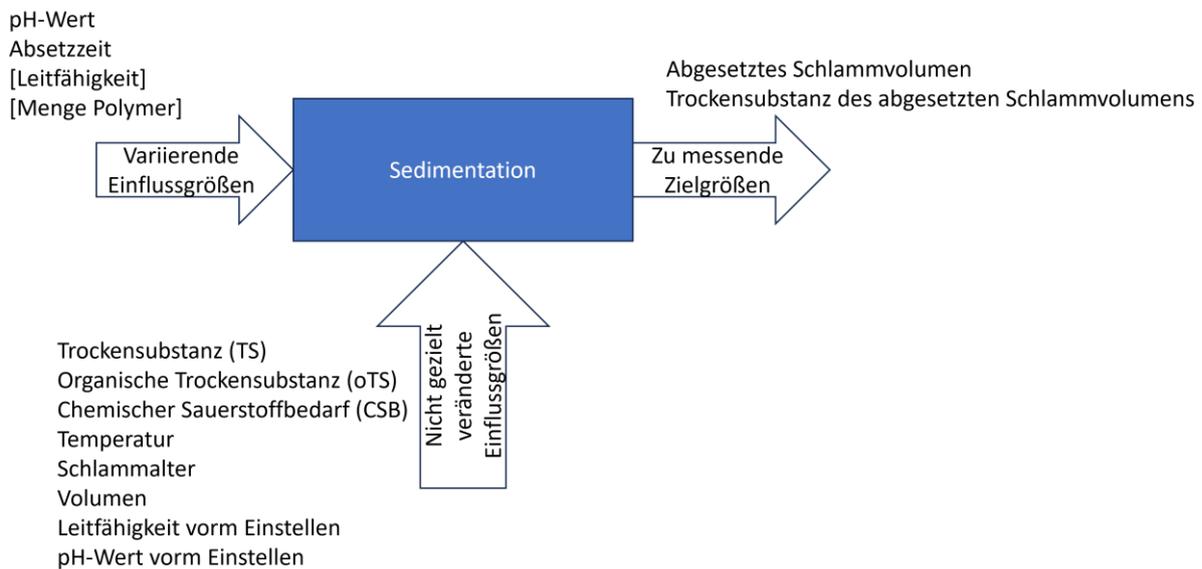


Abbildung 14: Schematische Darstellung der Einfluss- und Zielgrößen für die Sedimentation (eigene Darstellung nach (Siebertz, Bebbler, & Hochkirchen, 2017))

Die beiden wichtigsten zu variierenden Einflussgrößen, die hier untersucht werden, sind der pH-Wert und die Absetzzeit, welche beide vorgegeben werden. Auch die Leitfähigkeit (LF) und die Menge an eingesetztes Polymer, welches als Flockungshilfsmittel (FHM) verwendet wird, wird im Laufe der Versuche betrachtet, sowie die möglichen Wechselwirkungen mit dem pH-Wert. Die beiden Zielgrößen, welche beim Versuch gemessen werden, sind zum einen das abgesetzte Schlammvolumen, sowie die Trockensubstanz des abgesetzten Schlammes nach der Sedimentation. Die weiteren Werte, die einen Einfluss auf das System haben sind die TS, die organische Trockensubstanz (oTS), der chemische Sauerstoffbedarf (CSB), sowie das Schlammalter, die Leitfähigkeit, der pH-Wert und das eingesetzte Volumen des Schlammes. Auch die Temperatur hat noch einen Einfluss. Für die Temperatur wird die Raumtemperatur (20-25°C) verwendet. Das eingesetzte Schlammvolumen wird auf 100 ml festgelegt. Der TS-Gehalt, der oTS-Gehalt und der CSB werden einmal wöchentlich vom Schlamm gemessen. Die Leitfähigkeit und der pH-Wert des unbehandelten Schlammes wird immer vor den Versuchen gemessen.

In der Abbildung 15 sind die Einfluss- und Zielgrößen für die Zentrifugation abgebildet.

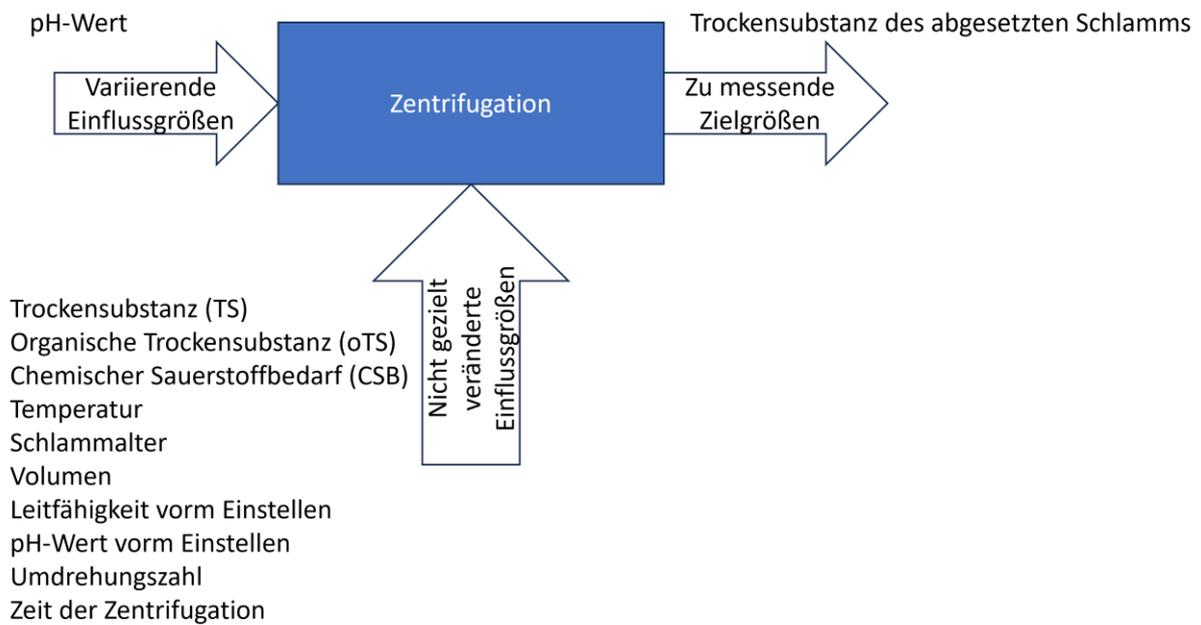


Abbildung 15: Schematische Darstellung der Einfluss- und Zielgrößen für die Zentrifugation (eigene Darstellung nach (Siebertz, Bebbler, & Hochkirchen, 2017))

Der Hauptunterschied zur Sedimentation sind zwei weitere nicht gezielt veränderte Einflussgrößen. Zum einen sind das die Umdrehungszahl der Zentrifuge und zum anderen die Zeit, die zentrifugiert wird, da diese hier nicht variiert wird, anstelle der Absetzzeit.

Um eine breite Fächerung der Schlammeigenschaften zu untersuchen, wird Schlamm aus drei unterschiedlichen Kläranlagen verwendet, ein Schlamm einer kommunalen Kläranlage, ein Industrieschlamm einer Raffinerie und ein anorganisch belasteter Industrieschlamm.

Zur Bestimmung der Wechselwirkungen zwischen pH-Wert und Leitfähigkeit auf das Absetzvolumen und zwischen pH-Wert und eingesetzten Polymer auf das Absetzvolumen, wird die sequentielle Methode verwendet (Siebertz, Bebbler, & Hochkirchen, 2017). Bei dieser Methode wird zuerst der optimale pH-Wert bestimmt und dann bei diesem pH-Wert die Werte für die Leitfähigkeit bzw. Menge des Polymers variiert (Siebertz, Bebbler, & Hochkirchen, 2017).

4. Versuchsdurchführung

Im folgenden Kapitel wird die Durchführung der Versuche beschrieben. Die beiden Hauptversuche sind die Sedimentation und Zentrifugation. Wichtig ist auch die TS- und oTS -Messung, die sich allerdings bei den Versuchen immer leicht unterscheiden können. Zur Lagerung der Schlämme werden diese belüftet. Nur der Primärschlamm wird nicht belüftet.

4.1 Trockensubstanz-, organische Trockensubstanz und chemischer Sauerstoffbedarfs-Messung bei der Sedimentation

Einmal wöchentlich wird der TS-Gehalt und der oTS-Gehalt des Schlamms gemessen. Zu dieser Untersuchung wird zunächst 100ml des Schlamms gefiltert. Dies geschieht mit Hilfe einer Vakuumnutsche (s. Abbildung 16). Die 100ml des Schlamms wird mit einem Messzylinder aus Plastik von der Firma Azton mit einem Fehler von ± 1 ml abgemessen. Die Nutsche sitzt auf einem Behälter die mit einem Schlauch an eine Vakuumpumpe von VACUUBRAND angeschlossen ist. In die Nutsche wird ein getrockneter Filter gelegt, dann wird die Vakuumpumpe gestartet und die Schlammprobe wird in die Nutsche geschüttet. Der verwendete Filter ist von Macherey-Nagel vom Typ MN 640 w und ist bei der Verbrennung aschefrei und hat einen Durchmesser von 90mm. Der Filter wird mit einer Trocknungswaage von Sartorius mit einer Genauigkeit von $d=0,001$ g bei 105°C getrocknet (s. Abbildung 17) und das Gewicht des getrockneten Filters wird aufgeschrieben. Danach wird der Messzylinder mit 50 ml normalen Wasser gespült und nochmal auf den Filter geschüttet, da sich am Boden noch Reste des Schlamms befindet. Nach der Filtration wird der Filter mit dem Filterkuchen wieder in die Trocknungswaage gegeben und getrocknet. Das Gewicht nach der Trocknung entspricht der Masse des Filters und der Trockensubstanz. Hiermit kann nun die Trockensubstanz berechnet werden.

Formel 2: Berechnung Trockensubstanz

$$m_{TS} = m_{\text{Filter}+TS} - m_{\text{Filter}}$$

Bei hohem TS-Gehalt braucht die Trocknungswaage sehr lange, weshalb hierfür die Proben bei $105^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ in einem Keramikbecher in einen Trockenschrank von Memmert gegeben wird zum Trocknen.

Formel 3: Berechnung Trockensubstanz mit Trockenschrank

$$m_{TS} = m_{\text{Keramik}+\text{Filter}+TS} - m_{\text{Filter}} - m_{\text{Keramik}}$$

Um den oTS-Gehalt zu messen wird der Filter mit dem TS in einen Keramikbecher gegeben. Der Porzellanbecher wird dann in einen Muffelofen von Nabertherm gegeben bei dem der

Schlamm und der Filter bei $550^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ verbrannt wird. Danach wird der Porzellanbecher mit dem Glührückstand gemessen, entleert und dann nochmal leer gemessen mit einer Waage von Kern der Marke ADB 200-4 die eine Genauigkeit von $d=0,0001\text{ g}$ und ein Maximalgewicht von 220 g messen kann. Hieraus kann dann der oTS-Gehalt berechnet werden.

Formel 4: Berechnung Glührückstand

$$m_{\text{Glührückstand}} = m_{\text{Keramik+Glührückstand}} - m_{\text{Keramik}}$$

Formel 5: Berechnung oTS

$$m_{\text{oTS}} = m_{\text{TS}} - m_{\text{Glührückstand}}$$

Zur Messung des CSBs wird die gefilterte Flüssigphase die bei der Filtration des Schlamms entsteht entnommen noch bevor Wasser auf den Filter geschüttet wird. Von dieser Probe wird 2 ml entnommen und in eine Aufschlusslösung von Hach für Konzentrationen von $0\text{-}1500\text{ ppm}$ für CSB gegeben. Diese wird dann 2 Stunden auf 150°C erhitzt in einen COD Reactor von Hach. Dann wird der CSB-Gehalt mit einem CSB-Fotometer von Hach vom Typ DR/2000 bestimmt.

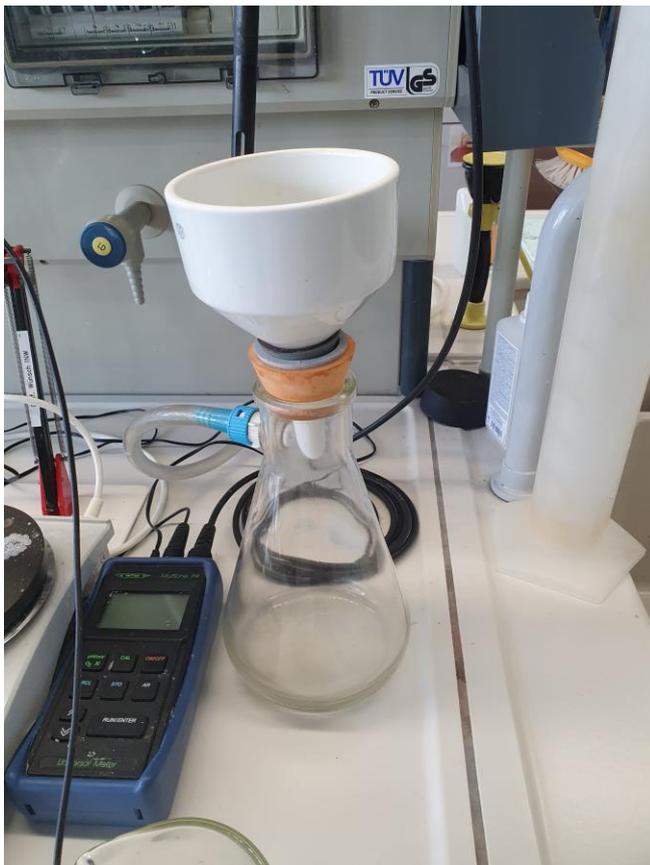


Abbildung 16: Filtration mit Vakuum mit Hilfe einer Nutsche.



Abbildung 17: Trocknungswaage

4.2 Sedimentation

Der Ablauf des Versuchs ist in Abbildung 18 zu sehen.

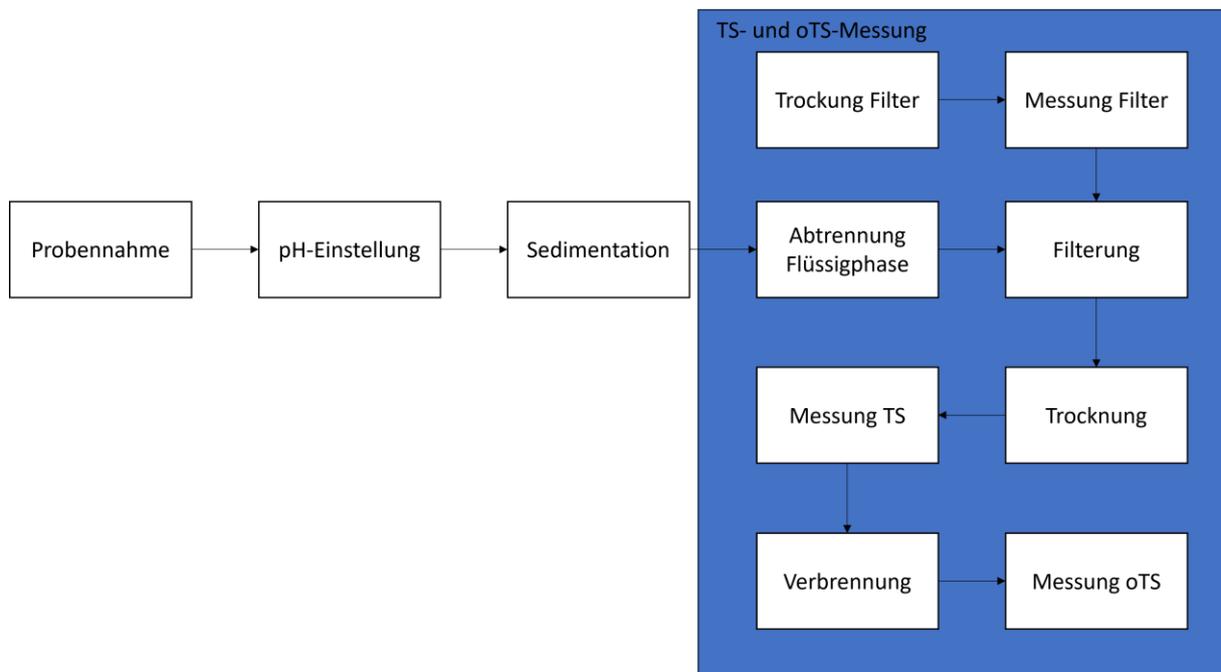


Abbildung 18: Fließbild des Versuch Ablaufs der Sedimentation (eigene Darstellung)

Für den Sedimentationsversuch muss zunächst entsprechend viele Proben entnommen werden. Beim pH-Versuch sind es 6 Proben und beim Leitfähigkeitsversuch sind es 5 Proben. Bei dem kommunalen Schlamm wurden als Probengröße zum Einstellen 100 ml verwendet, bei den späteren Schlämmen wurden 105 ml zum Einstellen verwendet, da es beim Einstellen immer gerne zu kleinen Verlusten vom Schlamm kommt. Diese Proben müssen dann auf die entsprechenden pH- bzw. Leitfähigkeitswerte eingestellt werden.

Als Messwerte für den pH-Versuch wurde der Blindwert des untersuchten Schlamms genommen und dann die pH-Werte bei 4, 3, 2,5, 2 und 1,75 eingestellt. In einer vorigen Arbeit war der Umschlagspunkt, bei dem eine Veränderung des Absetzverhaltens beobachtet werden kann zwischen 2 und 3 zu finden, weshalb diese Werte so gewählt werden (Guo, 2023). Zwei Werte werden außerhalb des interessanten Bereichs gewählt. Einer davon wird größer gewählt der andere wird kleiner gewählt. Der Bereich von pH=2-3 wurde sehr genau mit drei Werten abgedeckt. Auch die Messzeiten werden aus der vorigen Arbeit verwendet (Guo, 2023). Diese sind bei 10, 30, 60 und 120 Minuten. Für die Einstellung der pH-Werte wird Salzsäure (HCl) verwendet, mit der Konzentration von 1mol/l und 0,1 mol/l.

Bei der Leitfähigkeit wird der Blindwert des Schlamms verwendet und dann die Messstellen bei 1,5, 3, 5, 10 und 15 mS/cm gewählt. Diese werden an die erreichten Leitfähigkeitswerte beim pH-Versuch angelehnt. Für die Einstellung der Leitfähigkeit wird Natriumchlorid (NaCl) mit einer Konzentration von 100 g/l verwendet.

Beim Kombiversuch von pH und Leitfähigkeit wird der Schlamm zunächst pH=2 eingestellt. Dieser Wert wird verwendet, da er bei den Versuchen als optimalen pH-Wert beim ÜS bestimmt wurde. Für die Leitfähigkeit werden die Werte 10, 15, 20, 25 und der Blindwert verwendet.

Für den Versuch mit dem Flockungshilfsmittel wird ein kationisches Polymer verwendet. Dieses wird mit der Konzentration von 2,3 ppm verwendet, da dieser auch in der Anlage, aus dem der Schlamm stammt verwendet wird. Auch wird die Konzentration von 2300 ppm verwendet. Dieser wird sehr groß gewählt, um auch sicher eine Tendenz des Verhaltens zu sehen und die Polymerlösung nicht verdünnt werden muss. Das kationische Polymer, welches als Flockungshilfsmittel verwendet wird, muss beim Polymerversuch zum Erreichen von 2,3 ppm vorm Versuch noch verdünnt werden. Hierfür werden 100 µl auf 100 ml mit Wasser aufgefüllt. Danach werden 230 µl zum Schlamm hinzugegeben. Die Verdünnung wird hier vernachlässigt. Für das Einstellen von 2300 ppm werden 230 µl vom unverdünnten Polymer zum Schlamm hinzudosiert.

Vor der eigentlichen Messung wird mit einem Universalmessgerät von WTW der Bauart Multiline P4 der pH- und Leitfähigkeitswert des unbehandelten Schlamms gemessen. Nun werden mit Hilfe einer Titration die entsprechenden Werte eingestellt. Beim pH-Versuch wird Salzsäure mit 0,1 und 1 mol/l verwendet. Zur Leitfähigkeitseinstellung wird Natriumchlorid mit 100g/l verwendet. Der Aufbau der Titration ist in Abbildung 19 zu finden. Die Titrationsapparatur ist eine Glasapparatur von Schott Duran mit einer Abweichung von 0,03 ml nach ISO 385, die auf ein Glasbehältnis mit dem hinzudosierenden Stoff gesteckt wird. Ein Becherglas wird mit dem Schlamm gefüllt. Die Abmessung erfolgt mit einem Messzylinder. Das Becherglas steht auf einem Magnetrührer von Heidolph der Marke MR Hei-Tec. Für den Kombiversuch wird zunächst der gesamte verwendete Schlamm auf pH=2 eingestellt, damit die erreichte Leitfähigkeit durch pH-Wert Anpassung gleich ist und dann jeweils die Leitfähigkeit eingestellt.

Nach der pH-Einstellung der Schlammproben werden 100ml dieser Proben in jeweils einen 100ml Messzylinder gegeben und ein Wecker gestellt (s. Abbildung 20). Nach den oben genannten Zeiten wird das Volumen der Schlammphase gemessen. Die Schlammphase ist die untere Phase, bei der sich die Trockensubstanz sammelt. Die Flüssigphase ist die klare Phase darüber.

Nach dem die Messung des Schlammvolumens abgeschlossen ist, wird die Flüssigphase vorsichtig abgegossen und von dem übriggebliebenen Schlamm wird wie in Kapitel 4.1 der TS- und oTS-Anteils des abgesetzten Schlammes gemessen.

Beim CSB-Versuch wird nach der Sedimentation die flüssige Phase nochmal gefiltert und dann wird wie in Kapitel 4.1 durchgeführt.

Die gemessenen Volumina werden in einem Diagramm dargestellt. Diese sind in ml/100ml angegeben, weshalb sie noch mit 10 multipliziert werden um ml/l zu erreichen. Zur Berechnung der Verdünnung muss zunächst die Verdünnung berechnet werden, also wieviel des Ursprungschlammes tatsächlich noch im behandelten Schlamm enthalten ist. Dies kann mit dem Dreisatz berechnet werden. Die bei den Versuchen eingesetzten Mengen HCl sind im Anhang zu finden.

Formel 6: Tatsächliche Schlammmenge in behandelten Proben

$$V_{\text{tats.Schlammmenge}} = \frac{V_{\text{Probe}}}{V_{\text{Probe}} + V_{\text{Hinzugabe}}} * V_{\text{Endprobe}}$$

Beim kommunalen ÜS ist das Volumen der Probe bei 100ml. Bei den späteren Schlämmen beträgt sie 105ml, da es beim Einstellen der Werte zu Schlammverlusten kommt. Beim Kombiversuch muss der Dreisatz zweimal durchgeführt werden.

Formel 7: Tatsächliche Schlammmenge in behandelten Proben beim Kombiversuch

$$V_{\text{tats.Schlammmenge}} = \frac{V_{\text{Probe1}}}{V_{\text{Probe1}} + V_{\text{HCl-Zugabe}}} + \frac{V_{\text{Probe2}}}{V_{\text{Probe2}} + V_{\text{NaCl-Zugabe}}} * V_{\text{Endprobe}}$$

Das erste Probenvolumen beträgt 600ml da hier alle Schlammproben zusammen eingestellt werden. Die restlichen Größen sind wie bei den anderen Versuchen einzusetzen.

Zum Erreichen des Absetzvolumens mit Verdünnung wird wieder ein Dreisatz angewendet.

Formel 8: Berechnung Absetzvolumen mit Verdünnung

$$V_{\text{Absetzvolumen,verdünnt}} \left[\frac{\text{ml}}{\text{l}} \right] = V_{\text{Absetzvolumen}} * \frac{V_{\text{Endprobe}}}{V_{\text{tats.Schlammmenge}}}$$

Zur Berechnung der abgesetzten Schlammtdichte wird die gemessene TS-Masse des abgesetzten Schlammes durch das abgesetzte Volumen geteilt und zu dem Erhalt der Einheit g/l nochmal mit 1000 multipliziert.

Formel 9: Berechnung Schlammtdichte

$$\rho_{\text{abgesetzter Schlamm}} \left[\frac{\text{g}}{\text{l}} \right] = \frac{m_{\text{TS, abgesetzt}}}{V_{\text{Absetzvolumen}}} * 1000$$

Die Berechnung der Veränderung des Absetzvolumen wird nach Formel 10 berechnet. Wenn das Volumen durch die entsprechende Schlammtdichte ersetzt wird, kann die Veränderung der Schlammtdichte berechnet werden.

Formel 10: Berechnung der prozentualen Veränderung im Vergleich zum unbehandelten Schlamm

$$\text{Veränderung [\%]} = \left(\frac{V_{\text{Absetzvolumen bei pH=X}}}{V_{\text{Absetzvolumen unbehandelter Schlamm}}} - 1 \right) * 100$$



Abbildung 19: Aufbau der Einstellung der Schlammproben durch Titration



Abbildung 20: Sedimentation

4.3 Trockensubstanz-, organische Trockensubstanz und chemischer Sauerstoffbedarfs-Messung bei der Zentrifugation

Auch von den Schlämmen die bei der Zentrifugation eingesetzt werden wird einmal wöchentlich der TS-, oTS- und CSB-Wert gemessen. Der TS-Gehalt wird gemessen, indem ein definierte Masse Schlamm in einen Keramikbecher geschüttet wird und zum Trocknen 24 Stunden in den Trockenschrank gestellt wird bei 105°C. Vorher muss das Behältnis gemessen mit der Waage mit der Waage Kern der Marke ADB 200-4. Nach der Trocknung wird das Gewicht erneut gemessen und es kann dann der TS-Wert berechnet werden. Zur Berechnung der Schlammkonzentration wird die Masse der TS durch die eingesetzte Schlammmasse geteilt.

Formel 11: Masse der TS bei Zentrifugation

$$m_{TS} = m_{Keramik+TS} - m_{Keramik}$$

Formel 12: Schlammkonzentration

$$c_{Schlamm}[\%] = \frac{m_{TS}}{m_{Schlamm}} * 100$$

Bestimmung des oTS findet wie bei der Sedimentation statt.

4.4 Zentrifugation

Für die Zentrifugation muss zunächst eine Schlammprobe entnommen werden. Diese wird auf ungefähr 70 mg abgewogen zum Einstellen des pH-Wertes mit einer Waage von Kern die eine Genauigkeit von $d=0,01$ g und einem möglichen Maximalgewicht von 3500 g. Das Einstellen der Schlämme erfolgt wie bei der Sedimentation. Danach muss das Gewicht des Glasbehältnis zusammen mit dem Behältnis, welches in die Zentrifuge gehängt wird, gemessen werden. Dann wird der Schlamm eingefüllt, in etwa 65 mg. Die Gewichte an den gegenüberliegenden Seiten der Zentrifuge müssen ausgeglichen gefüllt sein, da die Zentrifuge sonst nicht startet. Danach werden die Behälter in die Zentrifuge gehängt und die Zentrifuge wird gestartet. Die Umdrehungszahl wird auf 4000 1/min^{-1} eingestellt und die Zentrifugationsdauer beträgt 10 Minuten. Danach werden die Behälter entnommen und die Flüssigphase abgegossen. Der Schlamm am Boden ist sehr fest, weshalb die Flüssigphase einfach abgegossen werden kann. Dann wird das Gewicht des Behältnisses mit dem abgesetzten Schlamm gemessen. Das Gewicht eines Keramikbechers wird gemessen. Anschließend wird der abgesetzte Schlamm in den Keramikbecher überführt und in dem Trockenschrank bei 105°C getrocknet. Nun kann die Trockensubstanz und die Schlammkonzentration berechnet werden.

Formel 13: TS-Berechnung bei Zentrifugation

$$m_{TS} = m_{TS+Keramik} + m_{Keramik}$$

Formel 14: Berechnung der Schlammkonzentration bei der Zentrifugation

$$c_{\text{Schlamm}} [\%] = \frac{m_{TS}}{m_{\text{Behälter+Schlamm}} - m_{\text{Behälter}}} * 100$$

Danach wird wie in Kapitel 4.1 die oTS bestimmt.

5. Ergebnisse und Auswertung

5.1 Kommunal Klärschlamm

5.1.1 pH-Abhängigkeit der Sedimentation von einem Überschussschlamm aus einer kommunalen Kläranlage

Zum kommunalen Klärschlamm wird sowohl eine Vorversuchsreihe als auch eine normale Versuchsreihe durchgeführt. Bei der Vorversuchsreihe wurde keine oTS-Werte des abgesetzten Schlammes durchgeführt, weshalb hier eine weitere Versuchsreihe durchgeführt wird.

5.1.1.1 Vorversuch zum kommunalen Überschussschlamm

Die Werte für die untersuchten Schlämme, die die Eigenschaften der Schlämme beschreiben, sind in Tabelle 1 zu finden. Da die Versuche innerhalb einer Woche stattfanden wird der TS- und oTS-Gehalt, sowie der CSB nur einmal für die Woche bestimmt. Die Leitfähigkeit und der pH-Wert werden dagegen vor jedem Versuch innerhalb der Woche durchgeführt. Zu sehen ist, dass der pH-Wert mit zunehmenden Schlammalter abnimmt und die Leitfähigkeit zunimmt.

Tabelle 1: Schlammwerte zum Vorversuch zum kommunalen Überschussschlamm

Schlamm	TS [g/l]	TS-Anteil [%]	CSB [mg/l]	oTS-Anteil [%]	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
kommunaler ÜS Vorversuch 1	3,53	0,353	49	71,67	7,76	1,703	1
kommunaler ÜS Vorversuch 2					7,54	1,714	2
kommunaler ÜS Vorversuch 3					7,39	1,775	3

Mit diesen Schlämmen werden Versuche durchgeführt bei dem der pH-Wert durch die Zugabe von Salzsäure auf einen bestimmten Wert eingestellt wird.

Die unveränderten Ergebnisse der Messung, ohne Miteinberechnung der Verdünnung, sind in Abbildung 21 dargestellt. Hier ist zu erkennen, dass nach 120 Minuten bei niedrigen pH-Werten es zu einer Verringerung des Absetzvolumen kommt. Bei einem niedrigeren Absetzvolumen hat sich der Schlamm stärker vom Wasser getrennt und benötigt so weniger Volumen. Nach 30 Minuten und 60 Minuten sind hingegen kaum Unterschiede zum Schlamm ohne HCl Zugabe zu erkennen.

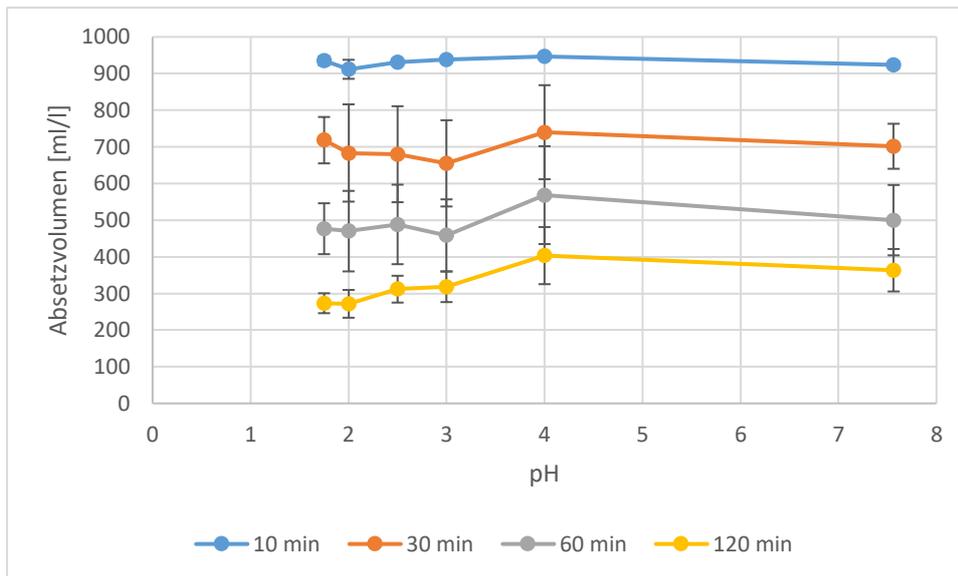


Abbildung 21: Absatzvolumen des kommunalen Überschussschlammes der Vorversuche in Abhängigkeit zum pH-Wert

Außerdem sind bei diesen Werten die Abweichungen der Messungen hoch. Hohe Abweichungen kommen zum einen davon, dass der Schlamm sich durch das Schlammalter unterscheidet. In Tabelle 1 sind die Unterschiede des pH-Werts zu sehen und wie dieser sich bei höheren Schlammalter verändert. Zum anderen ergeben sich die Abweichungen durch die Probennahme. Hierbei kann nicht garantiert werden, dass der Schlamm immer die identische Zusammensetzung besitzt, auch wenn bei der Probennahme darauf geachtet wird, diesen Fehler möglichst klein zu halten. Zuletzt kommt es hin und wieder zu Wasserkammern im Schlamm (s. Abbildung 22). Dieses Phänomen tritt meist in sehr viel kleinerem Maß auf. Bei den hier dargestellten Versuchen sind es meist kleine Wasserblasen im Schlamm. Diese treten nach 120 Minuten nicht mehr auf, sondern nur nach 30 und 60 Minuten. Durch die Flockenbildung und Anlagerung aneinander kann es zu solch einem Phänomen kommen. Die Flockenbildung kann von der Form, Größe und auch der Zusammensetzung der Proteine beeinflusst werden (s. Kapitel 2.2). Teilweise sind es aber auch zufällige Zusammenstöße, bei denen es zu einer aneinander Lagerung der Schlammpartikelchen kommt, was zu höheren Abweichungen führt (Bischof & Hosang, 1998).

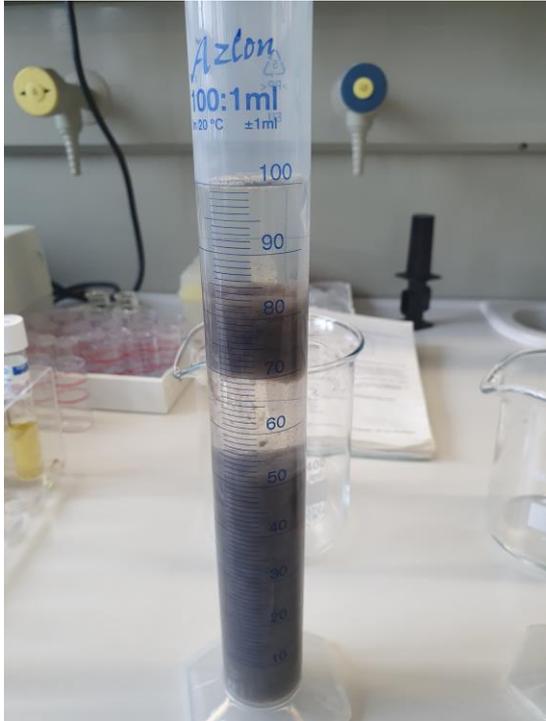


Abbildung 22: Wasserkammerbildung bei der Sedimentation

Zur Einordnung der Abweichung wird in Abbildung 23 ein weiteres Diagramm erstellt, bei dem die in Abbildung 21 verwendeten Versuchsergebnisse nach 120 Minuten einzeln dargestellt sind. Hier ist zu erkennen, dass die Graphen der drei Versuche sich fast gar nicht überschneiden und der größte Einfluss auf die Abweichung das unterschiedliche Schlammalter ist, weshalb in der folgenden Arbeit auch nur wenig auf die Abweichungen eingegangen wird.

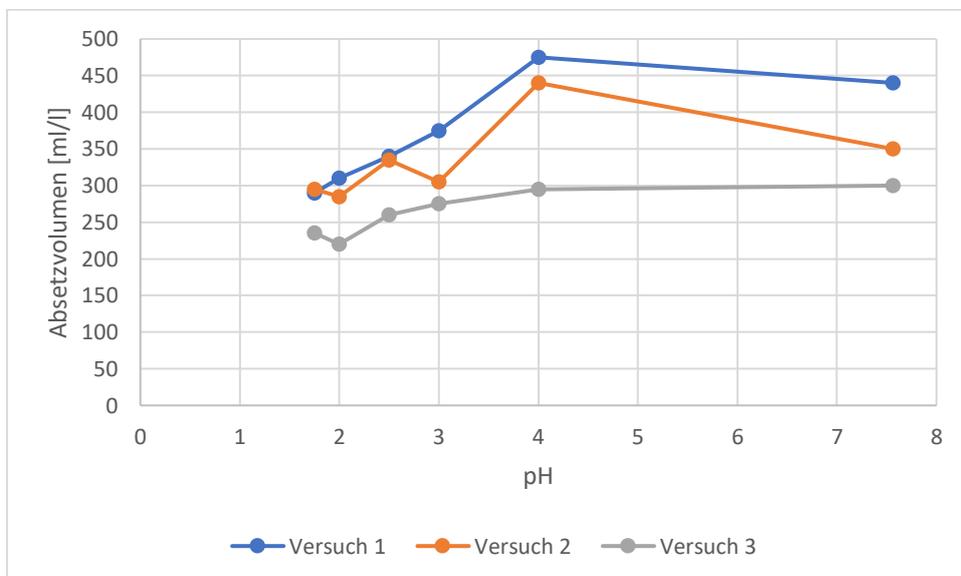


Abbildung 23: Vergleich der Absetzvolumen der drei Vorversuche nach 120 Minuten zur Einordnung der Abweichung

Zu den Messwerten in Abbildung 21 kann mit Hilfe der Menge der hinzugefügten Salzsäure der Verdünnungsfaktor mit einberechnet werden. Die hieraus erhaltenen Ergebnisse sind in Abbildung 24 zu sehen. Beim Vergleich mit Abbildung 21 ist zu erkennen, dass es weiterhin zu einer Verbesserung des Absetzverhaltens durch niedrigere pH-Werte kommt. Diese Verbesserung fällt allerdings leicht geringer aus.

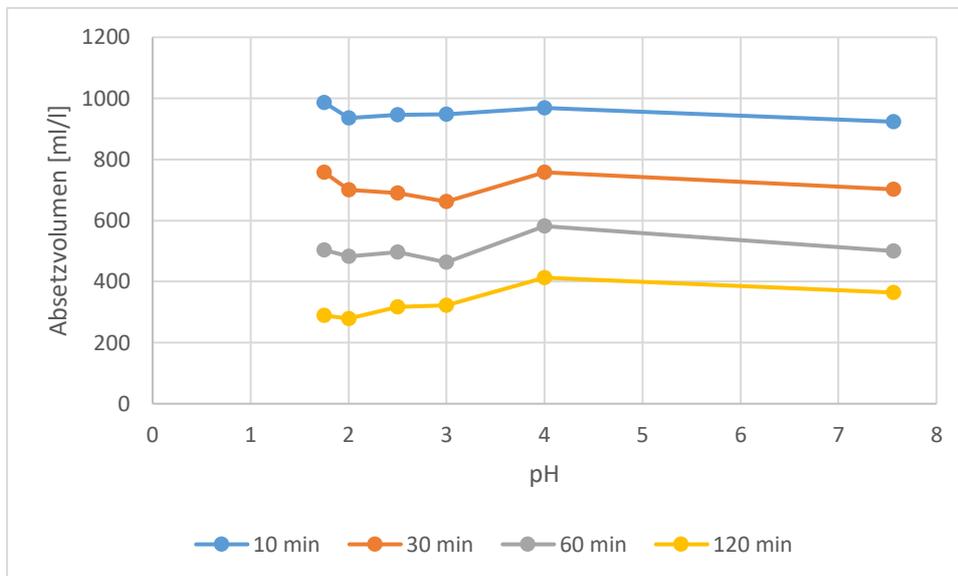


Abbildung 24: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes zum Vorversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert unter Berücksichtigung der Verdünnung

Zur Einordnung der Unterschiede des Absetzvolumens wird ein Balkendiagramm erstellt, das die prozentuale Abweichung des behandelten Schlammes vom unbehandelten Schlamm beim Absetzvolumen darstellt (s. Abbildung 25). Der unbehandelte Schlamm ist der Schlamm, dem kein HCl hinzugegeben wird. Er besitzt den pH-Wert, welcher nach der Schlammmentnahme gemessen wird. Dieser dient für das Balkendiagramm als Referenzwert. Deswegen hat er keinen eigenen Balken, da hier der Unterschied immer 0 % beträgt. Die behandelten Schlämme sind hingegen die Schlämme denen HCl hinzugefügt wird, um den pH-Wert auf einen bestimmten Wert festzulegen. In Abbildung 25 ist zum Beispiel zu sehen, dass nach 120 Minuten das Absetzvolumen bei pH=1,75 ungefähr 20 % unter dem des unbehandelten Schlammes liegt. Hieraus ist zu erkennen, dass die Zugabe der HCl eine Verringerung des Absetzvolumens der Schlammphase von 20 % bewirkt, im Vergleich zum unbehandelten Schlamm, bei dem keine HCl hinzugegeben wird. Für die Leitfähigkeitsversuche gilt das gleiche, nur dass hier NaCl hinzugegeben wird.

Der Schlamm bei pH=2 hat ein um 20 % niedrigeres Absetzvolumen nach 120 Minuten Versuchszeit. Aber auch schon bei pH=3 ist eine Verbesserung von über 10 % eingetreten. Nur bei pH=4 ist eine Verschlechterung zu sehen. Die Verbesserung des Absetzvolumens von pH=2 auf pH=1,75 sinkt allerdings wieder.

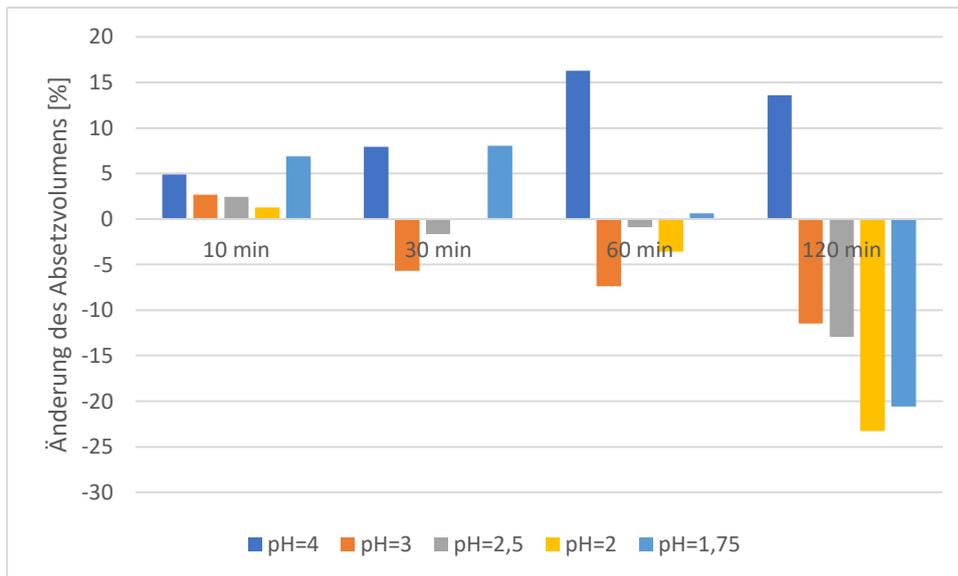


Abbildung 25: Änderung der Absatzvolumen bei den Vorversuchen der behandelten kommunalen Überschussschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent

Mit der TS-Messung des abgesetzten Schlamms und dem gemessenen Absatzvolumen kann die Schlammdichte des abgesetzten Schlamms bestimmt werden (s. Abbildung 26). Hierbei sind höhere Werte besser, weil für einen höhere Schlammdichte der TS-Gehalt im abgesetzten Schlamm pro Volumen höher ist. Zu sehen ist das es nur nach 120 Minuten zu einer Verbesserung der Schlammdichte kommt.

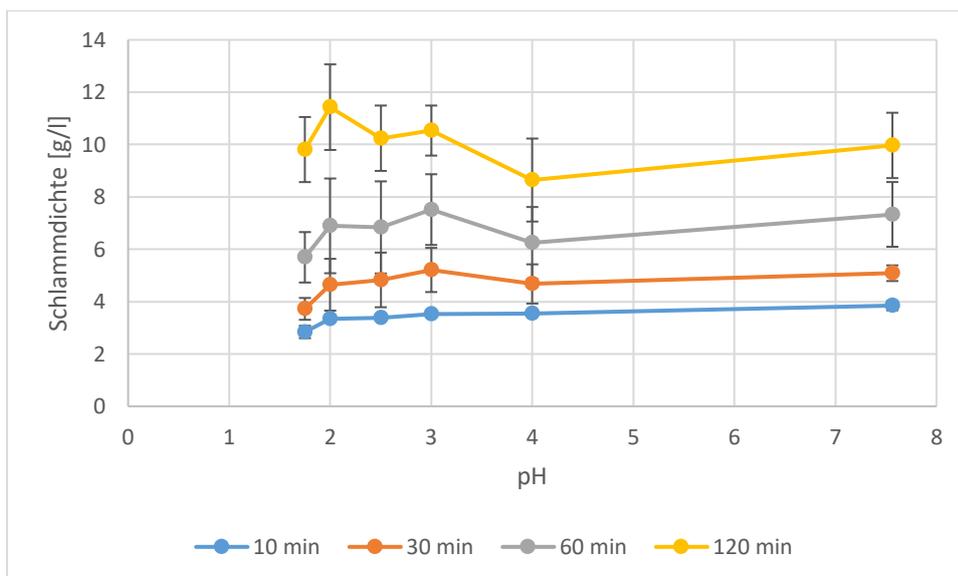


Abbildung 26: Schlammdichte des kommunalen Überschussschlammes zum Vorversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert

In Abbildung 27 sind die prozentuale Veränderung der Schlammdichte im Vergleich zum unbehandelten Schlamm zu sehen. Im Vergleich zu den Werten in Abbildung 25 fällt die Verbesserung geringer aus. Nur bei pH=2 ist eine Verbesserung von über 10% zu sehen.

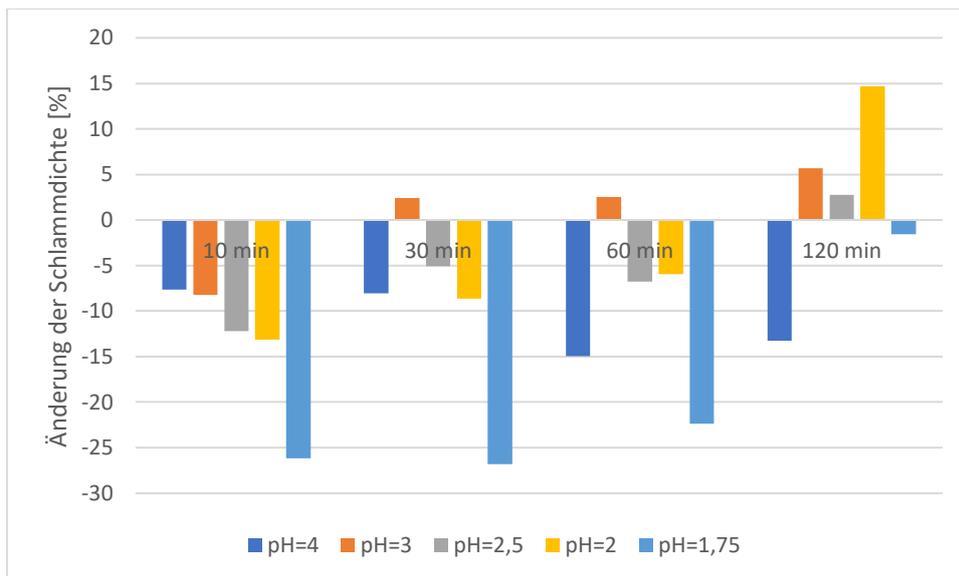


Abbildung 27: Änderung der Schlammichte bei den Vorversuchen der behandelten kommunalen Überschussschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent

Die schlechteren Ergebnisse bei der Schlammichte kann anhand der

Abbildung 28 erklärt werden. Hier ist zu sehen, dass die TS-Werte des abgesetzten Schlamms bei Verringerung des pH-Werts ebenfalls kleiner werden. In Abbildung 29 kann die Farbveränderung der Flüssigphase bei verschiedenen pH-Werten bei gleicher Versuchszeit betrachtet werden. Hier ist zu sehen, dass bei niedrigen pH-Werten die Flüssigphase braun wird, während die Klarphase beim unbehandelten Schlamm ganz klar ist. An diesen beiden Abbildungen ist zu erkennen, dass bei niedrigen pH-Werten ein Teil der Trockensubstanz in der Flüssigphase verbleibt, entweder gelöst oder in Schwebel.

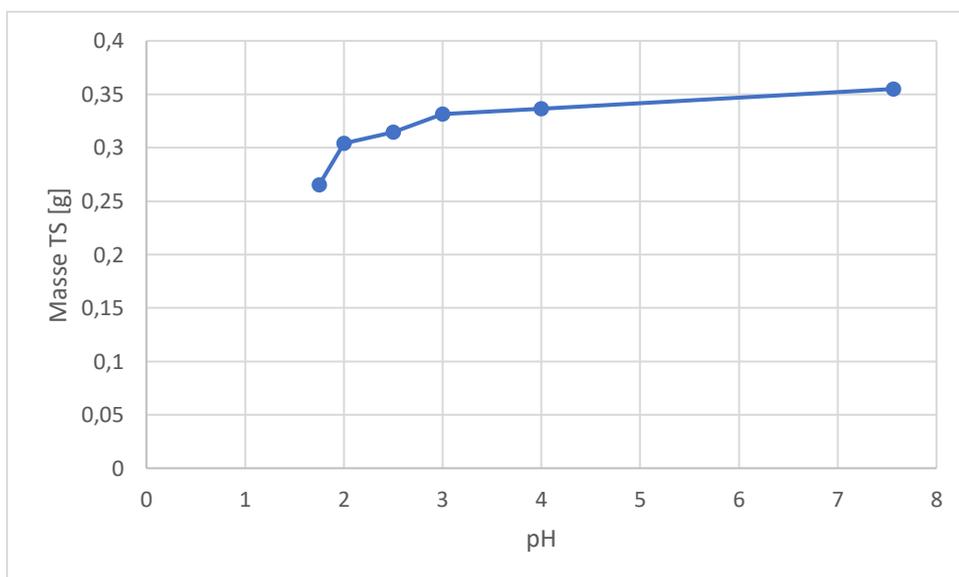


Abbildung 28: TS des bei der Sedimentation abgesetzten Schlamms in Abhängigkeit des pH-Werts beim Vorversuch

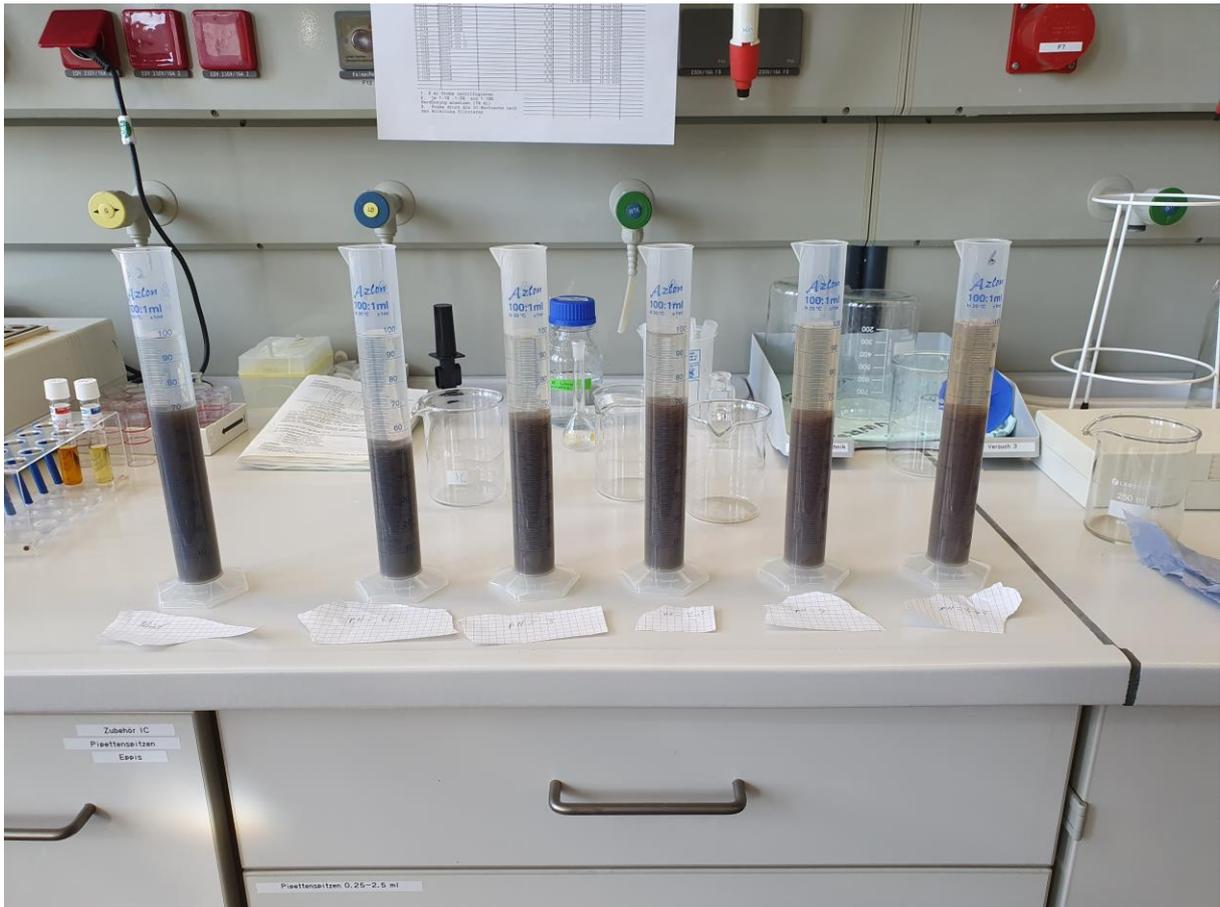


Abbildung 29: Betrachtung der Flüssigphase bei der Sedimentation. Links unbehandelter Schlamm. Von links nach rechts sinkt der pH-Wert

5.1.1.2 Hauptversuch zum kommunalen Überschussschlamm

In Tabelle 2 sind die Werte der Schlämme zum Hauptversuch für den kommunalen ÜS zu finden. Es fällt auf, dass der oTS-Anteil hier um ca. 10 % höher ist als beim Vorversuch.

Tabelle 2: Schlammwerte zum Hauptversuch zum kommunalen Überschussschlamm

Schlamm	TS [g/l]	TS-Anteil [%]	CSB [mg/l]	oTS-Anteil [%]	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
kommunaler ÜS 1	3,85	0,385	79	81,82	8,03	1,625	0
kommunaler ÜS 2					7,89	1,644	1
kommunaler ÜS 3					7,65	1,751	2

In Abbildung 30 sind die Rohdaten, die Ergebnisse ohne mit Einberechnung der Verdünnung, zum Versuch zu finden. Die Ergebnisse ähneln denen zum Vorversuch. Nach 30 und 60 Minuten ist keine Verbesserung zu erkennen. Aber nach 120 Minuten wird das Absetzvolumen besser, je niedriger der pH-Wert ist.

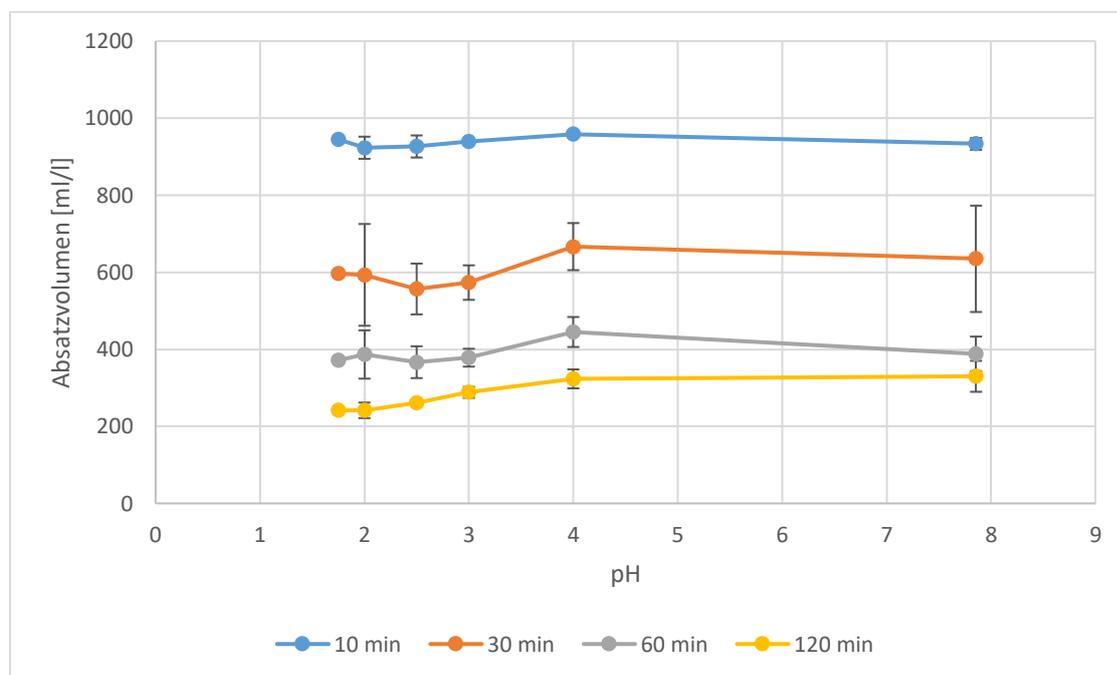


Abbildung 30: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes zum Hauptversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert

Die Ergebnisse, bei denen die Verdünnung durch die Salzsäure mit einberechnet werden, sind in Abbildung 31 zu sehen. Der Effekt ist derselbe wie beim Vorversuch. Das Absetzvolumen wird im Vergleich zu den Rohdaten ein wenig kleiner bei den behandelten Schlämmen. Der Effekt ist etwas weniger deutlich sichtbar.

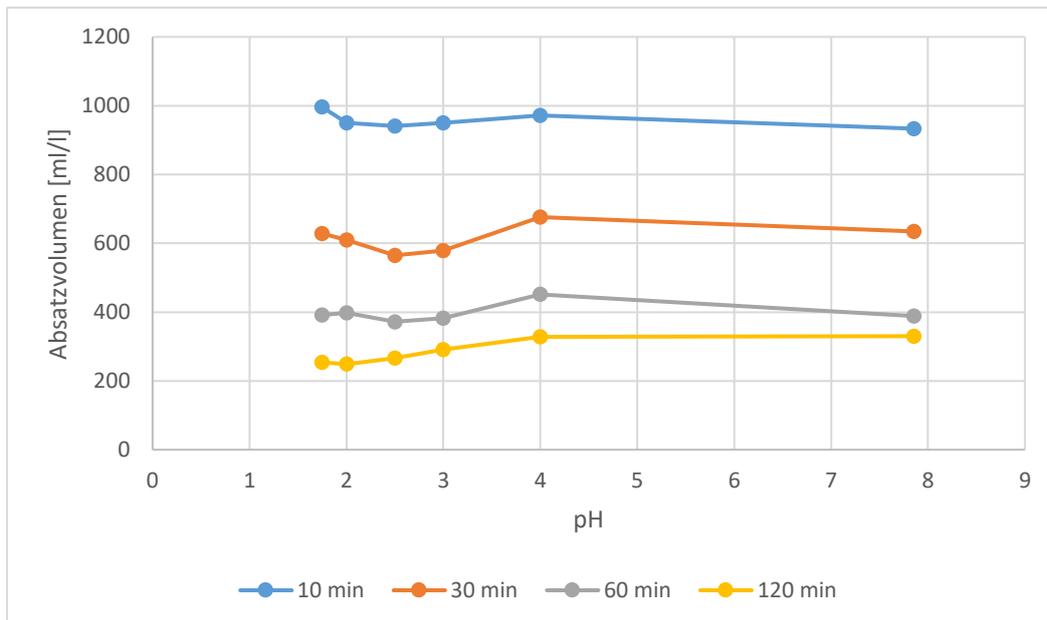


Abbildung 31: Absatzvolumen des kommunalen Überschussschlammes zum Hauptversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert unter Berücksichtigung der Verdünnung

Die Werte in Abbildung 32 zeigen die gleiche Tendenz wie im Vorversuch. Hier sind die Änderung nach 120 Minuten aber noch leicht besser.

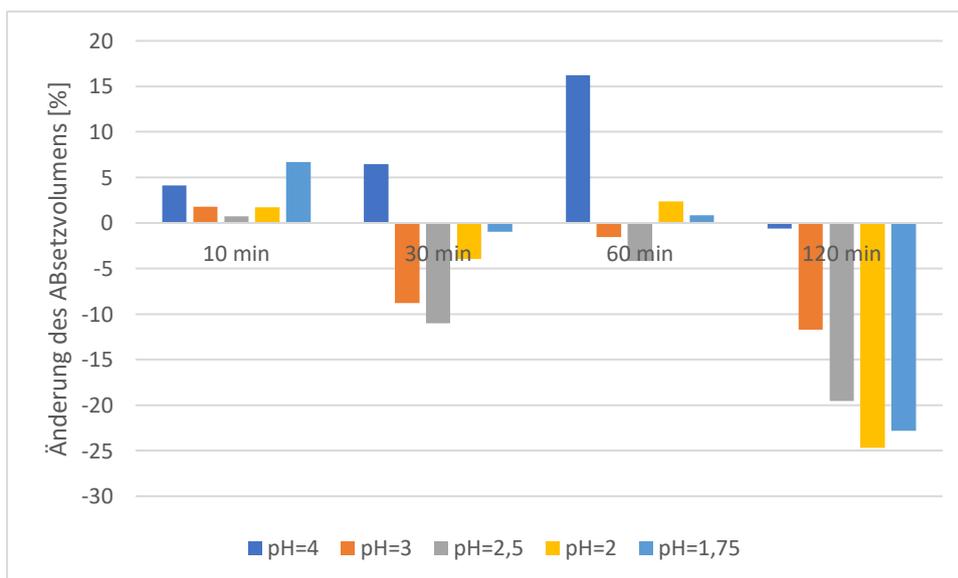


Abbildung 32: Änderung der Absatzvolumen bei den Hauptversuchen der behandelten kommunalen Überschussschlamm in Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent

Bei der Schlammichte in Abbildung 33 sind auch wieder ähnliche Werte wie beim Vorversuch zu finden. Bei pH=2 ist wieder die höchste Absetzdichte zu erkennen, aber auch bei pH=2,5 und 1,75 kommt es zu einer Verbesserung der Schlammichte.

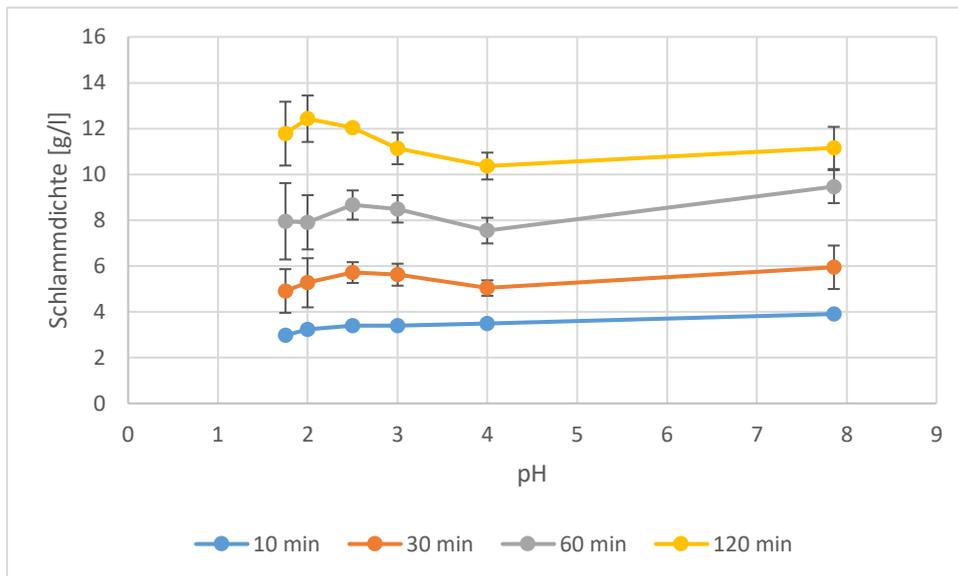


Abbildung 33: Schlamm-dichte des kommunalen Überschussschlamm beim Hauptversuch in Abhängigkeit zum pH-Wert

Dies wird in Abbildung 34 bestätigt. Bei pH=2,5, bei 2 und bei 1,75 kommt es zu Verbesserungen von mehr als 5%. Bei dem pH-Wert von 2 wird sogar eine Verbesserung von über 10% erreicht. Die Werte sind ähnlich denen zum Vorversuch, aber noch leicht besser.

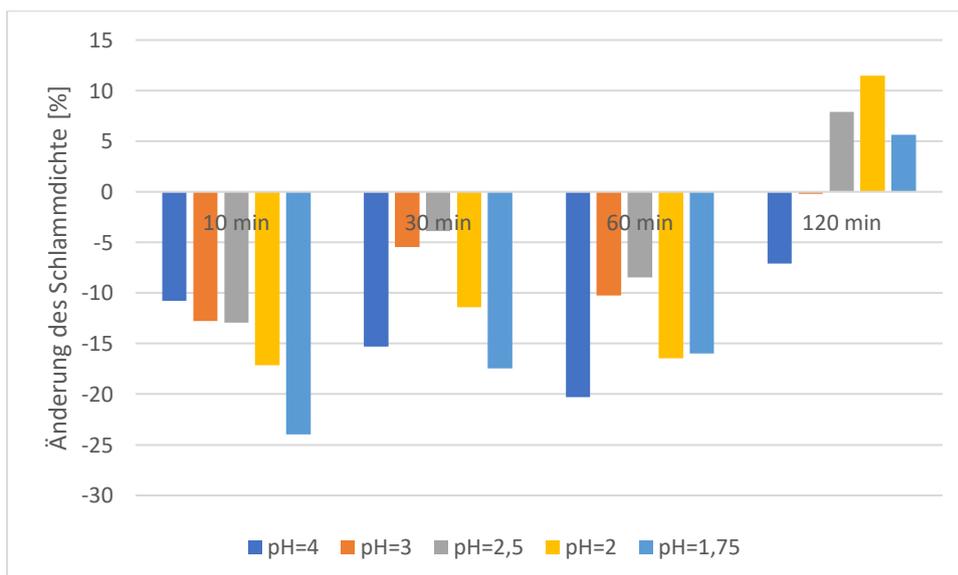


Abbildung 34: Änderung der Schlamm-dichte bei den Hauptversuchen der behandelten kommunalen Überschussschlamm im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent

Auch die TS-Werte in Abhängigkeit zum pH-Wert verlaufen ähnlich, wie bei dem Vorversuch. Mit niedrigem pH-Wert setzt sich insgesamt weniger TS am Boden in der Schlammphase ab. Nachdem die Verdünnung mit einberechnet wird, sinkt der TS des abgesetzten Schlammes auch, aber nicht ganz so stetig (s. Abbildung 35). Bei den niedrigen pH-Werten steigt die Menge abgesetzter TS auch wieder etwas. Auch in Abbildung 33 bilden die Kurven eine Art Bauch bei

pH=2,5 und bei pH=3, bei den es zu einer Beschleunigung des Absetzverhaltens kommt. Dies könnte mit der Denaturierung der Proteine zu tun zu haben. Bei der Denaturierung kann es dazu kommen, dass die Schlammpartikel ihre Ladung verlieren und so keine ionische Wechselwirkung mehr mit ihrer Umgebung ausbilden. Durch weitere Hinzugabe von Salzsäure, werden allerdings weiter Ionen hinzugegeben, wodurch die Verbesserung bei späteren Verläufen rückgängig gemacht wird.

Die Verbesserung des Absetzverhaltens wird hingegen durch die Verminderung der Wasserstoffbrückenbindungen erreicht. Die Proteine bilden im Schlamm Wasserstoffbrücken mit dem Wasser aus. Bei Hinzugabe von Salzsäure kommt es allerdings zu einer Protonierung der Wasserstoffbrückenbildner in den Proteinen, aber auch im Wasser. Diese bilden somit keine Wasserstoffbrücken mehr, wodurch es zu einer Verbesserung des Absetzverhaltens kommt.

Dass sich weniger TS am Boden absetzt, hat auch mit der Denaturierung zu tun. Durch die Denaturierung kommt es zum Strukturverlust der Proteine. Hierdurch verlieren die Proteine wohl auch an Dichte, wodurch sich manche Schlammpartikel nicht mehr absetzen.

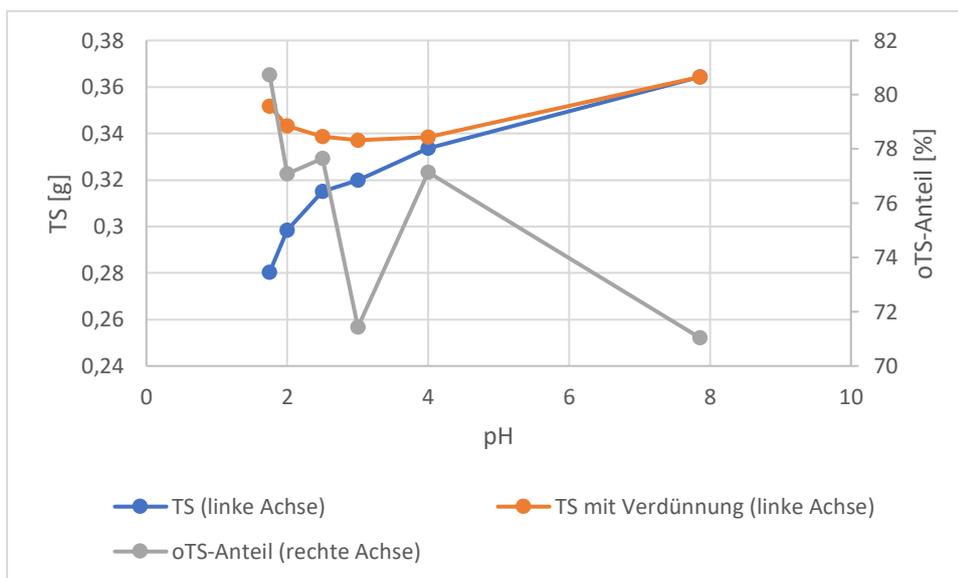


Abbildung 35: Masse TS im abgesetzten Schlamm einmal ohne Betrachtung der Verdünnung und einmal mit Betrachtung der Verdünnung in Abhängigkeit des pH-Wertes, sowie der oTS Anteil des abgesetzten Schlammes in Prozent..

In Abbildung 35 ist der oTS-Gehalt des abgesetzten Schlammes zu finden. Dieser unterliegt Schwankungen, vor allem bei pH=3. Aber trotzdem ist die Tendenz erkennbar, dass der oTS-Gehalt mit sinkenden pH-Wert steigt. Dies zeigt, dass die Säure dafür sorgt, dass sich vor allem weniger anorganische Substanzen am Boden absetzen. Die Säure scheint mit den anorganischen Substanzen zu reagieren und dafür zu sorgen, dass sich der anorganische Teil in der wässrigen Phase löst. Der organische Teil scheint hier weniger stark davon betroffen zu sein, da der oTS-Anteil bei niedrigen pH-Werten im abgesetzten Schlamm höher ist, als bei höheren pH-Werten. Auffällig ist auch, dass der Mittelwert des oTS-Gehalt beim unbehandelten Schlamm bei 71% liegt. Dies entspricht dem oTS-Gehalt des Vorversuches. Beim Hauptversuch waren es allerdings etwa 81%. Der oTS-Gehalt des unbehandelten Schlammes des Hauptversuchs nach der

Sedimentation sollte eigentlich dem oTS-Gehalt in Tabelle 2 entsprechen. Da dies nicht der Fall, spricht dies dafür, dass die Messung beim oTS-Gehalt beim Hauptversuch fehlerhaft war.

Zur Zusammenfassung der Ergebnisse zur Abhängigkeit des Absetzverhaltens des kommunalen Überschussschlamm vom pH-Wert, lässt sich sagen, dass durchaus eine Verbesserung des abgesetzten Schlamm zu erreichen ist. Der optimale pH-Wert ist bei pH=2. Allerdings ist auch zu beobachten, dass vor allem ein Teil des anorganischen Schlamm sich beginnt in der Flüssigphase zu lösen, wodurch es auch zur Verfärbung kommt (s. Abbildung 29). Hierdurch wird also die Entwässerung des Schlamm verbessert, allerdings wird auch die Qualität der Flüssigphase verschlechtert. Auch ist zu sagen, dass es nur nach 120 Minuten zu einer Verbesserung der Entwässerung kommt. Eine Beschleunigung des Absetzens des Schlamm durch die Änderung des pH-Werts ist hier nicht zu beobachten.

5.1.2 Leitfähigkeitsabhängigkeit der Sedimentation von einem Überschussschlamm aus einer kommunalen Kläranlage

In Tabelle 3 sind die Werte des unbehandelten kommunalen ÜS zu finden. Das Schlammalter ist hoch, wodurch auch der pH-Wert leicht niedrig ist. Der oTS-Gehalt ist vergleichbar mit den Versuchen zuvor zum kommunalen ÜS.

Tabelle 3: Schlammwerte zum Leitfähigkeitsversuch zum kommunalen Überschussschlamm

Schlamm	TS [g/l]	TS-Anteil [%]	CSB [mg/l]	oTS-Anteil [%]	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
kommunaler ÜS 1	3,91	0,391	63	69,31	7,03	2,18	8
kommunaler ÜS 2					6,9	2,2	9
kommunaler ÜS 3					6,7	2,38	10

In Abbildung 36 sind die Rohdaten zum Absetzvolumen zu finden. Mit zunehmender Leitfähigkeit scheint das Absetzvolumen abzunehmen. Die Schwankungen sind allerdings viel größer als die Veränderung des Absetzverhaltens.

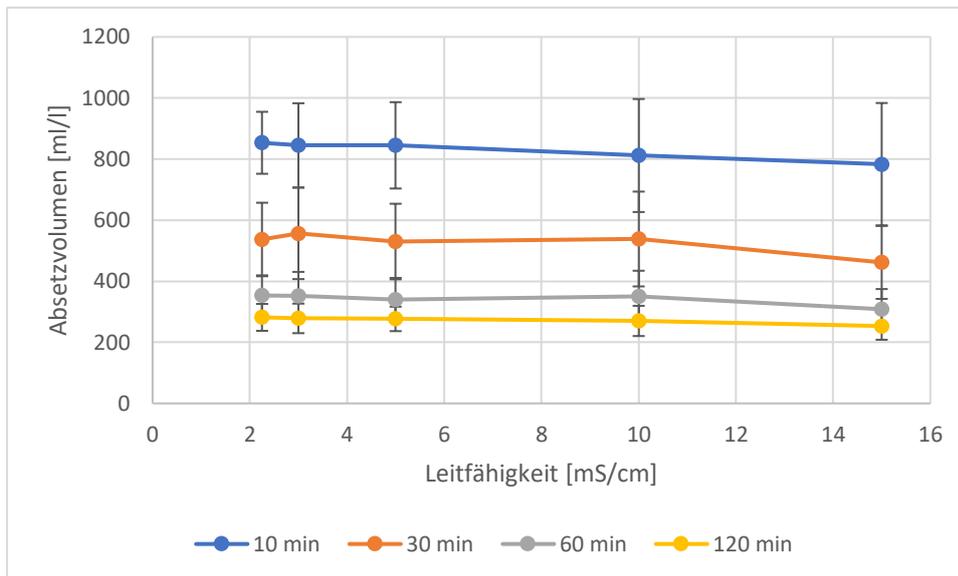


Abbildung 36: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit

Mit der Einberechnung der Verdünnung scheint die Verbesserung des Absetzvolumen durchsteigende Leitfähigkeit abzunehmen (s. Abbildung 37). Da die Werte stark schwanken, lässt sich nicht eindeutig sagen, dass die Leitfähigkeit tatsächlich einen Effekt auf das Absetzvolumen hat.

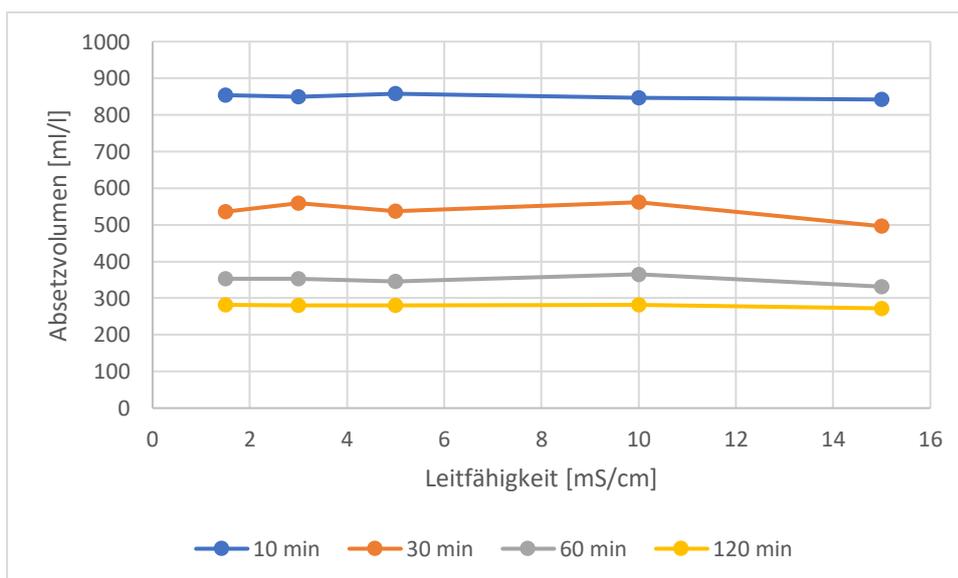


Abbildung 37: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit mit Verdünnung

In Abbildung 38 sind die Änderungen der Werte des Absetzvolumens in Prozentzahlen zu sehen. Nach 30 Minuten ist die Änderung bei der größten Leitfähigkeit mit 8 % am stärksten. Das Absetzvolumen sinkt bei den kommenden Zeiten allerdings etwas. Bei LF=10 mS/cm steigt das Absetzvolumen bei 30 Minuten und bei 60 Minuten hingegen. Dies spricht hier eher für Schwankungen als für eine Abhängigkeit.

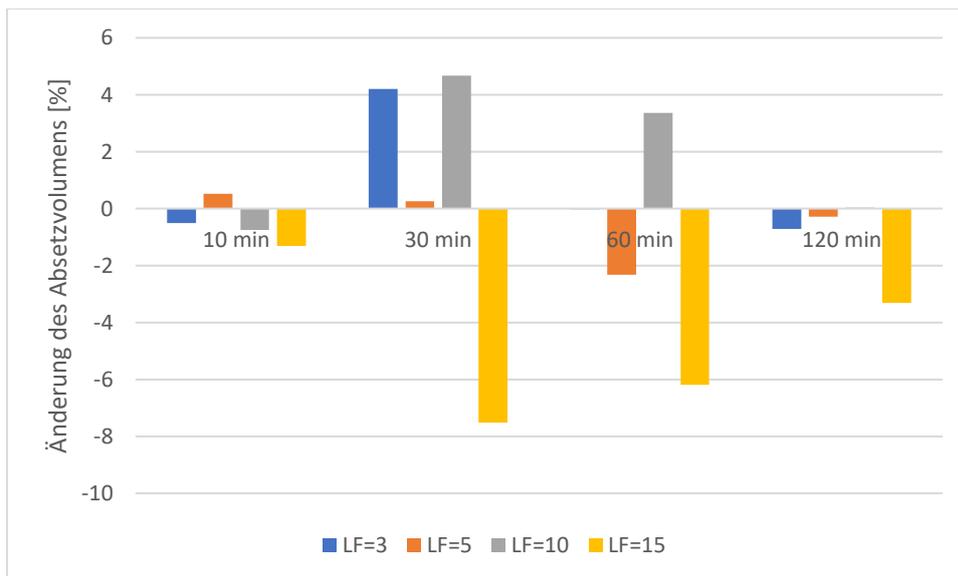


Abbildung 38: Änderung der Absetzvolumen der behandelten kommunalen Überschussschlämmen im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent

Bei der berechneten Schlammichte liegen die Werte annähernd auf einer Geraden (s. Abbildung 39). Die Änderungen sind hier alle unter 5%. Nach 120 Minuten betragen die Änderungen sogar nur noch weniger als 1% (s. Abbildung 40). Die Unterschiede beim Absetzvolumen sind hierdurch eher darauf zurückzuführen, dass weniger Schlamm abgesetzt wird. Dies wird in Abbildung 41 auch nochmal bestätigt. Hieraus kann man folgern, dass das Absetzverhalten durch die Leitfähigkeit eher verschlechtert wird, auch wenn das Absetzvolumen sich verbessert. Der abgesetzte Schlamm ist nicht stärker entwässert, es wird allerdings weniger Schlamm abgesetzt. Dieser Effekt entsteht vermutlich aufgrund der Zugabe von Ionen. Diese bilden Kräfte untereinander und auch mit den Proteinen des Schlammes, wodurch das Absetzverhalten verschlechtert wird (s. Kapitel 2.4.2). Nachdem allerdings die Verdünnung mit einberechnet wird, ergibt es ein anderes Bild (s. Abbildung 41). Hier steigt der TS-Gehalt sogar mit steigender Leitfähigkeit. Das widerspricht der Theorie, dass die Ionen das Absetzverhalten verschlechtern. Die erhöhte Masse der Trockensubstanz, kommt mutmaßlich daher, dass sich die NaCl-Ionen, sich an den Schlamm anlagert und sich mit absetzt. Änderungen beim oTS-Gehalt des abgesetzten Schlammes abseits von Schwankungen konnte nicht festgestellt werden. Der anorganische Teil und der organische Teil scheinen sich hier also identisch zu verhalten.

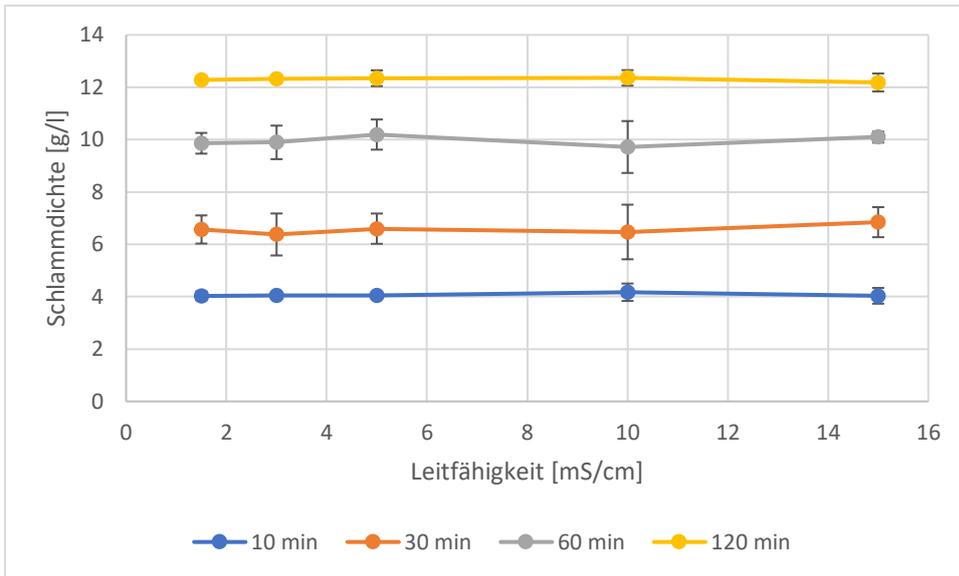


Abbildung 39: Schlamm-dichte des kommunalen Überschussschlamm-s in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit

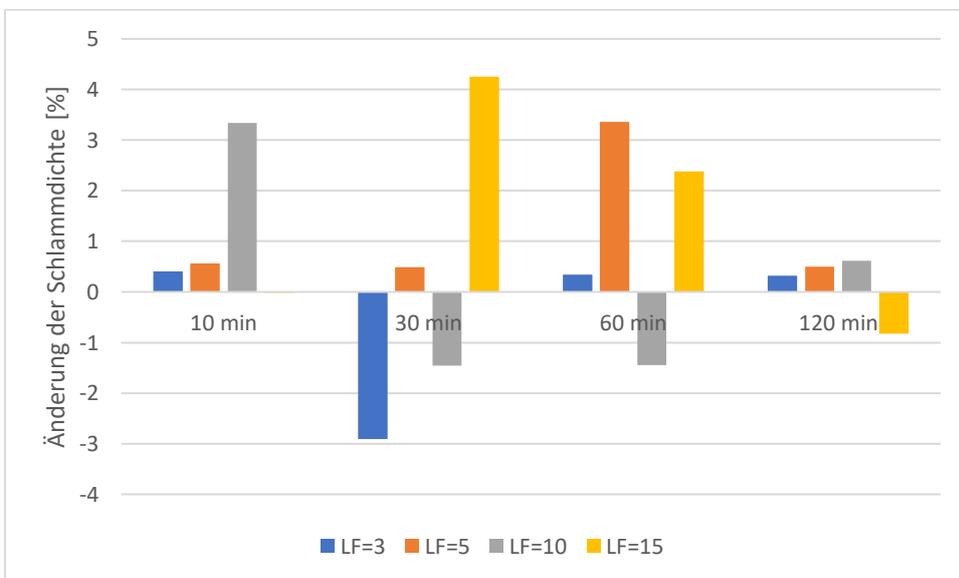


Abbildung 40: Änderung der Schlamm-dichte der behandelten kommunalen Überschussschlamm-s im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent

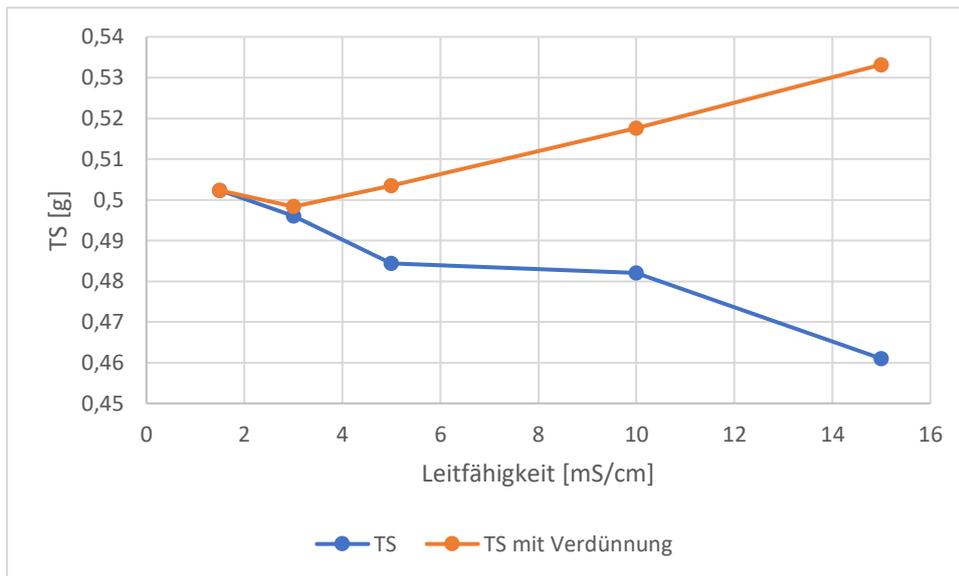


Abbildung 41: TS in Abhängigkeit der Leitfähigkeit beim Leitfähigkeitsversuch des kommunalen Überschussschlamm

5.1.3 Kombiversuch von pH-Wert und Leitfähigkeit bei der Sedimentation von einem Überschussschlamm aus einer kommunalen Kläranlage

In Tabelle 4 befinden sich die Daten zu den Schlämmen, die für den Kombiversuch eingesetzt werden. Der oTS-Anteil ist relativ hoch und der CSB-Gehalt ist relativ niedrig. Ansonsten gibt es keine Auffälligkeiten bei den Schlämmen, im Vergleich zu den anderen kommunalen ÜS. Für den Kombiversuch werden zuerst die pH-Werte auf 2 eingestellt und dann die jeweiligen Leitfähigkeiten eingestellt.

Tabelle 4: Schlammwerte zum Kombiversuch zum kommunalen Überschussschlamm

Schlamm	TS [g/l]	TS-Anteil [%]	CSB [mg/l]	oTS-Anteil [%]	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
kommunaler ÜS 1	3,87	0,387	29	81,91	7,82	1,309	1
kommunaler ÜS 2					7,56	1,344	2
kommunaler ÜS 3					7,36	1,407	3

Die Rohdaten der Ergebnisse sind in Abbildung 42 zu finden. Bei höheren Leitfähigkeiten verbessert sich das Absetzvolumen leicht. Wenn allerdings die Verdünnung mitbetrachtet wird, sieht man eher eine Verschlechterung des behandelten Schlammes gegenüber dem unbehandelten Schlamm (s. Abbildung 43). Allerdings verschlechtert sich das Absetzverhalten mit steigenden Leitfähigkeiten nicht immer weiter. In Abbildung 44 wird dies bestätigt. Gerade zu Versuchsbeginn scheint sich das Absetzverhalten zu verschlechtern. Nach 120 Minuten ist kaum eine Änderung zu sehen. Für das Balkendiagramm wird hier der Schlamm bei pH=2 ohne Zugabe von NaCl als Referenzwert verwendet.

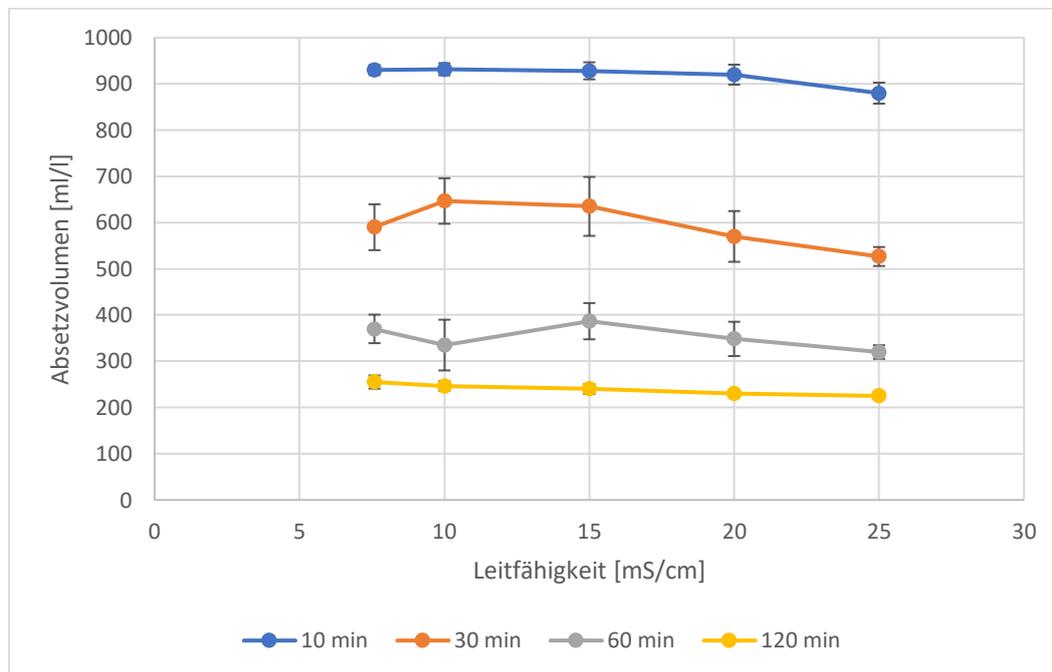


Abbildung 42: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit bei pH=2

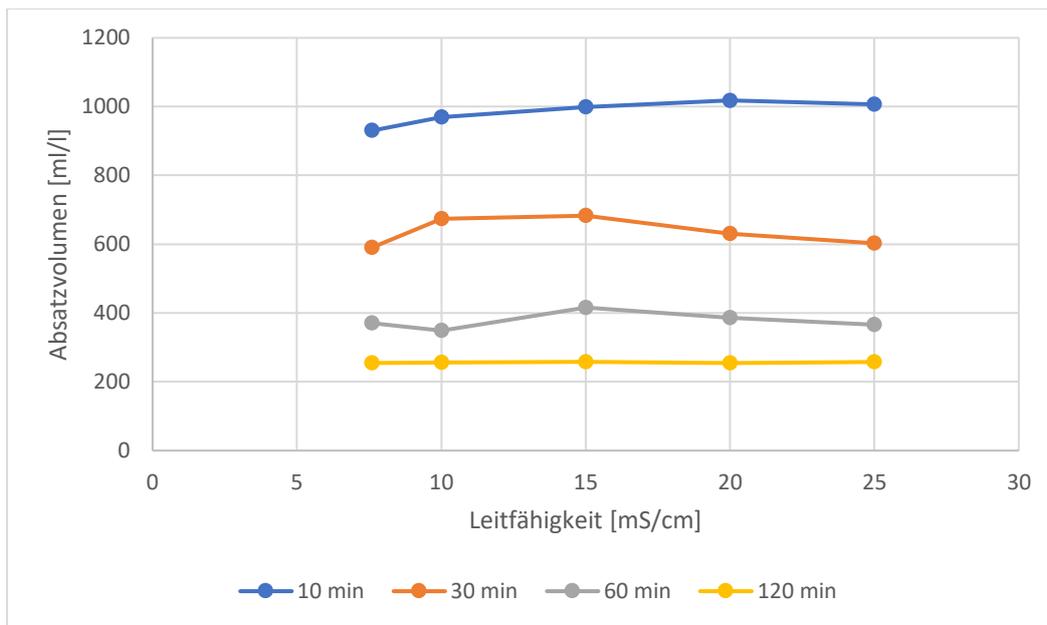


Abbildung 43: Absetzvolumen des kommunalen Überschussschlammes in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit bei pH=2 mit Verdünnung

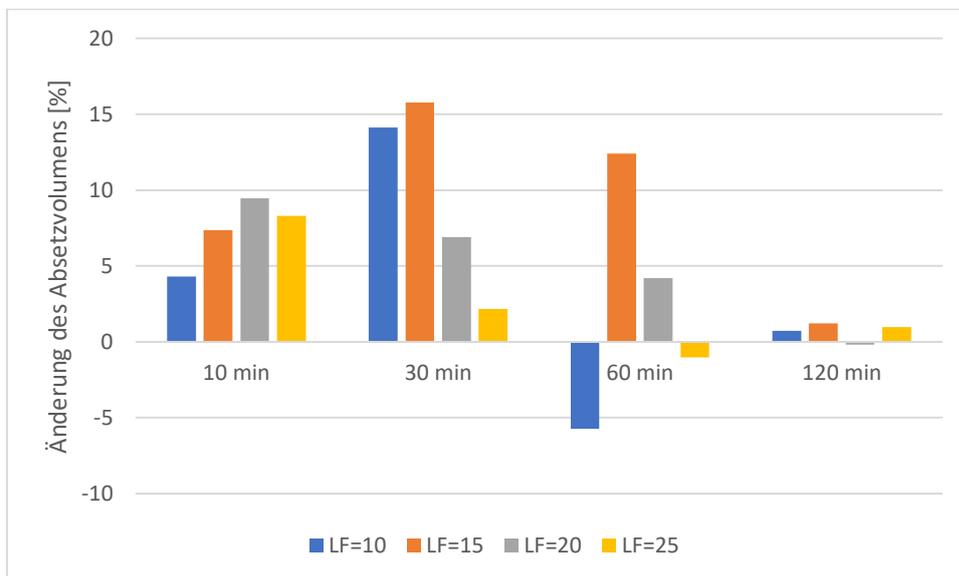


Abbildung 44: Änderung der Absetzvolumen der behandelten kommunalen Überschussschlammes im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei pH=2 in Prozent

Bei der Schlammdichte ist ein ähnlicher Effekt zu sehen, wie beim Absetzvolumen mit Einberechnung der Verdünnung. Auch hier ist nur eine kleine Abschwächung zu sehen (s. Abbildung 45). Ebenfalls ist in Abbildung 46 zu sehen, dass nur zu Versuchsbeginn sich die Schlammdichte sogar verschlechtert. Nach 120 Minuten ist wieder kaum noch eine Veränderung zu sehen.

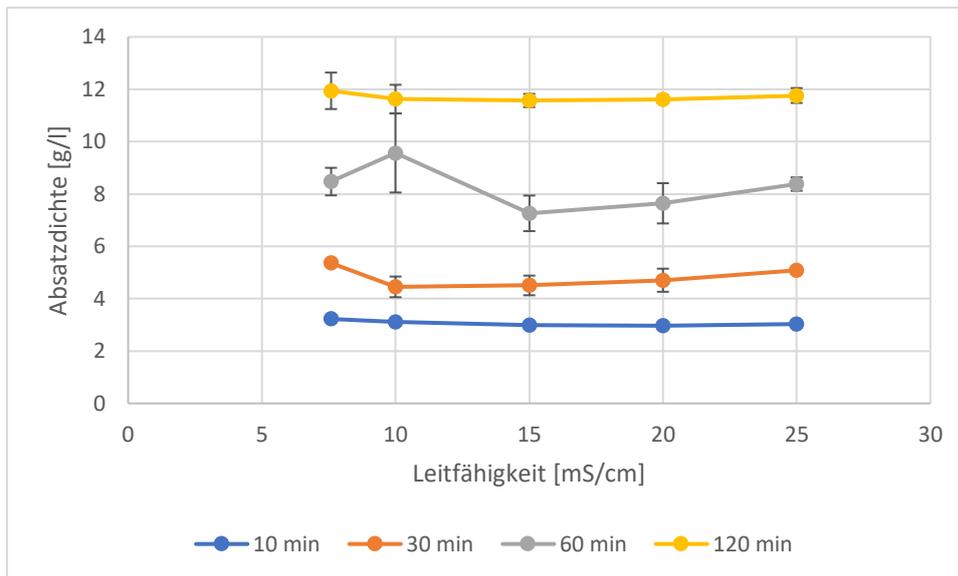


Abbildung 45: Slammichte des kommunalen Überschussschlammes in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit bei pH=2

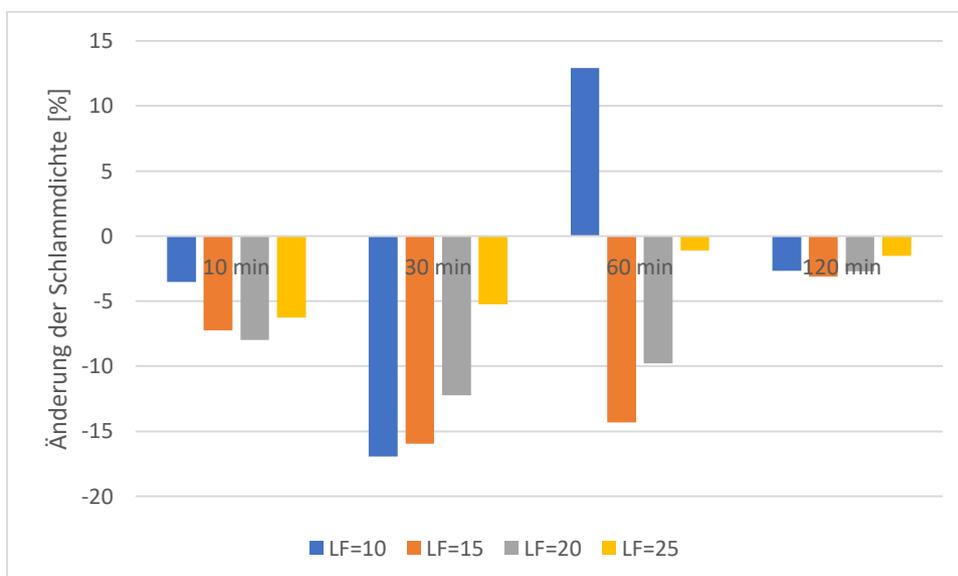


Abbildung 46: Änderung der Schlammichte der kommunalen Überschussschlammes mit Leitfähigkeitsänderung bei pH=2 im Vergleich zum Schlamm ohne Leitfähigkeitsänderung bei pH=2 in Prozent

Beim Verlauf der TS-Werte ist wieder eine Erniedrigung mit steigender Leitfähigkeit zu sehen zu sehen (s. Abbildung 47). Allerdings mit Betrachtung der Verdünnung ist hier kein Trend mehr zu erkennen (s. Abbildung 47). Das Absinken der TS-Masse ist wohl nur auf die Verdünnung zurückzuführen. Durch die Verdünnung ist in der 100 ml Schlammprobe insgesamt weniger TS-Gehalt, weshalb sich hier auch nur weniger TS absetzen kann.

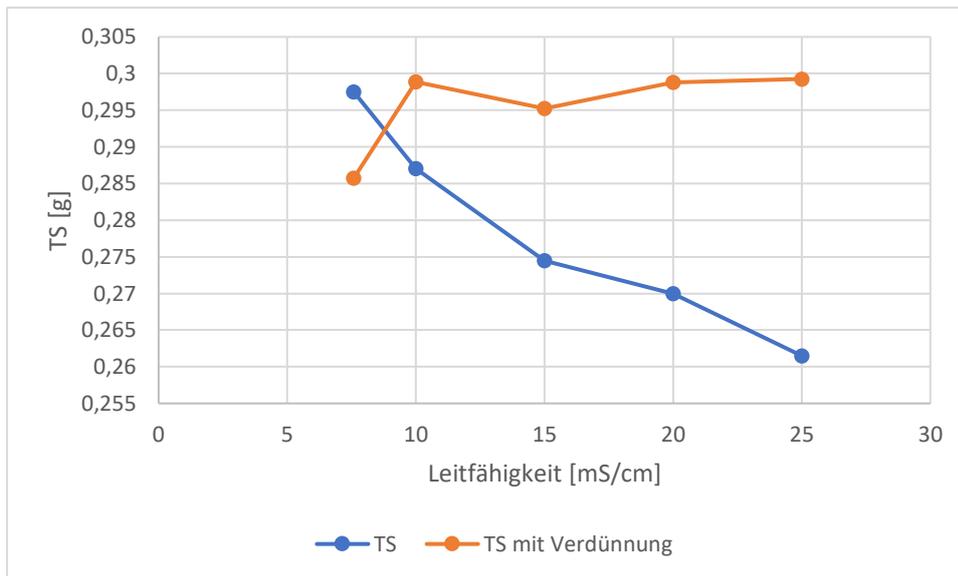


Abbildung 47: TS des abgesetzten Schlammes in Abhängigkeit der Leitfähigkeit beim Kombiversuch bei pH=2

Insgesamt ist maximal eine Abschwächung der Sedimentation zu erkennen, weshalb eine hohe Leitfähigkeit nicht zu empfehlen ist. Die Masse der TS scheint mit Betrachtung der Verdünnung nicht linear wie beim reinen Leitfähigkeitsversuch zu steigen. Dies liegt möglicherweise daran, dass durch den niedrigen pH-Wert die Ionen sich stärker lösen und sich deswegen nicht absetzen. Ansonsten sind aber keine auffälligen Wechselwirkungen beim Absetzverhalten mit gleichzeitiger Veränderung von pH-Wert und Leitfähigkeit zu erkennen.

5.1.4 pH-Abhängigkeit der Zentrifugation von einem Primärschlamm aus einer kommunalen Kläranlage

In Tabelle 5 sind die Werte der untersuchten Primärschlämme zu finden. Im Vergleich zum ÜS ist der oTS-Anteil erhöht. Beim ÜS beträgt der oTS-Anteil zwischen 70% und 80%. Beim PS liegt er bei etwa 85%. Hier besteht der Großteil der organischen Substanz allerdings nicht aus Proteinen (s. Kapitel 2.1). Außerdem ist der CSB stark erhöht und der pH-Wert liegt leicht niedriger als beim ÜS. Es ist darauf zu achten, dass die Proben nicht gefiltert werden, weshalb sich auch die gelösten Salze im TS niederschlagen.

Tabelle 5: Schlammwerte zur Zentrifugation zum kommunalen Primärschlamm

Schlamm	TS-Anteil [g/l]	TS-Anteil [%]	CSB [mg/l]	oTS-Anteil [%]	pH	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
PS 1	36,34	3,634	1650	85,71	7,14	2,02	1
PS 2					7,14	2,02	1
PS 3					6,05	2,63	3

Das Absetzverhalten wird hier anhand der Schlammkonzentration im abgesetzten Schlamm nach der Zentrifugation beurteilt. Die optimale Schlammkonzentration liegt bei pH=3 (s. Abbildung 48 und Abbildung 49). Hier ist allerdings auch die Abweichung am höchsten. Auch bei pH=2 und 4 kommt es zu Verbesserung der Schlammkonzentration von über 10%. Hier scheint nur der Wert bei pH=2,5 davon abzuweichen.

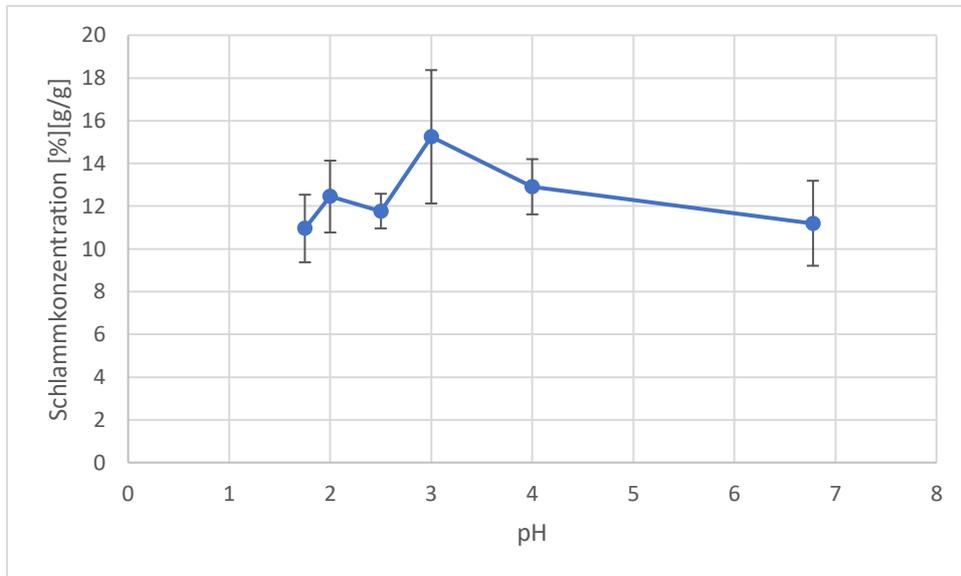


Abbildung 48: Schlammkonzentration der TS im abgesetzten Schlamm bei der Zentrifugation in Abhängigkeit des pH-Werts vom kommunalen Primärschlamm

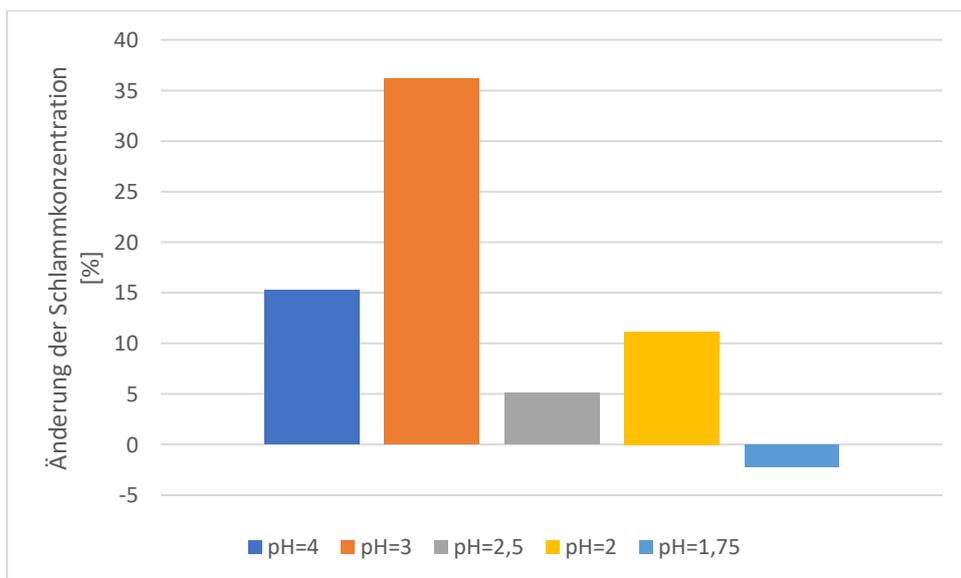


Abbildung 49: Änderung der Schlammkonzentration der unbehandelten kommunalen Primärschlämme im Vergleich zum behandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent

Beim oTS-Anteil ist derselbe Verlauf wie bei den Versuchen mit dem ÜS zu beobachten. Mit steigendem pH-Wert steigt auch der oTS-Anteil im abgesetzten Schlamm. Der Wert bei pH=2,5 scheint allerdings auch hier abzuweichen, was dafürspricht, dass hier möglicherweise bei der

Probeentnahme der Schlamm leicht andere Zusammensetzung hat. Dieses Ergebnis zeigt allerdings erneut, dass der anorganische Anteil aufgrund des hohen pH-Werts sich in der Flüssigphase löst.

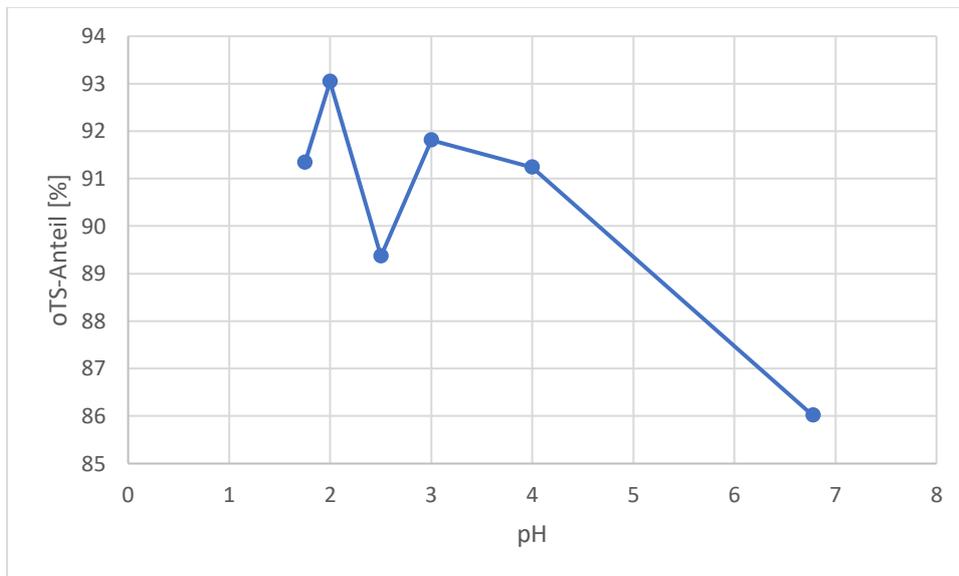


Abbildung 50: oTS-Anteil des abgesetzten Schlammes bei der Zentrifugation mit pH-Wertänderung

Abschließend ist zu sagen, dass es beim Primärschlamm auch zu einer Verbesserung durch des Absetzverhaltens kommt. Auch bestätigt der Versuch, dass der anorganische Teil des Schlammes sich durch niedrige pH-Werte in der Flüssigphase löst. Der optimale pH-Wert liegt hier allerdings bei pH=3 und nicht bei pH=2, wie bei den Versuchen mit dem ÜS. Aus dem Grund, dass der organische Teil nicht zum Großteil aus Proteinen besteht, sondern aus vielen anderen möglichen organischen Substanzen, wie z.B. aus Polysacchariden, kann hier nicht genau auf den Mechanismus geschlossen werden, außer dass auch die Wasserstoffbrückenbindung zwischen den Wasseratomen durch den niedrigeren pH-Wert zerstört wird.

5.1.5 Leitfähigkeitsabhängigkeit der Zentrifugation von einem Primärschlamm aus einer kommunalen Kläranlage

In Tabelle 6 sind die Werte für die in diesen Versuch verwendeten Schlämme. Für diesen Versuch werden nur zwei Schlämme verwendet. Der CSB ist kleiner als beim Primärschlamm davor und der TS-Anteil ist niedriger. Außerdem kann man sehen, dass sich in den ersten drei Tagen der pH-Wert stark verringert.

Tabelle 6: Schlammwerte zur Zentrifugation zum kommunalen Primärschlamm beim Leitfähigkeitsversuch

Schlamm	TS-An- teil [g/l]	TS-An- teil [%]	CSB [mg/l]	oTS-An- teil [%]	pH	Leitfä- higkeit [mS/cm]	Schlamm- alter
PS 1	31,87	3,187	585	85,39	5,7	2,91	3
PS 2					5,85	3,04	4

Als Ergebnis ist zu sehen, dass sich die Schlammkonzentration etwas verringert (s. Abbildung 51 und Abbildung 52). Die hinzugefügten Ionen scheinen hier die Entwässerung zu verschlechtern. Die Verschlechterung beträgt mehr als 10 % ab einer Leitfähigkeit von 10 mS/cm. Bei geringerer Leitfähigkeit ist noch kein Effekt zu erkennen. Auch bei höheren Leitfähigkeiten scheint es nicht zu einer weiteren Verschlechterung zu kommen.

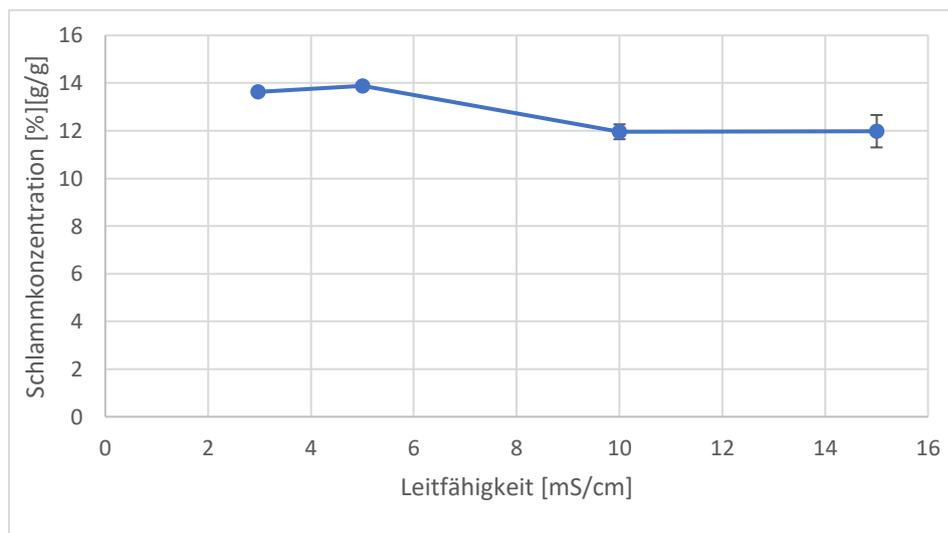


Abbildung 51: Schlammkonzentration der TS im abgesetzten Schlamm bei der Zentrifugation in Abhängigkeit der Leitfähigkeit vom kommunalen Primärschlamm

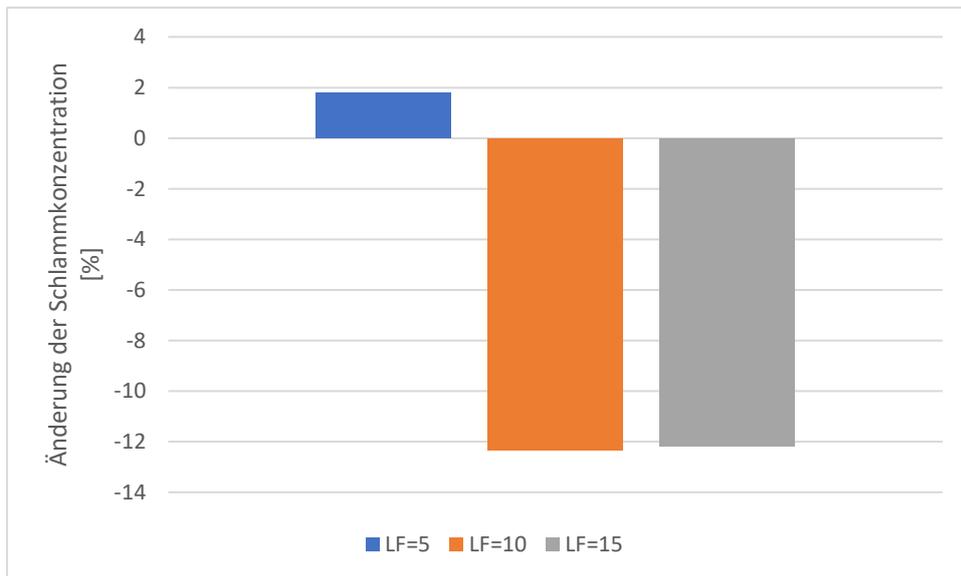


Abbildung 52: Änderung der Schlammkonzentration der unbehandelten kommunalen Primärschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen Leitfähigkeiten in Prozent

In Abbildung 53 ist zu erkennen, dass der oTS-Anteil mit steigender Leitfähigkeit sinkt. Da bei höheren Leitfähigkeiten auch mehr NaCl hinzugegeben wird, kann dies auf das NaCl zurückzuführen sein, das sich ebenfalls im abgesetzten Schlamm absetzt.

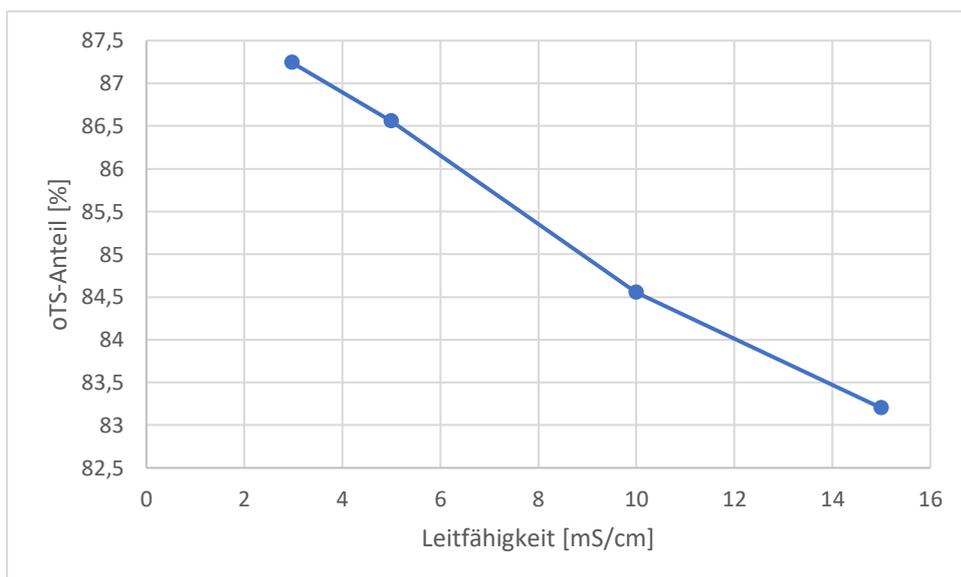


Abbildung 53: oTS-Anteil des abgesetzten Schlamms bei der Zentrifugation mit Leitfähigkeit Änderung

Es kann gesagt werden, dass die höhere Leitfähigkeit sich negativ auf die Entwässerung bei der Zentrifugation auswirkt. Die hinzugefügten Ionen wechselwirken hier mit dem Schlamm. Diese Wechselwirkung ist stärker ausgeprägt als beim ÜS, obwohl der anorganische Anteil des Schlamms geringer ist. Dies ist wohl darauf zurückzuführen, dass der organische Teil, der hier

nur zu einem geringen Teil aus Proteinen besteht, dadurch mehr Wechselwirkungen mit Ladungsträgern aufweist, und so die Entwässerung verschlechtert wird.

5.2 Industrieller Klärschlamm aus einer Raffinerie

5.2.1 pH-Abhängigkeit der Sedimentation von einem Belebtschlamm aus einer Raffinerie

In Tabelle 7 sind die Werte für den industriellen Raffinerieschlamm zu finden. Dieser Schlamm hat im Vergleich zu den kommunalen ÜS einen noch höheren oTS-Anteil, welcher bei höheren Schlammaltern noch weiter ansteigt. Der pH-Wert, die Leitfähigkeit als auch der CSB scheinen allerdings ähnlich hoch, wie bei dem kommunalen ÜS zu sein. Der pH-Wert sinkt außerdem mit steigendem Schlammalter, während der CSB steigt.

Tabelle 7: Schlammwerte zum pH-Versuch zum industriellen Raffinerieschlamm

Schlamm	TS [g/L]	TS-Anteil [%]	CSB [mg/L]	oTS-Anteil [%]	pH	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
Belebtschlamm 1	3,88	0,388	23	85	7,82	2	1
Belebtschlamm 2			23	85	7,5	2,06	2
Belebtschlamm 3			79	90,26	5,62	2,26	9

In Abbildung 54 sind die Rohdaten der Ergebnisse zu finden. Das Absetzvolumen ist bei niedrigen pH-Werten stark verringert. Nach 120 Minuten Versuchszeit nähern sich die Messwerte der Schlämme allerdings wieder einander an. Ab 60 Minuten Versuchszeit beginnt sich ein Bauch auszubilden bei pH=2,5 und 3, bei dem sich das Absetzverhalten eher verschlechtert im Vergleich zu den umliegenden Werten. Die Standardabweichung ist bei den unbehandelten Schlämmen am höchsten. Dies beruht voraussichtlich auf dem unterschiedlichen Schlammalter.

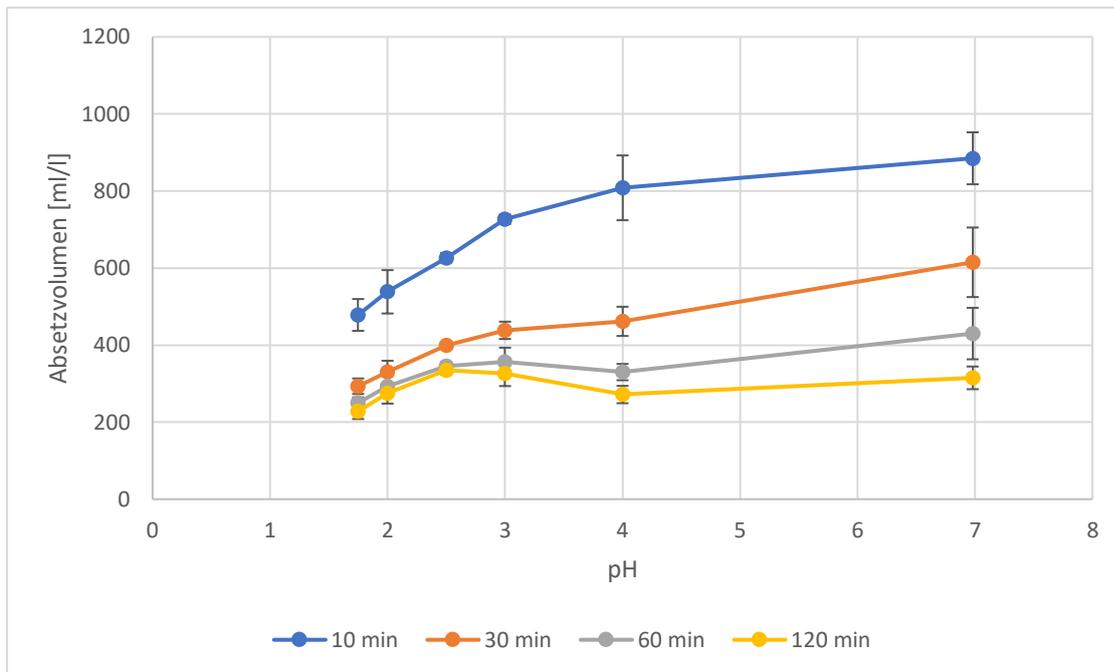


Abbildung 54: Absetzvolumen des industriellen Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert

In Abbildung 55 ist die Verdünnung in die Ergebnisse miteinberechnet. Der Verlauf der Kurven wird dadurch aber nicht stark verändert. Bei den Änderungen in Abbildung 56 wird das Absetzvolumen bis zu annähernd 50% verbessert bei 30 Minuten Versuchszeit und $\text{pH}=1,75$. Auch bei den anderen Werten gibt es in der ersten Stunde große Verbesserungen. Nach 120 Minuten allerdings wird das Absetzvolumen bei $\text{pH}=2,5$ und 3 sogar leicht schlechter. Bei den anderen Werten wird das Absetzvolumen nur noch von 10% bis 30% verringert. An diesen Daten kann man erkennen, dass es zu einer starken Beschleunigung des Absetzens kommt. Nach 120 Minuten Versuchszeit haben sich die Werte wieder angenähert. Dies könnte daran liegen, dass hier physikalische Zwänge ins Spiel kommen die ein weiteres Absetzen verhindert.

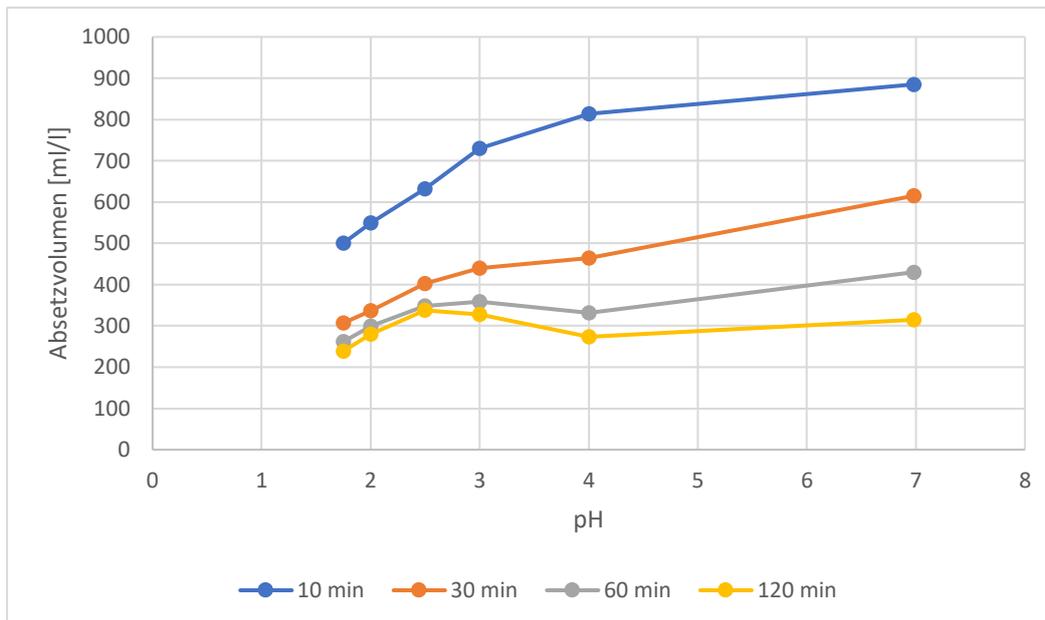


Abbildung 55: Absetzvolumen des industriellen Raffinerieschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert

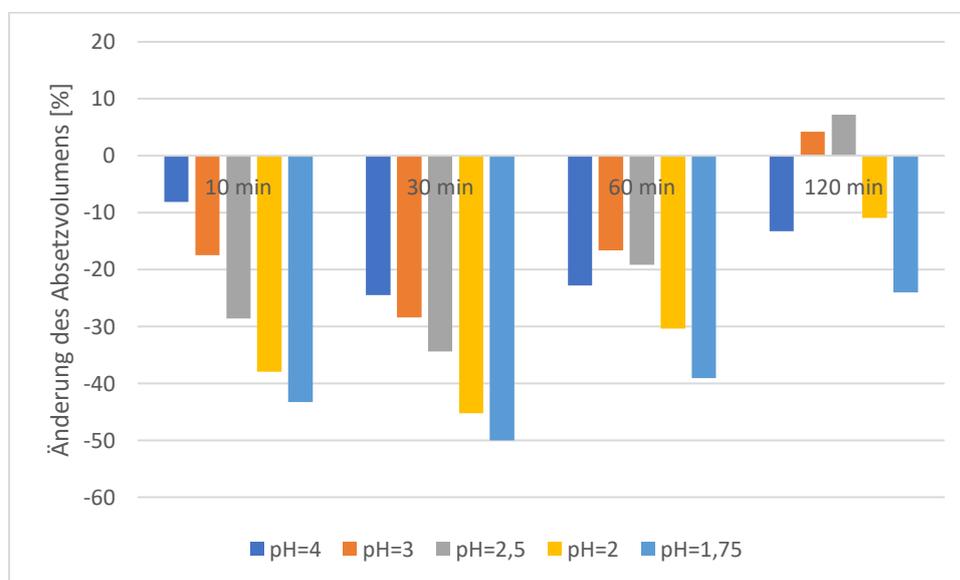


Abbildung 56: Änderung der Absetzvolumen der behandelten industriellen Raffinerieschlammes im Vergleich zum unbehandelten Schlamm in Prozent

Bei der Schlammichte sieht man eine ähnliche Beschleunigung des Absetzens, wie bei den Messungen zum Schlammvolumen (s. Abbildung 57). Der Bauch nach 120 Minuten Versuchszeit ist hier allerdings noch ausgeprägter. Nach dieser Versuchszeit wird nur bei pH=1,75 und pH=4 eine Verbesserung der Schlammichte erreicht (s. Abbildung 58). Nach 30 Minuten Versuchszeit kann allerdings bei pH=1,75 eine bis zu 70% bessere Schlammichte erreicht werden. Sogar bei pH=4 sind es hier noch fast 30% Verbesserung gegenüber dem unbehandelten Schlamm.

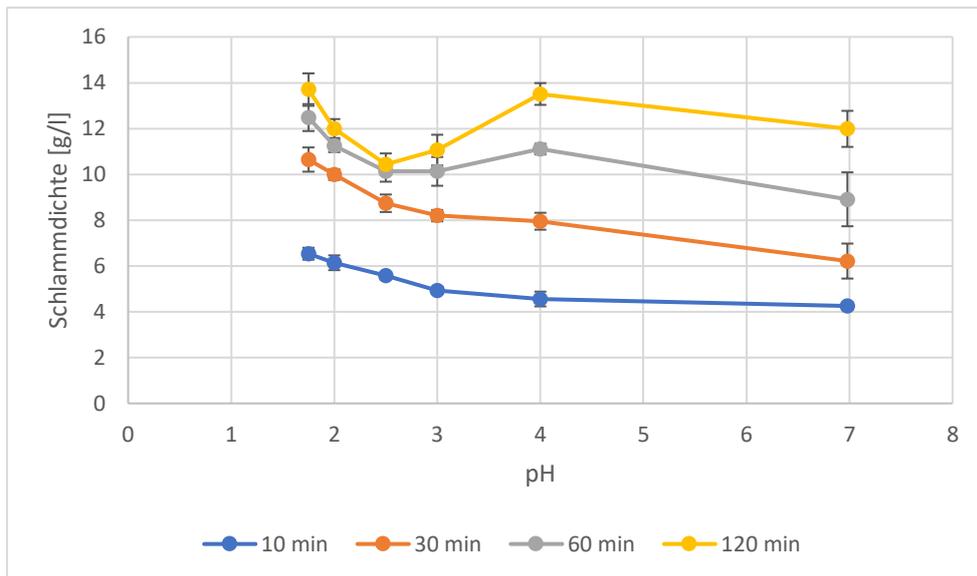


Abbildung 57: Schlamm-dichte des industriellen Raffinerieschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert

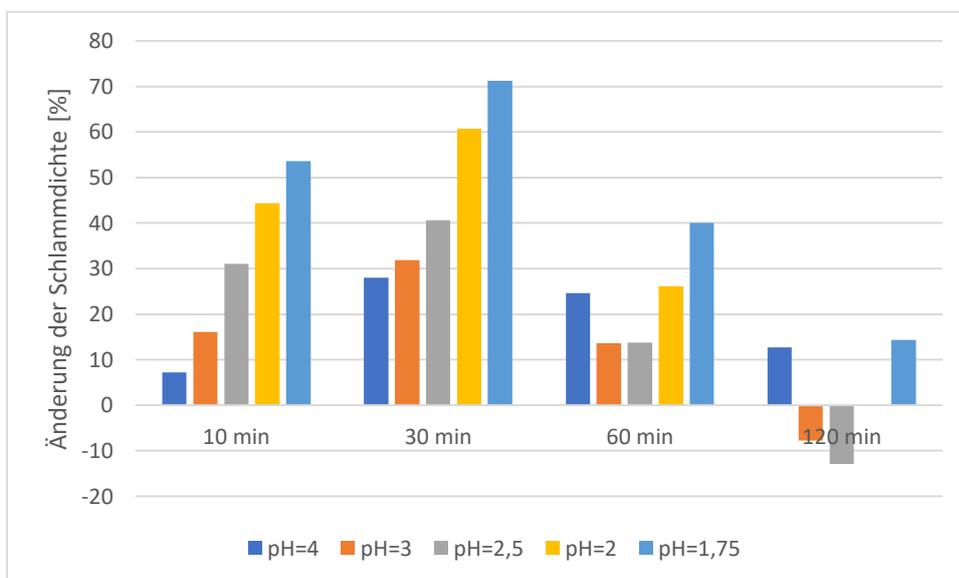


Abbildung 58: Änderung der Schlamm-dichte der behandelten industriellen Raffinerieschlammes im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent

Beim TS ist zu sehen, dass sich mit sinkendem pH-Wert auch die Menge an TS verringert (s. Abbildung 59). Dort ist zu sehen, dass der oTS-Anteil mit sinkenden pH-Wert steigt. Dies lässt darauf schließen, dass auch hier sich hauptsächlich der anorganische Teil löst. Von pH=2 zu pH=1,75 kommt es hier zu einem sehr starken Anstieg. Es löst sich aber auch etwas vom organischen Teil des Schlammes in der wässrigen Lösung, was am CSB ablesbar ist (s. Abbildung 60).

In Abbildung 61 ist zu sehen, dass ein Teil des Schlammes als Flocken in der Flüssigphase schwebt oder sich an der Wasseroberfläche absetzt. Dieses Phänomen wird mit sinkendem pH-Wert stärker. Dieser Effekt wird voraussichtlich durch die Denaturierung der Proteine verursacht, bei der die α -Helix- und β -Faltblattstruktur aufgelöst wird, da die hierfür benötigten

Wasserstoffbrückenbindungen zerstört werden. Im Vergleich zum kommunalen ÜS (s. Abbildung 29) färbt sich die Flüssigphase allerdings weniger stark braun (s. Abbildung 61). Dies lässt darauf schließen, dass sich beim kommunalen ÜS sehr viel mehr TS löst, während sich hier nur ein Teil der Flocken nicht absetzt. Dies könnte mit der Proteinstruktur und Zusammensetzung zu tun haben, allerdings auch mit dem höheren anorganischen Teil, der sich stärker zu lösen scheint, da sein Anteil im abgesetzten Schlamm geringer ist, als bei mit Salzsäure behandelten Schlämmen.

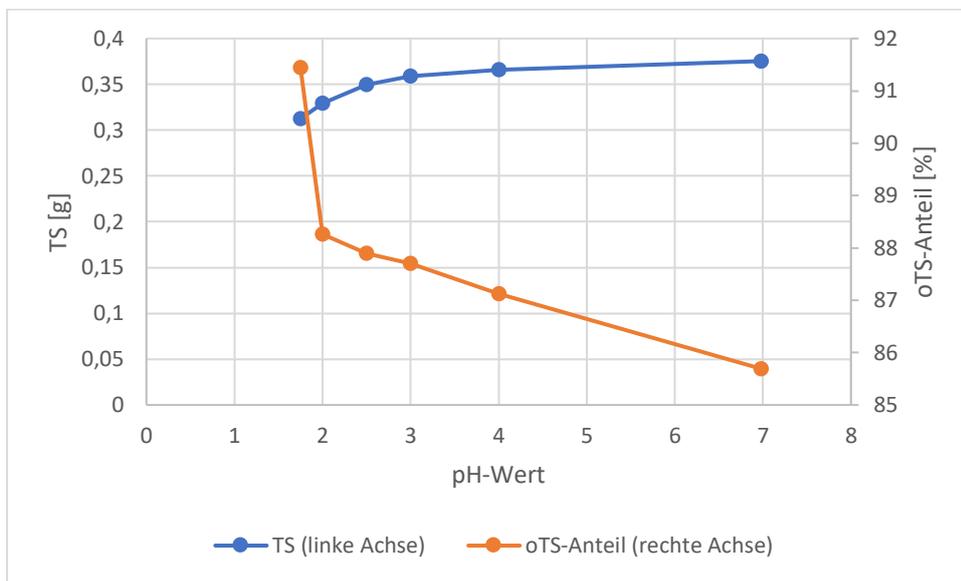


Abbildung 59: TS des abgesetzten industriellen Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts und oTS-Gehalt des abgesetzten industriellen Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts

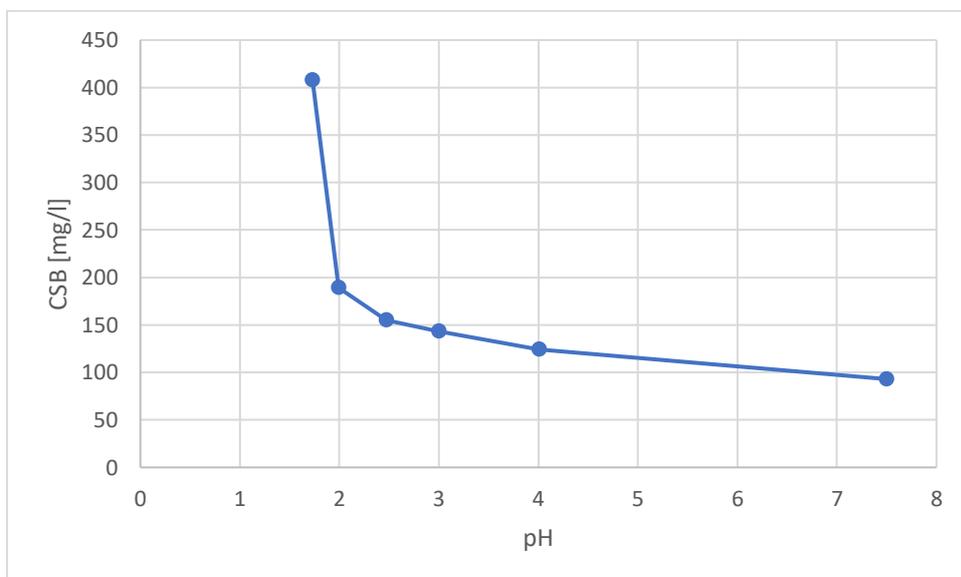


Abbildung 60: CSB-Verlauf bei Verringerung des pH-Werts

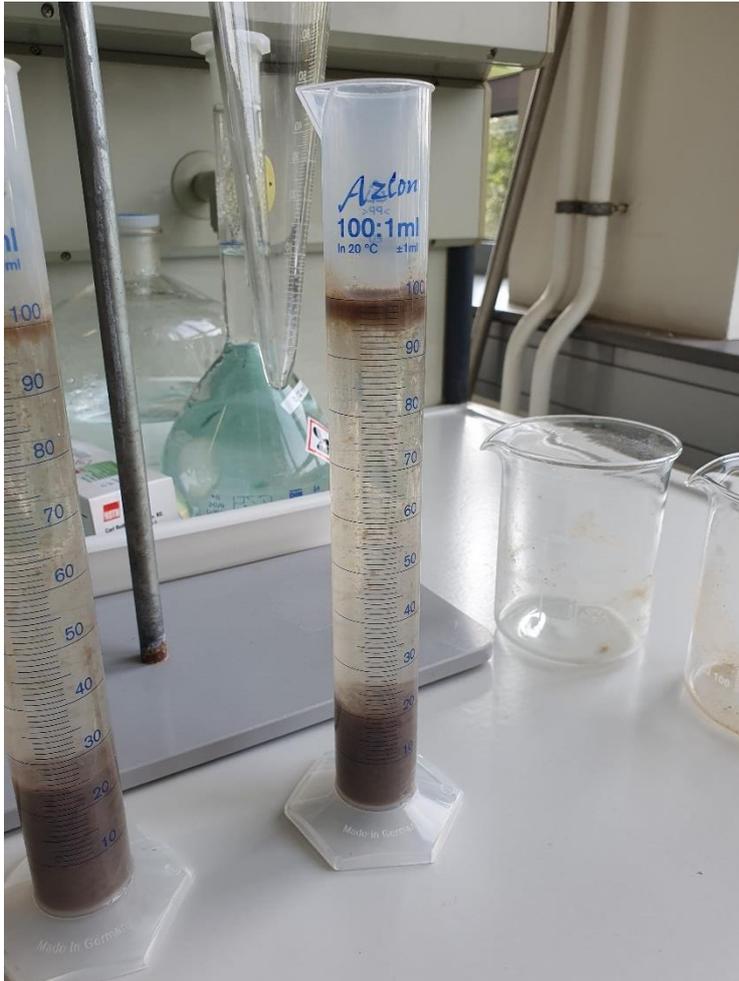


Abbildung 61: Industrieller Raffinereschlamm bei $\text{pH}=1,75$

5.2.2 Versuch zur pH-Änderung zusammen mit einem kationischen Flockungshilfsmittel

5.2.2.1 Sedimentation mit kationischen Flockungshilfsmittel ohne pH Änderung

In Tabelle 8 sind die Werte für die untersuchten Schlämme zu finden. Hier sind keine Auffälligkeiten zu sehen.

Tabelle 8: Schlammwerte zum Polymer-Versuch zum industriellen Raffinerieschlamm

Schlamm	TS [g/L]	TS-Anteil [%]	CSB [mg/L]	oTS-Anteil [%]	pH	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
Belebtschlamm ppm 1	3,44	0,344	84	85,76	7,82	1,291	2
Belebtschlamm ppm 2					7,92	1,369	3
Belebtschlamm ppm 3					7,85	1,337	12

Die Rohdaten des Versuchs sind in Abbildung 62 zu finden und die Änderungen zum unbehandelten Schlamm sind in Abbildung 63 zu finden. Da nur jeweils 230 µl Flüssigkeit hinzugefügt wurden, wurde hier keine Verdünnung berechnet. Bei den von der Kläranlage verwendeten Werten ist hier keine große Änderung zu sehen. Allerdings ist bei einer Verwendung eines hohen Anteils an Polymer eine Verschlechterung des Absetzvolumens zu sehen.

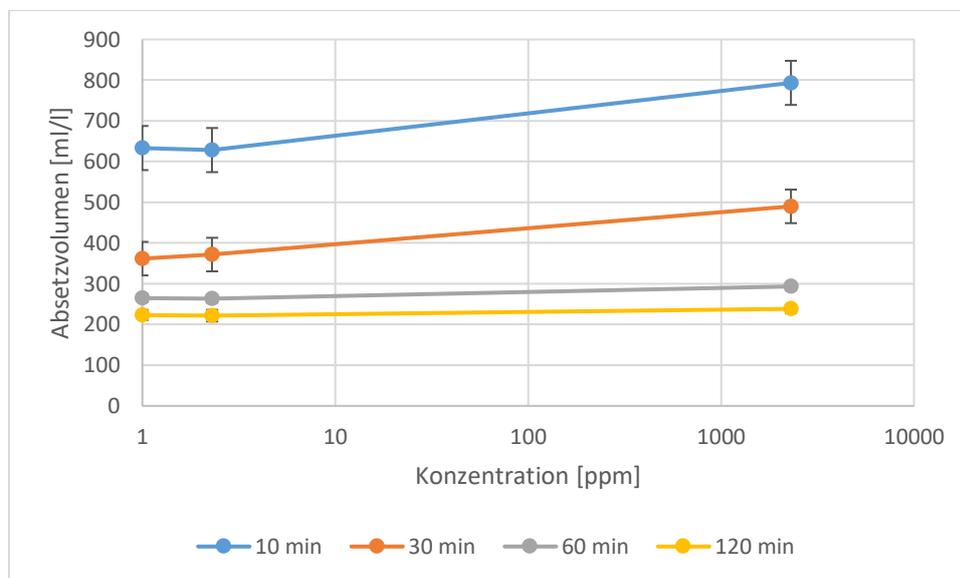


Abbildung 62: Absetzvolumen des industriellen Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des hinzugefügten Polymers

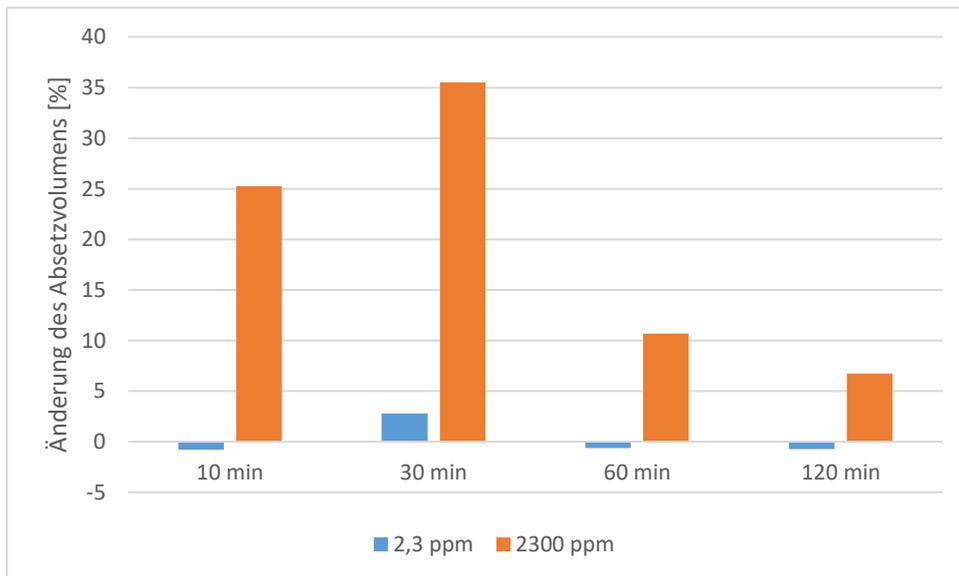


Abbildung 63: Änderung der Absatzvolumen der behandelten industriellen Raffinerieschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen Mengen hinzugefügten Polymers in Prozent

Bei der Schlammdichte sind ähnliche Effekte zu sehen, allerdings leicht abgeschwächt. Nach 120 Minuten Versuchszeit nähern sich die Werte wieder stark an, weshalb es eher zu einer Verlangsamung der Sedimentation kommt.

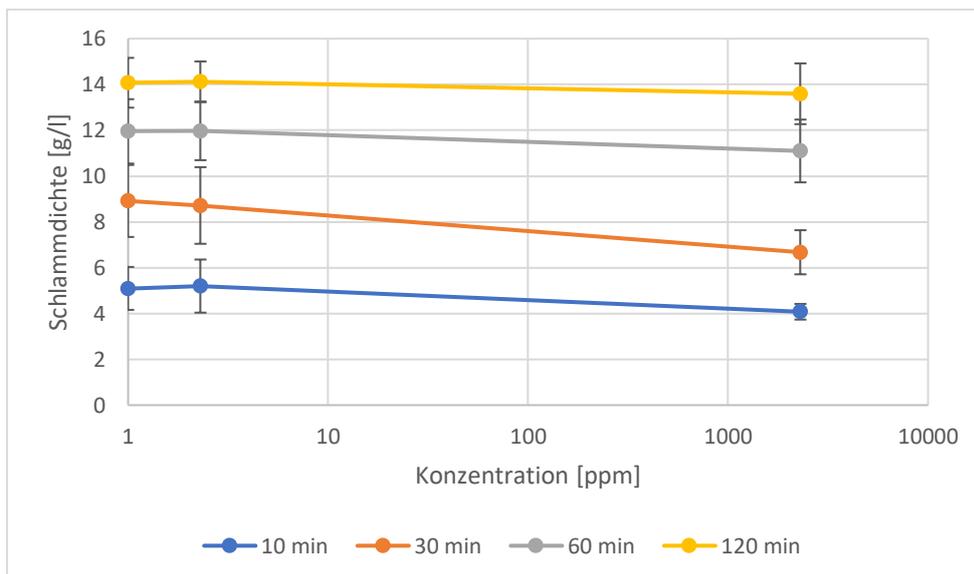


Abbildung 64: Schlammdichte des industriellen Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des hinzugefügten FHM

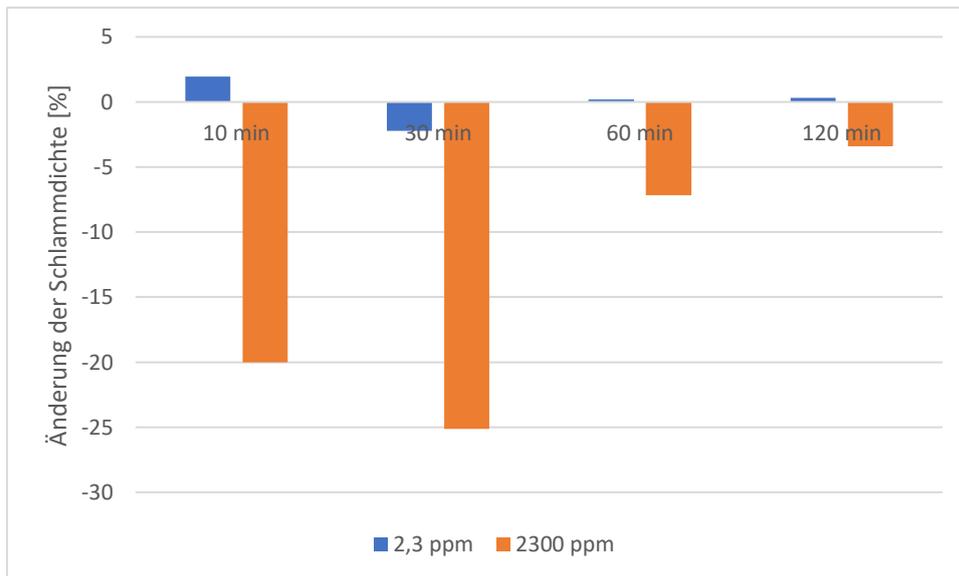


Abbildung 65: Änderung der Schlammichte der behandelten industriellen Raffinerieschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen Mengen hinzugefügten FHM in Prozent

5.2.2.2 Sedimentation mit kationischen Flockungshilfsmittel bei pH=2

Für die Versuche bei pH=2 sind dieselben Schlämme wie beim vorigen Polymer Versuch verwendet worden. Hier kommt es durch die Zugabe von Polymer zu einer Verbesserung des Absatzverhaltens (s. Abbildung 66 und Abbildung 67). Dies geht entgegengesetzt zu dem vorigen Versuch, bei dem der pH-Wert nicht auf 2 eingestellt wurde. Bei diesem Versuch kam es durch die Zugabe des Polymers zu einer Verschlechterung.

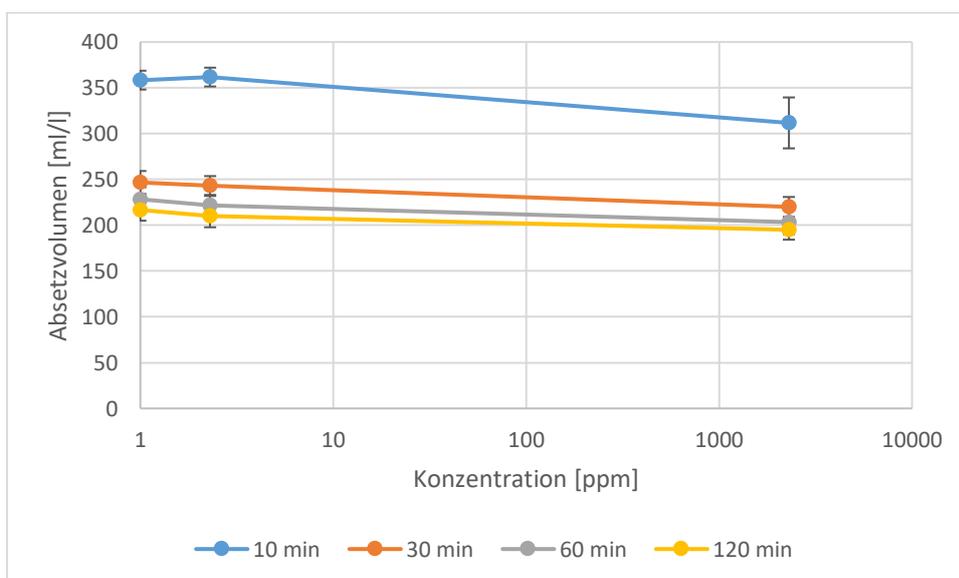


Abbildung 66: Absatzvolumen des industriellen Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des hinzugefügten FHM bei pH=2

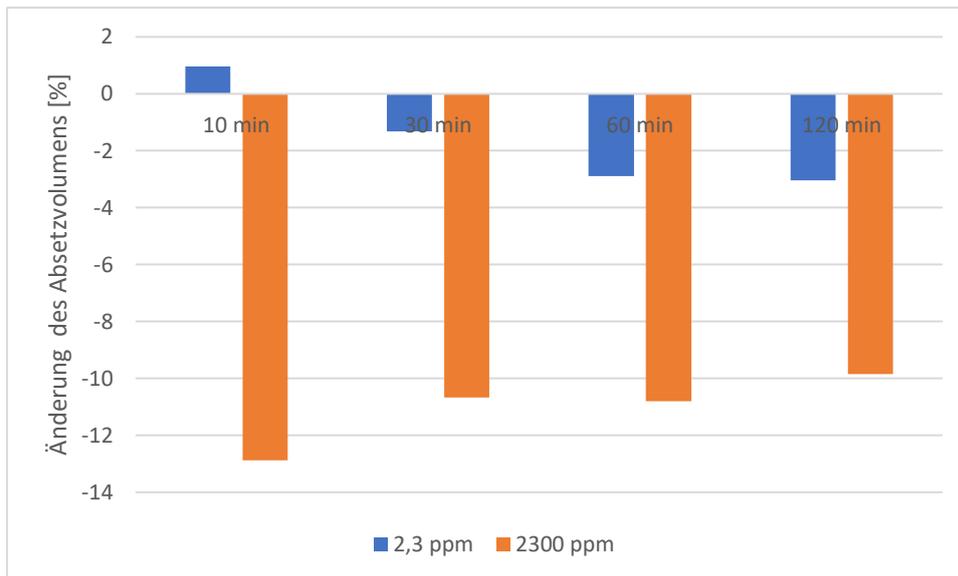


Abbildung 67: Änderung der Absatzvolumen der industriellen Raffinerieschlümmen mit FHM bei pH=2 im Vergleich zum Schlamm ohne Polymer bei verschiedenen Mengen hinzugefügten Polymers bei pH =2 in Prozent

Bei der Schlammdichte kommt es auch zur Verbesserung (s. Abbildung 68). Die Effekte bei der Verwendung von 2,3 ppm Polymer übersteigen teilweise sogar den Effekt bei Verwendung von 2300 ppm Polymer (s. Abbildung 69). Der Effekt ist auch hier entgegengesetzt zum Effekt wie beim vorigen Versuch mit unveränderten pH-Wert, bei dem sich das Absatzverhalten stattdessen verschlechtert hat. Dies lässt darauf schließen, dass der pH-Wert durchaus einen Einfluss auf die Wirkung von eingesetzten Flockungshilfsmittel hat. Mögliche Gründe hierfür könnte sein, dass die eingesetzten Polymere meist positiv geladen sind, damit sie sich besser an den leicht negativ geladenen Schlamm anlagern können (s. Kapitel 2.4.2). Durch die pH-Wert Erniedrigung kommt es zu einer Protonierung des Schlamms. Hierdurch verliert der Schlamm seine negative Ladung, wodurch sich das Polymer entweder schlechter oder anders an die Proteine anlagert.

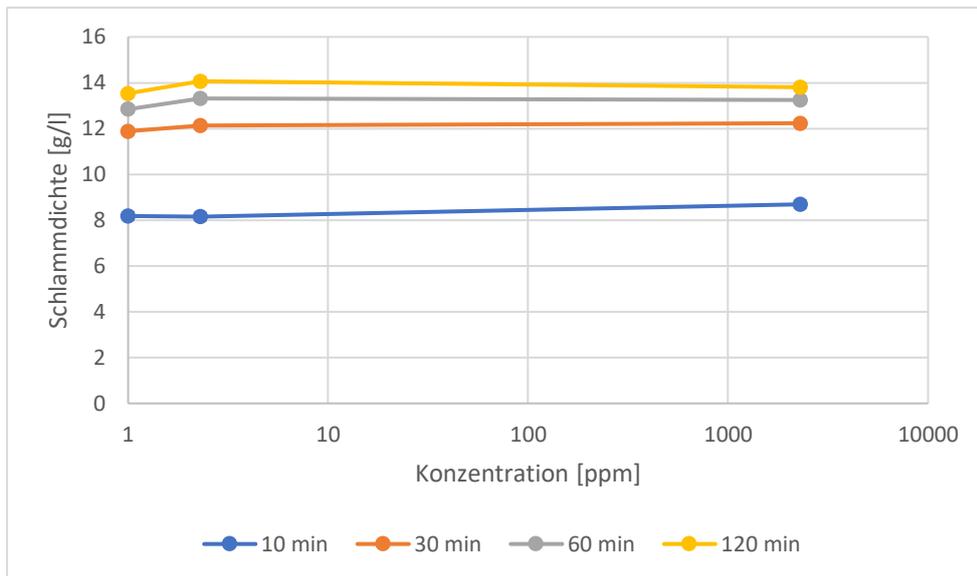


Abbildung 68: Schlammmdichte des industriellen Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des hinzugefügten Polymers bei pH=2

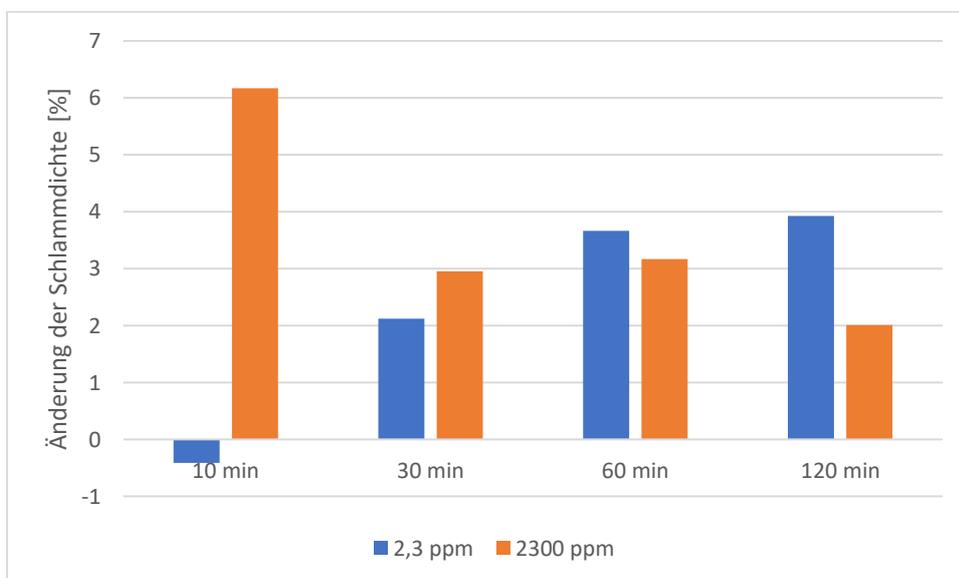


Abbildung 69: Änderung der Schlammmdichte der industriellen Raffinerieschlammes mit Polymer bei pH=2 im Vergleich zum Schlamm ohne Polymer bei verschiedenen Mengen hinzugefügten Polymers bei pH =2 in Prozent

5.2.3 Sedimentation und Zentrifugation mit einem eingedickten Belebtschlamm aus einer Raffinerie

Im Folgenden werden Versuche zu einem eingedickten Schlamm vorgestellt. Jeder Versuch wird nur einmal durchgeführt und zum Sedimentationsversuch werden auch keine weiteren Messungen vorgenommen. Die Sedimentation und die Zentrifugation werden jeweils einmal durchgeführt. In Abbildung 70 ist zu sehen, dass es nur bei niedrigen pH-Werten zu einem

Absetzen des Schlammes führt. Es handelt sich dabei um einen Schlamm, der sich eigentlich nicht absetzt.

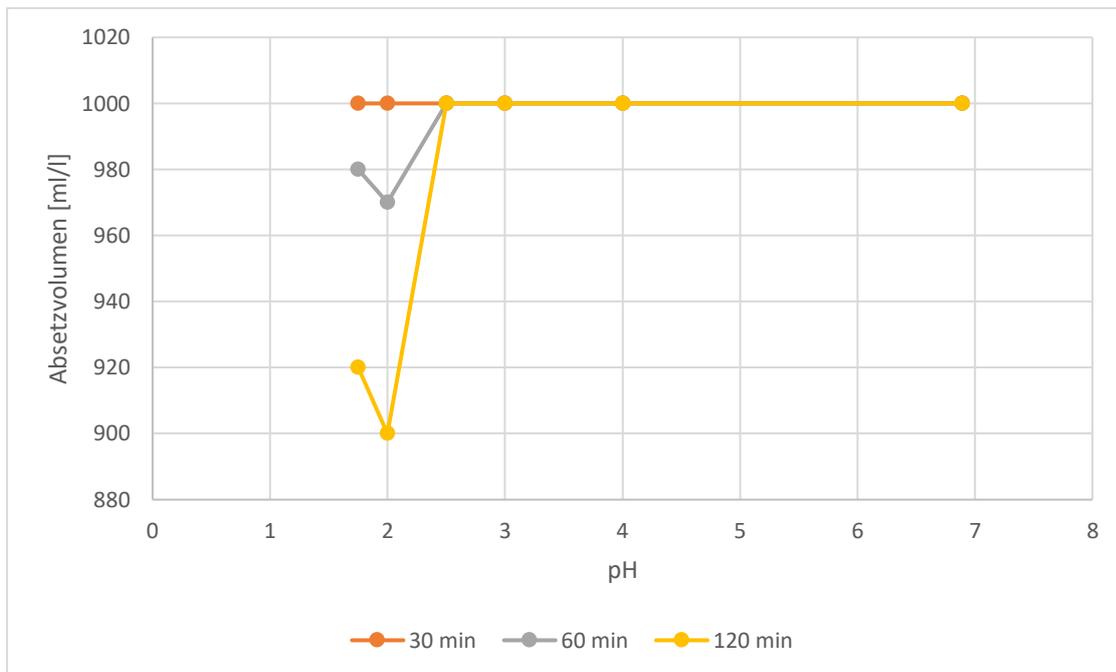


Abbildung 70: Absetzvolumen des eindickten Raffinerieschlammes bei der Sedimentation

In Tabelle 9 sind die Werte für die Versuche mit dem eingedickten Schlamm zu finden. Der oTS-Anteil ist ein wenig niedrig. Der pH-Wert ist ebenfalls niedrig, trotz geringem Schlammalter.

Tabelle 9: Schlammwerte zum eingedickten Schlamm für die Zentrifugation

Schlamm	TS [g/L]	TS-Anteil [%]	oTS-Anteil [%]	pH	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
eingedickter Schlamm	27,55	2,755	82,58	6,67	1,403	0

Anhand der Ergebnisse des Versuchs ist zu sehen, dass es auch hier zu einer Verbesserung der Schlammkonzentration kommt (s. Abbildung 71). Die Änderungen zu den Versuchsergebnissen mit dem unbehandelten Schlamm zeigen, dass ab einem pH-Wert von 2,5 oder niedriger, es zu einer Verbesserung des Absetzverhaltens von über 20% kommt, mit einem Optimum bei pH=2.

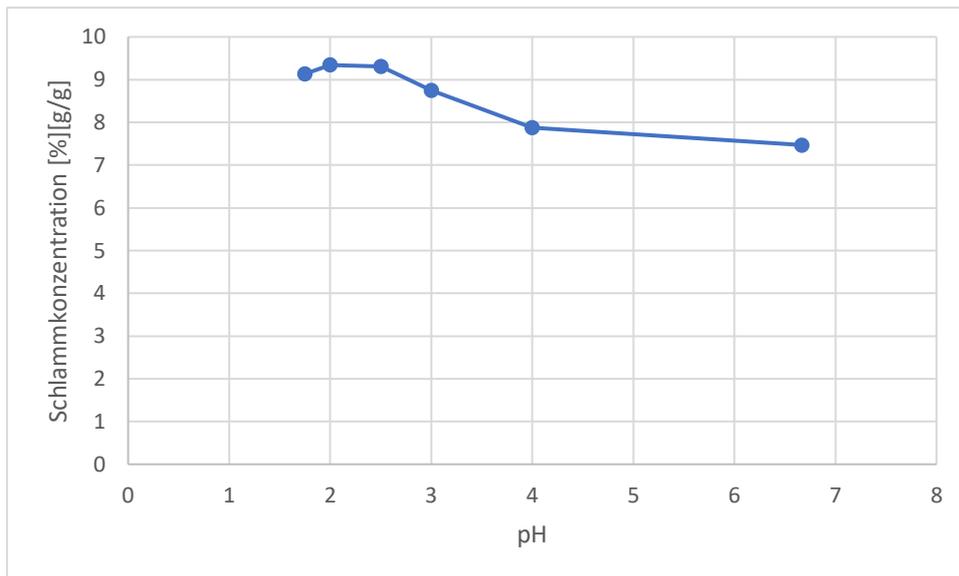


Abbildung 71: Schlammkonzentration des eingedickten Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts

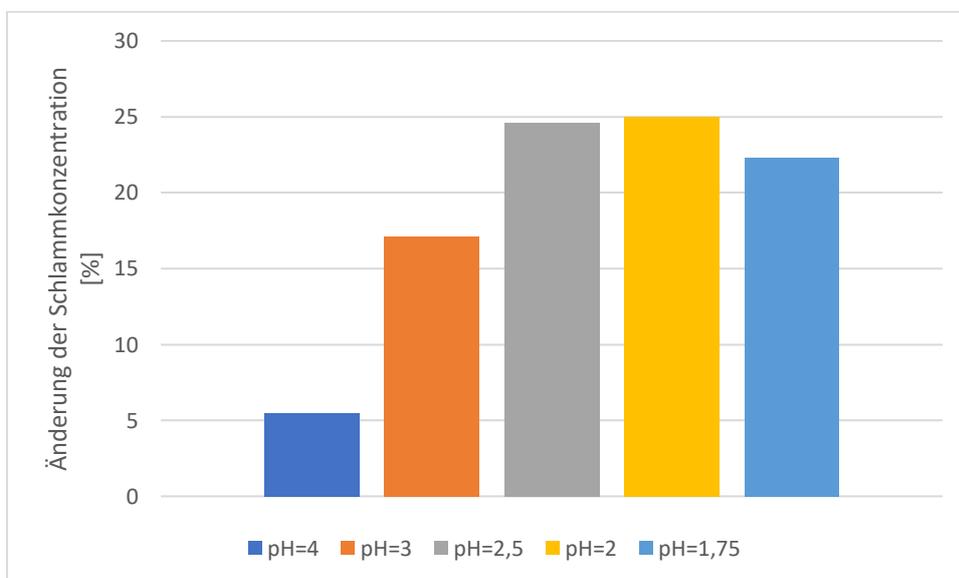


Abbildung 72: Änderung der Schlammkonzentration der behandelten eingedickten Raffinerieschlammes im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent

Der Verlauf der TS-Werte in Abbildung 73 ist nicht eindeutig. Bei pH=4 bis pH=2,5 kommt es dazu, dass sich insgesamt mehr Trockensubstanz absetzt als beim unbehandelten Schlamm. Bei pH-Werten, die noch darunter liegen wird allerdings weniger Schlamm abgesetzt. Der Verlauf des oTS-Anteils ist auch nicht ganz eindeutig (s. Abbildung 73). Aber bei allen behandelten Schlämmen liegt der oTS-Anteil über dem des unbehandelten Schlamms.

Insgesamt passen die Ergebnisse zu den vorigen Versuchen. Nur, dass es teilweise zu einer Erhöhung der insgesamt abgesetzten TS kommt, ist ungewöhnlich. Dies könnte mit der Zentrifugation zu tun haben, da hier höhere Trennkräfte herrschen. Auch ein Bauch ist im Verlauf der Werte der Zentrifugationsversuche bei den Werten von 2,5 und 3 nicht zu erkennen, wie er sich

bei den anderen Versuchen ausbildet. Da geringere Dichteunterschiede ausreichen, um eine hohe Trennkraft zu erreichen, fällt die Denaturierung nicht so stark ins Gewicht.

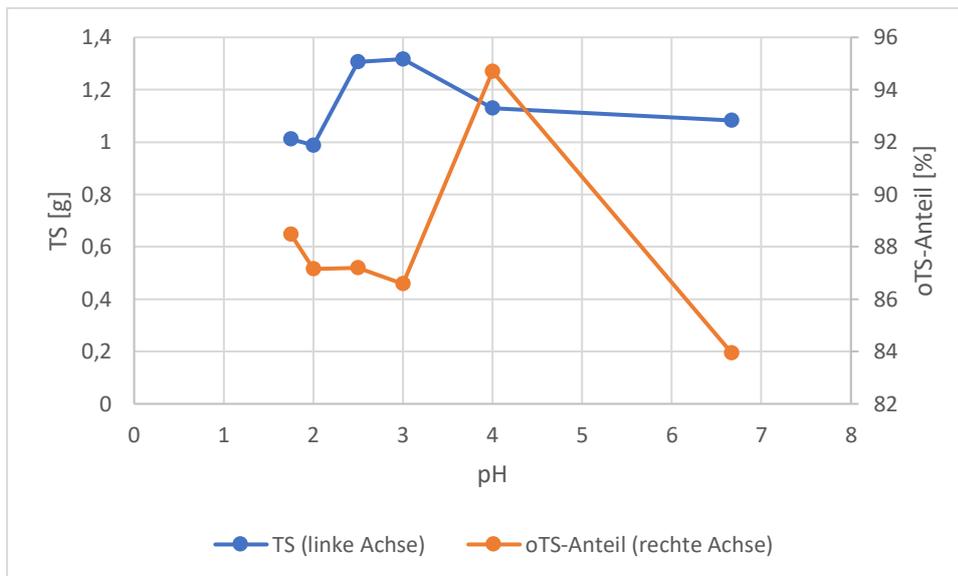


Abbildung 73: TS des abgesetzten eingedickten Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts und oTS-Anteil des abgesetzten eingedickten Raffinerieschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts

5.3 Sedimentation mit einem anorganisch belasteten Industrieschlamm

In Tabelle 10 sind die Werte zum anorganisch belasteten Schlamm zu finden. Es liegt ein hoher TS-Gehalt vor. Der oTS-Anteil im Schlamm ist sehr niedrig und auch die Leitfähigkeit ist stark erhöht. Der pH-Wert ist ebenfalls leicht erhöht gegenüber den zuvor untersuchten Schlämmen.

Tabelle 10: Schlammwerte zum anorganisch belasteten Industrieschlamm für die Sedimentation

Schlamm	TS [g/l]	TS-Anteil [%]	CSB [mg/l]	oTS-Anteil [%]	pH	Leitfähigkeit [mS/cm]	Schlammalter [d]
Belebtschlamm 1	8,96	0,896	604	58,86	8,67	9,73	4
Belebtschlamm 2					8,74	9,76	5
Belebtschlamm 3					8,81	9,83	6

In Abbildung 74 ist keine besondere Veränderung zu sehen. Nach der Einberechnung der Verdünnung kommt es zu einer Verschlechterung des Absetzverhaltens (s. Abbildung 75). Die Verschlechterung des Absetzverhaltens bleibt meist aber unter 10% (s. Abbildung 76).

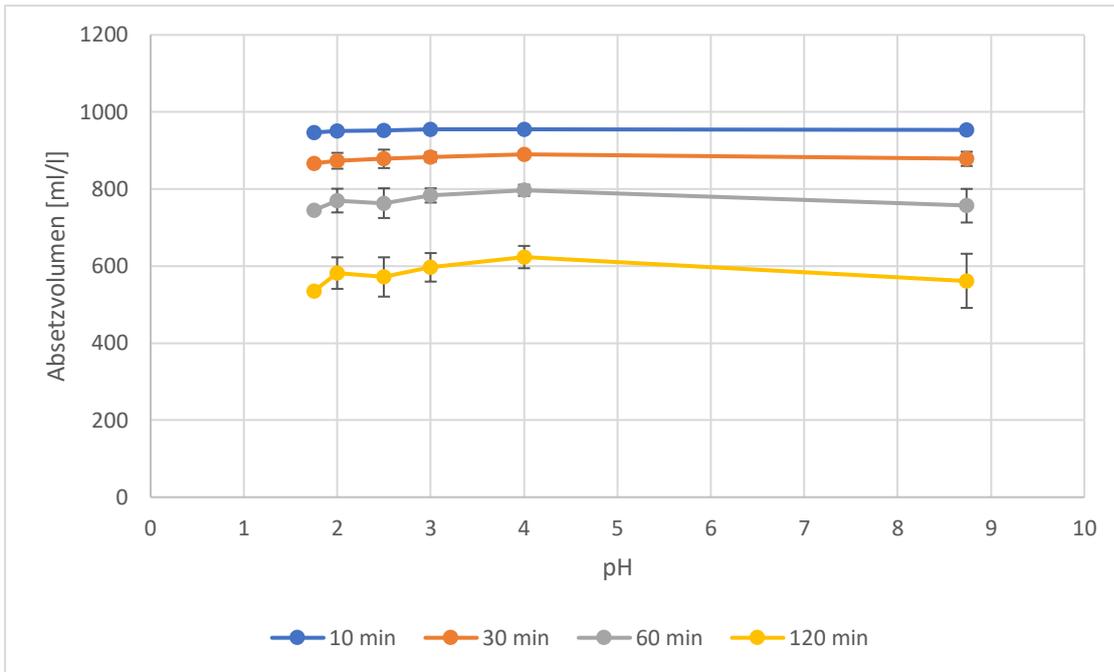


Abbildung 74: Absetzvolumen des anorganisch belasteten Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert

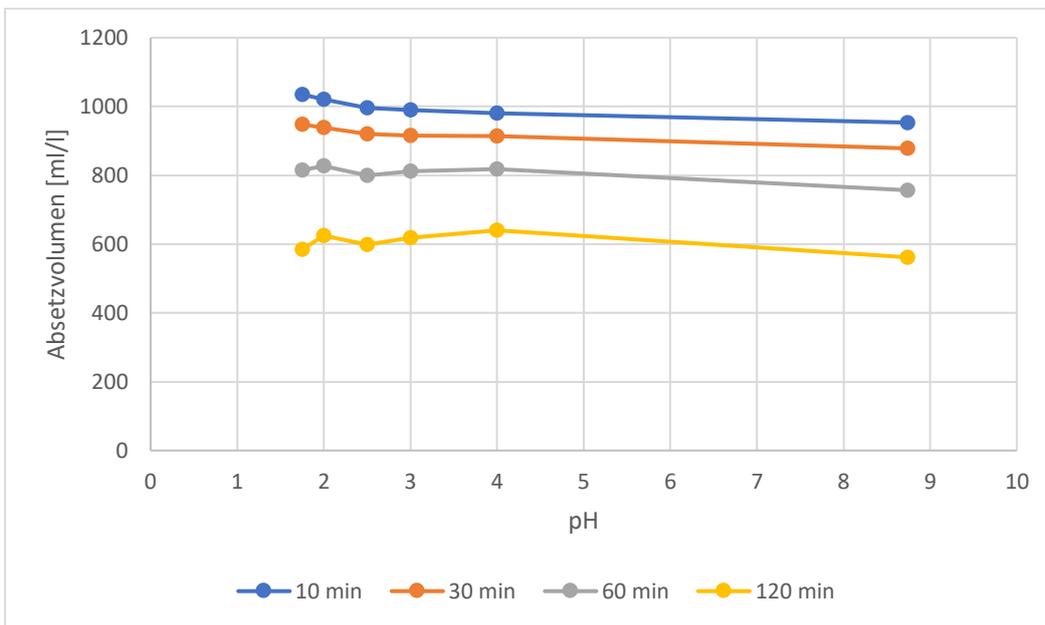


Abbildung 75: Absetzvolumen des anorganisch belasteten Raffinereschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert mit Verdünnung

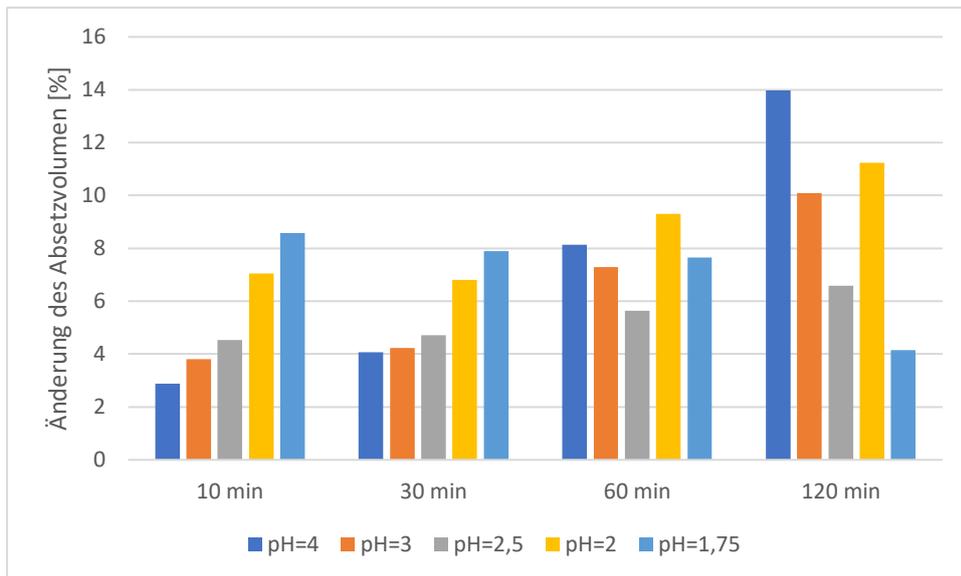


Abbildung 76: Änderung der Absetzvolumen der behandelten anorganisch belasteten Industrieschlämmen im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent

Auch bei der Schlammdichte ist eine Verschlechterung zu beobachten (s. Abbildung 77). Die Verschlechterung steigt mit sinkendem pH-Wert. Eine Ausnahme bildet der pH-Wert von pH=3. Es wird hier Verschlechterungen von bis zu 25% erreicht (s. Abbildung 78).

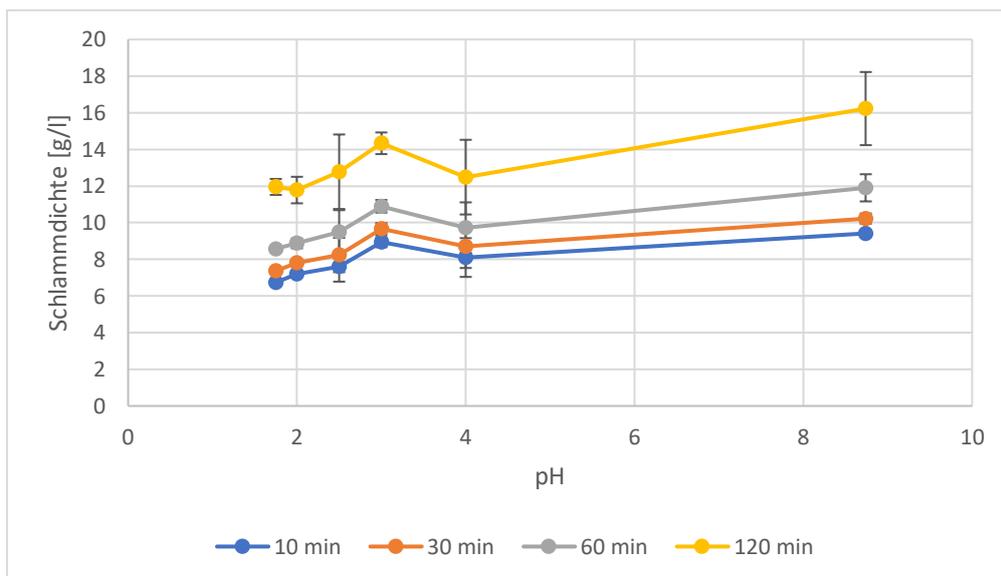


Abbildung 77: Schlammdichte des anorganisch belasteten Raffinerieschlammes in Abhängigkeit zum pH-Wert

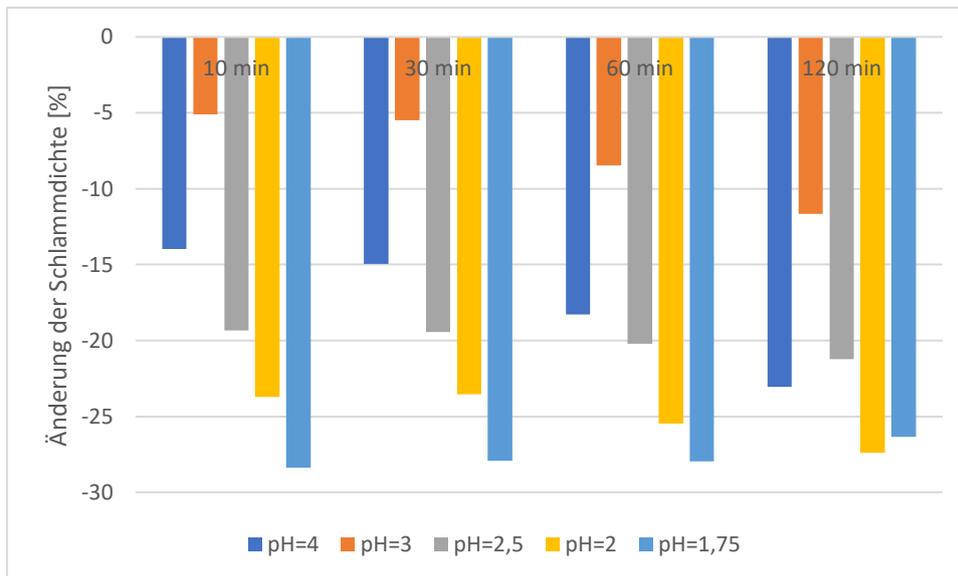


Abbildung 78: Änderung der Schlammichte der behandelten anorganisch belasteten Industrieschlämme im Vergleich zum unbehandelten Schlamm bei verschiedenen pH-Werten in Prozent

Auch bei der abgesetzten TS-Masse ist eine Abnahme mit sinkenden pH-Wert zu sehen, wobei der Wert bei pH=3 wieder von diesem Trend abweicht (s. Abbildung 79). Beim Verlauf des oTS-Anteils sind die Ergebnisse identisch zu den Ergebnissen der Versuche mit den vorigen Schlämme. Bei niedrigeren pH-Werten kommt es zu einem Anstieg des oTS-Anteils (s. Abbildung 79).

Diese umgekehrte Reaktion auf die pH-Wert Erniedrigung bei der Sedimentation liegt wahrscheinlich an dem sehr niedrigen oTS-Gehalt des Schlamms, da die höchste Verbesserung bei dem Schlamm mit dem höchsten oTS-Anteil zu finden ist. Außerdem ist beim kommunalen Klärschlamm mit mittleren oTS-Anteil zwar eine Verlangsamung, am Ende der Versuchszeit aber auch eine Verbesserung zu beobachten.

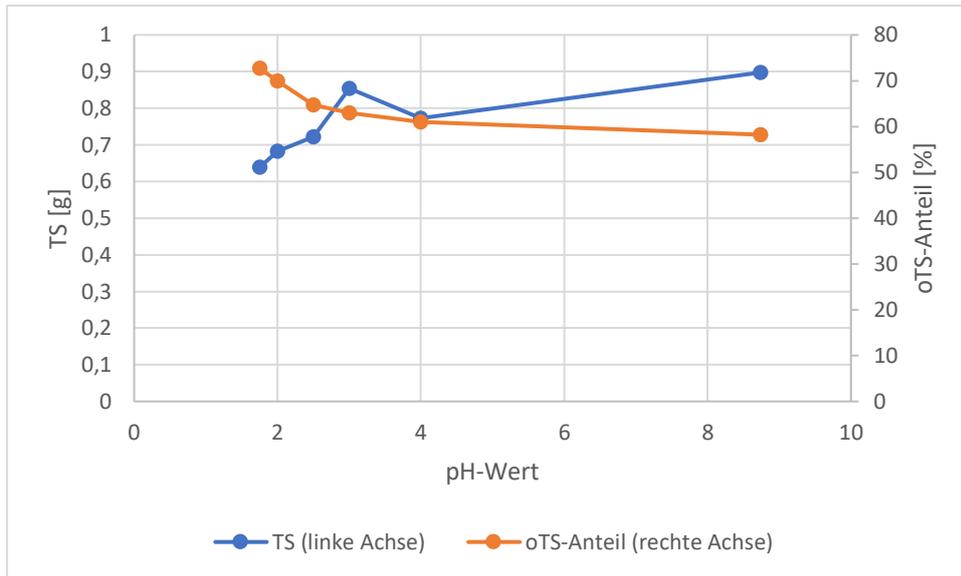


Abbildung 79: TS des abgesetzten anorganisch belasteten Industrieschlammes in Abhängigkeit des pH-Werts und oTS-Anteil des abgesetzten anorganisch belasteten Industrieschlammes in Abhängigkeit des pH-Wert

6. Zusammenfassung und Ergänzung der Theorie aus den Ergebnissen

Zuerst werden die Ergebnisse des industriellen Raffinereschlammes betrachtet (s. Kapitel 5.2). Dieser Schlamm besitzt einen hohen oTS-Anteil und dieser enthält hauptsächlich Proteine. Außerdem besitzt er nur eine geringe Leitfähigkeit, was auf eine geringe Anzahl an Ionen hindeutet, die mit den Protonen elektrostatische Wechselwirkungen ausbilden. Hierdurch sind die Hauptfaktoren für die Sedimentation die Wasserstoffbrückenbindungen und die hiermit wechselwirkenden Proteine.

In Abbildung 80 ist die Theorie zum Einfluss des pH-Wertes auf die Sedimentationsergebnisse, anhand der Schlammichte, dargestellt (s. Abbildung 57). Anhand der Ergebnisse können die Effekte, die bei der pH-Erniedrigung auftreten, dargestellt werden. Beim unbehandelten Schlamm liegen die Proteine in einer α -Helix- und β -Faltblattstruktur vor (s. Kapitel 2.2). Auch bilden die Proteine einige Wasserstoffbrückenbindungen mit den Wassermolekülen aus. Bei der Einstellung von pH=4 kommt es zu einer Verbesserung, da die Wasserstoffbrückenbildner der Proteine protoniert werden und somit die Proteine weniger Wasserstoffbrücken bilden. Ab pH=3 kommt es zu einer Verschlechterung des Absetzverhaltens. Hier beginnen die Proteine zu denaturieren. Aufgrund der Denaturierung verlieren die Proteine ihre Form, wodurch die Flocken kleiner und die Dichte verringert wird. Hierdurch reicht bei einigen Flocken die Gewichtskraft nicht mehr zur Trennung aus. Bei noch weiterer Verringerung des pH-Werts werden weitere Wasserstoffbrücken innerhalb des Wassers abgebaut, bis der Effekt die Denaturierung überwiegt. Dies geschieht etwa ab einem pH-Wert von 2.

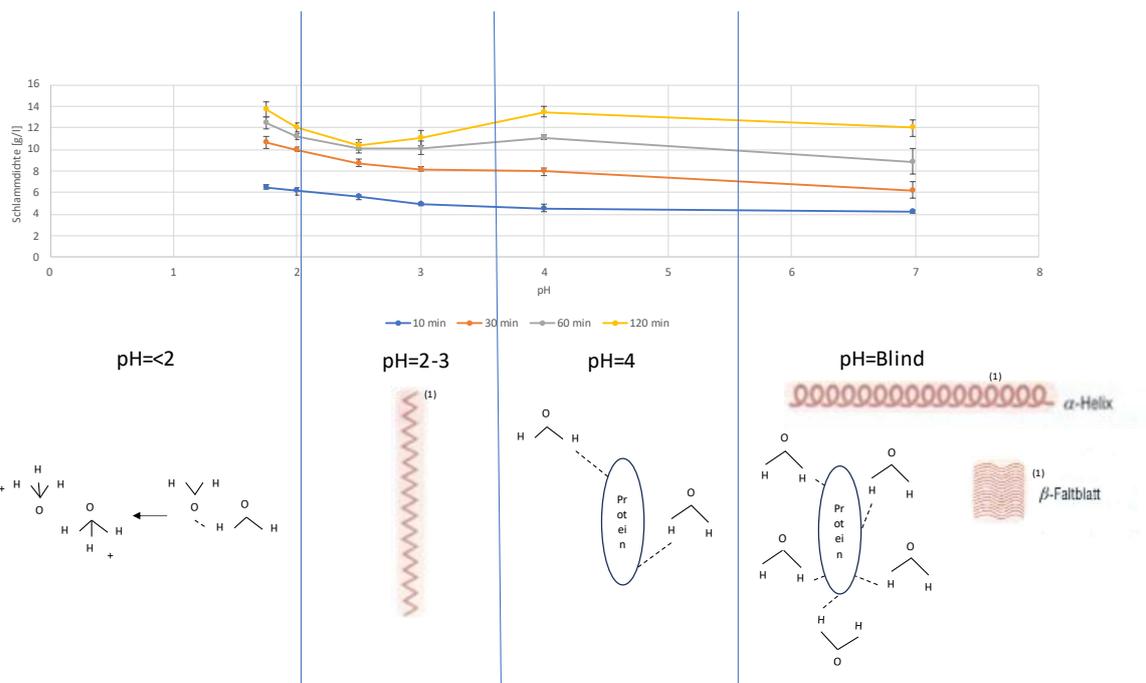


Abbildung 80: Effekte der pH-Erniedrigung auf die Wasserstoffbrückenbindungen anhand der Ergebnisse zur Schlammichte vom industriellen Raffinereschlamm. (1)= (Lewin, 2002)

Bei der Betrachtung des anorganisch belasteten Industrieschlamm ergibt sich ein anderes Bild (s. Kapitel 5.3 Abbildung 77). Bei diesem Schlamm ist nur ein niedriger oTS-Anteil vorhanden. Deswegen haben die Wasserstoffbrückenbindungen und Proteine einen geringeren Einfluss auf die Schlammichte. Der Schlamm besitzt dafür auch eine hohe Leitfähigkeit, was auf eine hohe Anzahl an Ionen im Schlamm schließen lässt. Bei der Zugabe von HCl kommen weitere Ladungsträger ins System, wodurch die elektrostatischen Kräfte zunehmen und sich das Absetzverhalten verschlechtert. Bei pH=3 kommt es wieder zu einem kurzen Anstieg, bei dem auch die Denaturierung der Proteine beginnt. Bei der Denaturierung kann durch die Protonierung das Protein auch seine Ladung verlieren. Hierdurch kommt es zu einem kurzen Abfall der elektrostatischen Kräfte im Schlamm und zu einer kurzzeitigen Verbesserung des Absetzverhaltens. Danach kommt es durch die zusätzlichen Protonen und ihrer Ladung wieder zu einer Verschlechterung. Die Theorie über den Einfluss der Ionenbindung auf die Sedimentation ist in Kapitel 2.4.2 zu finden. Anhand des Leitfähigkeitsversuchs ist allerdings kein Einfluss der Leitfähigkeit auf die Sedimentation festzustellen. Beim Kombinationsversuch aus pH-Wert Anpassung und Leitfähigkeitseinstellung kommt es hingegen schon zu einer Verschlechterung des Absetzverhaltens (s. Kapitel 5.1.3). Diese reichen allerdings auch nicht aus, um das Verhalten des anorganisch belasteten Industrieschlammes zu erklären. Deswegen kommt es hier noch zu weiteren Wechselwirkungen. Eines könnte die Reaktion der Säure mit dem anorganischen Teil sein, die für das Lösen der Anorganik in die wässrige Phase sorgt, was bei allen oTS-Anteilsverläufen zu beobachten ist. Die Untersuchung der Leitfähigkeit wurde auch nur für den kommunalen Klärschlamm untersucht, weshalb hier noch weitere Schlämme untersucht werden müssten.

Beim kommunalen Klärschlamm ist eine Gewichtung der Effekte auf den Schlammichteverlauf schwieriger, da es hier zu einem Gemisch der zuvor beschriebenen Effekte kommt. Deshalb ist hier sowohl eine Verlangsamung der Sedimentation zu entdecken als auch eine höhere Schlammichte nach 120 Minuten.

Bei den Zentrifugationsversuchen ist kein Effekt der Denaturierung zu erkennen. Die Denaturierung scheint nur bei geringen Trennkräften eine Rolle zu spielen. Beim Einsatz von Flockungshilfsmitteln muss auf die Wechselwirkung zwischen Polymer und Säure geachtet werden. Bei dem hier eingesetzten Flockungshilfsmittel kommt es zu einer Effektkkehr. Auch dies lässt sich aufgrund der Denaturierung erklären, da das Protein seine Ladung verliert und deshalb schlechter oder anders mit dem kationischen Polymer wechselwirkt.

Im Allgemeinen lässt sich sagen, dass die pH-Erniedrigung nur für Schlämme infrage kommt die eine niedrige Leitfähigkeit und einen hohen oTS-Gehalt besitzen. Der kommunale Klärschlamm scheint mit seinem oTS-Anteil genau auf der Grenze zu sein, wo es noch zu Verbesserungen kommen kann. Bei oTS-Anteilen von niedriger als 70% sollte dieses Verfahren nicht in Erwägung gezogen werden und auch bei oTS-Anteilen nahe der 70% sind niedrige pH-Werte von etwa 2 erforderlich. Bei einem oTS-Anteil >80% hingegen kann voraussichtlich auch ein pH-Wert von 4 gute Verbesserungen erreichen. Schlämme mit oTS-Anteil >80% bilden deswegen auch den möglichen Haupteinsatzbereich einer pH-Erniedrigung zur Verbesserung des Absetzverhaltens. Zusätzlich sollte der pH-Bereich von 2,5 bis 3 vermieden werden, da es hier aufgrund der Denaturierung zu einer Verschlechterung kommt.

Zum Schluss muss noch festgehalten werden, dass Proteine in vielen unterschiedlichen Strukturen vorliegen können und auch die Anorganik jeweils unterschiedlich auf die Zugabe von Säure reagieren kann, weshalb keine pauschalen Aussagen getätigt werden können. Der

Schlamm muss immer vorher nochmal in Bezug auf das Verhalten bei einer pH-Wert-Erniedrigung untersucht werden. Auch muss auf die Wasserqualität geachtet werden, da immer eine Lösung der Organik und Anorganik in die wässrige Lösung erfolgt.

7. Fazit und Ausblick

Als Fazit lässt sich sagen, dass eine Verbesserung des Absetzverhaltens mit der Erniedrigung des pH-Werts erreichbar ist. Hierfür sollte der Schlamm hohe oTS-Werte besitzen. Nun muss geschaut werden, dass dies in eine technische Lösung eingefügt werden kann. Eine Möglichkeit hierfür besteht in einer zweifachen Sedimentation. Hierfür würde fürs erste Becken der pH-Wert eingestellt werden und beim zweiten Becken würde der Schlamm wieder neutralisiert. Im ersten Becken kommt es zu einer starken Beschleunigung des Absetzverhaltens und eines besser entwässerten Schlamms. Danach wird der Schlamm neutralisiert. Wenn es hier zu einer Renaturierung des restlichen Schlamms kommt, kann es hier zu einer weiteren Absetzung des restlichen Schlamms kommen. Hierfür müsste untersucht werden, ob die Denaturierung reversibel oder irreversibel ist und ob es hierdurch zu einer Kostenersparnis kommt.

Eine weitere Möglichkeit des Einsatzes besteht bei der Flotation. Bei der Flotation sollen sich die Flocken an der Wasseroberfläche absetzen. In den Versuchen wurde entdeckt, dass dies einige Flocken aufgrund der Denaturierung auch bei der pH-Erniedrigung tun.

Interessant sind auch Untersuchungen zum anorganischen Teil. Für diese Arbeit wurde schon eine induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) durchgeführt (s. Anhang Tabelle 59 u. Tabelle 60). Allerdings konnte hieraus nichts Genaues abgeleitet werden, weshalb weitere Untersuchungen benötigt werden. Wenn herausgefunden wird welche Stoffe der Anorganik für eine Verschlechterung des Absetzverhaltens sorgen, könnte dieser Prozess möglicherweise auch bei etwas niedrigeren oTS-Anteilen verwendet werden.

Die größte Kostenersparnis dürfte aufgrund der Beschleunigung des Absetzverhaltens zu erreichen sein. Hier können, bei entsprechenden pH-Werten, gleiche Schlammichten erreicht werden, wie beim unbehandelten Schlamm mit der doppelten Absetzzeit. Hierdurch könnte eine Verdopplung der Durchsatzzeiten des Abwassers erreicht werden.

Literaturverzeichnis

- Abwasserverband Oberes Erlenbachtal. (25. 10 2023). *Avoe*. Von <https://www.avoe.eu/über/kläranlage/> abgerufen
- Bayerisches Landesamt für Umwelt. (28. 11 2023). *Bayerisches Landesamt für Umwelt*. Von https://www.lfu.bayern.de/abfall/klärschlamm/thermische_behandlung/index.htm abgerufen
- Beyerle GmbH. (25. 10 2023). *Kanal-Beyerle*. Von <https://www.kanal-beyerle.de/wissen/faulturm/> abgerufen
- Bischof, W., & Hosang, W. (1998). *Abwassertechnik*. Stuttgart - Leipzig: G.B. Teubner.
- Bräse, S., Bulle, J., & Hüttermann, A. (2008). *Organische und bioorganische Chemie*. Weinheim: Wiley-VCH.
- Bruice, P. Y. (2011). *Organische Chemie - Studieren kompakt*. München: Pearson.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). (6 2018). *DWA Regelwerk - Merkblatt DWA-M 383 - Kennwerte der Klärschlammwässerung*. Hennef.
- Guo, W. (2023). Bachelorarbeit - Untersuchungen zum Sedimentations- und Entwässerungsverhalten biologischer Schlämme unter Einfluss des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit. Mersbeurg.
- Latscha, H. P., Klein, H. A., & Mutz, M. (2011). *Allgemeine Chemie - Chemie-Basiswissen 1*. Heidelberg: Springer.
- Lewin, B. (2002). *Molekularbiologie der Gene*. Berlin: Spektrum.
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern. (28. 10 2023). www.wasserakademie.de. Von https://www.wasserakademie.de/fileadmin/template/Daten/Literatur/2013_MLUV_MV_Zukunftsaehige_Behandlungs_und_Entsorgung_von_Klaerschlam.pdf abgerufen
- Neitzel, V., & Iske, U. (1998). *Abwasser*. Weinheim: Wiley-VCH.
- Nelson, D., & Cox, M. (2011). *Lehninger Biochemie*. Vereinigte Staaten: Springer.
- Peter, K., Vollhardt, C., & Schore, N. E. (2020). *Organische Chemie*. Weinheim: Wiley-VCH.
- Siebertz, K., Bebbler, D. v., & Hochkirchen, T. (2017). *Statistische Versuchsplanung, Desing of Experiments (DoE)*. Berlin: Springer Vieweg.
- Statistisches Bundesamt & DWA. (2015). *Abwasser und Klärschlamm in Deutschland - statistische Betrachtungen*.
- Stieß, M. (2009). *Mechanische Verfahrenstechnik - Partikeltechnologie 1*. Berlin: Springer.
- Thomé-Kozmiensky, K. J. (1998). *Klärschlamm Entsorgung*. Berlin: TK.

- Umweltbundesamt. (28. 11 2023). *Umweltbundesamt*. Von <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/wasserwirtschaft/oeffentliche-abwasserentsorgung#rund-10-milliarden-kubikmeter-abwasser-jaehrlich> abgerufen
- www.chemiezauber.de*. (29. 10 2023). Von <https://chemiezauber.de/inhalt/basic-1/wasser-2/wasserstoffbruecken.html> abgerufen
- Zierep, J., & Bühler, K. (2010). *Grundzüge der Strömungslehre - Grundlagen, Statik und Dynamik der Fluide*. Wiesbaden: Vieweg + Teubner.

Anhang

Tabelle 11: Sedimentation des Vorversuchs von dem kommunalen ÜS 1 (s. Kapitel 5.1.1.1)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	1,703	2,3	2,79	3,88	8,22	22,6
	HCl 0,1 mol/l [ml]						
	HCl 1 mol/l [ml]		0,85	1,05	1,5	1,75	7,4
	pH tatsächlich	7,76	4,02	3	2,51	2	1,76
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	91	95	94	94	93	95
30	Absetzvolumen [ml]	78	85	78,5	78	81	75
60	Absetzvolumen [ml]	62	72	58,5	56	58	51
120	Absetzvolumen [ml]	44	47,5	37,5	34	31	29

Tabelle 12: Sedimentation des Vorversuchs von dem kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.1.1)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	1,714	2,16	2,84	4,25	8,98	12,78
	HCl 0,1 mol/l [ml]		0,95				
	HCl 1 mol/l [ml]		0,55	1,1	1,55	3,05	4,2
	pH tatsächlich	7,54	4	2,99	2,47	2,01	1,75
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	93	95	94	93,5	93	93,5
30	Absetzvolumen [ml]	69,5	81	68	76,5	74	77,5
60	Absetzvolumen [ml]	49,5	59	44,5	57	51	54
120	Absetzvolumen [ml]	35	44	30,5	33,5	28,5	29,5

Tabelle 13: Sedimentation des Vorversuchs von dem kommunalen ÜS 3 (s. Kapitel 5.1.1.1)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	1,775	2,17	2,83	4,17	9,22	16,17
	HCl 0,1 mol/l [ml]		4,7				
	HCl 1 mol/l [ml]			0,95	1,45	3	5,05
	pH tatsächlich	7,39	4,01	3	2,51	2,01	1,76
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	93	94	93,5	92	87,5	92
30	Absetzvolumen [ml]	63	56	50	49,5	50	63
60	Absetzvolumen [ml]	38,5	39,5	34,5	33,5	32	38
120	Absetzvolumen [ml]	30	29,5	27,5	26	22	23,5

Tabelle 14: TS-Messung nach der Sedimentation beim Vorversuch beim kommunalen ÜS 1 (s. Kapitel 5.1.1.1)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,479	0,446	0,494	0,562	0,467	0,49
Filter + TS [g]	0,852	0,798	0,842	0,885	0,779	0,73
TS [g]	0,373	0,352	0,348	0,323	0,312	0,24

Tabelle 15: TS-Messung nach der Sedimentation beim Vorversuch beim kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.1.1)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,479	0,469	0,459	0,468	0,476	0,494
Filter + TS [g]	0,825	0,805	0,786	0,777	0,775	0,784
TS [g]	0,346	0,336	0,327	0,309	0,299	0,29

Tabelle 16: TS-Messung nach der Sedimentation beim Vorversuch beim kommunalen ÜS 3 (s. Kapitel 5.1.1.1)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,483	0,48	0,456	0,467	0,474	0,489
Filter + TS [g]	0,829	0,801	0,775	0,779	0,776	0,755
TS [g]	0,346	0,321	0,319	0,312	0,302	0,266

Tabelle 17: Sedimentation des Hauptversuchs von dem kommunalen ÜS 1 (s. Kapitel 5.1.1.2)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	1,625	2,16	2,72	5,23	9,91	18,95
	HCl 0,1 mol/l [ml]		0,75				
	HCl 1 mol/l [ml]		0,65	1,05	1,55	2,85	6,3
	pH tatsächlich	8,03	4	3	2,49	2	1,74
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	95,5	96	94	96	96	96
30	Absetzvolumen [ml]	83	75	63,5	65	77,5	78
60	Absetzvolumen [ml]	45	49	41	42,5	47,5	50
120	Absetzvolumen [ml]	38,5	35,5	30,5	27	27	28,5

Tabelle 18: Sedimentation des Hauptversuchs von dem kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.1.2)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	1,644	2,17	2,9	4,2	8,5	15,25
	HCl 0,1 mol/l [ml]		0,9				
	HCl 1 mol/l [ml]		0,5	1,05	1,5	2,85	4,95
	pH tatsächlich	7,89	4,01	2,98	2,5	2,01	1,75
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	92	95,5	94	93	89	94
30	Absetzvolumen [ml]	54,5	64,5	55,5	51	54	53
60	Absetzvolumen [ml]	37	45	37	34	33,5	31,5
120	Absetzvolumen [ml]	31,5	32	29	26	23	22,5

Tabelle 19: Sedimentation des Hauptversuchs von dem kommunalen ÜS 3 (s. Kapitel 5.1.1.2)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	1,751	2,27	2,95	4,2	8,85	15,97
	HCl 0,1 mol/l [ml]		0,55				
	HCl 1 mol/l [ml]		0,9	1	1,4	2,8	4,9
	pH tatsächlich	7,65	4,01	2,97	2,5	2,01	1,76
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	92,5	96	94	89	92	93,5
30	Absetzvolumen [ml]	53	60,5	53	51	46,5	48
60	Absetzvolumen [ml]	34,5	39,5	35,5	33,5	35	30
120	Absetzvolumen [ml]	29	29,5	27	25,5	22,5	21,5

Tabelle 20: TS- und oTS-Messung beim Hauptversuch zum kommunalen ÜS 1 (s. Kapitel 5.1.1.2)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,466	0,494	0,45	0,464	0,48	0,444
Filter + TS [g]	0,848	0,84	0,766	0,794	0,777	0,724
TS [g]	0,382	0,346	0,316	0,33	0,297	0,28
Keramikbecher [g]	31,67	31,23	29,88	33,21	30,47	33,54
Keramikbecher + Glührückstand [g]	31,79	31,31	29,97	33,27	30,55	33,59
oTS [g]	0,262	0,266	0,226	0,27	0,217	0,23
oTS-Gehalt [%]	68,59	76,88	71,52	81,82	73,06	82,14

Tabelle 21: TS- und oTS-Messung beim Hauptversuch zum kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.1.2)

pH	7	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,462	0,471	0,46	0,465	0,492	0,441
Filter + TS [g]	0,821	0,797	0,779	0,777	0,792	0,723
TS [g]	0,359	0,326	0,319	0,312	0,3	0,282
Keramikbecher [g]	30,5	31,2	30,31	33,19	29,88	33,54
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,59	31,26	30,41	33,26	29,93	33,59
oTS [g]	0,269	0,266	0,219	0,242	0,25	0,232
oTS-Gehalt [%]	74,93	81,60	68,65	77,56	83,33	82,27

Tabelle 22: TS- und oTS-Messung beim Hauptversuch zum kommunalen ÜS 3 (s. Kapitel 5.1.1.2)

pH	7	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,473	0,468	0,471	0,447	0,482	0,444
Filter + TS [g]	0,825	0,797	0,796	0,75	0,78	0,723
TS [g]	0,352	0,329	0,325	0,303	0,298	0,279
Keramikbecher [g]	30,478	31,197	30,355	33,196	29,883	33,547
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,585	31,286	30,439	33,276	29,958	33,609
oTS [g]	0,245	0,24	0,241	0,223	0,223	0,217
oTS-Gehalt [%]	69,60	72,95	74,15	73,60	74,83	77,78

Tabelle 23: Sedimentation des Leitfähigkeitsversuchs von dem kommunalen ÜS 1 (s. Kapitel 5.1.1.2)

	NaCl 100 g/l [ml]		0,5	1,6	4,3	7,5
	Leitfähigkeit tatsächlich [mS/cm]	2,18	3,02	5	10,01	14,97
	Leitfähigkeit [mS/cm]	Blind	3	5	10	15
Zeit [min]						
10	Absetzvolumen [ml]	92	94	94,5	94,5	92,5
30	Absetzvolumen [ml]	59	66	62	69	50
60	Absetzvolumen [ml]	40	40,5	39,5	43,5	35
120	Absetzvolumen [ml]	30,5	31	30,5	30,5	28

Tabelle 24: Sedimentation des Leitfähigkeitsversuchs von dem kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.2)

	NaCl 100 g/l [ml]		0,5	1,55	4,5	7,5
	Leitfähigkeit tatsächlich [mS/cm]	2,2	3,02	5,01	10,02	14,99
	Leitfähigkeit [mS/cm]	Blind	3	5	10	15
Zeit [min]						
10	Absetzvolumen [ml]	93	94,5	94,5	94	92,5
30	Absetzvolumen [ml]	65	66,5	61,5	60	58,5
60	Absetzvolumen [ml]	40	41	38,5	38	36
120	Absetzvolumen [ml]	32	31,5	30,5	30,5	29

Tabelle 25: Sedimentation des Leitfähigkeitsversuchs von dem kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.2)

	NaCl 100 g/l [ml]		0,4	1,4	4,25	7,5
	Leitfähigkeit tatsächlich [mS/cm]	2,38	3,01	4,98	9,99	15
	Leitfähigkeit [mS/cm]	Blind	3	5	10	15
Zeit [min]						
10	Absetzvolumen [ml]	71	65	64,5	55	50
30	Absetzvolumen [ml]	37	34,5	35,5	32,5	30
60	Absetzvolumen [ml]	26	24	24	23,5	21,5
120	Absetzvolumen [ml]	22	21	22	20	19

Tabelle 26: TS- und oTS-Messung beim Leitfähigkeitsversuch zum kommunalen ÜS 1 (s. Kapitel 5.1.2)

LF [mS/cm]	Blind	3	5	10	15
Filter [g]	0,447	0,467	0,469	0,465	0,454
Filter + TS [g]	0,824	0,845	0,847	0,832	0,806
TS [g]	0,377	0,378	0,378	0,367	0,352
Keramikbecher [g]	29,883	30,358	33,115	33,551	30,478
Keramikbecher + Glührückstand [g]	29,999	30,475	33,116	33,663	30,592
oTS [g]	0,261	0,261	0,377	0,255	0,238
oTS-Gehalt [%]	69,23	69,05	99,74	69,48	67,61

Tabelle 27: TS- und oTS-Messung beim Leitfähigkeitsversuch zum kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.2)

LF [mS/cm]	Blind	3	5	10	15
Filter [g]	0,469	0,459	0,425	0,449	0,453
Filter + TS [g]	0,86	0,851	0,812	0,824	0,808
TS [g]	0,391	0,392	0,387	0,375	0,355
Keramikbecher [g]	29,882	30,356	33,2	33,547	30,479
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,01	30,479	33,32	33,608	30,594
oTS [g]	0,263	0,269	0,267	0,314	0,24
oTS-Gehalt [%]	67,26	68,62	68,99	83,73	67,61

Tabelle 28: TS- und oTS-Messung beim Leitfähigkeitsversuch zum kommunalen ÜS 3 (s. Kapitel 5.1.2)

LF [mS/cm]	Blind	3	5	10	15
Filter [g]	0,461	0,435	0,472	0,459	0,444
Filter + TS [g]	0,731	0,694	0,735	0,714	0,667
TS [g]	0,27	0,259	0,263	0,255	0,223
Keramikbecher [g]	29,885	30,354	33,196	33,556	30,481
Keramikbecher + Glührückstand [g]	29,971	30,435	33,282	33,633	30,556
oTS [g]	0,184	0,178	0,177	0,178	0,148
oTS-Gehalt [%]	68,15	68,73	67,30	69,80	66,37

Tabelle 29: Sedimentation des Kombiversuchs von dem kommunalen ÜS 1 (s. Kapitel 5.1.3)

	NaCl 100 g/l [ml]		1,55	4,55	7,9	11,5
	HCl 1 mol/l [ml]	15,3	15,3	15,3	15,3	15,3
	LF tatsächlich bei pH=2 [mS/cm]	7,63	10,02	15,05	19,99	25
	LF [mS/cm]	8	10	15	20	25
Zeit [min]						
10	Absetzvolumen [ml]	94,5	95	95	94	91
30	Absetzvolumen [ml]	66	64	67,5	55	55
60	Absetzvolumen [ml]	40,5	39	39,5	33	33,5
120	Absetzvolumen [ml]	26,5	24,5	24,5	22,5	23

Tabelle 30: Sedimentation des Kombiversuchs von dem kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.3)

	NaCl 100 g/l [ml]		1,85	5,85	8,3	11,95
	HCl 1 mol/l [ml]	14,7				
	LF tatsächlich bei pH=2 [mS/cm]	7,15	10,1	14,99	19,99	25,1
	LF [mS/cm]	Blind	10	15	20	25
Zeit [min]						
10	Absetzvolumen [ml]	92	92,5	93	93	87,5
30	Absetzvolumen [ml]	56	71	68,5	64,5	53
60	Absetzvolumen [ml]	37,5	26	43	40	32,5
120	Absetzvolumen [ml]	26,5	26	25	24	23

Tabelle 31: Sedimentation des Kombiversuchs von dem kommunalen ÜS 3 (s. Kapitel 5.1.3)

	NaCl 100 g/l [ml]		1,35	4,4	7,7	11,5
	HCl 1 mol/l [ml]	15				
	LF tatsächlich bei pH=2 [mS/cm]	7,98	10	15,01	19,99	25
	LF [mS/cm]	Blind	10	15	20	25
Zeit [min]						
10	Absetzvolumen [ml]	92,5	92	90,5	89	85,5
30	Absetzvolumen [ml]	55	59	54,5	51,5	50
60	Absetzvolumen [ml]	33	35,5	33,5	31,5	30
120	Absetzvolumen [ml]	23,5	23,5	22,5	22,5	21,5

Tabelle 32: TS- und oTS-Messung beim Kombiversuch zum kommunalen ÜS 2 (s. Kapitel 5.1.3)

pH	2	2	2	2	2
LF tatsächlich [mS/cm]	Blind	10	15	20	25
Filter [g]	0,458	0,458	0,473	0,437	0,461
Filter + TS [g]	0,756	0,746	0,756	0,712	0,725
TS [g]	0,298	0,288	0,283	0,275	0,264
Keramikbecher [g]	33,43	33,21	29,89	30,35	31,2
Keramikbecher + Glührückstand [g]	33,48	33,25	29,95	30,41	31,26
oTS [g]	0,248	0,248	0,223	0,215	0,204
oTS-Gehalt [%]	83,22	86,11	78,80	78,18	77,27

Tabelle 33: TS- und oTS-Messung beim Kombiversuch zum kommunalen ÜS 3 (s. Kapitel 5.1.3)

pH	2	2	2	2	2
LF tatsächlich [mS/cm]	Blind	10	15	20	25
Filter [g]	0,446	0,442	0,476	0,462	0,47
Filter + TS [g]	0,743	0,728	0,742	0,727	0,729
TS [g]	0,297	0,286	0,266	0,265	0,259
Keramikbecher [g]	31,27	30,5	29,98	33,24	33,44
Keramikbecher + Glührückstand [g]	31,29	30,52	29,98	33,26	33,54
oTS [g]	0,277	0,266	0,266	0,245	0,159
oTS-Gehalt [%]	93,27	93,01	100,00	92,45	61,39

Tabelle 34: Zentrifugation des kommunalen PS 1 in Abhängigkeit des pH-Werts (s. Kapitel 5.1.4)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
pH tatsächlich	7,14	4,03	3,02	2,47	1,98	1,72
LF [mS/cm]	2,02	4,17	5,2	6,45	7,24	9,88
HCl 1 mol/l [ml]		2,3	2,95	3,5	4,15	5,55
Zentrifugationsbehälter [g]	300,15	301,09	299,02	300,79	300,18	302,17
Schlammmasse Versuch [g]	65,4	64,46	65,83	64,64	66,36	65,51
Schlammmasse vorm Einstellen [g]		71,07	70,24	69,32	70,9	71,58
Klarphase [ml]	50,5	50	52	49	51	53
Schlammphase + Behälter [g]	313,6	315,31	312,58	316,49	315,2	314,33
Schlammphase [g]	13,45	14,22	13,56	15,7	15,02	12,16
Keramikbecher [g]	29,96	30,66	31,45	31,65	31,27	30,5
Keramikbecher + Schlamm [g]	42,86	44,35	44,53	46,66	42,76	44,96
Keramikbecher + TS [g]	31,11	32,21	33,16	33,43	32,9	32,2
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,18	30,71	31,64	31,86	31,39	30,55
Schlammphase TS Messung [g]	12,9	13,69	13,08	15,01	11,49	14,46
TS [g]	1,15	1,55	1,71	1,78	1,63	1,7
TS/Schlamm [%]	8,91	11,32	13,07	11,86	14,19	11,76
oTS [g]	0,93	1,5	1,52	1,57	1,51	1,65
oTS-Gehalt [%]	80,87	96,77	88,89	88,20	92,64	97,06

Tabelle 35: Zentrifugation des kommunalen PS 2 in Abhängigkeit des pH-Werts (s. Kapitel 5.1.4)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
pH tatsächlich	7,14	4,03	3,01	2,5	2,01	1,75
LF [mS/cm]	2,02	4,65	5,66	6,59	9,85	10,09
HCl 1 mol/l [ml]		2,4	3,5	3,7	4,8	4,9
Zentrifugationsbehälter [g]	300,33	300,65	303,1	297,07	300,36	300,77
Schlammmasse Versuch [g]	67,12	65,22	66,65	64,98	66,92	65,7
Schlammmasse vorm Einstellen [g]		72,35	72,2	69,64	73,34	72,05
Klarphase [ml]	48	51	54	51	52	51
Schlammphase + Behälter [g]	319,34	315,97	315,77	311,55	315,02	316,06
Schlammphase [g]	19,01	15,32	12,67	14,48	14,66	15,29
Keramikbecher [g]	29,96	33,24	27,14	36,24	27,06	20,8
Keramikbecher + Schlamm [g]	48,18	48,18	38,9	50,3	41,06	33,6
Keramikbecher + TS [g]	31,95	35,17	28,67	37,75	28,56	22,1
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,19	33,43	27,23	36,36	27,08	20,94
Schlammphase TS Messung [g]	18,22	14,94	11,76	14,06	14	12,8
TS [g]	1,99	1,93	1,53	1,51	1,5	1,3
TS/Schlamm [%]	10,92	12,92	13,01	10,74	10,71	10,16
oTS [g]	1,76	1,74	1,44	1,39	1,48	1,16
oTS-Gehalt [%]	88,44	90,16	94,12	92,05	98,67	89,23

Tabelle 36: Zentrifugation des kommunalen PS 3 in Abhängigkeit des pH-Werts (s. Kapitel 5.1.4)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
pH tatsächlich	6,05	3,91	2,98	2,52	2,01	1,77
LF [mS/cm]	2,63	5,4	6,06	6,84	8,4	13,38
HCl 1 mol/l [ml]		2,95	3,4	3,95	4,9	5,6
Zentrifugationsbehälter [g]	301,22	299,22	300,01	300,64	303,24	300,37
Schlammmasse Versuch [g]	67,78	64,96	66,64	64,71	66,26	65,9
Schlammmasse vorm Einstellen [g]		72,03	70,17	71,09	72,52	73,16
Klarphase [ml]	52,5	53,5	51	50	53	54
Schlammphase + Behälter [g]	316,38	311,34	315,19	315,97	315,7	312,56
Schlammphase [g]	15,16	12,12	15,18	15,33	12,46	12,19
Keramikbecher [g]	30,61	21,91	33,55	25,64	31,64	30,36
Keramikbecher + Schlamm [g]	45,43	33,92	48,35	40,5	43,64	41,98
Keramikbecher + TS [g]	32,65	23,65	36,46	27,53	33,3642	31,9879
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,84	22,14	33,77	25,87	31,85	30,56
Schlammphase TS Messung [g]	14,82	12,01	14,8	14,86	12	11,62
TS [g]	2,04	1,74	2,91	1,89	1,7242	1,6279
TS/Schlamm [%]	13,77	14,49	19,66	12,72	14,37	14,01
oTS [g]	1,81	1,51	2,69	1,66	1,5142	1,4279
oTS-Gehalt [%]	88,73	86,78	92,44	87,83	87,82	87,71

Tabelle 37: Zentrifugation des kommunalen PS 1 in Abhängigkeit der Leitfähigkeit (s. Kapitel 5.1.5)

LF	Blind	5	10	15
pH tatsächlich	5,7	5,7	5,7	5,7
LF [mS/cm]	2,91	5,07	9,99	15,95
NaCl 100 g/l [ml]		0,95	3,1	5,55
Zentrifugationsbehälter [g]	303,13	300,64	296,89	299,28
Schlammphase Versuch [g]	67,53	67,38	69,02	67,92
Schlammphase vorm Einstellen [g]		74,01	73,89	72,81
Klarphase [ml]	53	53	52	52
Schlammphase + Behälter [g]	317,22	314,6	313,76	315,88
Schlammphase [g]	14,09	13,96	16,87	16,6
Keramikbecher [g]	33,57	33,57	29,93	33,25
Keramikbecher + Schlamm [g]	47,42	47,35	46,38	49,15
Keramikbecher + TS [g]	35,45	35,49	31,85	35,05
Keramikbecher + Glührückstand [g]	33,82	33,81	30,23	33,56
Schlammphase TS Messung [g]	13,85	13,78	16,45	15,90
TS [g]	1,878	1,916	1,915	1,797
TS/Schlamm [%]	13,56	13,90	11,65	11,30
oTS [g]	1,631	1,677	1,623	1,486
oTS-Gehalt [%]	86,84	87,53	84,72	82,70

Tabelle 38: Zentrifugation des kommunalen PS 2 in Abhängigkeit der Leitfähigkeit (s. Kapitel 5.1.5)

LF	Blind	5	10	15
pH tatsächlich	5,85	5,85	5,85	5,85
LF [mS/cm]	3,04	5,09	10,07	15
NaCl 100 g/l [ml]		0,9	3,25	5,4
Zentrifugationsbehälter [g]	297,85	303,13	300,53	298,4
Schlammphase Versuch [g]	65,76	64,74	65,94	68,07
Schlammphase vorm Einstellen [g]		73,7	75,8	72,3
Klarphase [ml]	50	51	50,5	52
Schlammphase + Behälter [g]	312,24	316,81	316,43	314,29
Schlammphase [g]	14,39	13,68	15,9	15,89
Keramikbecher [g]	31,13	32,85	31,25	30,55
Keramikbecher + Schlamm [g]	45,28	46,24	46,61	46,09
Keramikbecher + TS [g]	33,07	34,70	33,13	32,52
Keramikbecher + Glührückstand [g]	31,37	33,12	31,54	30,87
Schlammphase TS Messung [g]	14,15	13,39	15,36	15,54
TS [g]	1,942	1,856	1,885	1,968
TS/Schlamm [%]	13,72	13,86	12,27	12,66
oTS [g]	1,702	1,589	1,591	1,647
oTS-Gehalt [%]	87,64	85,59	84,39	83,70

Tabelle 39: Sedimentation des industriellen BS 1 aus einer Raffinerie in Abhängigkeit des pH-Werts (s. Kapitel 5.2.1)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	2	2,17	2,71	3,95	6,92	12,56
	HCl 0,1 mol/l [ml]		0,9				
	HCl 1 mol/l [ml]			0,6	0,9	1,8	3,35
	pH tatsächlich	7,82	4,01	3	2,47	1,99	1,73
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	94	82	73	63	59	51
30	Absetzvolumen [ml]	65,5	47,5	44	40	37	30,5
60	Absetzvolumen [ml]	45	34,5	38,5	35	32,5	26
120	Absetzvolumen [ml]	32,5	29	35	34	30,5	24

Tabelle 40: Sedimentation des industriellen BS 2 aus einer Raffinerie in Abhängigkeit des pH-Werts (s. Kapitel 5.2.1)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	2,06	2,2	2,7	3,86	7,18	12,96
	HCl 0,1 mol/l [ml]		0,85				
	HCl 1 mol/l [ml]			0,5	0,8	1,75	3,35
	pH tatsächlich	7,5	4,01	3	2,47	1,99	1,73
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75

Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	92,5	90,5	74	61	56,5	50,5
30	Absetzvolumen [ml]	70	50	46,5	41	32	31
60	Absetzvolumen [ml]	50	34,5	38	35,5	29,5	26
120	Absetzvolumen [ml]	34,5	28,5	35	34,5	28	24,5
	CSB [mg/l]	93	124	143	155	189	408

Tabelle 41: Sedimentation des industriellen BS 3 aus einer Raffinerie in Abhängigkeit des pH-Werts (s. Kapitel 5.2.1)

	Leitfähigkeit nach Einstellen [mS/cm]	2,26	2,35	2,74	3,89	10,7	29,6
	HCl 0,1 mol/l [ml]						
	HCl 1 mol/l [ml]		0,1	0,25	0,7	2,55	8
	pH tatsächlich	5,62	3,93	2,99	2,48	2,01	1,74
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	79	70	71	64	46	42
30	Absetzvolumen [ml]	49	41	41	39	30	26,5
60	Absetzvolumen [ml]	34	30	30,5	33	26	23
120	Absetzvolumen [ml]	27,5	24	28	32	24	20

Tabelle 42: TS- und oTS-Messung beim industriellen BS aus einer Raffinerie 1 (s. Kapitel 5.2.1)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,476	0,462	0,489	0,464	0,479	0,478
Filter + TS [g]	0,868	0,848	0,863	0,829	0,837	0,824
TS [g]	0,392	0,386	0,374	0,365	0,358	0,346
Keramikbecher [g]	30,39	33,48	30,27	32,83	30,54	31,46
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,45	33,54	30,32	32,88	30,59	31,49
Glührückstand [g]	0,0582	0,0525	0,0473	0,0446	0,0474	0,0387
oTS [g]	0,3338	0,3335	0,3267	0,3204	0,3106	0,3073
oTS-Gehalt [%]	85,15	86,40	87,35	87,78	86,76	88,82

Tabelle 43: TS- und oTS-Messung beim industriellen BS aus einer Raffinerie 2 (s. Kapitel 5.2.1)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,47	0,477	0,459	0,464	0,477	0,471
Filter + TS [g]	0,849	0,849	0,826	0,801	0,804	0,783
TS [g]	0,379	0,372	0,367	0,337	0,327	0,312
Keramikbecher [g]	35,12	29,93	33,25	27,17	31,11	36,23
Keramikbecher + Glührückstand [g]	35,18	29,98	33,30	27,22	31,16	36,27
Glührückstand [g]	0,0589	0,0514	0,0505	0,0458	0,0433	0,0404
oTS [g]	0,3201	0,3206	0,3165	0,2912	0,2837	0,2716
oTS-Gehalt [%]	84,46	86,18	86,24	86,41	86,76	87,05

Tabelle 44: TS- und oTS-Messung beim industriellen BS aus einer Raffinerie 3 (s. Kapitel 5.2.1)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,464	0,462	0,476	0,494	0,47	0,472
Filter + TS [g]	0,819	0,802	0,812	0,84	0,772	0,751
TS [g]	0,355	0,34	0,336	0,346	0,302	0,279
Keramikbecher [g]	32,84	30,55	30,40	33,49	30,28	31,48
Keramikbecher + Glührückstand [g]	32,89	30,58	30,44	33,53	30,31	31,48
Glührückstand [g]	0,0445	0,0381	0,0352	0,0364	0,0264	0,0043
oTS [g]	0,3105	0,3019	0,3008	0,3096	0,2756	0,2747
oTS-Gehalt [%]	87,46	88,79	89,52	89,48	91,26	98,46

Tabelle 45: Sedimentation des industriellen BS 1 aus einer Raffinerie in Abhängigkeit vom FHM (s. Kapitel 5.2.2)

	Leitfähigkeit vor Versuch [mS/cm]	1,291	1,301	1,3	6,91	6	7,05
	HCl 1 mol/l [ml]				1,9	1,7	1,95
	pH tatsächlich	7,82	7,82	7,82	2	2	2,01
	pH	Blind	Blind	Blind	2	2	2
	FHM [ppm]	0	2,3	2300	0	2,3	2300
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	75,5	77,5	82,5	34,5	37,5	30
30	Absetzvolumen [ml]	44	47	55	25	25,5	22,5
60	Absetzvolumen [ml]	30	30	32	23,5	23,5	21
120	Absetzvolumen [ml]	24	24	25	22,5	22,5	20

Tabelle 46: Sedimentation des industriellen BS 2 aus einer Raffinerie in Abhängigkeit vom FHM (s. Kapitel 5.2.2)

	Leitfähigkeit vor Versuch [mS/cm]	1,369	1,323	1,324	6,72	7,72	7,8
	HCl 1 mol/l [ml]				1,75	2,05	2,15
	pH tatsächlich	7,92	7,92	7,92	2	1,99	2
	pH	Blind	Blind	Blind	2	2	2
	FHM [ppm]	0	2,3	2300	0	2,3	2300
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	64,5	65	78	37	35	28,5
30	Absetzvolumen [ml]	35	35,5	48	26	24,5	20,5
60	Absetzvolumen [ml]	26	26	29	24	22	18,5
120	Absetzvolumen [ml]	22	22	24	22,5	21	18

Tabelle 47: Sedimentation des industriellen BS 3 aus einer Raffinerie in Abhängigkeit vom FHM (s. Kapitel 5.2.2)

	Leitfähigkeit vor Versuch [mS/cm]	1,337	1,338	1,34	7,46	7,98	8,34
	HCl 1 mol/l [ml]				2,15	2,15	2,2
	pH tatsächlich	7,85	7,85	7,85	2,02	2,02	2,01
	pH	Blind	Blind	Blind	2	2	2
	FHM [ppm]	0	2,3	2300	0	2,3	2300
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	50	46	77,5	36	36	35
30	Absetzvolumen [ml]	29,5	29	44	23	23	23
60	Absetzvolumen [ml]	23,5	23	27	21	21	21,5
120	Absetzvolumen [ml]	21	20,5	22,5	20	19,5	20,5

Tabelle 48: TS- und oTS-Messung beim industriellen BS aus einer Raffinerie 1 bei verschiedenen Mengen FHM (s. Kapitel 5.2.2)

pH	Blind	Blind	Blind	2	2	2
FHM [ppm]	0	2,3	2300	0	2,3	2300
Filter [g]	0,468	0,472	0,489	0,47	0,44	0,455
Filter + TS [g]	0,769	0,785	0,786	0,763	0,77	0,745
TS [g]	0,301	0,313	0,297	0,293	0,33	0,29
Keramikbecher [g]	33,25	33,57	35,13	33,49	30,55	31,24
Keramikbecher + Glührückstand [g]	33,30	33,62	35,18	33,53	30,59	31,27
Glührückstand [g]	0,0491	0,0487	0,0467	0,0333	0,0348	0,0322
oTS [g]	0,2519	0,2643	0,2503	0,2597	0,2952	0,2578
oTS-Gehalt [%]	83,69	84,44	84,28	88,63	89,45	88,90

Tabelle 49: TS- und oTS-Messung beim industriellen BS aus einer Raffinerie 2 bei verschiedenen Mengen FHM (s. Kapitel 5.2.2)

pH	Blind	Blind	Blind	2	2	2
FHM [ppm]	0	2,3	2300	0	2,3	2300
Filter [g]	0,473	0,483	0,468	0,47	0,474	0,483
Filter + TS [g]	0,797	0,793	0,799	0,788	0,742	0,734
TS [g]	0,324	0,31	0,331	0,318	0,268	0,251
Keramikbecher [g]	33,25	33,57	35,14	33,49	30,55	31,25
Keramikbecher + Glührückstand [g]	33,30	33,62	35,18	33,53	30,59	31,27
Glührückstand [g]	0,0483	0,0471	0,0474	0,0353	0,0336	0,0247
oTS [g]	0,2757	0,2629	0,2836	0,2827	0,2344	0,2263
oTS-Gehalt [%]	85,09	84,81	85,68	88,90	87,46	90,16

Tabelle 50: TS- und oTS-Messung beim industriellen BS aus einer Raffinerie 3 bei verschiedenen Mengen FHM (s. Kapitel 5.2.2)

pH	Blind	Blind	Blind	2	2	2
FHM [ppm]	0	2,3	2300	0	2,3	2300
Filter [g]	0,484	0,463	0,449	0,479	0,476	0,48
Filter + TS [g]	0,798	0,775	0,789	0,748	0,764	0,746
TS [g]	0,314	0,312	0,34	0,269	0,288	0,266
Keramikbecher [g]	29,93	30,28	30,40	34,33	29,90	32,84
Keramikbecher + Glührückstand [g]	29,98	30,32	30,45	34,37	29,93	32,87
Glührückstand [g]	0,0483	0,0486	0,0495	0,0338	0,034	0,0352
oTS [g]	0,2657	0,2634	0,2905	0,2352	0,254	0,2308
oTS-Gehalt [%]	84,62	84,42	85,44	87,43	88,19	86,77

Tabelle 51: Sedimentation des eingedickten industriellen BS aus einer Raffinerie (s. Kapitel 5.2.3)

	Leitfähigkeit vorm Einstellen [mS/cm]	1,32	2,07	2,65	4,11	9,38	18,01
	HCl 1 mol/l [ml]		1	1,5	2,35	4,2	7,2
	pH tatsächlich	6,89	3,95	3,05	2,47	2	1,88
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	100	100	100	100	100	100
30	Absetzvolumen [ml]	100	100	100	100	100	100
60	Absetzvolumen [ml]	100	100	100	100	97	98
120	Absetzvolumen [ml]	100	100	100	100	90	92

Tabelle 52: Zentrifugation des eingedickten industriellen BS aus einer Raffinerie (s. Kapitel 5.2.3)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
pH tatsächlich	6,67	2,28	2,92	4,17	8,79	23,4
LF [mS/cm]	1,403	4,07	2,99	2,51	2	1,83
HCl 1 mol/l [ml]		1,1	1,4	1,55	2,9	6,5
Zentrifugationsbe- hälter [g]	300,73	302,29	299,47	299,92	298,44	300,55
Schlammmasse Versuch [g]	60,74	61,24	60,34	60,94	61,14	60,37
Schlammmasse vorm Einstellen [g]		64,14	66,32	66,18	68,18	69,28
Klarphase [ml]	41,5	42	43	44	46	46
Schlammphase + Behälter [g]	320,72	321,38	317,31	316,12	312,94	315,14
Schlammphase [g]	19,99	19,09	17,84	16,2	14,5	14,59
Keramikbecher [g]	30,3934	36,2391	27,1758	29,9365	30,2696	35,1334
Keramikbecher + Schlamm [g]	44,878	50,5797	42,2294	43,9628	40,8459	46,1929
Keramikbecher + TS [g]	31,4755	37,3694	28,4929	31,2421	31,2576	36,1438
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,5672	36,299	27,3524	30,1037	30,3966	35,2498
Schlammphase TS Messung [g]	14,4846	14,3406	15,0536	14,0263	10,5763	11,0595
TS [g]	1,0821	1,1303	1,3171	1,3056	0,988	1,0104
TS/Schlamm [%]	7,470693 01	7,881818 06	8,749402 14	9,308228 11	9,341641 22	9,136036 89
oTS [g]	0,9083	1,0704	1,1405	1,1384	0,861	0,894
oTS-Gehalt [%]	83,93863 78	94,70052 2	86,59175 46	87,19362 75	87,14574 9	88,47981

Tabelle 53: Sedimentation des anorganisch industriellen BS 1 (s. Kapitel 5.3)

	Leitfähigkeit nach dem Einstellen [mS/cm]	9,73	10,8	11,34	12,65	16,12	20,6
	HCl 1 mol/l [ml]		2,55	3,5	4,6	7,3	9,25
	pH nach Versuch		4,36	3,42	2,9	2,33	1,99
	pH tatsächlich	8,67	4,03	2,99	2,49	1,99	1,74
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	96	96	96,5	96	96	95
30	Absetzvolumen [ml]	90	90	90	90	90	88
60	Absetzvolumen [ml]	81,5	81,5	80,5	80	81	76
120	Absetzvolumen [ml]	66	65,5	61,5	61,5	63	55,5

Tabelle 54: Sedimentation des anorganisch industriellen BS 2 (s. Kapitel 5.3)

	Leitfähigkeit nach dem Einstellen [mS/cm]	9,76	10,8	11,53	12,81	16,99	21
	HCl 1 mol/l [ml]		2,75	3,65	4,75	7,45	9,35
	pH nach Versuch		4,39	3,36	2,86	2,27	1,96
	pH tatsächlich	8,74	4,04	2,99	2,5	1,98	1,75
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	95,5	95,5	95,5	95,5	95	95
30	Absetzvolumen [ml]	88	89	88	89	87	87,5
60	Absetzvolumen [ml]	74,5	78	78,5	78	76,5	76
120	Absetzvolumen [ml]	52,5	58,5	63	60	58,5	55

Tabelle 55: Sedimentation des anorganisch industriellen BS 3 (s. Kapitel 5.3)

	Leitfähigkeit nach dem Einstellen [mS/cm]	9,83	10,89	11,64	12,86	16,08	20,4
	HCl 1 mol/l [ml]		2,8	3,75	4,8	7,5	9,45
	pH nach Versuch		4,37	3,27	2,81	2,24	1,92
	pH tatsächlich	8,81	3,97	2,97	2,48	1,99	1,74
	pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Zeit [min]							
10	Absetzvolumen [ml]	94,5	95	94,5	94	94	94
30	Absetzvolumen [ml]	85,5	88	87	84,5	85	84,5
60	Absetzvolumen [ml]	71	79,5	76	71	73,5	71,5
120	Absetzvolumen [ml]	50	63	54,5	50	53	50

Tabelle 56: TS- und oTS-Messung beim anorganisch belasteten industriellen BS 1 (s. Kapitel 5.3)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,491	0,475	0,492	0,478	0,466	0,477
Filter + TS [g]	1,376	1,109	1,337	1,267	1,157	1,118
TS [g]	0,885	0,634	0,845	0,789	0,691	0,641
Keramikbecher [g]	30,52	31,11	30,39	33,25	31,45	30,54
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,90	31,36	30,71	33,53	31,65	30,71
Glührückstand [g]	0,3757	0,2461	0,317	0,278	0,2055	0,1739
oTS [g]	0,5093	0,3879	0,528	0,511	0,4855	0,4671
oTS-Gehalt [%]	57,55	61,18	62,49	64,77	70,26	72,87

Table 57: TS- und oTS-Messung beim anorganisch belasteten industriellen BS 2 (s. Kapitel 5.3)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,487	0,476	0,476	0,5	0,471	0,467
K+F+TS [g]	31,6791	35,4266	34,9316	31,0461	34,7085	28,2887
TS [g]	0,9204	0,8453	0,89	0,6161	0,6817	0,6465
Keramikbecher [g]	30,27	34,11	33,57	29,93	33,56	27,18
Keramikbecher + Glührückstand [g]	30,65	34,43	33,89	30,14	33,76	27,35
Glührückstand [g]	0,3782	0,329	0,3229	0,2146	0,2034	0,1754
oTS [g]	0,5422	0,5163	0,5671	0,4015	0,4783	0,4711
oTS-Gehalt [%]	58,91	61,08	63,72	65,17	70,16	72,87

Table 58: TS- und oTS-Messung beim anorganisch belasteten industriellen BS 3 (s. Kapitel 5.3)

pH	Blind	4	3	2,5	2	1,75
Filter [g]	0,464	0,462	0,476	0,494	0,47	0,472
Filter + TS [g]	0,819	0,802	0,812	0,84	0,772	0,751
TS [g]	0,355	0,34	0,336	0,346	0,302	0,279
Keramikbecher [g]	32,84	30,55	30,40	33,49	30,28	31,48
Keramikbecher + Glührückstand [g]	32,89	30,58	30,44	33,53	30,31	31,48
Glührückstand [g]	0,0445	0,0381	0,0352	0,0364	0,0264	0,0043
oTS [g]	0,3105	0,3019	0,3008	0,3096	0,2756	0,2747
oTS-Gehalt [%]	87,46	88,79	89,52	89,48	91,26	98,46

Tabelle 59: ICP-OES vom kommunalen ÜS

	Schlamm	kommunaler ÜS	kommunaler ÜS	kommunaler ÜS
	pH	Blind	2	1,75
	Masse Probe [mg]	41	20	22,9
Analyte	Wellenlänge [nm]	Gewichtsanteil [%]	Gewichtsanteil [%]	Gewichtsanteil [%]
Cu	327,393	0,084	0,076	0,082
Cu	324,752	0,083	0,077	0,084
Cr	267,716	0,012	0,046	0,013
Cr	205,56	0,006	0,037	0,007
Zn	206,2	0,276	0,548	0,066
Zn	213,857	0,279	0,035	0,071
Ni	231,604	0,007	0,060	0,003
Ni	221,648	0,006	0,057	0,003
Fe	238,204	17,324	23,455	13,127
Fe	239,562	17,888	23,610	13,249
Ti	334,94	0,228	0,230	0,455
Ti	336,121	0,233	0,230	0,471
Al	396,153	3,044	2,188	2,476
Al	308,215	3,371	2,551	2,742
As	193,696	0,001	0,008	0,001
As	188,979	-0,001	0,005	0,000
Co	228,616	-0,001	0,001	0,000
Co	238,892	-0,021	-0,026	-0,015
Cd	228,802	0,001	0,003	0,002
Cd	214,44	0,002	0,004	0,003
Mn	257,61	0,051	0,035	0,258
Mn	259,372	0,072	0,062	0,039
Mo	202,031	0,001	0,005	0,005
Mo	203,845	0,001	0,003	0,002
Pb	220,353	-0,001	-0,003	-0,003
Pb	217	0,001	0,001	0,000
Sb	206,836	0,003	0,007	0,006
Sb	217,582	0,001	0,003	0,003
Se	203,985	0,001	0,003	0,002
Se	206,279	-0,141	-0,291	-0,200
Tl	190,801	0,064	0,131	0,101
Tl	276,787	0,000	-0,001	0,001
Na	589,592	-0,033	-0,067	-0,058
Na	330,237	0,000	0,000	0,000

Tabelle 60: ICP-OES vom industriellen Raffinerieschlamm

	Schlamm	industrieller Raffinerieschlamm				
	pH	Blind	Blind	Blind	2	1,75
	Masse Probe [mg]	6,9	55,3	10	26,8	6,5
Analyte	Wellenlänge [nm]	Gewichtsanteil [%]				
Cu	327,393	0,048	0,099	0,081	0,073	0,086
Cu	324,752	0,067	0,095	0,098	0,072	1,031
Cr	267,716	0,319	0,040	0,046	0,047	0,065
Cr	205,56	0,019	0,033	0,034	0,039	0,049
Zn	206,2	1,310	1,512	1,753	0,606	0,582
Zn	213,857	1,310	1,487	1,674	0,589	0,597
Ni	231,604	0,058	0,077	0,084	0,063	0,068
Ni	221,648	0,042	0,075	0,077	0,064	0,058
Fe	238,204	15,884	3,951	21,070	26,097	25,246
Fe	239,562	16,551	22,604	21,920	26,899	25,985
Ti	334,94	0,062	0,110	0,218	0,145	0,903
Ti	336,121	0,051	0,115	0,220	0,149	0,897
Al	396,153	2,194	2,948	3,388	2,526	2,803
Al	308,215	2,720	3,150	3,917	2,924	3,172
As	193,696	0,004	0,008	0,016	0,007	0,015
As	188,979	0,001	0,005	0,003	0,006	0,003
Co	228,616	0,000	0,001	0,002	0,000	0,002
Co	238,892	-0,013	-0,025	-0,020	-0,031	-0,023
Cd	228,802	0,007	0,002	0,006	0,003	0,009
Cd	214,44	0,010	0,002	0,007	0,003	0,011
Mn	257,61	0,061	0,055	0,075	0,035	0,055
Mn	259,372	0,068	0,085	0,095	0,068	0,075
Mo	202,031	0,007	0,003	0,007	0,005	0,014
Mo	203,845	0,006	0,005	0,010	0,009	0,014
Pb	220,353	-0,007	0,013	0,022	0,036	-0,008
Pb	217	0,006	0,001	0,005	0,014	0,008
Sb	206,836	0,017	0,002	0,014	0,005	0,018
Sb	217,582	0,009	0,001	0,006	0,003	0,009
Se	203,985	0,009	0,001	0,007	0,003	0,006
Se	206,279	-0,787	-0,097	-0,513	-0,174	-0,888
Tl	190,801	0,371	0,046	0,236	0,086	0,372
Tl	276,787	-0,001	0,000	-0,001	0,000	-0,002
Na	589,592	-0,196	-0,024	-0,134	-0,050	-0,206
Na	330,237	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Eidesstattliche Versicherung

Ich versichere hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Masterarbeit selbstständig und ohne unzulässige fremde Hilfe erbracht habe. Ich habe keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt sowie wörtliche und sinngemäße Zitate kenntlich gemacht. Die Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen.

Ort, Datum, Unterschrift