

Diplomarbeit

Bestimmung des Grenzflächenfaktors α bei Belebtschlämmen
unterschiedlichen Trockensubstanzgehaltes in einer Versuchsanlage

Erstprüferin: Prof. Dr. R. Masannek
Zweitprüfer: Prof. Dr. U. Zaiß

Ausarbeitung: Cornelius Moldt

Hiermit erkläre ich, daß ich diese Arbeit selbständig verfaßt und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Wolfenbüttel, den 18.06.2001

Cornelius Moldt

Daß ich erkenne, was die Welt
Im Innersten zusammenhält,
Schau alle Wirkenskraft und Samen
Und tu nicht mehr in Worten kramen.

Goethe: Faust Teil 1

Die Menschen auf dem Planeten Erde waren immer der Meinung, sie seien intelligenter als die Delphine, weil sie so vieles zustande gebracht hatten - das Rad, New York, Kriege und so weiter, während Delphine doch nichts weiter taten, als im Wasser herumzutoben und sich's wohl sein zu lassen. Aber umgekehrt waren auch die Delphine der Meinung sie seien intelligenter als die Menschen, und zwar aus genau den gleichen Gründen.

Douglas Adams: Per Anhalter durch die Galaxis

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Allgemeines	2
2.1	Die biologische Abwasserreinigung	2
2.1.1	Chemie / Biologie der biologischen Abwasserreinigung	2
2.2	Verfahrensweise der biologischen Abwasserreinigung	4
2.2.1	Absetzen der Biomasse in einem Nachklärbecken	4
2.2.2	Membrantrennverfahren zur Abtrennung des belebten Schlammes	4
2.3	Verfahren zur Nitrifikation / Denitrifikation	5
2.3.1	Nachgeschaltete Denitrifikation	5
2.3.2	Vorgeschaltete Denitrifikation	5
2.3.3	Kaskadendenitrifikation	5
2.3.4	Simultane Denitrifikation	6
2.3.5	Alternierende Denitrifikation	6
2.3.6	Intermittierende Denitrifikation	6
2.4	Belüftungssysteme	7
2.4.1	Druckluftbelüftung	8
2.4.1.1	Feinblasige Belüftung	9
2.4.1.2	Mittelblasige Belüftung (tiefliegend)	13
2.4.1.3	Mittelblasige Belüftung (hochliegend)	13
2.4.1.4	Grobblasige Belüftung	14
2.4.2	Oberflächenbelüftung	14
2.4.3	Strahldüsenbelüftung	16
2.4.4	Strahlbelüftung	16
3	Sauerstoffeintragungsmessungen	17
3.1	Theorie der Sauerstoffeintragungsmessung	17
3.2	Durchführung von Sauerstoffeintragungsmessungen	24
3.2.1	Absorptionsmessungen	24
3.2.2	Desorptionsmessungen	28
3.2.3	Auswertung	29
4	Sauerstoffeintragsversuche	31
4.1	Untersuchungen zum α-Wert in der Literatur	31
4.2	Untersuchungen zum α-Wert im Rahmen dieser Diplom-Arbeit	33
4.2.1	Die Versuchsanlage	33
4.2.2	Die Gasglocke	34
4.2.3	Versuche mit Belebtschlamm	37
4.2.3.1	Belebtschlämme aus Membrantrennanlagen	39
4.2.3.2	Belebtschlämme der KA Braunschweig	40
4.2.3.3	Belebtschlämme der KA Lehre	43
4.2.3.4	Belebtschlamm der KA Blankenburg	44
4.2.3.5	Versuche in der KA Hirblingen	45
4.2.3.6	Versuche zum zeitlichen Verlauf des α -Wertes	47
4.2.4	Versuche mit Reinwasser	48

Inhaltsverzeichnis (Fortsetzung)

5	Ermittlung von Ausgleichsfunktionen -----	51
5.1	Ausgleichsfunktion anhand der Rohdaten sämtlicher Versuche _____	51
5.2	Mittelwertbildung und Normierung auf TS = 5 g/l _____	52
6	Zusammenfassung-----	56
7	Anhang-----	I
7.1	Literatur _____	I
7.2	Kurzzeichen _____	II
7.3	Versuchsdaten _____	III

1 Einleitung

Aufgrund der in den letzten Jahrzehnten stark gestiegenen Anforderungen an das in den Vorfluter abgegebene Abwasser sind Kläranlagenbetreiber gezwungen, zum Teil große Investitionen im Bereich Nachrüstung bzw. Neubau von Kläranlagen zu tätigen, um die gesetzlichen Auflagen zu erfüllen. Ingenieurbüros und Planungsfirmen können einen kleinen Teil dieser Investitionen abschöpfen.

Auf der anderen Seite steht die Forschung, die über die Jahre immer mehr Daten zur Verfügung gestellt hat. Und dennoch: auf dem Gebiet des Sauerstoffeintrages, speziell bei der Wahl des Grenzflächenfaktors (α -Wert), der bei der Bemessung von Belüftungseinrichtungen von eminenter Bedeutung ist, herrscht auf planerischer Seite mitunter Unklarheit. Das Dunkel um den geheimnisumwitterten α -Wert mit Stumpf und Stiel auszurotten konnte nicht das Ziel der in dieser Diplomarbeit beschriebenen Versuche sein; vielmehr sollte der Nebel ein wenig gelichtet und Ansätze für neue Versuchsreihen aufgezeigt werden.

Für diese Diplom-Arbeit wurden hauptsächlich Schlämme verschiedener kommunaler Abwasserreinigungsanlagen sowie zweier Belebungsanlagen mit nachgeschalteter Membrantrennung in einer Versuchsanlage auf den α -Wert untersucht. Spezielles Augenmerk wurde dabei auf den Gehalt an Trockensubstanz (TS-Gehalt) gelegt, der in einem großen Bereich variiert wurde. Desweiteren wurden diese Versuchsreihen durch Versuche im Belebungsbecken einer kommunalen Kläranlage abgerundet.

Aus sämtlichen Versuchsdaten wurden mehrere Ausgleichsfunktionen ermittelt, mit deren Hilfe der α -Wert in Abhängigkeit vom Trockensubstanzgehalt beschrieben werden kann.

Darüber hinaus erfolgten zwei Versuchsreihen zum α -Wert mit Trinkwasser, das durch verschiedene Salze in seinen Eigenschaften bezüglich der Sauerstoffzufuhr verändert wurde.

2 Allgemeines

2.1 Die biologische Abwasserreinigung

Die biologische Abwasserreinigung hat das Ziel, den Vorfluter vor übermäßiger Nährstoffeinleitung zu bewahren. Der Reinigungsprozeß, der normalerweise auch in den Gewässern selber abläuft, wird in die Kläranlage vorverlegt und durch geeignete Maßnahmen (Belüftung und Umwälzung des Schlammes, Anreicherung der Mikroorganismen) stark beschleunigt.

2.1.1 Chemie / Biologie der biologischen Abwasserreinigung

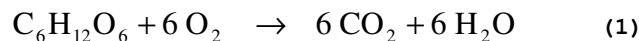
In einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage finden folgende wichtige Abbau-Prozesse statt:

- Kohlenstoffabbau
- Stickstoffabbau
- Phosphorabbau

Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorquellen des Abwassers werden durch die Organismen im belebten Schlamm im Bau- und Energiestoffwechsel in vielseitiger Weise genutzt.

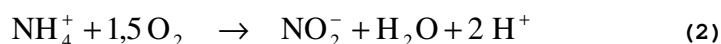
Der Kohlenstoff- und der Stickstoff-Abbau sollen hier einmal sehr knapp umrissen werden.

Der Abbau kohlenstoffhaltiger Abwasserbestandteile (zum Beispiel Stärke, Zucker) sei hier am Beispiel Glukose erklärt:

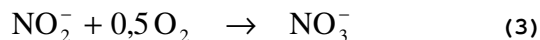


Der Stickstoffabbau erfolgt über die Nitrifikation und weiter über die Denitrifikation.

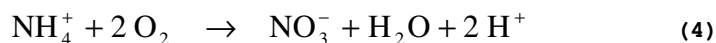
Die Nitrifikation findet in zwei Stufen statt: In der ersten Stufe wird Ammonium durch Oxidation zu Nitrit.



In der zweiten Stufe wird Nitrit weiter zu Nitrat oxidiert.



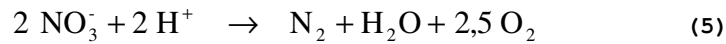
Zusammengefaßt erhält man als Gesamtreaktion:



Pro Mol Ammonium sind zur Oxidation zwei Mol O_2 erforderlich, umgerechnet sind das 4,6 g $\text{O}_2/\text{g NH}_4\text{-N}$.

Der Sauerstoff muß, um optimale Reaktionskinetik und somit optimales Bakterienwachstum zu erzielen, von außen durch eine Belüftung zugeführt werden.

Unter Denitrifikation versteht man die mikrobielle Reduktion von Nitrat über Nitrit und weitere Zwischenstufen zu gasförmigem Stickstoff:



Diese Reaktion läuft nur bei anoxischen Verhältnissen ab: Kein gelöster Sauerstoff aber Nitrat sind vorhanden. Da hier kein Sauerstoff als Edukt an der Reaktion beteiligt ist, bezeichnet man diese auch als Nitratatmung: Der Sauerstoff des Nitrates wird veratmet. Für die Nitratatmung ist ein gewisser Teil an abbaubaren organischen Wasserstoffdonatoren (Kohlenstoffverbindungen) notwendig. Pro Mol denitrifizierten Nitrates erhält man 2,9 g O₂.

Mit der Koppelung von Nitrifikation und Denitrifikation erreicht man eine gewisse pH-Wert-Stabilität und eine Einsparung an zugeführtem Sauerstoff durch die Nitratatmung.

2.2 Verfahrensweise der biologischen Abwasserreinigung

Das Prinzip der biologischen Abwasserreinigung beruht darauf, die im Abwasser enthaltenen Schadstoffe durch ebenfalls dort befindliche Mikroorganismen zu entfernen. Dies geschieht heute in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen üblicherweise, indem in dem sogenannten Belebungsbecken Mikroorganismen und Schadstoffe, die für die Mikroorganismen ja Nährstoffe sind, intensiv durchmischt werden.

Da die Konzentration an Mikroorganismen jedoch gering ist, läuft die Reinigung entsprechend langsam ab. Um die Schadstoffe gemäß der gesetzlichen Auflagen zu entfernen, müßte man die Kontaktzeit mit den Bakterien stark erhöhen, was zur Folge hätte, daß die Volumina der Becken sehr groß würden. Ziel ist es deshalb, die Biomassen-Konzentration zu vergrößern.

In einem dem Belebungsbecken nachgeschalteten Verfahren wird die Biomasse konzentriert und dem Belebungsbecken wieder zugeführt.

Um andererseits eine zu starke Konzentrierung des Schlammes zu verhindern wird regelmäßig der sogenannte Überschussschlamm abgezogen und entweder als Abfall entsorgt oder weiterverwendet, zum Beispiel als Dünger in der Landwirtschaft oder bei der Erzeugung von Gas, welches dann zur Stromerzeugung dienen kann.

2.2.1 Absetzen der Biomasse in einem Nachklärbecken

Zum Absetzen der Biomasse, die sich in Schlammflocken zusammenlagert, wird diese einem Nachklärbecken zugeführt. Hier kann sich der Schlamm am Boden absetzen, da keine Durchmischung stattfindet. Die auf diese Weise konzentrierte Biomasse kann abgezogen und dem Belebungsbecken wieder zugeführt werden. Das oberhalb des Schlammes stehende Klarwasser kann nun gereinigt in den Vorfluter abgegeben werden.

2.2.2 Membrantrennverfahren zur Abtrennung des belebten Schlammes

Bei sehr tiefen Belebungsbecken müssen besondere Maßnahmen getroffen werden, um die infolge der Übersättigung mit Stickstoff in den Nachklärbecken unkontrollierte Ausgasung und Schlammflotation (Aufschwimmen von Schlammflocken) zu vermindern. Ähnliche Probleme treten bei Druck-Belebungsverfahren auf. Zur Abtrennung des belebten Schlammes werden anstatt des sonst üblichen Nachklärbeckens Ultrafilter eingesetzt, die auch einzelne freischwimmende Bakterien zurückhalten, gelöste Stoffe aber passieren lassen. In Belebungsanlagen mit Membrantrennanlagen kann mit höheren Trockensubstanzgehalten als in konventionellen Anlagen gearbeitet werden, da sich fast beliebig hohe TS-Gehalte des Rücklaufschlammes erzeugen lassen, solange dieser noch pumpfähig bleibt. Dadurch erreicht man eine höhere Biomassen-Konzentration und damit höhere Umsatzgeschwindigkeiten beziehungsweise kleinere Beckenvolumina. Da der Ablauf praktisch keimfrei ist, kann das gereinigte Abwasser wiederverwendet werden.

2.3 Verfahren zur Nitrifikation / Denitrifikation

2.3.1 Nachgeschaltete Denitrifikation

Im nachgeschalteten Denitrifikationsbecken kann das durch die Nitrifikation gebildete Nitrat durch die Denitrifikation abgebaut werden. Weil allerdings im nachgeschalteten Denitrifikationsbecken die Nitratatmung aus Mangel an Kohlenstoff gering ist, kann eine weitgehende Denitrifikation nur durch Dosierung von organischem Kohlenstoff erfolgen. In der Regel werden Methanol oder Acetat dosiert. Das Verfahren ist nur dort sinnvoll, wo das C/N-Verhältnis des Abwassers gering ist, eine vorgeschaltete Denitrifikation also keine Vorteile hat.

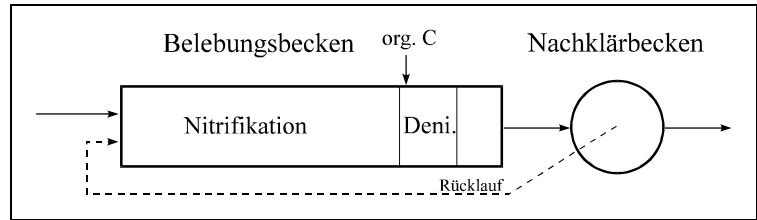


Abbildung 1: Schema der nachgeschalteten Denitrifikation

2.3.2 Vorgeschaltete Denitrifikation

Durch das Vorschalten der Denitrifikation wird dem Denitrifikationsbecken eine größere Menge an Kohlenstoff zugeführt als bei der nachgeschalteten Denitrifikation. Eine zusätzliche Dosierung von Kohlenstoff kann also entfallen. Die Rezirkulation ist notwendig, da durch den Rücklaufschlamm nur ein Teil des Nitrats zurückgeführt werden kann.

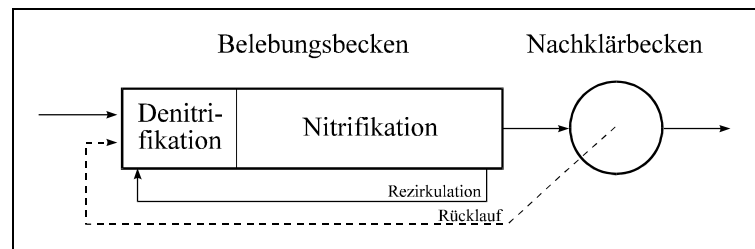


Abbildung 2: Schema der vorgeschalteten Denitrifikation

2.3.3 Kaskadendenitrifikation

Im ersten Denitrifikationsbecken wird der Rücklaufschlamm denitrifiziert, in dem oder den weiteren Denitrifikationsbecken jeweils das im vorhergehenden Nitrifikationsbecken gebildete Nitrat. Eine interne Rezirkulation ist nicht erforderlich.

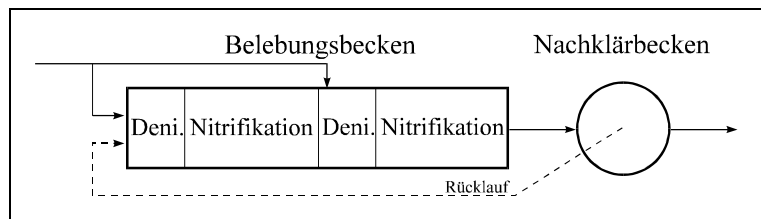


Abbildung 3: Schema der Kaskadendenitrifikation

2.3.4 Simultane Denitrifikation

In Umlaufbecken erfolgen zeitgleich in den mit Sauerstoff versorgten Zonen die Nitrifikation und in den Zonen ohne Sauerstoff die Denitrifikation. Eine spezielle Regelung der Belüftung ist erforderlich.

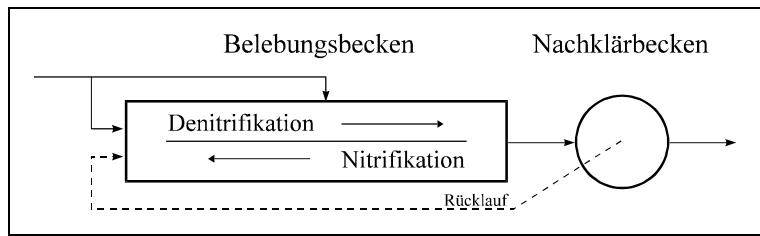


Abbildung 4: Schema der simultanen Denitrifikation

2.3.5 Alternierende Denitrifikation

Belebungsanlagen mit alternierender Denitrifikation bestehen aus zwei Belebungsbecken, die abwechselnd (alternierend) mit Abwasser beschickt und belüftet werden. Der Prozeß besteht dabei aus zwei Phasen. In der ersten Phase wird in Becken 1 denitrifiziert. Abwasser und nitrathaltiger Rücklaufschlamm werden dabei ohne Belüftung nur gemischt, während Becken 2 belüftet wird, dort also die Nitrifikation stattfindet. Diese Phase ist abgeschlossen, wenn in Becken 1 das Nitrat entfernt ist. In der zweiten Phase wird in beiden Becken kurz belüftet. Anschließend laufen die Prozesse umgekehrt ab, das heißt in Becken 1 wird nitrifiziert, in Becken 2 denitrifiziert. Anstatt der in der Zeichnung vorhandenen Umlaufbecken werden auch Rundbecken verwendet.

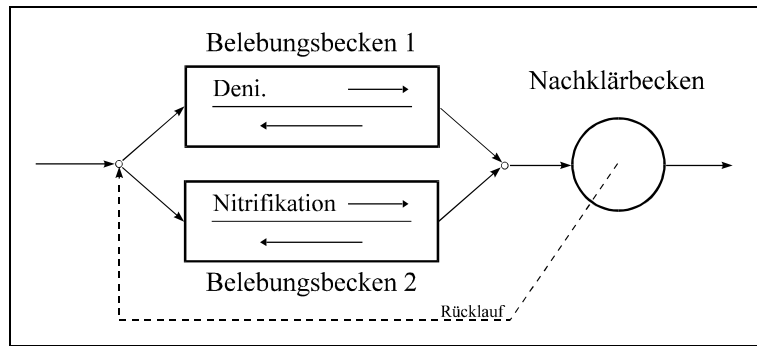


Abbildung 5: Schema der alternierenden Denitrifikation

2.3.6 Intermittierende Denitrifikation

Bei der intermittierenden Denitrifikation erfolgen nacheinander in demselben Becken Nitrifikation und Denitrifikation. Die Belebungsbecken sind meist als Rundbecken mit feinblasiger Druckbelüftung und getrennter Umwälzung ausgelegt. Früher wurde die Dauer der Nitrifikations- und Denitrifikationsphasen zeitlich gesteuert, heutzutage erfolgt eine gezielte Regelung, zum Beispiel über Sauerstoff und Redox-Potential.

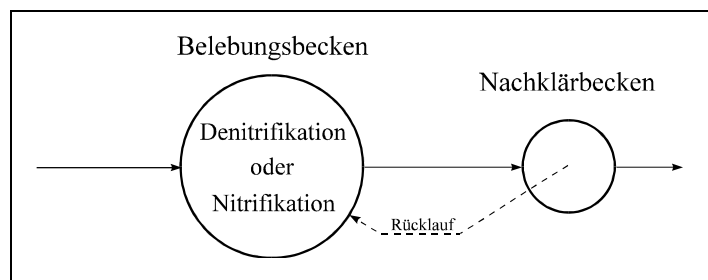


Abbildung 6: Schema der intermittierenden Denitrifikation

2.4 Belüftungssysteme

Die folgenden Ausführungen sind, soweit nicht anders vermerkt, dem Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band IV, entnommen [12].

Belüftungssysteme haben mehrere Anforderungen zu erfüllen:

- Zufuhr des für die Prozesse benötigten Sauerstoffes
- Eine der Belastung angepaßte Regelbarkeit der Sauerstoffzufuhr
- Intensive Durchmischung von Biomasse, Nährstoffen und Sauerstoff
- Erzeugung hoher Turbulenz, um ein Absetzen des Schlammes zu verhindern
- Möglichst geringer Energieaufwand im Hinblick auf die Betriebskosten
- Hohe Betriebssicherheit, geringe Verschmutzungsanfälligkeit
- Geringe Emissionen von Gerüchen, Lärm, Aerosolen
- Niedrige Herstellungskosten
- Geringer Wartungsaufwand für Belüfter, Gebläse, Motoren

Nach der Art des Lufteintrages lassen sich folgende Gruppen von Belüftungssystemen unterscheiden:

- Druckluftbelüftung
- Oberflächenbelüftung
- Strahldüsenbelüftung
- Strahlbelüftung

Treibendes Moment bei der Sauerstoffzufuhr ist der Konzentrationsunterschied zwischen gasförmiger und flüssiger Phase. Ist der Konzentrationsunterschied ausgeglichen gilt das Gesetz von Henry:

$$p(i) = K_H(i) \cdot c(i) \quad (6)$$

$p(i)$: Partialdruck des Gases

$K_H(i)$: Henry-Konstante für das Gas bei einer bestimmten Temperatur

$c(i)$: Konzentration des Gases in der Flüssigkeit

2.4.1 Druckluftbelüftung

Bei der Druckluftbelüftung wird Luft oder, in Einzelfällen, auch reiner Sauerstoff in das Belebungsbecken eingeblasen. Dabei geben die aufsteigenden Gasblasen Sauerstoff an das umgebende flüssige Medium ab.

Man unterscheidet hoch- und tiefliegende Belüftung.

Hochliegende Belüfter haben eine Eintauchtiefe von maximal 80 cm. Dies ist deshalb notwendig, weil hier Ventilatoren zur Druckluftherzeugung verwendet werden, deren maximaler Differenzdruck bei etwa 0,1 bar liegt. Diese Belüfter haben den Nachteil, daß bei verminderter Oberflächenspannung durch Tenside und durch die geringe Eintauchtiefe die erzeugte Turbulenz vielfach zu gering ist, um ein Absetzen des Schlammes an der Beckensohle zu verhindern.

Die zweckmäßigere und häufiger verwendete Art der Druckbelüfter sind tiefliegende Belüfter mit einer der Beckentiefe entsprechenden Einblastiefe, also etwa drei Meter bis sechs Meter, in Sonderfällen bis zehn Meter. Die Turbulenz reicht im allgemeinen aus, um den Schlamm dauerhaft in der Schwebelage zu halten. Bei simultaner Denitrifikation sind allerdings auch hier Umwälzeinrichtungen vorzusehen. Der größte Vorteil der tiefliegenden gegenüber der hochliegenden Belüftung ist der, daß durch den höheren Sättigungswert des Sauerstoffes an der Beckensohle, bedingt durch den mit der Tiefe linear ansteigenden Druck, das Sättigungsdefizit und damit die Sauerstoffzufuhr entsprechend ansteigen. Der größere Sättigungswert der unter höherem Druck zunächst kleinen Blase findet seinen Ausgleich in der Vergrößerung der Blase und damit der Grenzfläche gasförmig/flüssig beim Aufstieg in Zonen geringeren Druckes.

Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal der Druckluftbelüftung ist die Blasengröße.

Um einen möglichst schnellen Übergang des Sauerstoffes von der gasförmigen in die flüssige Phase zu erreichen (was im Hinblick auf die Kosten durchaus erstrebenswert ist), kann man einerseits den Konzentrationsunterschied möglichst groß halten (zum Beispiel durch Begasen mit reinem Sauerstoff oder mit Luft, die durch Sauerstoff angereichert ist). Andererseits kann man versuchen, die Grenzfläche zu maximieren. Das erreicht man durch eine feinblasige Belüftung. Man unterscheidet drei Blasenformen:

- Kleine kugelförmige Blasen mit einem Durchmesser von $d < 1,5$ mm, die geradlinig aufsteigen
- Mittelgroße, linsenförmige Blasen mit $1,5 \text{ mm} < d < 18$ mm, die schraubenförmig, schaukelnd oder pendelnd aufsteigen
- Große Blasen mit pilzähnlicher Form, deren Durchmesser bis 120 mm betragen kann.

Die am Austritt aus dem Belüfter noch einheitlich kleinen Blasen vereinigen sich im Laufe des Aufstieges immer mehr zu größeren Blasen. Diese Tendenz wird als Koaleszenz bezeichnet. Sie wird durch bestimmte Wasserinhaltsstoffe begünstigt beziehungsweise vermindert. Eine Verstärkung der Koaleszenz wurde durch Entschäumer beobachtet, eine Unterdrückung durch gelöste anorganische Salze und aliphatische Alkohole [17].

Anfangs größere Blasen teilen sich durch die Umwälzströmung und Turbulenz im Becken in kleinere Blasen auf. Besonders zu beobachten ist dies bei Abnahme der Oberflächenspannung des Wassers durch Abwasserinhaltsstoffe (zum Beispiel Tenside) [9].

Die in der Abwassertechnik gebräuchliche Einteilung in fein-, mittel- und grobblasige Belüftung erfolgt daher nach dem Durchmesser der Luftaustrittsöffnungen.

2.4.1.1 Feinblasige Belüftung

Die feinblasige Belüftung ist heutzutage bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen, neben der Oberflächenbelüftung, die am häufigsten eingesetzte Belüftungsart.

Materialien

Feinblasige Belüftungselemente können in drei Kategorien unterteilt werden:

- Elemente aus Keramik
- Elemente aus porösem Plastik
- Elemente mit perforierter Membran

Ausgangsmaterialien für Elemente aus Keramik sind Aluminiumoxide, Aluminiumsilikate und Silikate. Die aus diesen Materialien geformten Elemente werden bei Temperaturen über 1000 °C gebrannt. Übliche Porenweiten betragen 40 µm bis 140 µm.

Belüftungselemente aus porösem Plastik werden hauptsächlich aus Hochdruckpolyethylen (HDPE) und Styrolacrylnitril (SAN) hergestellt.

Belüfterelemente mit perforierter Membran wurden anfänglich aus Polyvinylchlorid (PVC) hergestellt; üblich ist heute das Material Ethylen/Propylen-Dien-Terpolymer (EPDM). Beiden Werkstoffen werden Weichmacher zugesetzt, um ein weiches elastisches Material zu erhalten. In den letzten Jahren wird allerdings immer mehr der Werkstoff Silikon propagiert. Je nach Herstellungsprozeß werden die Membranen gelocht oder geschlitzt. Werden die Belüftungselemente mit Luft beaufschlagt, dehnen sich die Öffnungen aus, wobei sie um so größer werden, je höher die Beaufschlagung ist. Nach Abstellen der Gebläse schließen sich die Öffnungen, so daß kein Belebtschlamm in die Elemente eindringen kann. Sie sind damit für intermittierenden Betrieb geeignet.

Ausführungsformen der Belüfterelemente

Im Wesentlichen sind folgende Ausführungsformen von feinblasigen Belüfterelementen gebräuchlich:

- Rohre
- Dome
- Teller
- Platten

Belüfterrohre aus Keramik oder porösem Plastik bestehen aus dem eigentlichen Belüfterelement, einer inneren Zugstange mit Endkappe und einer Dichtung. Sie sind über ein Anschlußgewinde an die Luftverteilungsleitung angeschlossen. Belüfterelemente, die zur Kategorie flexible perforierte Membran gehören, werden aus einem Stützrohr mit großen Luftverteilungsöffnungen gefertigt, über das die Membran gezogen wird. An den Enden des Stützrohres werden Schellen zum Fixieren der Membran angebracht.

Belüfterdome sind kreisförmige Elemente aus Keramik mit einem Durchmesser von etwa 20 cm und einer Höhe von 4 cm.

Tellerbelüfter aus Keramik oder porösem Plastik werden scheibenförmig gefertigt und in eine Haltevorrichtung gesetzt. Perforierte flexible Membranen werden über eine Haltevorrichtung gespannt und aus Gründen der Dichtigkeit mit ihr verschraubt.

Bei Plattenbelüftern mit gelochter Membran wird diese auf eine Platte aus Faserzement, Metall oder glasfaserverstärkten Kunststoff gespannt. Außerdem gibt es Platten aus Keramik mit einer Länge von 1 m bis 1,5 m und einer Breite von 10 cm.

Je feiner die Poren sind, desto kleiner werden die aus ihnen austretenden Blasen, um so höher ist aber auch der Druckverlust. Bei Schlauchbelüftern spielt hinsichtlich der Blasengröße auch der Luftdurchsatz eine Rolle. Je größer er ist, desto weiter öffnen sich die Schlitze und desto größer sind die austretenden Luftblasen.

Betriebstechnische Eigenschaften

Die Betriebssicherheit wird beeinträchtigt durch Verstopfung der Poren der Belüfter aus folgenden Ursachen:

Wasserseitig durch spezielle Abwasserbeschaffenheit (Härtebildner, hoher pH-Wert, Metalle, Fette, Öl, Sand), durch Aufwuchs von Mikroorganismen und durch das Eindringen von Belebtschlamm bei Abschalten der Belüftung.

Luftseitig durch Verunreinigungen der Außenluft (Staub, Ruß), Ölteilchen aus den Gebläsen und Korrosion der Luftzuleitungen.

Durch geeignete Maßnahmen läßt sich jedoch ein störungs- und wartungsarmer Betrieb erreichen (Einbau von Luftfiltern, Einbau verschmutzungsarmer oder wartungsfreundlicher, das heißt herausnehmbarer, Belüfter).

Membranbelüfter haben den Vorteil, daß bei Abschaltung oder Ausfall der Gebläse kein Belebtschlamm eindringen kann. Sie sind deshalb auch für intermittierenden Betrieb geeignet. Allerdings steht immer wieder die Haltbarkeit der Membranen im Vordergrund. Folgendes wurde mehr oder weniger häufig beobachtet:

- Ballonartiges Aufweiten von Membranschläuchen, meist verursacht durch Mineralöle und ähnliche das Material schädigende Stoffe im Abwasser.
- Schrumpfen und Verspröden der Membranschläuche durch Ausdiffundieren der Weichmacher.
- In letzter Zeit (etwa 2 Jahre) Bildung eines weißen, gel-artigen Biofilmes auf den Membranen, mit Anlösung und Versprödung derselben. [15]

Die Versprödung der Membranen hat einen starken Anstieg des Druckverlustes zur Folge. Dies bewirkt einerseits eine verringerte Sauerstoffzufuhr, was mit einer Erhöhung der Betriebskosten einhergeht, andererseits sind manche Gebläse nicht auf diesen hohen Druckverlust abgestimmt, was Defekte zur Folge haben kann.

Ausführungsarten feinblasiger Druckluftbelüftungssysteme

- **Bandbelüftung**

Bei der Bandbelüftung werden die Elemente hauptsächlich als Breitband an einer Beckenlängswand beziehungsweise an beiden Beckenlängswänden angeordnet. Einer guten Durchmischung stehen mäßige Werte von Sauerstoffeintrag und Sauerstoffeintrag gegenüber. Der geringe Ertrag wird durch die hohe aufwärts gerichtete Wassergeschwindigkeit infolge der Druckluftgeschwindigkeit verursacht.

- **Flächendeckende Druckluftbelüftung mit Belüftungselementen**

Zur Reduzierung der aufwärts gerichteten Komponente der Wassergeschwindigkeit geht man dazu über, den Boden des Belüftungsbeckens flächig mit Rohren, Tellern, Domen oder Platten auszulegen. Damit werden große intensive Strömungsspiralen vermieden. Folge ist ein verbesserter Sauerstoffeintrag.

- **Flächendeckende Druckluftbelüftung mit Plattenbelüftern aus Folienmaterial**

Durch den Einsatz von flächendeckenden Plattenbelüftern aus Folienmaterial werden sehr kleine und gleichmäßig über den gesamten Beckenboden verteilte Luftblasen erzeugt. Damit läßt sich eine noch geringere Aufwärtsströmung des Wassers im Vergleich zur flächendeckenden Belüftung mit Rohren, Tellern oder Domen erreichen. Aufgrund der geringen Größe und der hohen Aufenthaltszeit der Luftblasen werden sehr gute Eintrags- und Ertragswerte erzielt.

- **Getrennte Umwälzung und Belüftung**

Für schwachbelastete Belebungsanlagen, besonders mit simultaner Denitrifikation, ist die Trennung von Umwälzung und Belüftung notwendig, um einen wirtschaftlichen Sauerstoffeintrag und eine ausreichende Umwälzströmung zur Verhinderung von Schlammablagerungen unabhängig voneinander sicherzustellen.

Durch die mechanischen Umwälzeinrichtungen in Form von Rührern, Rohrpropellern oder Umwälzkreiseln wird im Rund- oder Umlaufbecken eine horizontale, im Rund- oder Rechteckbecken auch eine vertikale Umwälzströmung erzeugt. Bei alleinigem Betrieb der mechanischen Umwälzeinrichtung werden hinreichend hohe Strömungsgeschwindigkeiten von 0,1 m/s bis 0,3 m/s an der Beckensohle oder umlaufende Turbulenzen zur intermittierenden Aufwirbelung des belebten Schlammes erzeugt.

Der betriebstechnische Vorteil dieser Systeme besteht in der Trennung von Umwälzung und Belüftung, da diese den jeweiligen betrieblichen Erfordernissen angepaßt werden können.

Sauerstoffzufuhr und Strömungsverhältnisse

Die spezifische Sauerstoffzufuhr feinblasiger Belüftungssysteme wird geprägt durch:

- die Luftbeaufschlagung der Elemente
- die Einblastiefe
- die Belegungsichte

- Luftbeaufschlagung der Elemente

Mit größer werdender Beaufschlagung der Elemente nimmt die spezifische Sauerstoffzufuhr ab.

- Einblastiefe

Die Sauerstoffzufuhr steigt etwa linear mit der Einblastiefe an.

- Belegungsichte

Mit zunehmender Belegungsichte bei konstanter Luftbeaufschlagung des Beckens wird die spezifische Sauerstoffzufuhr wegen der sich vergrößernden spezifischen Grenzfläche gesteigert. Anders gesagt: die Luftbeaufschlagung eines Elementes wird geringer, da sich die Anzahl der Elemente erhöht, die Beaufschlagung des Beckens aber gleich bleibt.

Die feinblasige Belüftung wird besonders durch grenzflächenaktive Stoffe (zum Beispiel Tenside aus Waschmitteln) beeinflusst. Infolge verminderter Oberflächenspannung haben die Blasen einen kleineren Durchmesser und bieten dadurch infolge ihrer höheren Anzahl eine größere Grenzfläche, was auf den ersten Blick natürlich den Sauerstoffübergang begünstigt. Andererseits verhalten sich kleine Luftblasen wie starre Kugeln. Dies kann man durch die geringere Scherwirkung an der Blasenoberfläche erklären, was eine Verringerung der Anzahl der Grenzflächenenergien bewirkt. Dies hat eine Abminderung des Stoffübergangs zur Folge. Desweiteren wird die Diffusion des Sauerstoffes durch die Tenside selbst behindert. Je nach Tensid-Konzentration schwankt der α -Wert im Reinwasser und im biologisch gereinigten Abwasser zwischen 0,5 und 1,0. Er liegt für mechanisch vorgeklärtes häusliches Abwasser zwischen 0,2 und 0,6 [9,13].

	spez. Sauerstoff- zufuhr g / (Nm ³ m)	Sauerstoff- ertrag kg / kWh
Breitbandbelüftung	12	2,2
flächendeckende Belüftung		
mit Elementen	24	4,5
mit Folienplatten	32	5,5
mit getrennter Umwälzung	20	4,2

Tabelle 1: Vergleich verschiedener feinblasiger Belüftungssysteme hinsichtlich spezifischer Sauerstoffzufuhr und Sauerstoffertrag in Reinwasser [16]

2.4.1.2 Mittelblasige Belüftung (tieflegend)

Die Belüfter mit Austrittsöffnungen von 1 mm bis 5 mm Durchmesser bestehen aus gelochten Rohren, Platten oder kreuzförmig auf ein Verteilerrohr aufgesetzten Rohrstücken.

Betriebstechnische Eigenschaften

Verstopfungen treten nahezu mit gleicher Häufigkeit auf wie bei feinblasiger Belüftung, sie sind dann allerdings einfacher zu beseitigen. Auf eine umfangreiche Luftreinigung kann verzichtet werden, Maschengitter reichen aus. Durch den geringen Austrittswiderstand besteht auch schon bei kleinen Unterschieden in der Höhenlage die Gefahr ungleichmäßiger Luftverteilung. Eine Reguliermöglichkeit für die einzelnen Luftzuführungen sollte deshalb stets vorgesehen werden.

Sauerstoffzufuhr und Strömungsverhältnisse

Bei mittelblasiger Belüftung entstehen Luftblasen mit Durchmessern von 1,5 mm bis 20 mm, die in einer kontinuierlichen Blasenketten aufsteigen. Die Summe der Grenzflächen ist wesentlich geringer als bei feinblasiger Belüftung, bedingt durch den größeren Blasendurchmesser. Der Einfluß der grenzflächenaktiven Stoffe ist nicht so groß wie bei feinblasiger Belüftung, was auf die häufigere Erneuerung der Grenzflächen zurückzuführen ist.

Die spezifische Sauerstoffzufuhr liegt gegenüber der feinblasigen Belüftung wesentlich niedriger, was in der Gesamtkostenrechnung durch die niedrigeren Installations- und Wartungskosten nur zum Teil aufgewogen wird.

Beim Einblasen kurz über der Beckensohle wird durch grenzflächenaktive Stoffe die Umwälzung nicht gefährdet, so daß keine Schlammablagerungen entstehen.

2.4.1.3 Mittelblasige Belüftung (hochlegend)

Bei der hochlegenden Belüftung sind Belüftungsroste mit gelochten Rohren (Lochdurchmesser 2,5 mm bis 4,5 mm) oder Platten einseitig über die halbe Beckenbreite als Flächenbelüftung 80 cm unter dem Wasserspiegel angeordnet. Eine senkrechte Leitwand bis etwa 0,8 m über der Beckensohle erzwingt eine über den ganzen Beckenquerschnitt umlaufende Walze.

Betriebstechnische Eigenschaften

Um eine Verstopfung der Löcher oder Zopfbildung am Gitterrost zu vermeiden, ist eine gute Vorklärung notwendig. Zur gleichmäßigen Luftverteilung ist mit besonderer Sorgfalt auf den völlig horizontalen Einbau des Gesamtsystems und bei mehreren Belebungsbecken auf

gleich hohe Wasserspiegel zu achten. Für die Zuleitung der Luft sind große Leitungsquerschnitte notwendig, um Druckverluste gering zu halten.

Sauerstoffzufuhr und Strömungsverhältnisse

Um eine gleich hohe Sauerstoffzufuhr wie bei feinblasiger Belüftung zu erzielen, ist wegen der geringen Einblastiefe eine wesentlich höhere Luftmenge einzublasen (etwa 5-mal so viel). Dadurch entsteht eine intensive Turbulenz und rasche Grenzflächenerneuerung. Bei sehr kleinen Luftmengen wird deshalb auch die Sauerstoffzufuhr geringer.

Besonders bei Abwasser, bei dem durch Tenside oder andere Wasserinhaltsstoffe die Oberflächenspannung herabgesetzt ist, besteht durch verminderte Umwälzung bei hohen Luftmengen die Gefahr von Schlammablagerungen [9]. Wird die Mittelwand bis zu einem geringeren Sohlabstand als 80 cm verringert, um eine bessere Umwälzung zu erreichen, verringert sich die Sauerstoffzufuhr.

Die mittelblasige Belüftung (hoch- und tiefliegend) wird heutzutage nur noch selten eingesetzt.

2.4.1.4 Grobblasige Belüftung

Die Belüfter bestehen aus gelochten Rohren oder Platten mit Lochweiten über 5 mm oder offenen Rohren mit Öffnungen von zum Beispiel 25 mm. Durch zusätzliche Anordnung von Verteilertafeln über den Austrittsöffnungen lassen sich die großen Luftblasen in kleinere aufteilen.

Betriebstechnische Eigenschaften

Von allen Druckluftsystemen besteht für die grobblasige Belüftung die geringste Verstopfungsgefahr. Sie ist bei offenen Rohren praktisch ausgeschlossen. Es ist keine Vorklärung erforderlich. Allerdings müssen die Belüfter genau auf einer Höhe liegen oder höhenverstellbar sein, um bei dem geringen Luftwiderstand einen ungleichmäßigen Luftaustritt zu vermeiden. Ein weiterer Nachteil besteht darin, daß die Verteilerrohre, verglichen mit denen der feinblasigen Belüftung, größer zu bemessen sind, um einen nennenswerten Druckabfall zu vermeiden.

Sauerstoffzufuhr und Strömungsverhältnisse

Mit grobblasiger Belüftung erzielt man die kleinste spezifische Sauerstoffzufuhr aller Druckluftsysteme. Sie wächst im Bereich der technisch gebräuchlichen Einblastiefen etwa linear mit der Einblastiefe und ist unabhängig vom Luftdurchsatz [14]. Der Einfluß grenzflächenaktiver Stoffe ist ähnlich gering wie bei mittelblasiger Belüftung.

Die Umwälzung ist auch bei kleinen Luftmengen ausreichend.

Grobblasige Belüftung wird, ebenso wie die mittelblasige Belüftung, kaum noch in Belebungsbecken kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen eingesetzt.

2.4.2 Oberflächenbelüftung

Bei allen Oberflächenbelüftungen erfolgt der Sauerstoffeintrag durch die mechanische Einwirkung der Belüfter an der Wasseroberfläche. Die Oberflächenbelüfter erzeugen gleichzeitig Umwälzströmungen, wodurch der belebte Schlamm und die Schmutzstoffe des Abwas-

sers vermischt und Schlammablagerungen vermieden werden. Man unterscheidet folgende Systeme:

Walzen-Belüfter

Zu den Walzen-Belüftern zählen Bürstenbelüfter, Stabwalzen und Mammutrotoren, bei denen auf einer Achse befestigte Bürsten oder Stahlstäbe beim Rotieren in das Wasser einschlagen, wodurch vor allem durch Saugwirbel hinter den Belüfterelementen ein stark turbulent bewegtes Luftblasen-Wasser-Gemisch entsteht. Gleichzeitig sorgen die Belüfterelemente für eine Umwälzung des Wassers.

Es gibt verschiedene Ausführungen der Walzenbestückung. An Stelle der früher gebräuchlichen Bürsten werden heute kammartige Stahlprofile (Flachstäbe, Winkelprofile) in radialer Anordnung („Stabwalzen“) oder achsparallel („Käfigwalzen“) benutzt. Das Aufreißen der Wasseroberfläche bewirkt eine außerordentlich intensive Sauerstoffzufuhr im Bereich der Walze. Die Sauerstoffzufuhr steigt mit der Eintauchtiefe und der Drehzahl der Walze.

Durch Veränderung der Strömungsverhältnisse haben grenzflächenaktive Stoffe großen Einfluß auf die Sauerstoffzufuhr. Tiefe Becken mit quadratischem Querschnitt werden dabei ungünstiger beeinflusst als flache. In tiefen Becken bei hoher Drehzahl bildet sich durch die Tenside ein leichtes Luft-Wasser-Gemisch, das nur im oberen Beckenteil zirkuliert und sich nicht mit dem übrigen Beckenteil mischt. Durch Einbau geeigneter Leitwände und entsprechende Anordnung der Walzen kann allerdings der Ablagerung von Schlamm an der Sohle vorgebeugt werden.

Walzen-Belüfter sind sehr wartungsarm. Neben normaler Kontrollen, zum Beispiel der Getriebe und der Schmierung der Lager, fallen praktisch keine laufenden Wartungsarbeiten an.

Kreisel-Belüfter

Im Gegensatz zu den Walzen-Belüftern rotieren Kreisel-Belüfter nicht um die horizontale sondern um die vertikale Achse. Sie sind meist in der Mitte des zugeordneten Beckengrundrisses angeordnet. Die verschiedenen Konstruktionen der Kreisel-Belüfter haben als gemeinsames Prinzip die zentralsymmetrische Umwälzung, wobei das Wasser in der Mitte von unten angesogen und radial über die Oberfläche ausgeworfen wird. Der Sauerstoffeintrag erfolgt hauptsächlich in der durch den Kreisel erzeugten Turbulenzzone an der Oberfläche. Durch den direkten Kontakt zwischen Luft und Wasser bei ständiger Erneuerung der Grenzflächen sind günstige Voraussetzungen für einen guten Sauerstoffeintrag vorhanden. Gleichzeitig werden Umwälzströmungen erzeugt, wodurch sich die eingeschlagenen Luftblasen im Wasser verteilen und hauptsächlich durch die an der Beckenwand auftretenden vertikalen Strömungen in tiefere Wasserschichten eingetragen werden.

Auch bei Belebungsbecken mit Kreisel-Belüftern tritt der nicht wünschenswerte Effekt der Veränderung der Strömungsverhältnisse durch oberflächenaktive Substanzen auf. Bei reduzierter Oberflächenspannung des Wassers werden mehr und mehr feine Blasen in das Wasser eingetragen, wodurch die Umwälzströmung gebremst wird. Besonders bei tiefen Belebungsbecken kann dies zu Schlammablagerungen führen. Untersuchungen mit häuslichem Abwasser mit üblichen Tensidkonzentrationen haben jedoch gezeigt, daß die Strömungsgeschwindigkeit an der Beckensohle zwar um etwa 30 % gegenüber reinem Wasser abnimmt, Schlammablagerungen aber noch nicht auftreten. Bei Industrieabwässern können infolge verschiedener Inhaltsstoffe jedoch sehr geringe Oberflächenspannungen und damit kritische Strömungsgeschwindigkeiten unter 15 cm/s auftreten, wobei Schlammablagerungen entstehen und der Einsatz von Kreiselbelüftern üblicher Bauart dann nicht mehr möglich ist.

In folgender Tabelle sind Richtwerte für Sauerstoffzufuhr und -ertrag in Reinwasser bei günstigen Verhältnissen zusammengestellt [14,11].

	spez. Sauerstoff- zufuhr g / (Nm ³ m)	Sauerstoff- Ertrag kg / kWh
Druckluftbelüftung		
mittelblasig, tiefliegend	7	1,4
mittelblasig, hochliegend	9	1,8
grobblasig	6	1,2
Oberflächenbelüftung		
Stabwalze	-	1,9
Kreiselbelüfter	-	1,8 - 2,2

Tabelle 2: Vergleich verschiedener Belüftungssysteme hinsichtlich der Sauerstoffzufuhr in Reinwasser [14,11]

2.4.3 Strahldüsenbelüftung

Unter dem Begriff Strahldüsenbelüftung werden alle Zweistoffdüsenbelüfter, wie Ejektoren, Injektoren, Strahldüsen und Venturidüsen zusammengefaßt, bei denen mittels eines energiereichen Flüssigkeitsstrahles die über eine Mischdüse zugeführte Luft in feinste Blasen zerteilt wird. Die Luft kann durch Unterdruck, der an der Einschnürung der Düse infolge Geschwindigkeitserhöhung der Flüssigkeit entsteht, angesaugt oder durch Überdruck mittels Kompressoren in die Düse eingeblasen werden. Strahldüsenbelüftungen sind dann besonders wirkungsvoll, wenn, wie bei der feinblasigen Druckluftbelüftung, sehr große Stoffaustauschflächen in Form feinstdispersierter Luftblasen erzeugt werden und das Luftblasen-Wasser-Gemisch bei hoher Turbulenz im Belebungsbecken verteilt wird.

Bei den üblichen Ausführungsformen der Strahldüsenbelüftungen werden die einzelnen Belüftereinheiten nahe der Beckensohle montiert. Je nach System werden Blasensäulen mit vertikaler, geneigter oder horizontaler Treibstrahlrichtung erzeugt. Durch die Verteilung der Belüfter über die Fläche des Beckenbodens und die Wahl der Strahlrichtung wird sichergestellt, daß durch ausreichende Turbulenz Schlammablagerungen vermieden werden.

Strahldüsenbelüfter werden vorwiegend in Anlagen für Industrieabwasser-Behandlung eingesetzt.

2.4.4 Strahlbelüftung

Das Prinzip der Strahlbelüftung beruht auf der Erkenntnis, daß mit den auf eine Wasseroberfläche auftreffenden Wasserstrahlen auch Luftblasen in den Wasserkörper eingetragen werden. Günstige Sauerstofftragswerte werden erreicht, wenn die eingeschlagenen Luftblasen möglichst tief in den Wasserkörper eindringen und dort möglichst lange verweilen. Durch Variation von Stärke und Form des Strahles, Einstrahlwinkel, Fall- und Druckhöhe sowie Umwälzströmung im Belüftungsbecken kann der Sauerstoffertrag variiert werden. Die Sauerstoffzufuhr wird über die verstrahlte Wassermenge geregelt.

3 Sauerstoffeintragungsmessungen

3.1 Theorie der Sauerstoffeintragungsmessung

Ziel der Sauerstoffeintragungsmessung ist es, die Sauerstoffzufuhr in einem Belebungsbecken unter bestimmten Bedingungen zu messen. Zu diesen Bedingungen zählen:

Versuchsbedingungen:

- Volumenstrom der zugeführten Luft
- Art des Mediums (z. B. Belebtschlamm, Trinkwasser)
- Zusammensetzung des Mediums (Einfluß von Inhaltsstoffen)
- Einblastiefe
- Temperatur des Mediums
- Luftdruck

Anlagenspezifische Bedingungen:

- Anordnung der Belüfter
- Beckengeometrie

Verändert man eine dieser Bedingungen, wird sich auch die Sauerstoffzufuhr ändern.

Die nun folgenden Erläuterungen und Formeln sind dem ATV-Merkblatt M 209 [2] entnommen.

Grundsätzlich wird bei Sauerstoffzufuhrversuchen unterschieden zwischen Messungen in Reinwasser und Messungen in Belebtschlamm. Unter dem Begriff Reinwasser versteht man hier nicht, wie zum Beispiel im Bereich der Trinkwasserversorgung, das durch Filterung, Belüftung, etc. aus dem Rohwasser aufbereitete Wasser, sondern Wasser, das grundsätzlich geringe Belastungen mit Stoffen aufweist, die den Sauerstoffeintrag begünstigen oder vermindern, sich also neutral bezüglich des Sauerstoffeintrages verhalten. Als Reinwasser bei Sauerstoffzufuhrversuchen eignet sich zum Beispiel Grundwasser, mit Abstrichen auch Bach- oder Flußwasser. Am besten geeignet für Reinwassermessungen ist allerdings Trinkwasser, da es naturgemäß die wenigsten Verunreinigungen im oben genannten Sinne aufweist.

Die Sauerstoffzufuhr OC ist die Masse an Sauerstoff, die von einer Belüftungseinrichtung in einem bestimmten Becken, bei einem Sauerstoffgehalt von $c = 0$ mg/l, bei einer Wassertemperatur von 20 °C und einem Luftdruck von 1013 hPa dem Medium in einer Stunde zugeführt werden kann.

$$OC = V_{BB} k_L a_{20} c_{S,20} \quad (7)$$

$$[OC] = \text{g/h}$$

V_{BB} : Volumen des Belebungsbeckens

Anmerkung des Verfassers: Im Merkblatt M 209 der Abwassertechnischen Vereinigung, aus der hier zitiert wird, sind die Kurzzeichen für sämtliche Konzentrationen mit dem großen Buchstaben „C“ angegeben. In dieser Diplomarbeit sind, entgegen dieser Schreibweise, also konform mit anderer Literatur, sämtliche Konzentrationen mit dem kleinen Buchstaben „c“ angegeben.

$k_{L,a_{20}}$ ist der auf 20 °C normierte Belüftungskoeffizient. Dieser ergibt sich zu:

$$k_{L,a_{20}} = k_{L,a_T} 1,024^{(20-T)} \quad (8)$$

$$[k_{L,a_{20}}] = h^{-1}$$

k_{L,a_T} ist der Belüftungskoeffizient bei der Wassertemperatur T. Er kann entweder über eine Auftragung auf Logarithmus-Papier oder, wie heute üblich, mit Hilfe geeigneter Computerprogramme aus den ermittelten Versuchsdaten berechnet werden.

$c_{S,20}$ ist die Sauerstoffsättigungskonzentration bei der Wassertemperatur 20 °C. $c_{S,20}$ läßt sich für Druckluftbelüftung nach folgender Formel näherungsweise berechnen:

$$c_{S,20} = c_{SS,20} \left(1 + \frac{h_E}{20,7} \right) \quad (9)$$

$c_{SS,20}$ ist die Standard-Sauerstoffsättigungskonzentration für wasserdampfgesättigte Luft bei $p=1013$ hPa und der Temperatur 20 °C. $c_{SS,20}$ wurde experimentell ermittelt und kann aus Tabellen entnommen werden (zum Beispiel DIN 38408, Teil 23). In Gleichung 9 wird berücksichtigt, daß die am Belüfter in der Tiefe austretende Luftblase höherem Druck ausgesetzt ist als Atmosphärendruck. Betrachtet man das umgestellte Henry-Gesetz:

$c(i) = \frac{p(i)}{K_H(i)}$ so sieht man, daß sich die Konzentration an gelöstem Sauerstoff proportional

mit dem in der Tiefe höheren Druck ändert. Während die Blase aufsteigt ändert sich also der Sättigungswert, er entspricht an der Wasser-Oberfläche wieder Atmosphärendruck. $c_{S,20}$ ist ein Mittelwert aus den Sättigungskonzentrationen für die Wasseroberfläche und voller Einblastiefe, was etwa einer Sättigungskonzentration bei halber Einblastiefe entspricht. Dies findet in Gleichung 9 seinen Niederschlag.

Für Oberflächenbelüftungssysteme kann näherungsweise $c_{S,20}=c_{SS,20}$ gesetzt werden. Sind in einem Becken sowohl Oberflächenbelüfter als auch Druckluftbelüftungssysteme im Einsatz, muß bei Reinwasserversuchen die Sauerstoffsättigungskonzentration vor Ort bestimmt werden.

h_E ist bei Druckluftbelüftungssystemen die Einblastiefe, das heißt die Wasserhöhe über den Austrittsöffnungen der Belüftungselemente bei ausgeschalteter Belüftung. Die ausgeschaltete Belüftung ist bei der Bestimmung von h_E wichtig. Der Wasserspiegel steigt bei eingeschalteter Belüftung durch den im Wasser befindlichen Blasenschwarm an. Je größer die Belüftungsleistung ist, desto stärker steigt der Wasserspiegel und damit auch die Einblastiefe. Eine exakte Bestimmung von h_E ist also nur bei ausgeschalteter Belüftung möglich.

$c_{SS,20}$ ist die Standard-Sauerstoffsättigungskonzentration bei 20 °C. Sie ist, wie $c_{SS,T}$, in Tabellen erfaßt.

Der Sauerstoffsättigungswert wird durch Neutralsalze verringert. Dies wird durch den β -Wert (Salzfaktor) ausgedrückt. Es gilt:

$$\beta = \left(\frac{c_{S,20} \text{ Salzwasser}}{c_{S,20} \text{ Reinwasser}} \right) \quad (10)$$

$$[\beta] = 1$$

Überschlägig kann man den β -Wert mit Hilfe des Gesamtgehaltes an Salzen, TDS, berechnen:

$$\beta = 1 - 0,01 \frac{\text{TDS}}{1000} \quad (11)$$

TDS ist dabei in mg/l anzugeben. In kommunalem Abwasser ist $\beta=1$.

Die folgenden Betrachtungen sind Quelle [10] entnommen.

Befindet sich das System gasförmig/flüssig nicht entsprechend dem Henry-Gesetz im Gleichgewicht, so folgt die Änderung des Sauerstoffgehaltes im Wasser folgender Differentialgleichung:

$$\frac{dc}{dt} = k_L a (c_s - c) \quad (12)$$

c : O₂-Gehalt des Wassers in mg/l

k_L : Diffusionsgeschwindigkeit in cm/h (Geschwindigkeit des Gasdurchganges durch die Grenzschicht im Wasser)

c_s : O₂-Sättigungswert des Wassers für Luft

$$a = \frac{A}{V} \quad (13)$$

a : Grenzflächen zwischen Luft und Wasser pro Volumeneinheit Luft in cm⁻¹

A : Summe aller Grenzflächen in cm²

V : Luftvolumen sämtlicher im Wasser befindlicher Blasen in cm³

Aufgrund umfangreicher Versuche fand sich für k_L folgende Abhängigkeit [6]:

$$k_L = \sqrt{D r} \coth \sqrt{\frac{r L^2}{D}} \quad (14)$$

D : Diffusionskoeffizient in Wasser in cm²/h

r : Anzahl der Grenzschichternewerungen pro Zeiteinheit in h⁻¹

L : Dicke der hypothetischen Grenzschicht in cm

Als weiteres Ergebnis wurde festgestellt, daß die Anzahl der Grenzschichternewerungen und die Grenzschichtdicke in einem festen Verhältnis zueinander stehen, und zwar nimmt die Grenzschichtdicke L mit zunehmendem r - entsprechend stärkerer Turbulenz - ab (siehe Diagramm 1 auf der folgenden Seite).

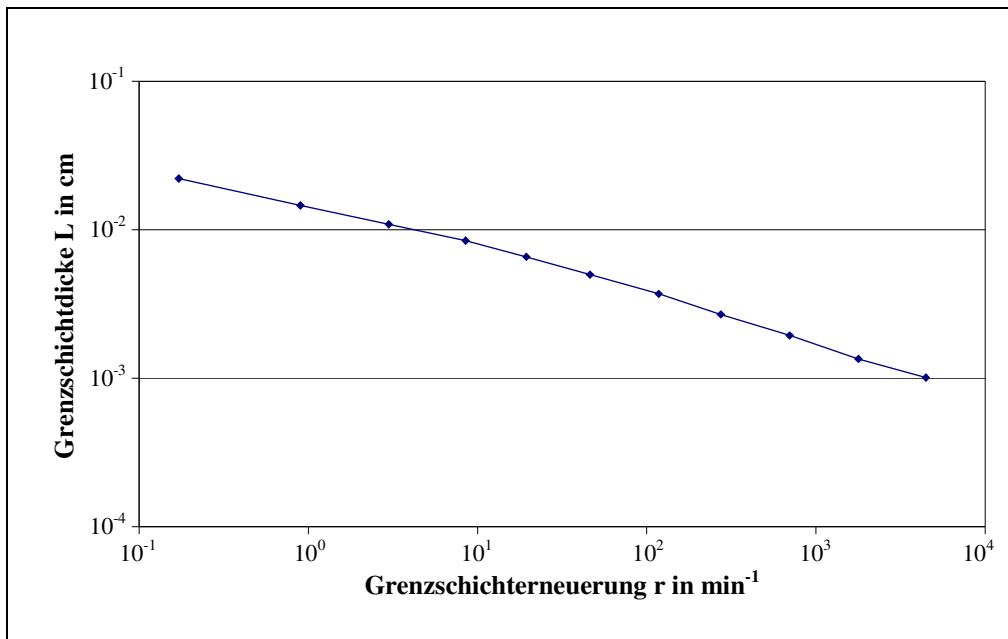


Diagramm 1: Beziehung zwischen Grenzschichterneuerung und Grenzschichtdicke nach Dobbins [6]

Mit Diagramm 1, der Gleichung 14 und $D=2,03 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ als Koeffizient bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$ lässt sich Diagramm 2 erstellen.

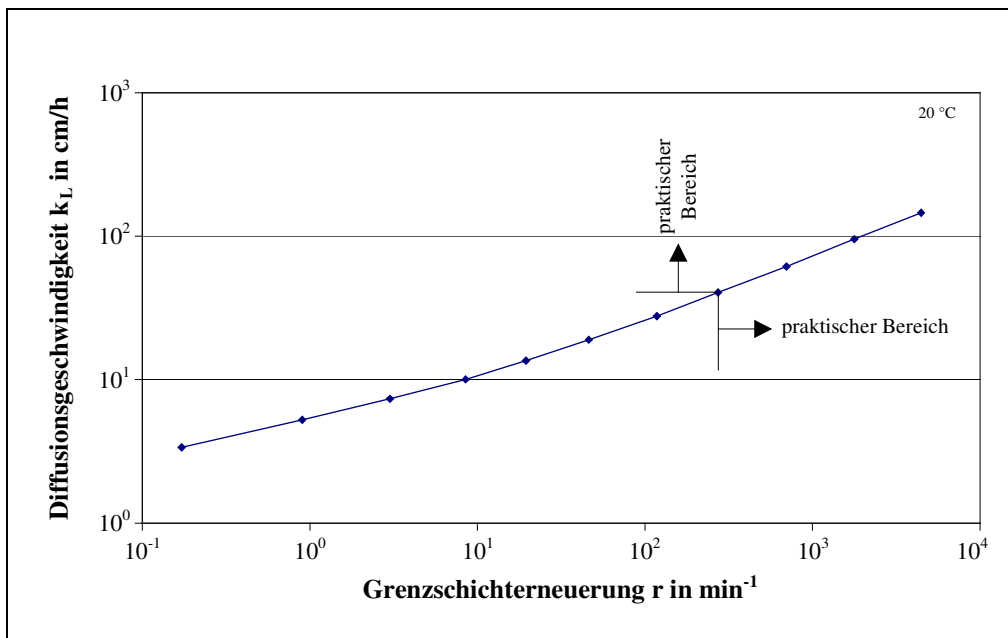


Diagramm 2: Diffusionsgeschwindigkeit als Funktion der Grenzschichterneuerung

In der Literatur findet man k_L -Werte von 7 cm/h bis 295 cm/h [3], 20 cm/h bis 110 cm/h [1] und 30 cm/h bis 70 cm/h [7]. Alle genannten Untersuchungen beziehen sich auf Blasenbelüftung mit Luft oder Sauerstoff und wurden in engen Rohren durchgeführt, um den Einfluß von Blasengröße und Steiggeschwindigkeit mit zu erfassen. Bei der Abwasserbelüftung dürften die k_L -Werte in der Regel über 50 cm/h liegen. Bei so hohen Turbulenzgraden ($r > 350$)

wird der Einfluß des Restgliedes $\coth \sqrt{\frac{r L^2}{D}}$ von Gleichung 14 sehr klein (siehe Diagramm 3) und man kann verkürzt schreiben:

$$k_L = \sqrt{D r} \quad (15)$$

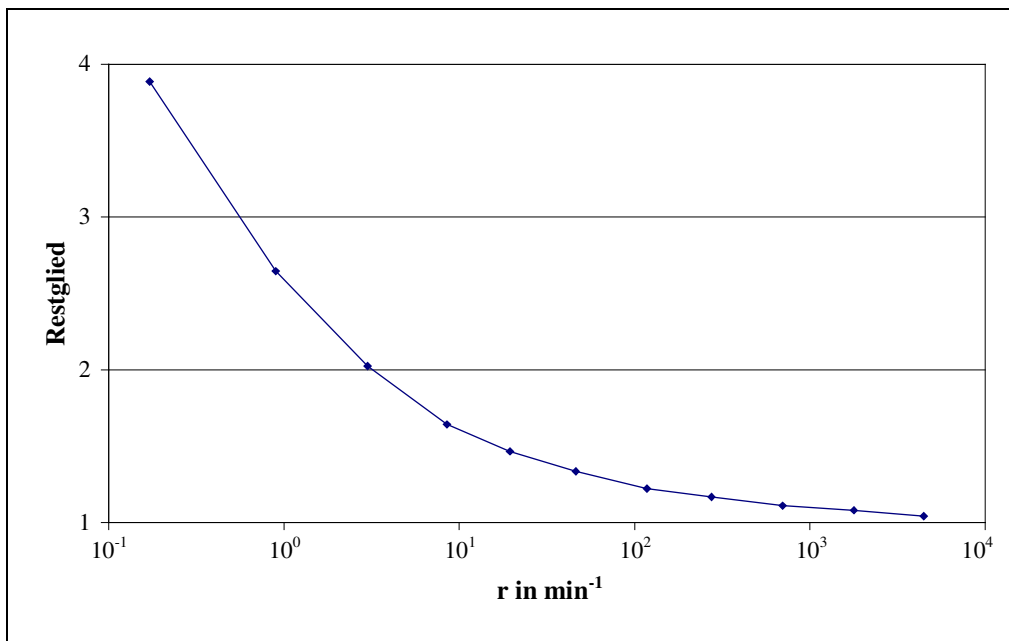


Diagramm 3: Abhängigkeit des Restgliedes von r

Die Sauerstoffzufuhr ist definiert als die Änderung des Sauerstoffgehaltes bei einem Sauerstoffgehalt von $c=0$ mg/l.

$$\frac{dc}{dt} = OC = k c_s \quad (16)$$

Sowohl die Belüftungskonstante k als auch der Sättigungswert c_s sind von der Temperatur abhängig. Deshalb muß richtigerweise geschrieben werden:

$$OC_T = k_T c_{s,T} \quad (17)$$

Um vergleichende Untersuchungen anstellen zu können, wird die Sauerstoffzufuhr stets auf eine einheitliche Temperatur, meist 20 °C, bezogen. Hierzu ist die Umrechnung von k_T auf die Normtemperatur erforderlich. $c_{s,T}$ wird entweder Tabellen entnommen oder automatisch per Computer bei Eingabe der Wassertemperatur berechnet. In Gleichung 14 sind nach Dobbins bei einer gegebenen Turbulenz nur D und L temperaturabhängig.

Für den Diffusionskoeffizienten wird folgende allgemeine Beziehung genannt [5]:

$$D = A e^{-\frac{\alpha}{T}} \quad (18)$$

A: Konstante, die die Gaseigenschaft wiedergibt in cm^2/s

α : Konstante für verschiedene Gase

T: absolute Temperatur

Die Grenzschichtdicke L ändert sich entsprechend der Oberflächenspannung des Wassers [3].

Unter Benutzung dieser Beziehungen und mit Gleichung 14 wurde die Temperaturabhängigkeit der Belüftungskonstante k berechnet. Wegen des Restgliedes $\coth \sqrt{\frac{r L^2}{D}}$ ist der Temperatureinfluß je nach Turbulenzgrad unterschiedlich. In Diagramm 4 ist diese Abhängigkeit für die Turbulenzgrade $r=1/\text{min}$, $r=100/\text{min}$, $r=1000/\text{min}$ und $r=10000/\text{min}$ dargestellt. Zum besseren Vergleich ist das Verhältnis k_T/k_{20} dargestellt.

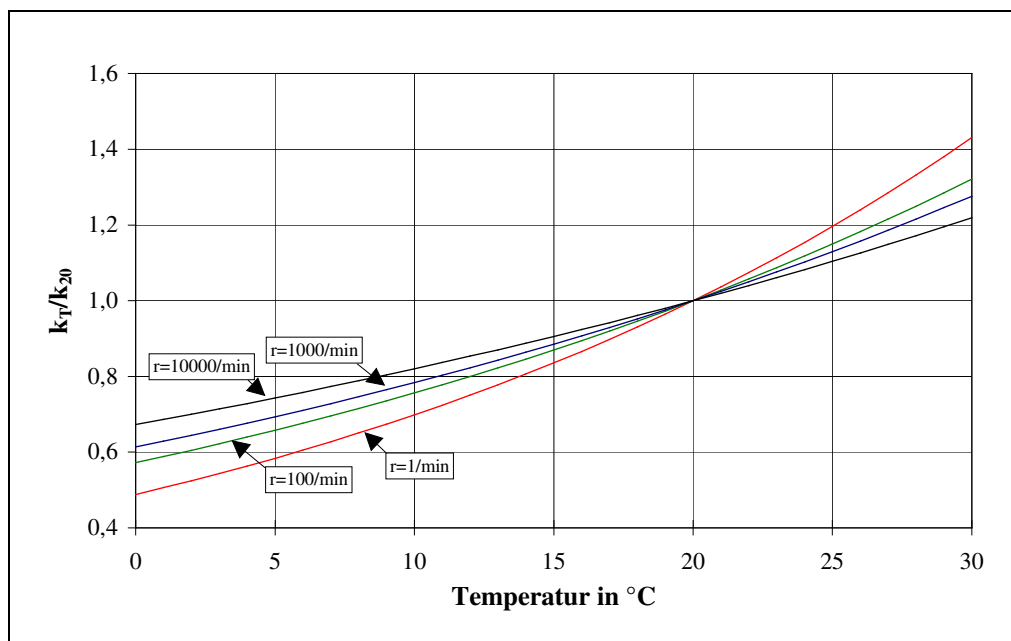


Diagramm 4: Beziehung zwischen Belüftungskonstante und Temperatur

Der Einfluß des Restgliedes auf die Belüftungskonstante ist bei hohen Turbulenzgraden ($r > 10000/\text{min}$), wie sie in der Abwassertechnik die Regel sind, sehr gering. Die Belüftungskonstante wächst dann mit der Wurzel des Diffusionskoeffizienten. Es ergibt sich eine gute Übereinstimmung mit dem in Deutschland gebräuchlichen Exponentialgesetz (siehe Gleichung 8, Seite 18).

Im Folgenden wird wieder das ATV-Merkblatt 209 [2] zitiert.

Zum Vergleich von Druckluft-Belüftungseinrichtungen existieren drei Bezugswerte: die spezifische Sauerstoffzufuhr $OC_{L_N,h}$ die spezifische Sauerstoffausnutzung OA_h und der Sauerstoffertrag OP .

Bei der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L_N,h}$ wird die Sauerstoffzufuhr auf die Normluftmenge und die Einblastiefe bezogen:

$$OC_{L_N,h} = \frac{OC}{Q_{L_N} h_E} \quad (19)$$

$$[OC_{L_N,h}] = g / (m_N^3 m)$$

Q_{L_N} : Normluftmenge

h_E : Einblastiefe

Für die Sauerstoffausnutzung gilt mit der Dichte des Sauerstoffes von $0,299 \text{ kg/m}^3$ bei 0°C und 1013 hPa :

$$OA_h = \frac{100 OC}{0,299 Q_{L_N} h_E} \quad (20)$$

$$[OA_h] = \%/m$$

Ein Maß für die Wirtschaftlichkeit einer Belüftungseinrichtung ist der Sauerstoffertrag. In ihn fließt die Leistungsaufnahme der Belüftungseinrichtung einschließlich zugehöriger Mischeinrichtungen ein:

$$OP = \frac{OC}{P} \quad (21)$$

$$[OP] = g/(W h)$$

P: Leistungsaufnahme der Belüftungs- und Mischeinrichtungen in W

Der Grenzflächenfaktor α ist ein Maß dafür, wie stark die Sauerstoffzufuhr in einem bestimmten Medium (Belebtschlamm) im Vergleich mit Trinkwasser abgemindert wird.

$$\alpha = \frac{k_L a_{20} \text{ in belebtem Schlamm}}{k_L a_{20} \text{ in Re in wasser}} \quad (22)$$

$$[\alpha] = 1$$

3.2 Durchführung von Sauerstoffeintragsmessungen

Es wird im Folgenden das ATV-Merkblatt M 209 [2] zitiert.

3.2.1 Absorptionsmessungen

Bei Absorptionsmessungen wird der Anstieg des zuvor künstlich abgesenkten Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken durch geeignete Elektroden gemessen. Aus der Anstiegskurve läßt sich dann die Sauerstoffzufuhr berechnen.

Bei Reinwasserversuchen erreicht man die Absenkung des Sauerstoffgehaltes durch die Zugabe von Natriumsulfit, welches dissoziiert und den gelösten Sauerstoff bindet, indem es zu Natriumsulfat reagiert.

Eine weitere Methode den Sauerstoffgehalt abzusenken ist das Begasen mit Stickstoff, wodurch der Sauerstoff ausgestriipt wird. Stickstoff gelangt allerdings nur bei kleineren Anlagen (Versuchsanlagen wie die im Rahmen dieser Diplomarbeit benutzte) zum Einsatz, da man bei Großanlagen sehr große Mengen bräuchte, die diese Methode sehr schnell unwirtschaftlich machten.

Anstatt Trinkwasser kann auch Grundwasser oder Bachwasser verwendet werden, da man davon ausgeht, daß sich diese Wässer bezüglich des α -Wertes neutral verhalten, das heißt, daß sie die Sauerstoffzufuhr weder begünstigen noch verschlechtern. Diese Wässer haben gegenüber Trinkwasser den Vorteil, daß sie üblicherweise preiswert zu beschaffen sind.

Nach dem Einschalten der Belüftung erfolgt der Anstieg des Sauerstoffgehaltes in Form der Sättigungsfunktion. Für einen Reinwasserversuch ergibt diese sich zu:

$$c_t = c_s - (c_s - c_0) e^{-k_L a t} \quad (23)$$

c_t : Konzentration an gelöstem Sauerstoff zur Zeit t

c_s : berechnete Sauerstoff-Sättigungskonzentration

c_0 : Konzentration an gelöstem Sauerstoff zur Zeit $t = 0$

$k_L a$: Belüftungskoeffizient

t : Zeit

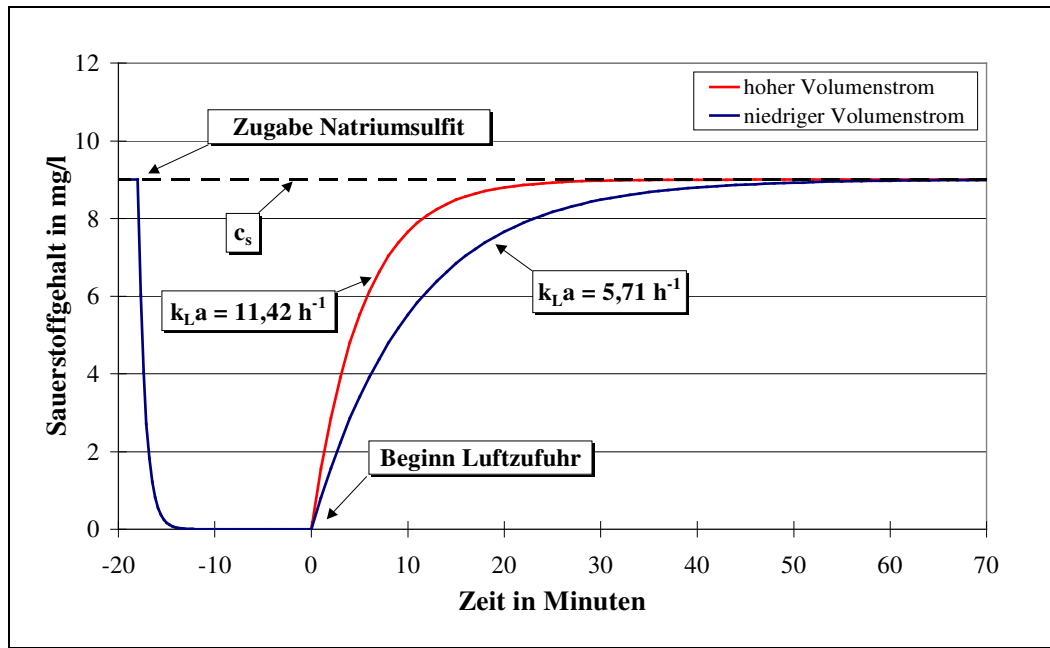


Diagramm 5: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei Absorptionsversuchen in Reinwasser

In Diagramm 5 sind die Sauerstoffgehalte zweier Versuche aufgetragen, wobei die rote Anstiegskurve mit höherer Luftmenge erzeugt wurde als die blaue Kurve.

Der Belüftungskoeffizient $k_{L,a}$ läßt sich nun aus der Anstiegskurve des gelösten Sauerstoffes ermitteln. $k_{L,a}$ ist ein Maß dafür, wie stark sich die Kurve des sich verändernden Sauerstoffgehaltes krümmt. $k_{L,a}$ ist um so größer, je stärker die Krümmung der Kurve ist.

Der Sauerstoffeintrag ist abhängig vom Konzentrationsunterschied zwischen gasförmiger und flüssiger Phase, beziehungsweise, genauer gesagt, vom Sättigungsdefizit. Dieses ergibt sich zu $c_s - c_t$. Am Anfang eines Versuches ist das Sättigungsdefizit und damit auch der Sauerstoffeintrag maximal. Mit zunehmender Versuchsdauer steigt der Sauerstoffgehalt im Medium an, damit sinkt aber gleichzeitig der Sauerstoffeintrag. Die Folge ist, daß die Konzentration an gelöstem Sauerstoff nicht einer Geraden sondern einer Exponentialfunktion folgt. Hat sich nach theoretisch unendlich langer Versuchsdauer die Sauerstoff-Konzentration c_t der Sättigungskonzentration c_s angenähert, findet kein Sauerstoffeintrag mehr statt.

Bei Messungen in Belebtschlamm kann man die Zehrung des Schlammes ausnutzen, um den Sauerstoffgehalt abzusenken. Hierzu ist allerdings eine ständige Durchmischung des belebten Schlammes notwendig, da sonst, bei einer Entmischung des Schlammes, nur der Sauerstoff im abgesetzten Schlamm aufgezehrt würde, nicht aber im darüber stehenden Klarwasser. Dies ist so, weil die für die Zehrung verantwortlichen Bakterienkulturen sich hauptsächlich in den Belebtschlammflocken befinden und nicht im Klarwasser. Ein solches Absetzen hätte zur Folge, daß bei Versuchsbeginn keine vollständige Durchmischung des Mediums vorhanden wäre, die aber für eine korrekte Ermittlung der Sauerstoffzufuhr beziehungsweise des $k_{L,a}$ -Wertes notwendig ist. Außerdem wäre im Klarwasser noch gelöster Sauerstoff vorhanden, der aber nicht erwünscht ist. Ein solches Absetzen des Schlammes hätte einen schlechten Versuchsverlauf zur Folge; der Versuch wäre wahrscheinlich nicht auswertbar (siehe Diagramm 12 auf Seite 30).

In der Zehrungsphase folgt der Sauerstoffgehalt idealerweise dem Verlauf einer Geraden, sofern die Zehrung konstant ist. Die Höhe der Zehrung ist dabei nicht abhängig vom Sauerstoffgehalt.

Außerdem ist darauf zu achten, daß der Sauerstoffgehalt nicht bis null mg/l abgesenkt wird, sondern der Versuch bei etwa einem mg/l mit dem Einschalten der Belüftung gestartet wird. Damit soll einer Unterversorgung mit Sauerstoff der Bakterien und einer zunächst höheren Zehrung am Anfang des Versuches vorgebeugt werden.

Nach dem Einschalten der Belüftung folgt der Sauerstoffgehalt wie bei Versuchen in Reinwasser der Sättigungsfunktion, allerdings nicht bis zur Sättigung c_s , sondern bis zum scheinbaren Sättigungswert c^* :

$$c_t = c^* - (c^* - c_0) e^{-k_L a t} \quad (24)$$

c^* : scheinbarer Sättigungswert

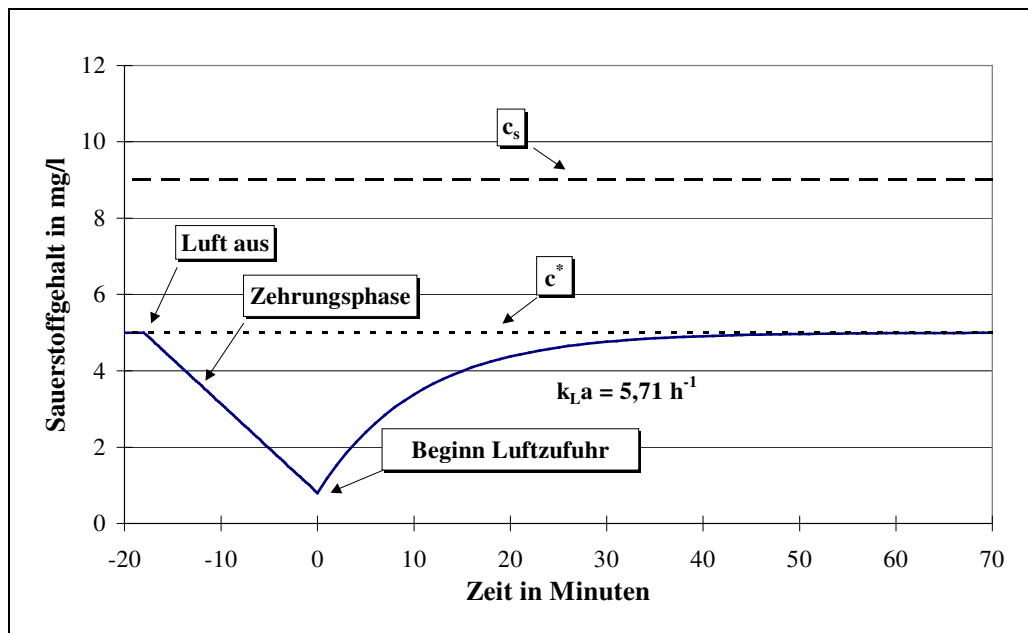


Diagramm 6: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Absorptionsversuch in belebtem Schlamm

Dies ist dadurch zu erklären, daß ein Teil des durch die Luft zugeführten Sauerstoffes von den Bakterien veratmet wird. Es stellt sich ein Gleichgewicht zwischen zugeführtem und verbrauchtem Sauerstoff ein.

Der scheinbare Sättigungswert c^* sollte größer als etwa $0,5 c_s$ sein, da $k_L a$ sonst ungenau werden kann.

In Diagramm 7 ist der Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Versuch mit belebtem Schlamm dem eines Versuches mit Reinwasser gegenübergestellt. Man erkennt, daß trotz unterschiedlicher Sättigung ($c_s = 9 \text{ mg/l}$, $c^* = 5 \text{ mg/l}$) ein gleich großer Belüftungskoeffizient gemessen wurde ($k_L a = 5,71 \text{ h}^{-1}$).

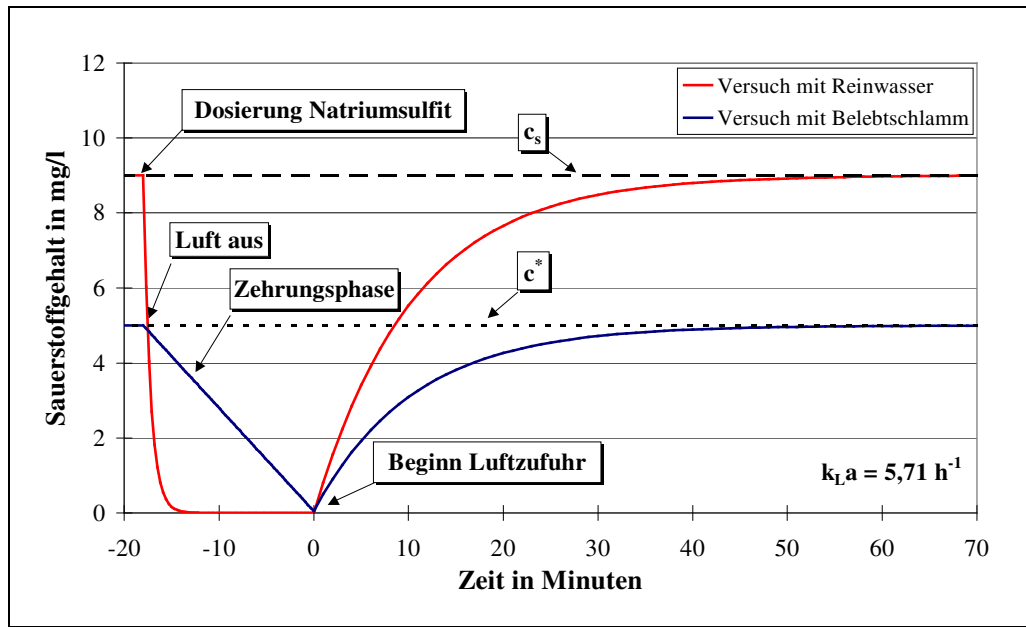


Diagramm 7: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei Absorptionsversuchen in belebtem Schlamm und in Reinwasser

Für genaue Meßergebnisse ist es unerlässlich, eine konstante Atmung des Schlammes abzuwarten. Durch nicht konstante Atmung wird das Meßergebnis verfälscht.

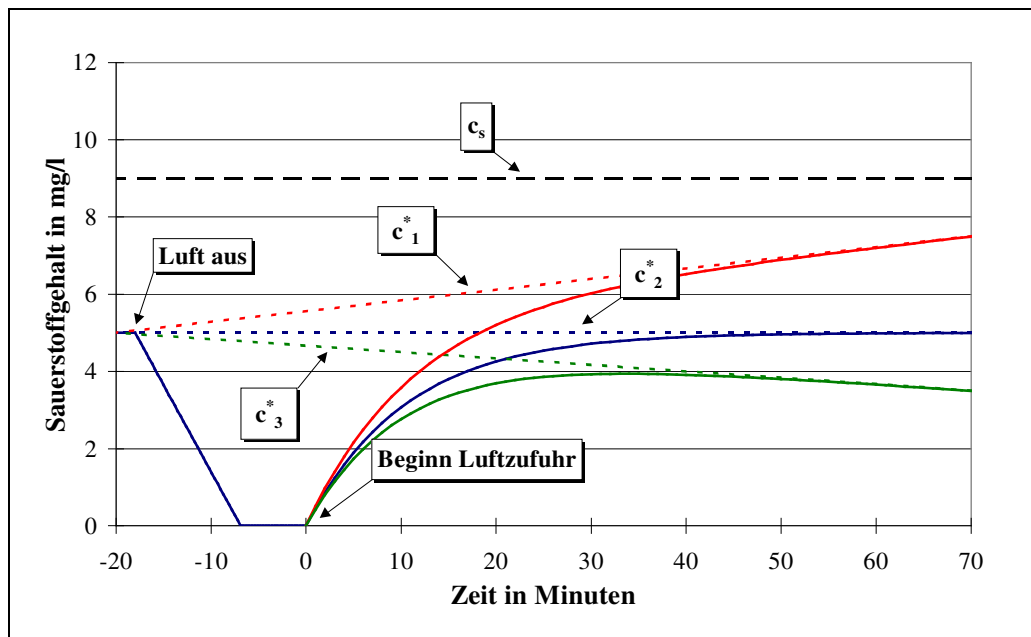


Diagramm 8: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei sich ändernder Atmung

Durch während des Versuches steigende Atmung (c_3^*) erhält man einen zu hohen $k_L a$ -Wert (die Sauerstoffanstiegskurve krümmt sich stärker, weil $c_s - c^*$ größer wird), umgekehrt durch sinkende Atmung (c_1^*) einen zu niedrigen $k_L a$ -Wert (schwächere Krümmung der Anstiegskurve).

3.2.2 Desorptionsmessungen

Bei Desorptionsmessungen wird die Abnahme des zuvor künstlich erhöhten Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken gemessen. Aus der Kurve, die wie bei Absorptionsversuchen auch, der Sättigungsfunktion folgt, lässt sich dann die Sauerstoffzufuhr berechnen.

Das Anheben des Sauerstoffgehaltes kann in Reinwasser und auch in Belebtschlamm durch Begasen mit Reinsauerstoff erfolgen.

Bei Belebtschlamm gibt es außerdem die Möglichkeit, Wasserstoffperoxid direkt zuzusetzen. Im Belebtschlamm vorhandene Enzyme zersetzen das Wasserstoffperoxid zu Sauerstoff und Wasser, wodurch eine Erhöhung des Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken weit über c_s hinaus bewirkt wird. Diese Methode kann nicht in Reinwasser angewendet werden, da diese Enzyme hier fehlen.

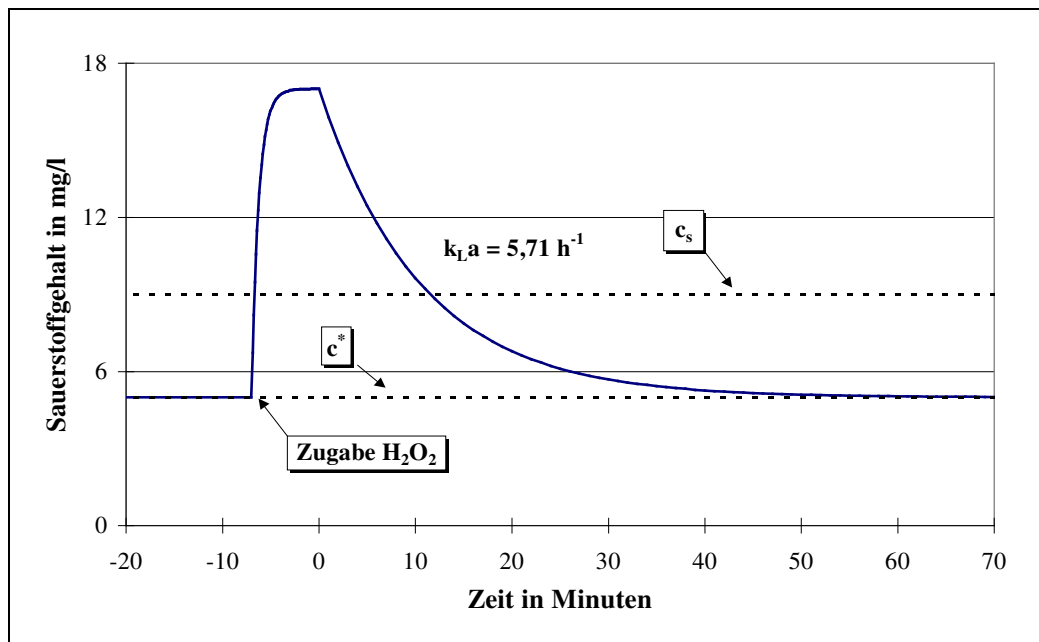


Diagramm 9: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Desorptionsversuch in belebtem Schlamm

Um eine bessere Übersicht zu bekommen, sind sämtliche zur Verfügung stehenden Varianten der Versuchsvorbereitung in folgender Tabelle zusammengestellt:

	Reinwasser	Belebtschlamm
Stickstoff	A	A
Sauerstoff	D	D
Natriumsulfit	A	-
Zehrung	-	A
Wasserstoffperoxid	-	D

Tabelle 3: Dosierbare Stoffe für die Versuchsvorbereitung

Der Buchstabe „D“ steht dabei für einen Desorptionsversuch, der Buchstabe „A“ für einen Absorptionsversuch. Sauerstoff kann, wie in obiger Tabelle angegeben, zur Vorbereitung eines Desorptionsversuches dienen. Desweiteren kann reiner Sauerstoff aber auch, anstelle von Luft, für einen Absorptionsversuch selber eingesetzt werden.

Zur Bestimmung des α -Wertes eines bestimmten Mediums ist es erforderlich, den $k_L a$ -Wert zweifach zu bestimmen, und zwar einmal für das Medium selbst und zweitens für Trinkwasser. Bestimmte Randbedingungen müssen dabei konstant gehalten werden:

- Volumenstrom der zugeführten Luft
- Einblastiefe
- Beckengeometrie

Die Temperatur des Mediums wird, ebenso wie der Luftdruck, bei jedem Versuch gemessen.

Ein Sauerstoffeintragsversuch ist so weit fortzuführen, daß mindestens 30 äquidistante Werte von c_t für die Berechnung von $k_L a$ herangezogen werden können. Desweiteren muß der Versuch mindestens einen Zeitraum von 1,5 mal $t_{90\%}$ umfassen. $t_{90\%}$ ist dabei die Zeit, die für die Abnahme des Sättigungsdefizites ($c_s - c$) um 90% verstreicht.

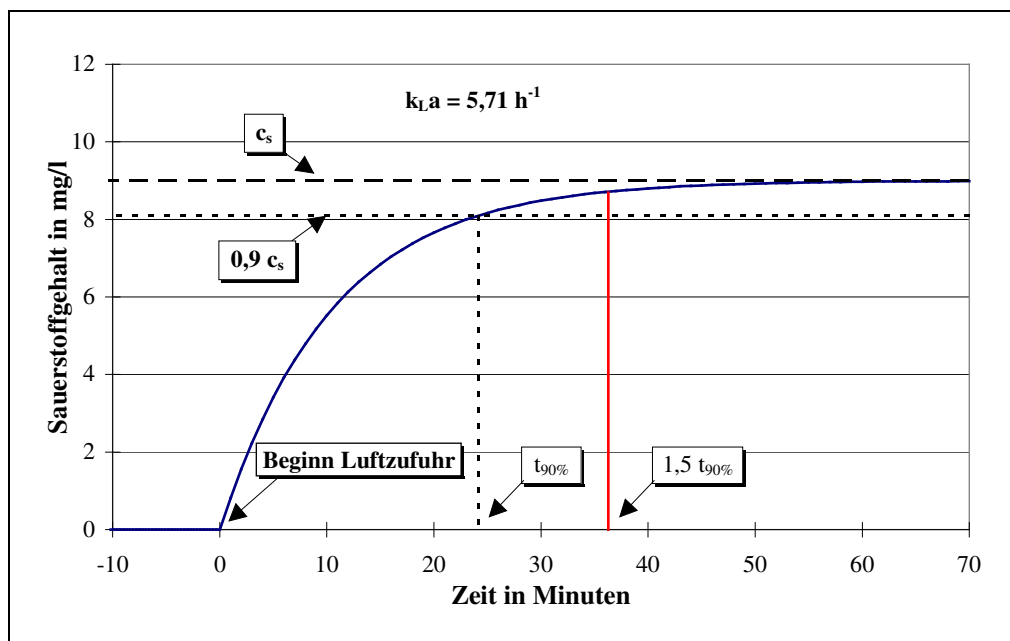


Diagramm 10: Darstellung von $t_{90\%}$

3.2.3 Auswertung

Bei Sauerstoffzufuhrversuchen erhält man Wertepaare c_t, t , die von einem Computer oder Datenlogger aufgenommen werden. Mit Hilfe des Computers und eines geeigneten Programmes ist es nun relativ einfach möglich, den $k_L a$ -Wert zu bestimmen. Wichtig sind dabei die sogenannten Residuen. Sie bilden die Differenzen zwischen der vom Computer berechneten Ausgleichsfunktion und den gemessenen Sauerstoffgehalten. Aus dem Verlauf der Residuen läßt sich viel über die Qualität eines Versuches sagen.

Folgen die Residuen einer zufälligen Streuung, ist der Versuch gut auswertbar. Nimmt man bei solch einem Versuch am Anfang oder am Ende Wertepaare aus der Wertung heraus, ändert sich $k_L a$ nicht nennenswert.

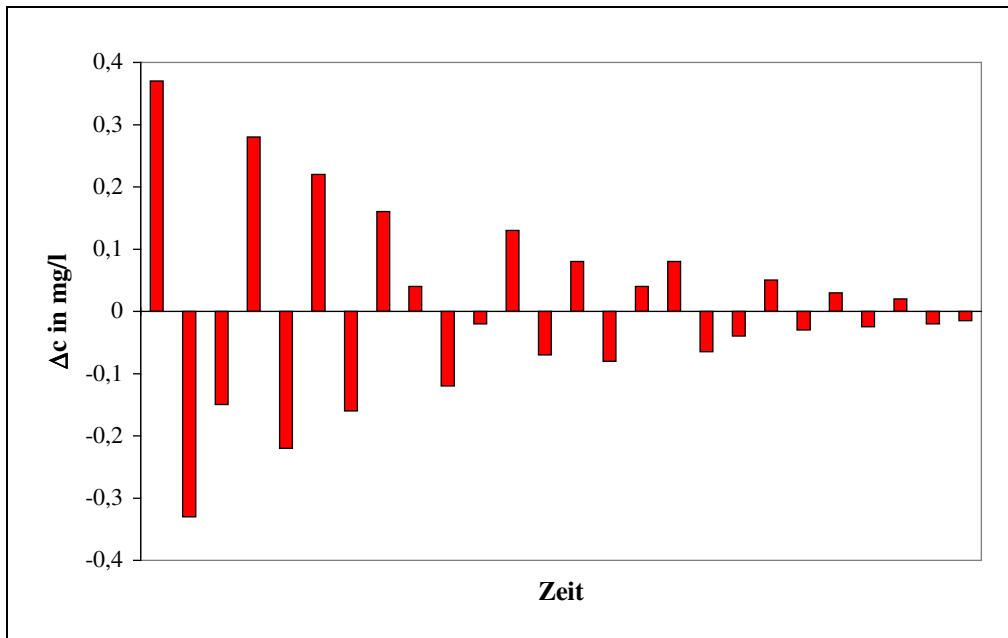


Diagramm 11: Residuen bei einem guten Versuch

Verlaufen die Residuen jedoch in Form einer gedämpften Schwingung, ist bei dem zugehörigen Versuch ein Fehler aufgetreten, zum Beispiel nicht konstante Strömungsverhältnisse am Anfang des Versuches oder nicht konstante Atmung während des Versuches.

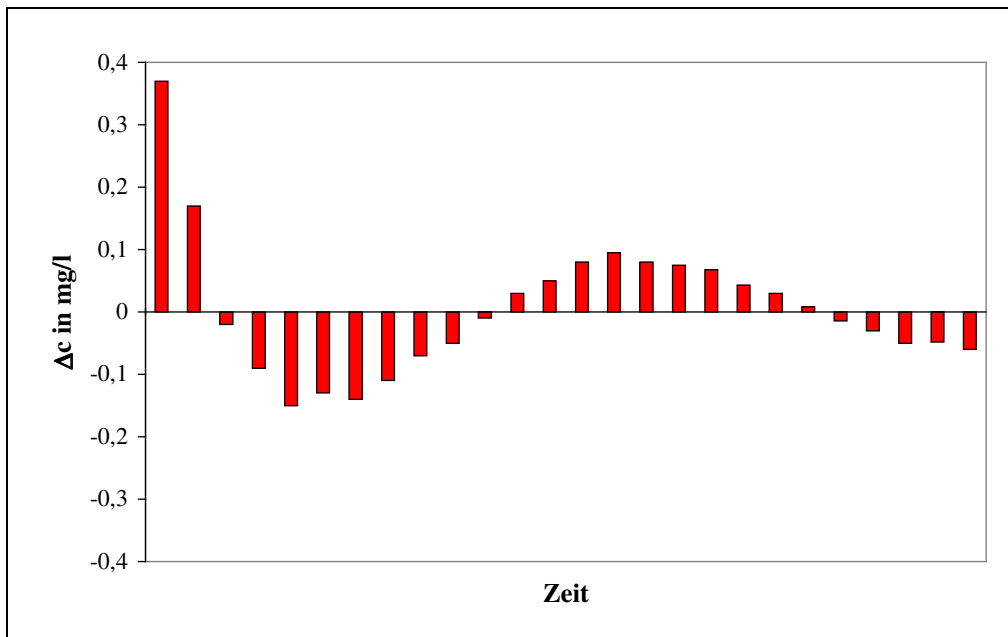


Diagramm 12: Residuen bei einem gestörten Versuch

Ein solcher Versuch ist im allgemeinen nicht auswertbar und muß wiederholt werden. Nimmt man hier Wertepaare aus der Wertung, ändert sich der $k_L a$ -Wert sehr stark.

4 Sauerstoffeintragsversuche

4.1 Untersuchungen zum α -Wert in der Literatur

Kayser [10] untersuchte 1967 unter anderem den Einfluß des Trockensubstanzgehaltes auf den Sauerstoffeintrag. Er benutzte dabei ein Belüftungsgefäß von 10 Liter Inhalt mit feinblasiger Druckluftbelüftung. Der Volumenstrom der Luft betrug zwischen 100 l/h und 130 l/h, was zu $k_{L,a_{20}}$ -Werten in Reinwasser von im Schnitt 17 h^{-1} führte. Es wurde eine Verdünnungsreihe mit Absorptionsversuchen mit Belebtschlamm einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage durchgeführt.

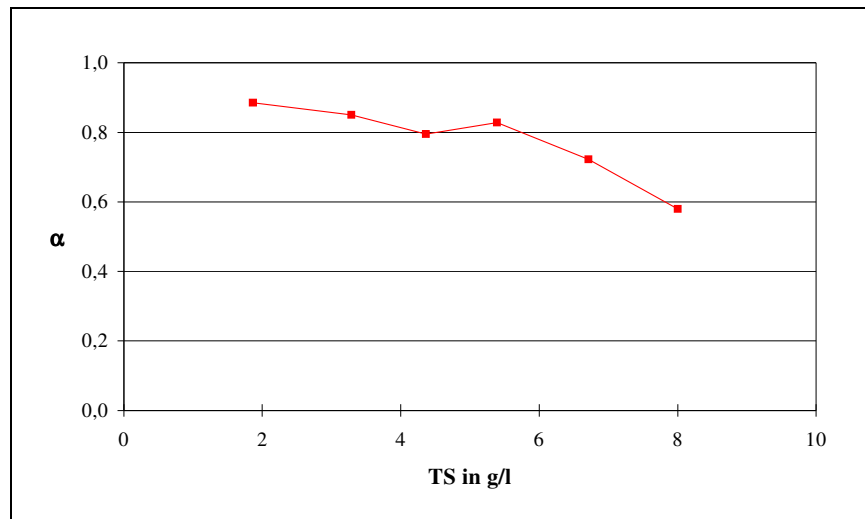


Diagramm 13: Abhängigkeit des Grenzflächenfaktors von der Schlammkonzentration nach Kayser [10]

Es zeigt sich, daß der α -Wert mit zunehmendem TS-Gehalt abfällt.

Günder [8] untersuchte 1999 die rheologischen Eigenschaften von belebten Schlämmen und deren Einfluß auf die Sauerstoffzufuhr. Es wurden speziell die fließtechnischen Eigenschaften (dynamische Viskosität, Scherrate etc.) bei Schlämmen hoher TS-Gehalte (jenseits von 10 g/l) untersucht. Dabei wurde das Augenmerk auf verschiedene Belüftungssysteme gelegt.

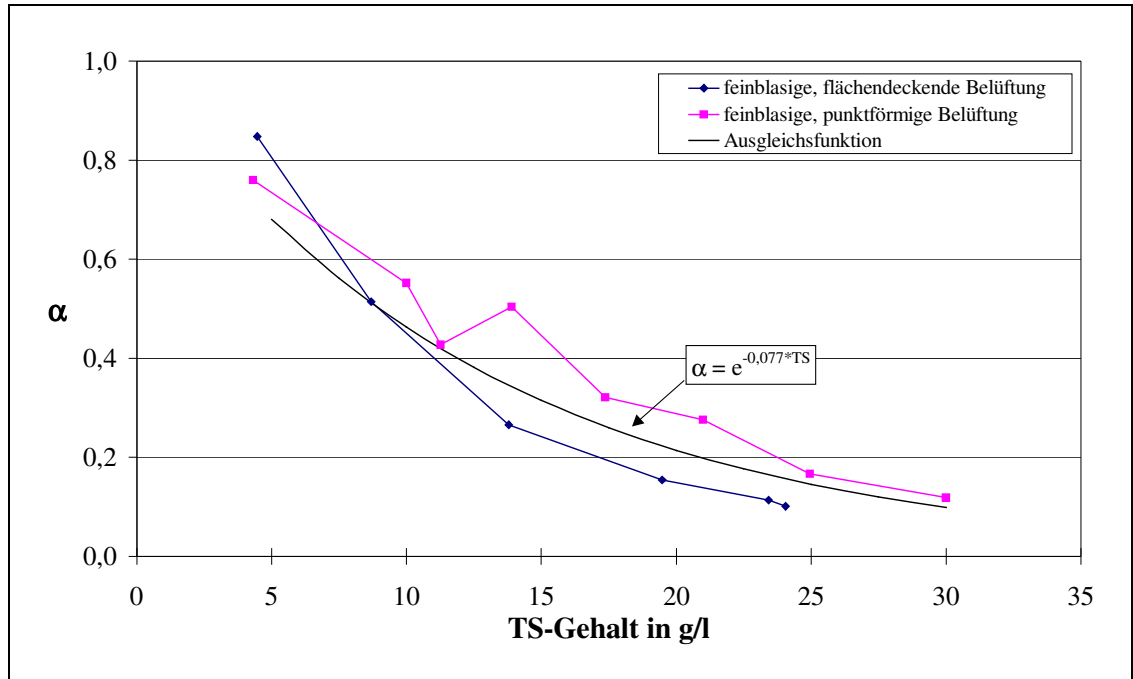


Diagramm 14: Abhängigkeit des α -Wertes von der Schlammkonzentration nach Günder [8]

Bei Günder zeigt sich eine starke Abnahme des α -Wertes mit hohen TS-Gehalten, wobei die punktförmige, feinblasige Belüftung nicht in gleichem Maße wie die flächendeckende, feinblasige Belüftung betroffen ist. Es wurde eine Ausgleichsfunktion empirisch ermittelt, die einen Zusammenhang zwischen TS-Gehalt und α -Wert darstellt.

4.2 Untersuchungen zum α -Wert im Rahmen dieser Diplom-Arbeit

4.2.1 Die Versuchsanlage

Die Versuchsanlage besteht aus einem Belebungsbecken mit einem Schlauchbelüfter, einem Heizband zum Temperieren des Mediums, einem Kompressor zur Versorgung der Anlage mit Druckluft, einer Gasflasche mit Stickstoff, einem Schwebekörperdurchflußmesser (Rotameter) zur Ermittlung des Volumenstromes des zugeführten Gases, zwei Elektroden zur Messung des gelösten Sauerstoffes und einem Computer zur Erfassung der Daten.

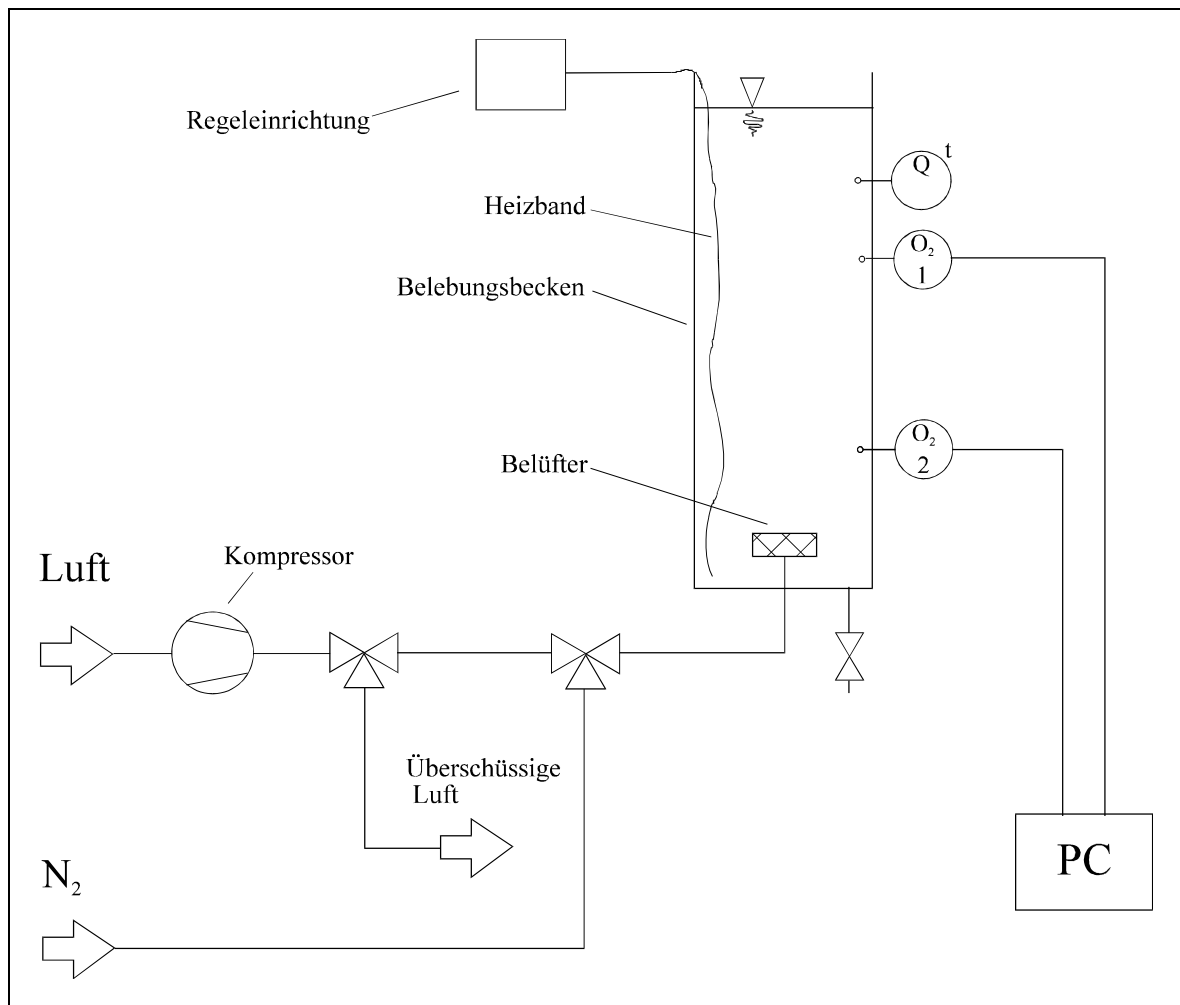


Abbildung 7: Schemazeichnung der Versuchsanlage

Das Belebungsbecken besteht aus einem senkrecht gestellten Rohr mit einem Durchmesser von 25 cm und einer Höhe von 300 cm, dessen unteres Ende mit einem Stopfen verschlossen ist. In diesen Stopfen sind zwei Anschlüsse eingearbeitet, um einerseits die Druckluft zum Belüfter zu leiten und andererseits Proben aus dem Belebungsbecken zu entnehmen. Zur Vergrößerung der Einblastiefe kann ein weiteres Rohr mit einer Länge von 100 cm einfach auf das Belebungsbecken aufgesetzt werden.

Das Heizband wird direkt in das Belebungsbecken getaucht. An einer daran angeschlossenen Regeleinrichtung läßt sich der Sollwert in relativ weiten Grenzen wählen.

Der Schlauchbelüfter ist so in den Stopfen eingearbeitet, daß er sich auch bei starker Turbulenz des Schlammes nicht bewegen (zum Beispiel aufschwimmen) kann. Die Belüfterlänge wurde bei allen Versuchen konstant gehalten (4 Zentimeter). Über ein Drei-Wege-Ventil wird die Zufuhr des Gases (entweder Luft oder Stickstoff) bestimmt.

Der Kompressor ist ein Ein-Phasen-Wechselstrom-Kompressor, der sich in seiner elektrischen Leistungsaufnahme und somit im abgegebenen Luft-Volumenstrom nicht regeln läßt. Der zum Belüfter geleitete Volumenstrom der Luft ist nur durch ein Abblasventil regulierbar, das sich vor dem Durchflußmesser befindet. Es wird also nur der Volumenstrom gemessen, der zum Belüfter gelangt.

Zu dem Schwebekörperdurchflußmesser existierte kein Datenblatt, aus dem der Zusammenhang zwischen der Anzeige von zwei bis zwanzig Skalenteilen und dem Volumenstrom des Gases hervorgeht. Für eine Ermittlung von α spielt das auch keine große Rolle, da bezüglich des Luft-Volumenstromes nur die Konstanz über die Versuchsdauer und die gleiche Höhe bei sämtlichen Versuchen einer Versuchsreihe wichtig ist.

Die Sauerstoff-Elektroden sind in unterschiedlichen Tiefen in das Belebungsbecken eingebracht. Der angeschlossene Computer nimmt mit einer speziell für diesen Zweck geschriebenen Software alle sechs Sekunden die Werte für den gelösten Sauerstoff auf und legt diese in einer Datei ab. Mit derselben Software lassen sich aus diesen aufgezeichneten Daten verschiedene Werte ermitteln, unter anderem der $k_L a$ -Wert.

4.2.2 Die Gasglocke

Bei den ersten beiden Versuchsreihen (siehe Kapitel 4.2.3.1: Belebtschlämme aus Membrantrennanlagen) stellte es sich als unbefriedigend heraus, keine Aussagen bezüglich der Konstanz des Volumenstroms der Luft treffen zu können, wenn der Meßbereich des Rotameters überschritten war. Aus diesem Grunde wurde der Versuchsanlage eine Gasglocke hinzugefügt. Bei sämtlichen Versuchsreihen, die den Belebtschlämmen aus Membrananlagen folgten, wurde die Gasglocke zur Ermittlung des Luft-Volumenstromes eingesetzt.

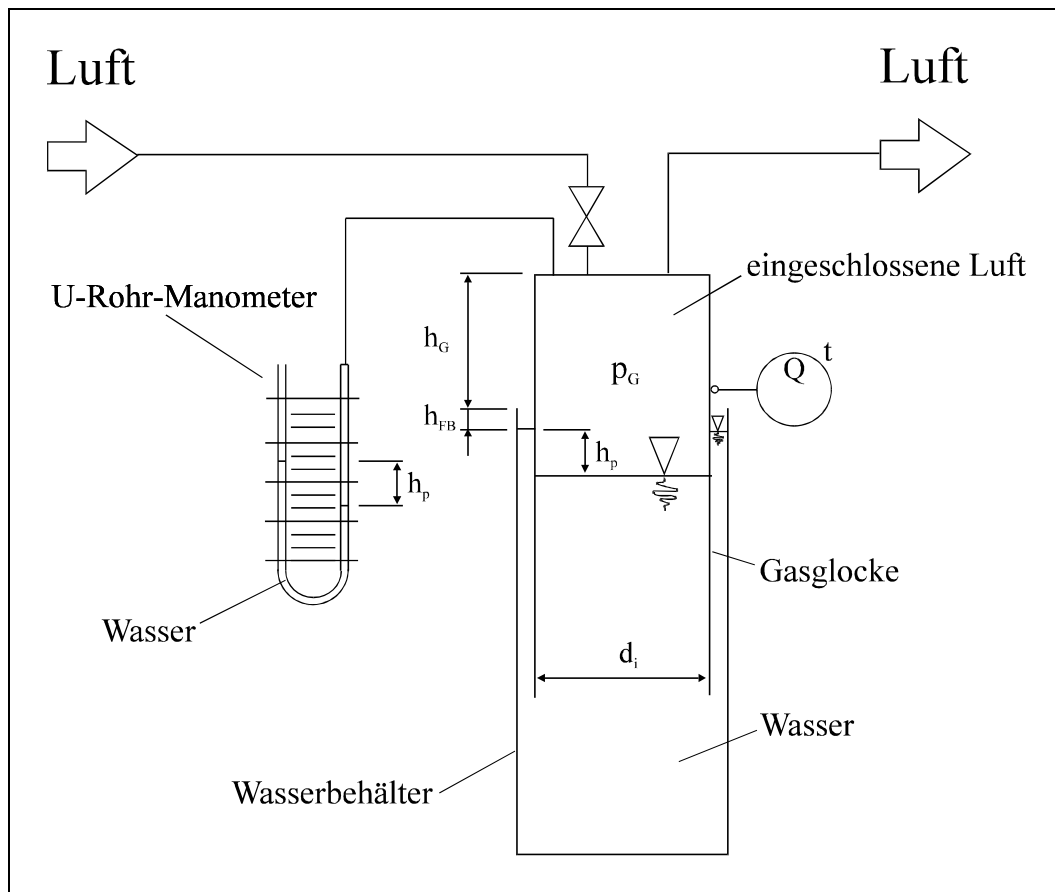


Abbildung 8: Schematische Darstellung der Gasglocke

Die Höhe des Volumenstromes wird mit Hilfe der Gasglocke bestimmt, wobei zur Berechnung des sich in der Glocke befindlichen Norm-Gasvolumens sowohl der Überdruck als auch die Temperatur des Gases herangezogen werden:

$$V_{N,t} = \frac{d_i^2 \pi}{4} (h_G + h_{FB} + h_p) \frac{273,15 \text{ K}}{T} \frac{p_G + p_{amb}}{101325 \text{ Pa}} \quad (25)$$

$V_{N,t}$: In der Gasglocke zum Zeitpunkt t eingeschlossenes Norm-Luftvolumen

d_i : Innendurchmesser der Gasglocke, $d_i = 300 \text{ mm}$

h_G : Höhe der über den Wasserbehälter hinausragenden Gasglocke

h_{FB} : Höhe des Freibordes

h_p : Höhe, die sich aus dem Überdruck in der Gasglocke ergibt

p_G : Überdruck in der Gasglocke gegenüber Atmosphärendruck

p_{amb} : Umgebungsluftdruck

h_p lässt sich direkt am U-Rohr-Manometer abmessen, da das Medium im Manometer als auch das Medium in der Gasglocke Wasser ist. Der Überdruck in der Gasglocke p lässt sich aus der allgemeinen Formel für den hydrostatischen Druck berechnen (siehe nächste Seite):

$$p_h = \rho g h \quad (26)$$

p_h : hydrostatischer Druck

ρ : Dichte des Mediums

g : Erdbeschleunigung

h : Höhe des druckerzeugenden Mediums

Gleichung 26 lautet für die Gasglocke:

$$p_G = \rho_{\text{Wasser}} g h_p \quad (27)$$

p_G : Druck in der Gasglocke

$\rho_{\text{Wasser}} = 1000 \text{ kg / m}^3$ (aufgerundet, genau: $998,2 \text{ kg / m}^3$ für $20 \text{ }^\circ\text{C}$ [4])

$g = 9,81 \text{ m / s}^2$

Sämtliche zur Berechnung der Norm-Volumina nötigen Daten werden in gleichen Zeitabständen während des Sauerstoffeintragsversuches mehrfach ermittelt. Daraus folgt der Norm-Volumenstrom:

$$\dot{V}_N = \frac{V_{N,t_1} - V_{N,t_2}}{t_1 - t_2} \quad (28)$$

Wichen die berechneten Volumenströme stark voneinander ab, wurde der Versuch wiederholt.

Der Durchflußmesser dient dabei der Kontrolle der Gleichmäßigkeit des Volumenstromes. Über das Drosselventil wird der Volumenstrom per Hand eingestellt und in regelmäßigen Zeitabständen am Durchflußmesser kontrolliert und eventuell nachgestellt. Das Abblasventil darf selbstverständlich nicht zur Einstellung verwendet werden, da der über die Gasglocke bestimmte Volumenstrom vollständig in das Belebungsbecken geleitet werden soll.

Direkt vor dem eigentlichen Sauerstoffeintragsversuch, das heißt nach dem Befüllen der Gasglocke mit Luft, wird eine etwa 10-minütige Stabilisierungsphase eingelegt, um eine Temperatur- und Feuchtigkeitskonstanz der eingeschlossenen Luft zu erreichen.

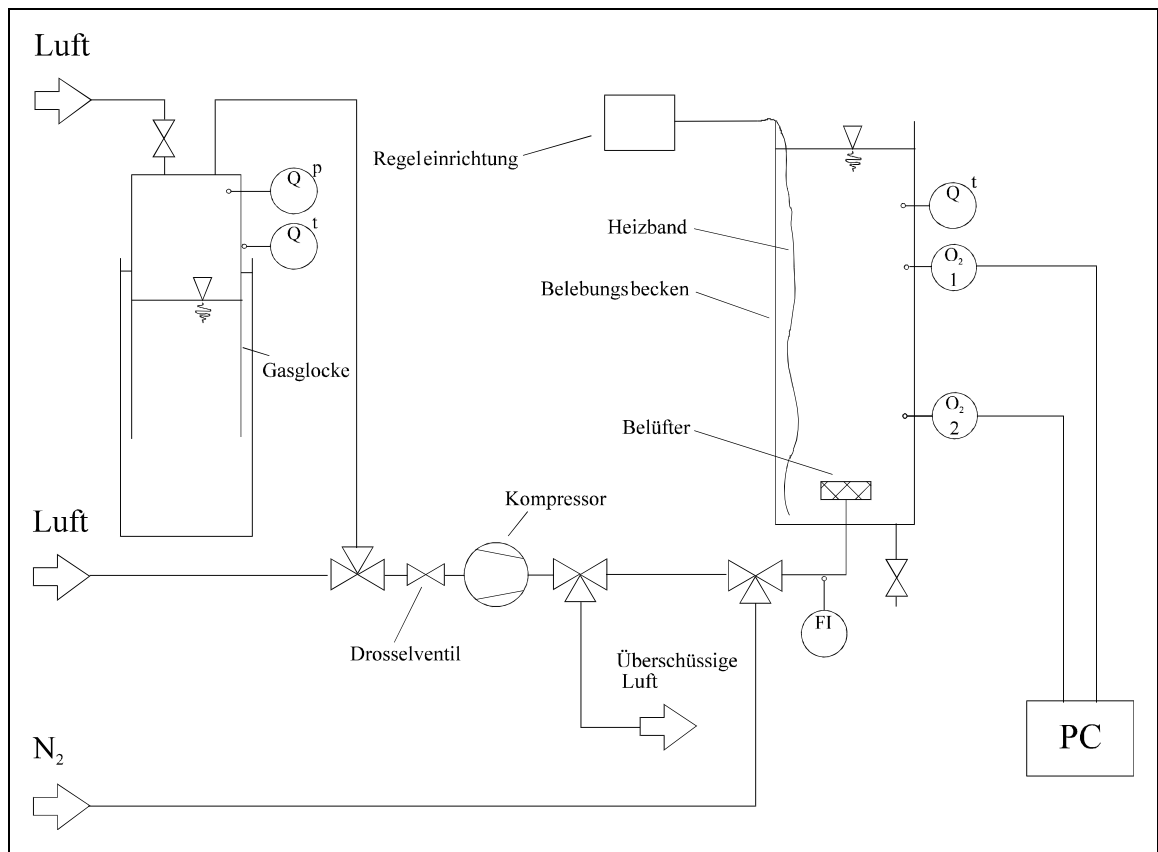


Abbildung 9: Schematische Darstellung der Versuchsanlage mit Gaslocke

4.2.3 Versuche mit Belebtschlamm

Versuchsdurchführung

Sämtliche im Rahmen dieser Diplom-Arbeit durchgeführten Versuche waren als Absorptionsmessungen angelegt, wobei zum Absenken des Sauerstoffgehaltes vor dem jeweiligen Versuch lediglich das Begasen mit Stickstoff in Frage kam. Die dafür theoretisch auch mögliche Ausnutzung der Zehrung bei Versuchen mit Belebtschlamm war bei der Versuchsanlage aufgrund nicht vorhandener Umwälzeinrichtungen und daraus resultierender fehlender Durchmischung bei abgestellter Belüftung nicht zu praktizieren.

Ziel der Versuche ist es, den α -Wert eines Belebtschlammes bei verschiedenen Trockensubstanzgehalten zu ermitteln. Denkbar sind zwei Methoden, den TS-Gehalt zu verändern:

- Maximales Eindicken des Schlammes, danach abwechselnd schrittweises Verdünnen mit Klarwasser/Ablauf KA und Ermitteln von k_{La} (Verdünnungsreihe).

Klarwasser wird aus dem Grunde zum Verdünnen benutzt, weil hierbei nicht, wie bei Trinkwasser zu befürchten, die Biozönose verändert wird.

- Verdünnen auf einen bestimmten TS-Gehalt, danach schrittweises Eindicken mit abgesetztem Schlamm und abwechselndes Ermitteln von k_{La} .

Da die Versuche möglichst zügig vonstatten gehen sollten, ein schrittweises Eindicken aber sehr lange gedauert hätte, wurde der Verdünnungsreihe der Vorzug gegeben.

Die Temperatur des Mediums im Belebungsbecken wurde stets ein wenig größer als die Umgebungstemperatur gewählt, so daß Temperaturschwankungen auf ein Minimum begrenzt blieben.

Um sicherzustellen, daß die Versuchsanlage reproduzierbare Ergebnisse liefert, wurde vor und nach jeder Verdünnungsreihe der k_{La} -Wert mit Trinkwasser als Vergleichswert für die Bildung von α ermittelt. Sämtliche Ergebnisse der Trinkwasserversuche einer Reihe wurden gemittelt. Es wurden die gleichen Betriebseinstellungen (Einblastiefe, Luftvolumenstrom) gewählt wie bei den Versuchen mit Belebtschlamm der jeweiligen Verdünnungsreihe.

Der Ablauf einer Versuchsreihe sah wie folgt aus:

I. Eindicken des Belebtschlammes in einem separaten Becken durch Absetzen

II. 2 Sauerstoffzufuhrversuche mit Trinkwasser

Beginn der Verdünnungsreihe:

III. 2 Sauerstoffzufuhrversuche mit dem eingedickten Schlamm

IV. Verdünnen des Belebtschlammes mit Ablauf der entsprechenden Kläranlage

V. 2 Sauerstoffzufuhrversuche mit dem verdünnten Schlamm

VI. Mehrmaliges Wiederholen der Punkte IV und V

Ende der Verdünnungsreihe.

VII. 2 Sauerstoffzufuhrversuche mit Trinkwasser

Jedem Verdünnen schloß sich eine reine Belüftungsphase an. Hierdurch sollte eine gute Durchmischung von Belebtschlamm und Klarwasser, eine Stabilisierung der Zehrung sowie eine Temperierung erreicht werden. Bei jeder Verdünnungsstufe erfolgte eine Probenahme mit anschließender Bestimmung des TS-Gehaltes.

Bei zu stark voneinander abweichenden k_{La20} -Werten einer Verdünnungsstufe (Abweichung mehr als 5% vom Mittelwert) wurde der Sauerstoffeintragsversuch wiederholt.

Vor und nach jedem Versuch fand die Ermittlung der Temperatur und, bei Versuchen mit Belebtschlamm, zusätzlich der Zehrung statt (siehe Abbildung 10, Seite 5). Die gemessenen Temperaturen wurden für jeden Versuch gemittelt, um so die Umrechnung von k_{La} auf $k_{La20^{\circ}C}$ zu ermöglichen. Nach jedem Verdünnen wurde die Zehrung mehrfach bestimmt, bis sich ein konstanter Wert eingestellt hatte. War die Zehrung vor und nach einem Sauerstoffeintragsversuch stark abweichend voneinander, wurde der jeweilige Versuch wiederholt.

Ermittlung der Zehrung

Zur Ermittlung der Zehrung wurde die unten abgebildete Zehrungs-Meßapparatur verwendet. Sie bestand aus dem Meßgefäß samt Deckel, einem Magnetrührer, einer Sauerstoff-Elektrode und einem Schreiber. Die Elektrode konnte so durch den Deckel geführt werden, daß von außen kein Sauerstoff zum Belebtschlamm gelangte.

Zur Ermittlung der Zehrung wurde dem vollständig durchmischten Inhalt des Versuchs-Belebungsbeckens eine Probe von etwa 1,5 Liter entnommen, durch Schütteln mit Sauerstoff angereichert und in das Meßgefäß der unten dargestellten Zehrungs-Meßapparatur gefüllt. Dabei wurde darauf geachtet, daß der Belebtschlamm das gesamte Volumen des Gefäßes ausfüllte, ohne daß sich Luft unter dem Deckel befand. Dies hätte zu einer Verfälschung der Zehrungs-Messung geführt, da durch die Luftblase ein gewisser Sauerstoffeintrag in den Belebtschlamm stattgefunden hätte. Durch den Einsatz des Rührers fand eine starke Durchmischung des Schlammes statt, so daß sich dieser nicht absetzen konnte.

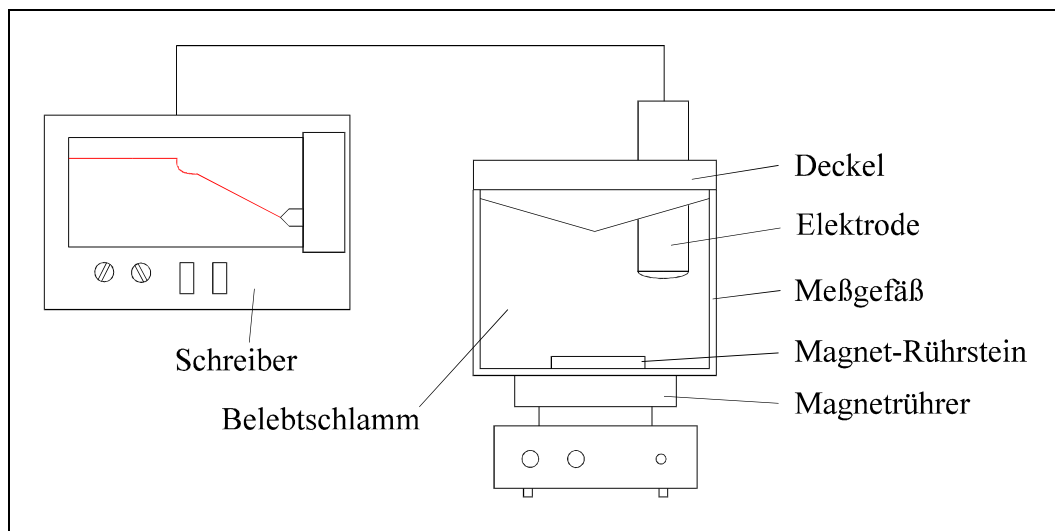


Abbildung 10: Schemazeichnung der Zehrungs-Meßapparatur

Auf dem Papierstreifen des Schreibers konnte nach etwa 10 bis 15 Minuten der Abfall des Sauerstoffgehaltes hinreichend genau abgelesen und die Zehrung ermittelt werden.

4.2.3.1 Belebtschlämme aus Membrantrennanlagen

Die ersten beiden untersuchten Belebtschlämme entstammen zwei Versuchsanlagen, sogenannten Membrananlagen. Wie schon weiter oben erwähnt, existierte die Gasglocke zu diesem Zeitpunkt noch nicht.

Versuchsdurchführung

Bei den angelieferten Schlämmen stellte es sich schnell als unmöglich heraus, diese auf einfache Art zu verarbeiten. Der TS-Gehalt war so hoch, daß mit den vorhandenen Pumpen kein Umfüllen in das Belebungsbecken möglich war. Außerdem war selbst nach längerer Belüftungszeit bei höchstem Luft-Volumenstrom kein Anstieg des Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken zu verzeichnen. Abhilfe schaffte eine moderate Vorverdünnung mit Ablauf der kommunalen Kläranlage Braunschweig-Steinhof. Dieses Klarwasser wurde auch zum

Herstellen der einzelnen Verdünnungsstufen verwendet, da kein Klarwasser der Membrananlage vorhanden war.

Bei allen Versuchen mit den Belebtschlämmen der Membrananlagen wurde der volle Luft-Volumenstrom des Kompressors in das Belebungsbecken geleitet, da bei kleinerem Volumenstrom aufgrund der hohen Zehrung kein ausreichend hoher scheinbarer Sättigungswert (c^*) erreicht worden wäre und in diesem Fall eine Absorptionsmessung sehr ungenaue Ergebnisse geliefert hätte. Es konnte nicht festgestellt werden, ob der Volumenstrom bei sämtlichen Versuchen gleich hoch war, da der Meßbereich des Rotameters zu klein war. Es mußte also darauf vertraut werden, daß der Kompressor immer die gleiche Luftmenge abgab.

Versuchsergebnisse

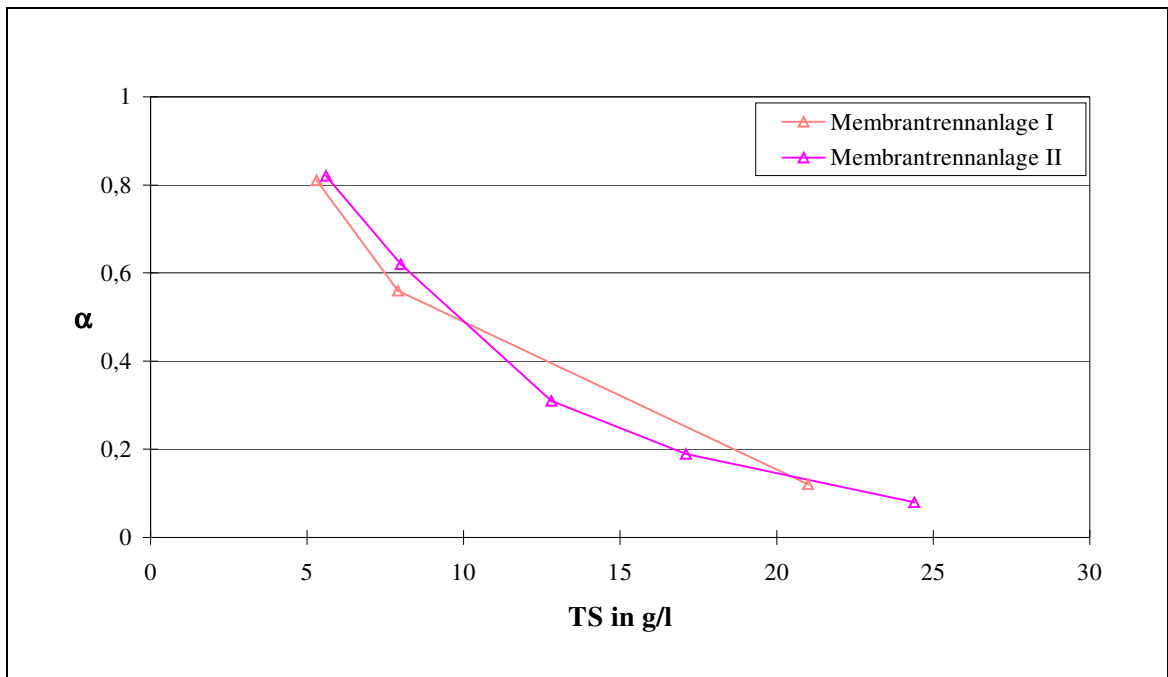


Diagramm 15: Versuche mit Schlämmen der Membrananlagen

Die Ergebnisse der Versuche weisen bei beiden Belebtschlämmen tendenziell den gleichen Verlauf auf: Der Grenzflächenfaktor α wird mit steigendem Trockensubstanzgehalt des Belebtschlammes niedriger. Dies ist bei beiden Schlämmen in etwa gleichem Maße der Fall, und das, obwohl sie verschiedenen Belebungsanlagen entstammen. Anzumerken sei noch, daß die Konzentration der Trockensubstanz in einem Bereich lag, der für herkömmliche kommunale Kläranlagen unüblich ist. Hier liegt er meistens unter 5 g/l.

4.2.3.2 Belebtschlämme der KA Braunschweig

Die nachfolgenden zwei Versuchsreihen wurden mit Schlämmen der kommunalen Kläranlage Braunschweig-Steinhof durchgeführt. Der eine Schlamm entstammt direkt dem Belebungsbecken, während der andere dem Rücklauf entnommen ist.

Die Intention, den Rücklaufschlamm zu untersuchen, entsprang dabei der Erkenntnis, mit dem Trockensubstanzgehalt des Schlammes aus dem Belebungsbecken lediglich einen sehr kleinen Bereich abgedeckt zu haben. Zwar sind TS-Gehalte von mehr als 6 g/l in kommunalen Kläranlagen unüblich, allerdings hätten entsprechende Versuche eine bessere Vergleichbarkeit mit den bereits untersuchten Membranschlämmen zur Folge. Desweiteren kann die Tendenz (sinkender α -Wert bei steigendem TS-Gehalt) noch besser belegt werden. Da der Rücklaufschlamm gegenüber dem Schlamm aus dem Belebungsbecken schon wesentlich eingedickt ist (in Braunschweig 3,7 g/l gegenüber 1,6 g/l), müßte sich eine höhere maximale TS-Konzentration erreichen lassen, was die folgenden Untersuchungen auch bestätigten.

Versuchsdurchführung

Die Verfahrensweise für die Versuche, die als Absorptionsversuche angelegt waren, ist in beiden Fällen gleich: Der entsprechende Schlamm wird in einem Absetzbecken etwa 20 Stunden eingedickt. Das Klarwasser wird zum späteren Verdünnen aufbewahrt, der Schlamm in das Belebungsbecken eingefüllt und vor den Versuchen mehrere Stunden belüftet, bis sich konstante Temperatur und Zehrung eingestellt haben.

Ergebnisse

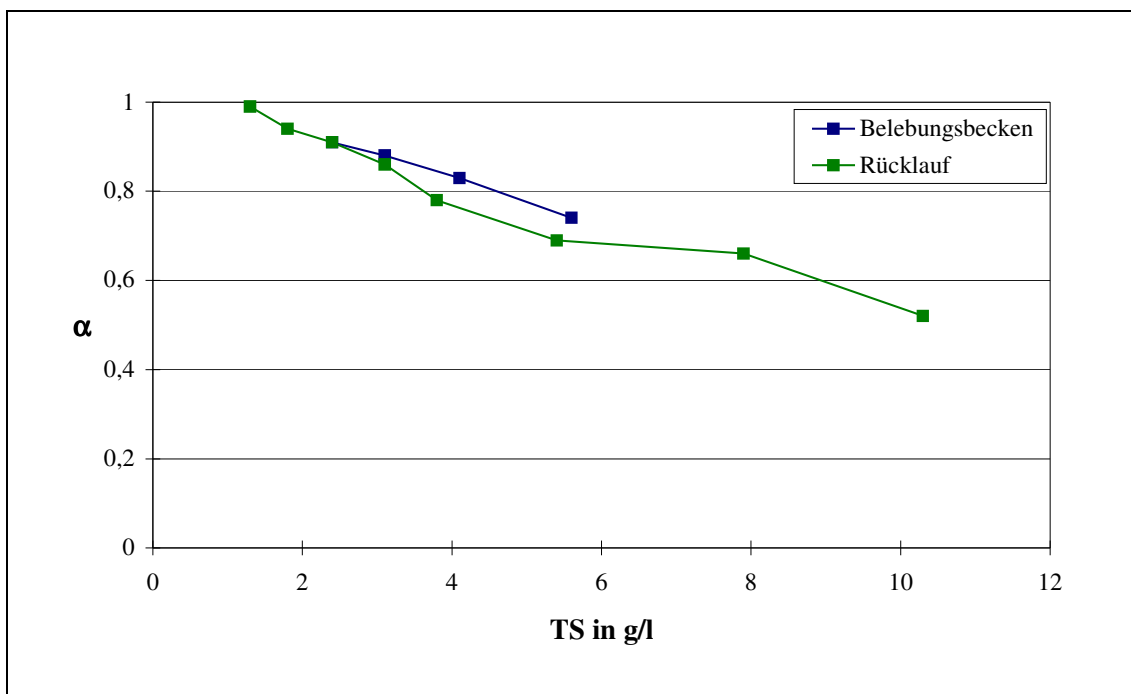


Diagramm 16: Versuche mit Belebtschlämmen der Braunschweiger Kläranlage

Auch bei den Schlämmen aus der Braunschweiger Abwasserreinigungsanlage zeigt sich bei steigender Trockensubstanz-Konzentration ein fallender α -Wert. Deutlich ist dabei die unterschiedlich starke Ausprägung beider Kurven im Bereich vier bis sechs Gramm pro Liter Trockensubstanz, obwohl es sich im Grunde genommen doch um den gleichen Schlamm handelt. Eine Ursache hierfür könnte im unterschiedlichen Luft-Volumenstrom liegen (bei Schlamm aus dem Belebungsbecken: 2,5 Liter/Minute, bei Rücklaufschlamm ca. 4 l/min).

Bei Betrachtung des Blasenbildes des Rücklaufschlammes konnte man eine deutliche Veränderung während der Versuchsreihe feststellen: Anfänglich, bei einem TS-Gehalt von 10,3 g/l, traten Luftblasen mit sehr großem Durchmesser in unregelmäßigen Abständen aus der Schlamm-Oberfläche aus (siehe Photo 1).



Photo 1: Blasenbild des Schlammes der KA Braunschweig bei einem

Trockensubstanzgehalt von $TS = 10,3 \text{ g/l}$

Mit abnehmendem Feststoffgehalt des Schlammes wurden die Luftblasen immer kleiner, bis sie mit weiter zunehmender Verdünnung des Belebtschlammes denen bei Reinwasser glichen (siehe Photo 2). Schon allein aus der Vorstellung, daß bei hohen Feststoffgehalten die am Anfang ihres Aufstieges kleinen Luftblasen sich schnell zu sehr großen vereinigen, kann man schließen, daß der Sauerstoffeintrag durch die nun wesentlich kleinere Grenzfläche Luft / Belebtschlamm stark gegenüber geringeren Feststoffgehalten abfallen muß, was diese Versuchsreihe ja auch zeigt.



Photo 2: Blasenbild des Schlammes der KA Braunschweig bei einem

Trockensubstanzgehalt von $TS = 5 \text{ g/l}$

4.2.3.3 Belebtschlämme der KA Lehre

Die folgenden Untersuchungsobjekte sind im Grunde genommen genau gleich: Es handelt sich um Überschussschlamm der kommunalen Kläranlage Lehre (20 km östlich von Braunschweig).

Versuchsdurchführung

Die Versuchsreihen wurden im Abstand von einer Woche durchgeführt, wobei für jede Verdünnungsreihe frischer Schlamm eingesetzt wurde. Die Vorgehensweise des Eindickens und Verdünnens war die gleiche wie beim Braunschweiger Belebtschlamm. Der Luft-Volumenstrom betrug 4 l/min. Es wurden Absorptionsversuche durchgeführt.

Ergebnisse

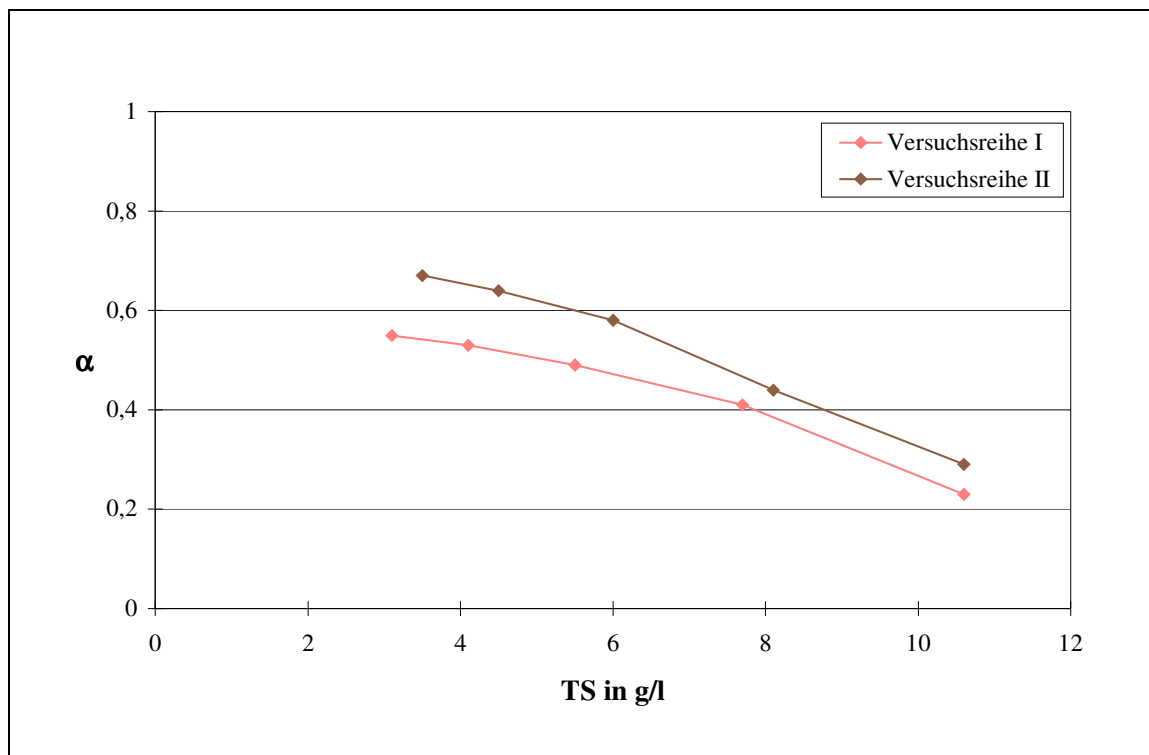


Diagramm 17: Versuche mit Überschussschlamm der KA Lehre

Tendenziell reihen sich beide Versuchsreihen in die vorangegangenen Reihen (Schlämme aus Membrananlagen, Braunschweiger Schlamm) ein: Der α -Wert sinkt mit steigendem TS-Gehalt. Auffällig ist bei den Lehrre Belebtschlämmen das um etwa 20 Prozent höhere Niveau der Versuchsreihe II gegenüber Versuchsreihe I. Mögliche Gründe hierfür konnten nicht gefunden werden, da sowohl Luftmenge als auch Einblastiefe bei beiden Reihen exakt gleich waren.

Das Betrachten des Verlaufes beider Reihen kann zu der Vermutung führen, daß beim weiteren Verdünnen des Belebtschlammes keine gravierende α -Wert-Änderung mehr stattfindet. Überspitzt gesagt sieht es so aus, als ob bei einem Trockensubstanz-Gehalt von null

Gramm pro Liter (Klarwasser) ein α -Wert von etwa 0,6 bis 0,8 erreicht werden könnte. Um diesen Verdacht zu überprüfen, wurde ein Kontrollversuch (Doppelversuch) mit Klarwasser der zweiten Probe bei gleichem Volumenstrom der Luft und gleicher Einblastiefe durchgeführt. Es ergab sich ein α -Wert von 1,05, das heißt, daß der Sauerstoffeintrag bei Klarwasser höher liegt als bei Trinkwasser. Schon vor Beginn dieser Diplomarbeit hatten Versuche mit anderen Wässern ähnliche Ergebnisse gezeigt. Die Vermutung ist, daß es, genauso wie es Substanzen gibt, die den Sauerstoffeintrag behindern, Wasserinhaltsstoffe geben muß, die eine Begünstigung bewirken. Eine dieser Stoffgruppen ist die Gruppe der Salze, die bekanntermaßen die Blasengröße verringern, beziehungsweise die Blasenkoaleszenz verhindern.

4.2.3.4 Belebtschlamm der KA Blankenburg

Bei allen bisher durchgeführten Versuchsreihen kann eine deutliche Trennlinie gezogen werden: Zum einen sind da die Belebtschlämme aus kommunalen Kläranlagen mit einem maximalen TS-Gehalt von etwa 11 g/l, zum anderen die Schlämme aus den Membrananlagen, deren Trockensubstanzgehalt wesentlich höher lag (bis zu 24 g/l). Ein „Überlappen“ beider Bereiche gelang nur durch Verdünnen der Membranschlämme mit dem Klarwasser der Kläranlage Braunschweig. Gerade hierin könnte aber eine methodische Verfälschung der Ergebnisse liegen. Ein weiteres Eindicken der schon untersuchten kommunalen Belebtschlämme wäre wünschenswert, aber nur durch Einsatz eines Eindickers möglich gewesen, der nicht zur Verfügung stand. Günstig wäre es also, einen Schlamm aus einer kommunalen Kläranlage zu finden, der sich nur durch Absetzen unter Schwerkraft genauso eindicken lassen würde wie die Schlämme der Membrantrennanlagen. Dadurch könnte eine gewisse Vergleichbarkeit der Ergebnisse von kommunalem Belebtschlamm und Membranschlamm auch bei hohen Trockensubstanzgehalten hergestellt werden.

Ein solches Versuchsobjekt konnte schnell im Schlamm der Kläranlage Blankenburg gefunden werden. Der TS-Gehalt im Rücklaufschlamm ist mit 9 g/l relativ hoch; er sollte sich also auch stärker als bei den bisherigen Versuchsreihen eindicken lassen.

Versuchsdurchführung

Die Vorgehensweise bei dieser Verdünnungsreihe ist die gleiche wie beim Braunschweiger Belebtschlamm. Der Volumenstrom der Luft mußte wegen des hohen TS-Gehaltes wieder so groß wie bei den Versuchen mit den Schlämmen der Membrananlagen gewählt werden (nicht gedrosseltes Gebläse, kein Abblasen der Luft, keine Ablesung des Volumenstromes der Luft am Schwebekörperdurchflußmesser). Zusätzlich erfolgten allerdings Versuche mit niedrigerem Luft-Volumenstrom (3,6 l/min) bei den niedrigeren TS-Gehalten. Letztere waren nur Einzelversuche. Sämtliche Versuche waren Absorptionsversuche.

Ergebnisse

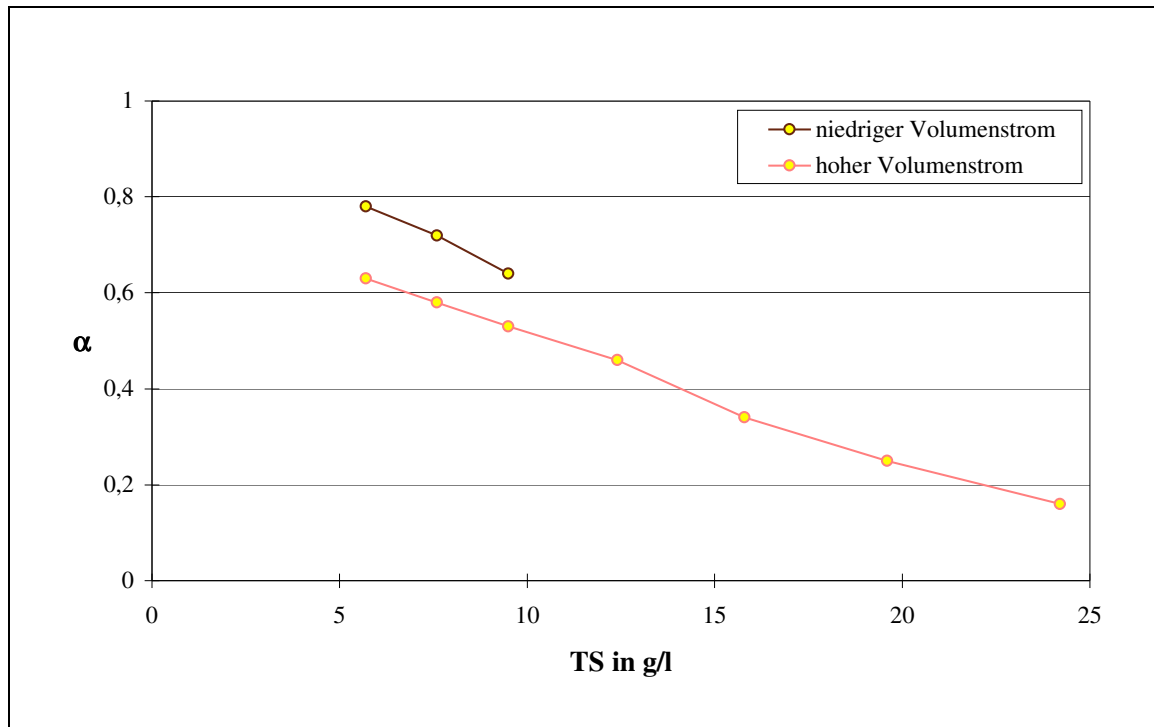


Diagramm 18: Versuche mit Rücklaufschlamm der KA Blankenburg

Die Tendenz fallender α -Werte bei steigender TS-Konzentration ist auch beim Blankenburger Belebtschlamm festzustellen. Außerdem fällt auf, daß sich unterschiedliche α -Werte für verschiedene Volumenströme der Luft einstellen. Der α -Wert liegt um so näher bei eins, je niedriger der Luft-Volumenstrom ist.

4.2.3.5 Versuche in der KA Hirblingen

Sämtliche bisher durchgeführten Versuchsreihen haben einen entscheidenden Nachteil: Sie wurden in einem Versuchs-Belebungsbecken durchgeführt, das sich in seinen Abmessungen grundsätzlich von einer kommunalen Kläranlage unterscheidet. Der Durchmesser der Versuchsanlage ist im Vergleich zur Einblastiefe klein, bei Großanlagen ist es umgekehrt. Die Übertragbarkeit der in der Versuchsanlage gewonnenen Ergebnisse auf eine Großanlage kann nicht gewährleistet werden, es sei denn, man führt zumindest eine Versuchsreihe in einer Großanlage aus, um einen Vergleichswert zu haben.

Als Versuchsobjekt wurde die Kläranlage Hirblingen bei Augsburg ausgewählt. Sie verfügt über drei parallel geschaltete Belebungsbecken, von denen eines für die Versuche von sämtlichen Zu- und Abläufen abgeschiebert wurde. Die Beckengröße beläuft sich auf 3000 m^3 bei einer Einblastiefe von etwa 5 m.

Versuchsdurchführung

Die Vorgehensweise des Eindickens ist bei dieser Versuchsreihe eine grundsätzlich andere: Dem Belebungsbecken wird über eine längere Zeit (etwa 2 Tage) nur Rücklaufschlamm zugeführt (TS etwa 9,5 g/l). Dadurch erhöhte sich der TS-Gehalt im Belebungsbecken von anfänglich 4,0 g/l auf 5,8 g/l. In diesem Zeitraum erfolgten zwei Sauerstoffeintragsversuche mit niedrigem Luft-Volumenstrom. Das Zuführen des Rücklaufschlammes zum Belebungsbecken unterblieb während der eigentlichen Versuche, um eine Erhöhung des Gehaltes an Trockensubstanz und eine Veränderung der Zehrung zu unterbinden.

Anschließend wurden der Schlamm im Belebungsbecken mit Ablauf der Kläranlage verdünnt und in regelmäßigen Abständen Versuche (einzelne Absorptionsversuche) mit hohem Volumenstrom durchgeführt (die von der Versuchsanlage bekannte Verdünnungsreihe). Die Erhöhung des Luft-Volumenstromes war nötig, da sonst kein für eine genaue Ermittlung des k_{La} -Wertes ausreichend hoher scheinbarer Sauerstoff-Sättigungswert erreicht worden wäre. Beim Verdünnen fiel der Trockensubstanzgehalt über einen Zeitraum von drei Tagen auf 1,2 g/l ab. Auch bei der Verdünnungsreihe unterblieb das Zumischen des Ablaufes während der Versuche aus den oben genannten Gründen.

Da kein Stickstoff zum Absenken des Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken zur Verfügung stand, wurde die Zehrung des Schlammes ausgenutzt. Durch die unabhängig von der Belüftung einzuschaltenden Rührwerke konnten die Schlammflocken in Schwebe gehalten und ein Absetzen des Schlammes vermieden werden.

Bei der Versuchsreihe konnten in der begrenzt zur Verfügung stehenden Zeit von einer Woche keine Reinwasserversuche durchgeführt werden, da es zu lange gedauert hätte und vor allem zu aufwendig gewesen wäre, das Belebungsbecken zu leeren, zu reinigen und mit Reinwasser aufzufüllen. Daraus folgt zwangsweise, daß auch der α -Wert nicht bestimmt werden kann.

Ergebnisse

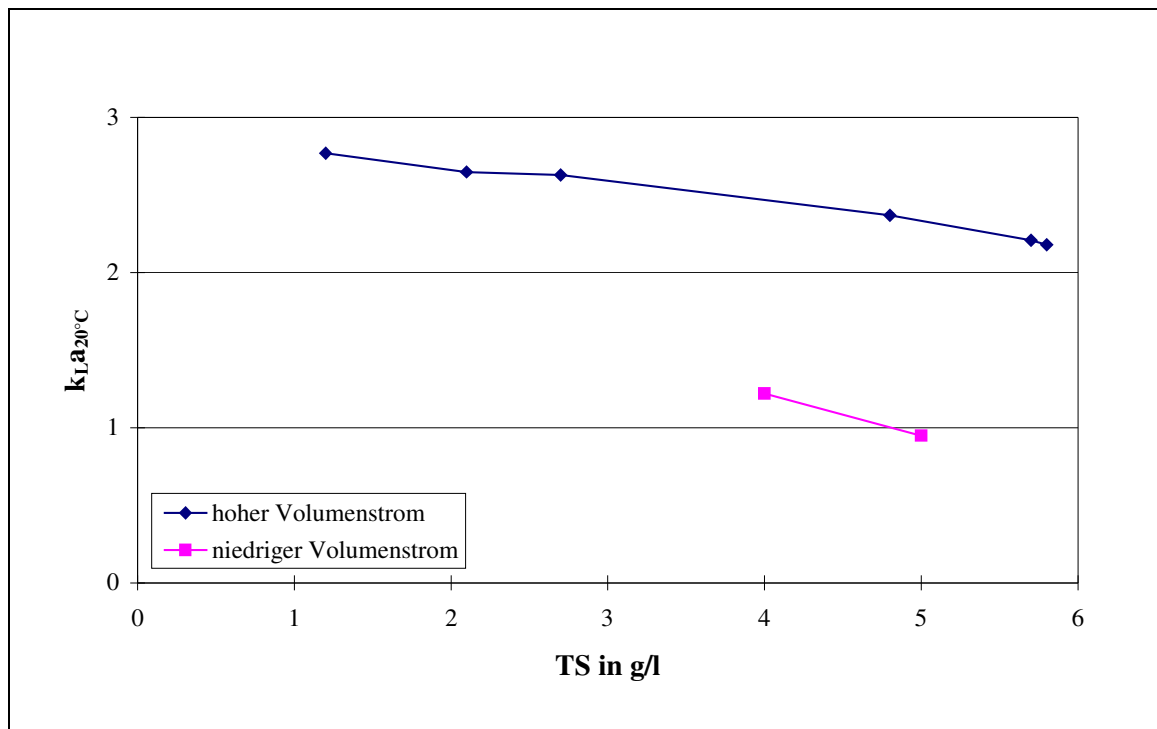


Diagramm 19: Versuche im Belebungsbecken der Großanlage Hirblingen

In Diagramm 19 auf der vorigen Seite kann trotz fehlender Reinwasserversuche die Tendenz der vorangegangenen Versuchsreihen bestätigt werden, daß der Sauerstoffeintrag mit steigendem Trockensubstanzgehalt fällt, auch wenn nur der $k_{La20^{\circ}C}$ -Wert aufgetragen ist. Dies scheint sogar in noch stärkerem Maße der Fall zu sein, wenn der Volumenstrom der Luft niedrig ist. Allerdings ist diese Aussage sehr unsicher, da nur zwei Versuche mit niedrigem Volumenstrom durchgeführt wurden, deren TS-Gehalte nur einen kleinen Bereich überspannen.

4.2.3.6 Versuche zum zeitlichen Verlauf des α -Wertes

Belebtschlamm ist kein „totes“ Material wie zum Beispiel sterilisiertes Wasser. Im Belebtschlamm gibt es viele chemische Verbindungen, die nicht nur miteinander im Ungleichgewicht stehen (also miteinander reagieren), sondern auch noch einer Vielzahl von Bakterien als Nahrungsquelle dienen. Daraus folgt, daß sich Belebtschlamm ständig in seinen chemischen und bakteriologischen Eigenschaften ändert. Alle bisher gesammelten Daten wurden aus Versuchsreihen gewonnen, die sich über mindestens vier Tage erstreckten. Es ist nicht auszuschließen, daß sich der Belebtschlamm in diesem Zeitraum soweit ändert, daß sich ein meßbarer Effekt auf die Versuchsergebnisse zeigt. Inwieweit sich diese Veränderung auf den α -Wert auswirkt, ist der Gegenstand des nächsten Versuches.

Versuchsdurchführung

Dazu wurde der Kläranlage Braunschweig Rücklaufschlamm entnommen und über vier Tage in regelmäßigen Abständen mehrfach der Sauerstoffeintrag über Absorptionsversuche bestimmt. Vor der Versuchsreihe und nach der Versuchsreihe wurde jeweils der Sauerstoffeintrag mit Trinkwasser im Doppelversuch gemessen. Zusätzlich erfolgte eine Bestimmung der Trockensubstanz vor und nach der Versuchsreihe. Sie blieb mit 3,7 g/l und 3,4 g/l nahezu konstant.

Versuchsergebnisse

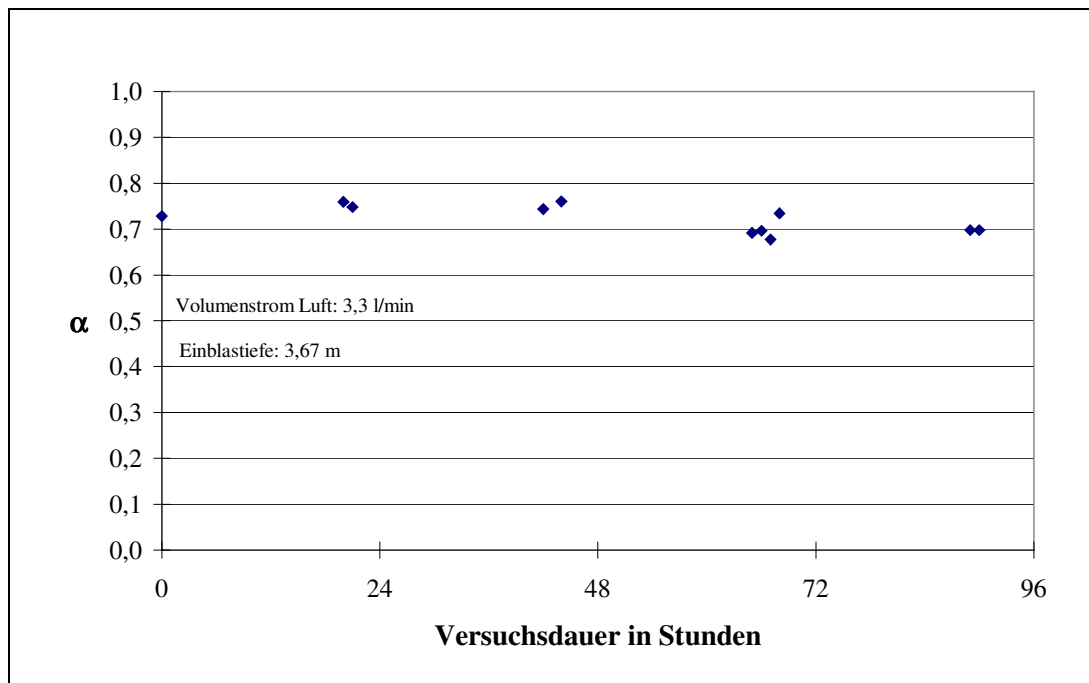


Diagramm 20: Zeitlicher Verlauf des α -Wertes

Der α -Wert schwankt zwischen 0,76 und 0,68, was einer Schwankung auf den Mittelwert sämtlicher Versuche von +5% / -6% entspricht. Bei Sauerstoffzufuhrversuchen sind bei der Ermittlung von OC in belebtem Schlamm ohne Durchfluß Meßtoleranzen von +/- 15 % erlaubt [2], das heißt, daß obige Meßreihe noch sehr deutlich unter der Meßtoleranz liegt. Man kann durchaus sagen, daß sich keine Tendenz bei dem zeitlichen Verlauf des α -Wertes ergibt, Meßreihen also über eine Zeit von etwa 96 Stunden geführt werden können, ohne daß durch eine chemische oder bakterielle Veränderung des Schlammes eine Verfälschung des α -Wertes bewirkt würde.

4.2.4 Versuche mit Reinwasser

Schon bei den Versuchen mit Klarwasser der Abwasserreinigungsanlage Lehre fiel auf, daß man α -Werte nachweisen kann, die über eins liegen, wobei der Ausdruck α -Wert eigentlich fälschlicherweise gebraucht wird, da der α -Wert als Abminderung der Sauerstoffzufuhr definiert ist, er also immer kleiner beziehungsweise gleich eins sein muß. Es wurde damals vermutet, daß Salze für diese Erhöhung der Sauerstoffzufuhr verantwortlich seien. Die folgenden Versuchsreihen sollten diese Vermutung untermauern.

Versuchsdurchführung

Dazu wurde das gereinigte Versuchs-Belebungsbecken mit Trinkwasser gefüllt. Dann fanden zwei verschiedene Versuchsreihen statt:

- Aufsalzung mit Natriumsulfit
- Aufsalzung mit Natriumchlorid (gewöhnliches Kochsalz)

Hierzu wurde eine bestimmte Menge des jeweiligen Salzes in einer kleinen Menge Wasser aufgelöst und dann in das Belebungsbecken gegeben (Prinzip der Flüssigdosierung, wie sie

auch bei Messungen auf Großanlagen ab und an eingesetzt wird). Dies war notwendig, um einer Verklumpung und Ablagerung des Salzes am Boden des Belebungsbeckens vorzubeugen. Nach einer Einmischzeit von etwa zehn Minuten mit eingeschalteter Belüftung wurde mit dem jeweiligen Absorptionsversuch begonnen. Der Volumenstrom der Luft betrug dabei etwa 1,3 l/min. Die Versuche wurden als Doppelversuche durchgeführt. Zusätzlich wurden bei der Versuchsreihe mit Natriumsulfit Einzelversuche bei wenigen Salzkonzentrationen mit etwa halber beziehungsweise etwa doppelter Luftmenge durchgeführt.

Vor und nach einer Versuchsreihe mit Salzwasser wurden zum Vergleich Doppel-Versuche mit Trinkwasser durchgeführt.

Versuchsergebnisse

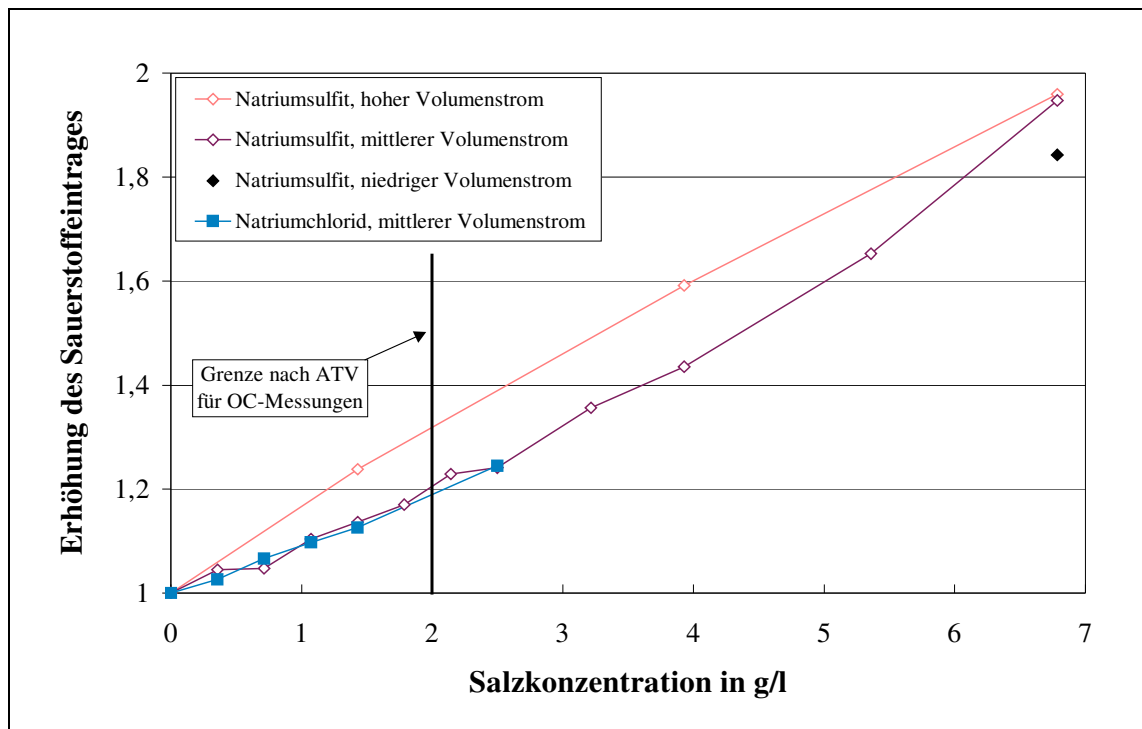


Diagramm 21: Erhöhung des Sauerstoffeintrages durch Salze

Es zeigt sich eine deutliche Erhöhung der Sauerstoffzufuhr mit steigenden Salzkonzentrationen. Die Werte für Natriumsulfit und Natriumchlorid liegen dabei sehr nahe beieinander. Auffällig ist, daß sich für verschiedene Luftmengen ein anderes Bild ergibt. Bei höherem Volumenstrom steigt die Sauerstoffzufuhr noch stärker an (gegenüber gleicher Salzkonzentration bei mittlerem Volumenstrom), bei geringer Luftzufuhr ist die Änderung der Sauerstoffzufuhr nicht ganz so stark ausgeprägt. Allerdings sind diese Aussagen mit Vorsicht zu genießen, da hier nur Einzelversuche durchgeführt wurden. Hier sind sicherlich weitere Untersuchungen vorzunehmen, um eine breitere Datenbasis zu erhalten.



Photo 3: Blasenbild bei einem Versuch mit reinem Trinkwasser

Schon nach dem Dosieren geringer Salzmengen zeigte sich eine deutliche Veränderung des Blasenbildes an der Wasseroberfläche (siehe Photo 4). Die aufsteigenden Gasblasen waren wesentlich kleiner als bei den Versuchen mit Trinkwasser (siehe Photo 3).

Diese starke Vergrößerung der Stoffaustauschfläche bewirkt eine deutliche Steigerung der Sauerstoffzufuhr.



Photo 4: Blasenbild bei mit Salz versetztem Trinkwasser

Interessant ist in diesem Zusammenhang, daß für Sauerstoffzufuhrversuche eine Maximalkonzentration von 2000 mg/l noch erlaubt ist [2]. Das hieße, daß, wenn man die in obigen Versuchsreihen gemessenen Werte zugrunde legt, eine Abweichung von 20 % vom Reinwasserwert noch toleriert wird, bei hohen Luftvolumenströmen sogar mehr als 30 %, bei niedrigeren Luftmengen wahrscheinlich weniger. Allerdings müssen auch diese Aussagen durch weitere Versuche in größeren

Becken verifiziert werden, da die hier besprochenen Ergebnisse mit einer kleinen Versuchsanlage ermittelt wurden und sicherlich nicht ohne Weiteres auf Großanlagen zu übertragen sind.

5 Ermittlung von Ausgleichsfunktionen

Mit Hilfe der ermittelten Versuchsdaten wurden Ausgleichsfunktionen auf zwei unterschiedliche Arten ermittelt.

5.1 Ausgleichsfunktion anhand der Rohdaten sämtlicher Versuche

Es wurden sämtliche Ergebnisse der Versuche mit Belebtschlamm direkt für zwei Ausgleichsfunktionen verwendet.

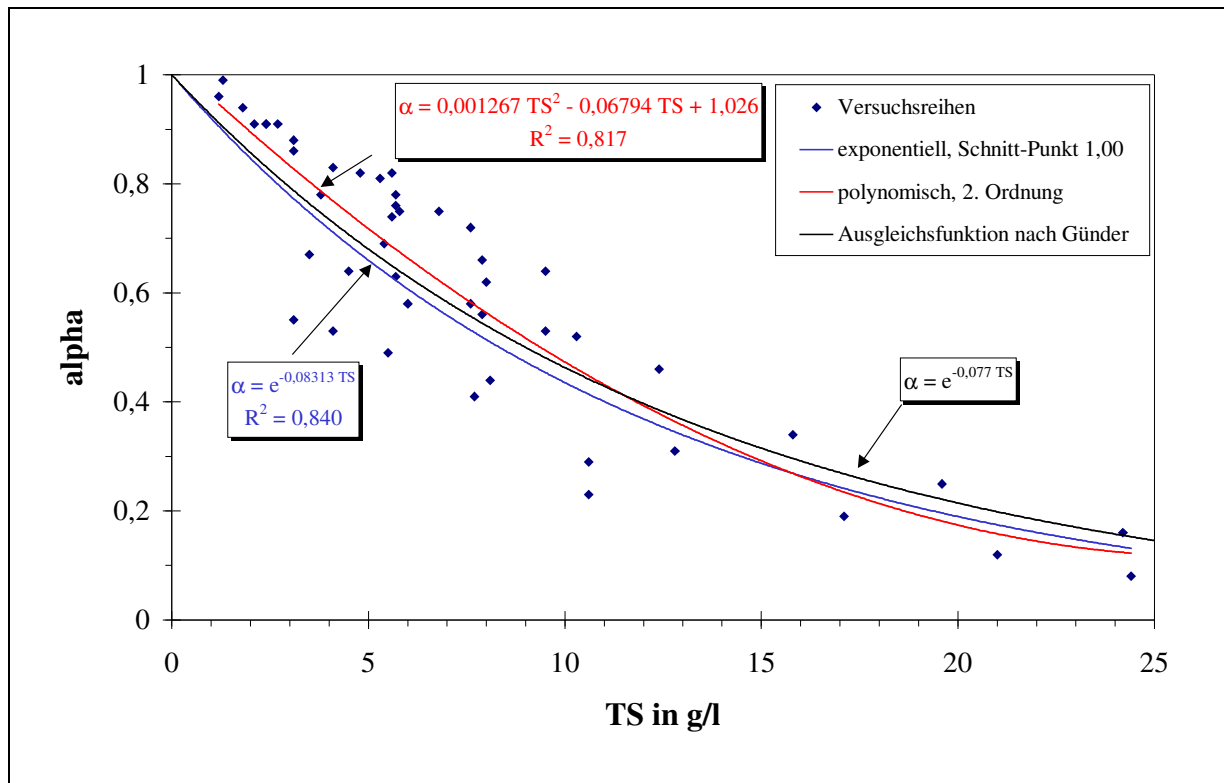


Diagramm 22: Ausgleichsfunktionen für sämtliche Versuchsdaten

Die Ausgleichsfunktionen lauten:

Ausgleichsfunktion I:

$$\alpha = e^{-0,08313 TS} \quad (29)$$

Ausgleichsfunktion II:

$$\alpha = 0,001267 TS^2 - 0,06794 TS + 1,026 \quad (30)$$

Formel 30 hat gegenüber Formel 29 den Vorteil, daß bei niedrigen TS-Gehalten von unter 4 g/l, also im für kommunale Kläranlagen üblichen Bereich, eine bessere Anpassung an die Versuchsdaten stattfindet. Bei TS-Gehalten von etwa 2 g/l zeigte sich bei der Versuchsreihe mit Belebtschlamm der Braunschweiger Kläranlage ein α -Wert von etwa eins. Formel 30 trägt dieser Tatsache wesentlich besser Rechnung als Formel 29, die erst bei Klarwasser einen α -Wert von eins liefert.

Vergleicht man Formel 29 mit der Ausgleichsfunktion von Günder ($\alpha = e^{-0,077 \text{ TS}}$), so zeigen sich keine nennenswerten Unterschiede.

5.2 Mittelwertbildung und Normierung auf TS = 5 g/l

Hier wurde grundsätzlich anders vorgegangen. Und zwar wurde für jede Versuchsreihe eine eigene Ausgleichsfunktion gebildet. Mit jeder dieser Funktionen wurde für jeden Trockensubstanz-Gehalt ein α -Wert errechnet. Dann wurde jeder dieser α -Werte auf den TS-Gehalt von 5 g/l normiert, das heißt jede Kurve wurde über einen Faktor so angepaßt, daß sich rechnerisch für einen TS-Gehalt von 5 g/l ein α -Wert von eins ergibt.

Danach wurden zwei Bereich für den TS-Gehalt gebildet:

- a) TS zwischen 3 g/l und 11 g/l
- b) TS zwischen 3 g/l und 25 g/l

Im Bereich a) wurden dann Mittelwerte mit den normierten α -Werten gebildet und zwar einmal für alle Schlämme und zweitens nur für die Schlämme, die sich stark eindicken ließen, das heißt ausschließlich die Schlämme, die im Bereich b) betrachtet wurden. Dies wurde gemacht, um eine Aussage bezüglich der Vergleichbarkeit der α -Wert-Änderung der stark eindickbaren Schlämme mit sämtlichen anderen Schlämmen abgeben zu können. Anschließend wurden jeweils zwei Ausgleichsfunktionen gebildet.

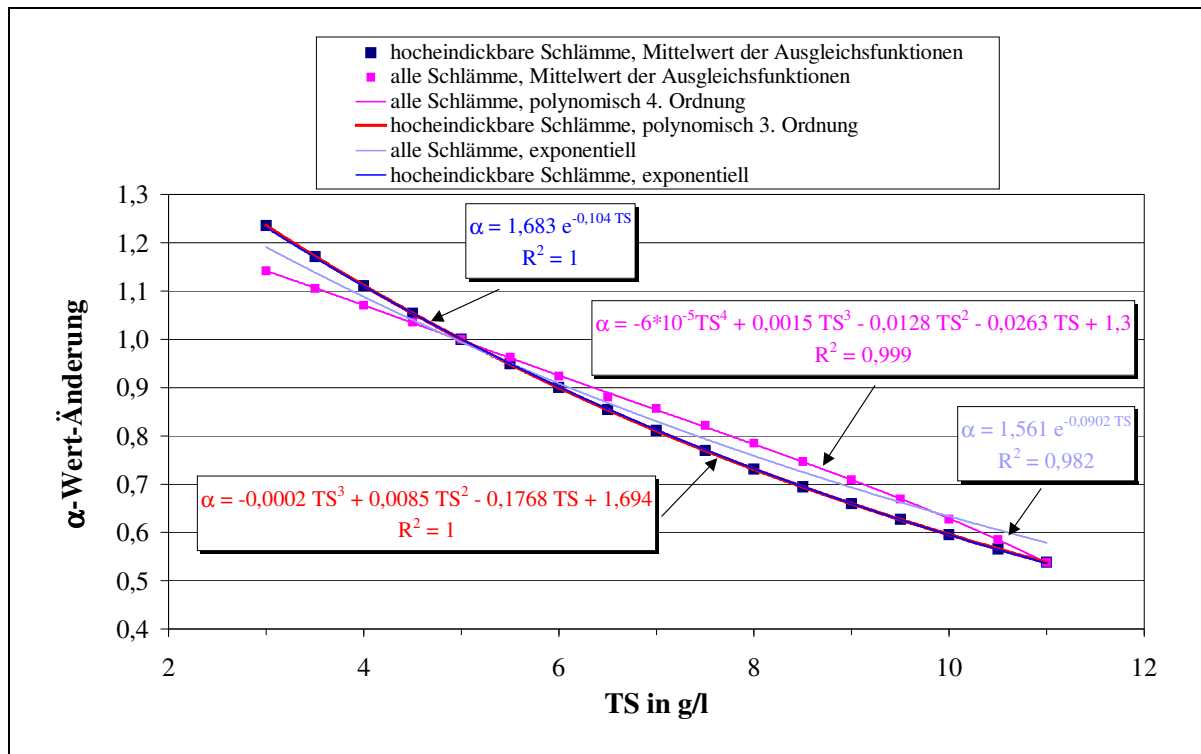


Diagramm 23: α -Wert-Änderung im Bereich bis TS = 11 g/l

Die Ausgleichsfunktionen für die hoheindickbaren Schlämme unterscheiden sich nicht voneinander, während sie von den Ausgleichsfunktionen für alle Schlämme abweichen. Ein Grund könnte in der höheren Luftmenge liegen, mit der die hoheindickbaren Schlämme beaufschlagt wurden.

Für den TS-Bereich bis 11 g/l wurde die Ausgleichsfunktion für alle Schlämme gewählt, die da lautet:

$$\alpha = -6 \cdot 10^{-5} TS^4 + 0,0015 TS^3 - 0,0128 TS^2 - 0,0263 TS + 1,3 \quad (31)$$

Im Bereich b) wurden mit den Schlämmen, die sich stark eindicken ließen Mittelwerte gebildet und dann 2 Ausgleichsfunktionen gebildet.

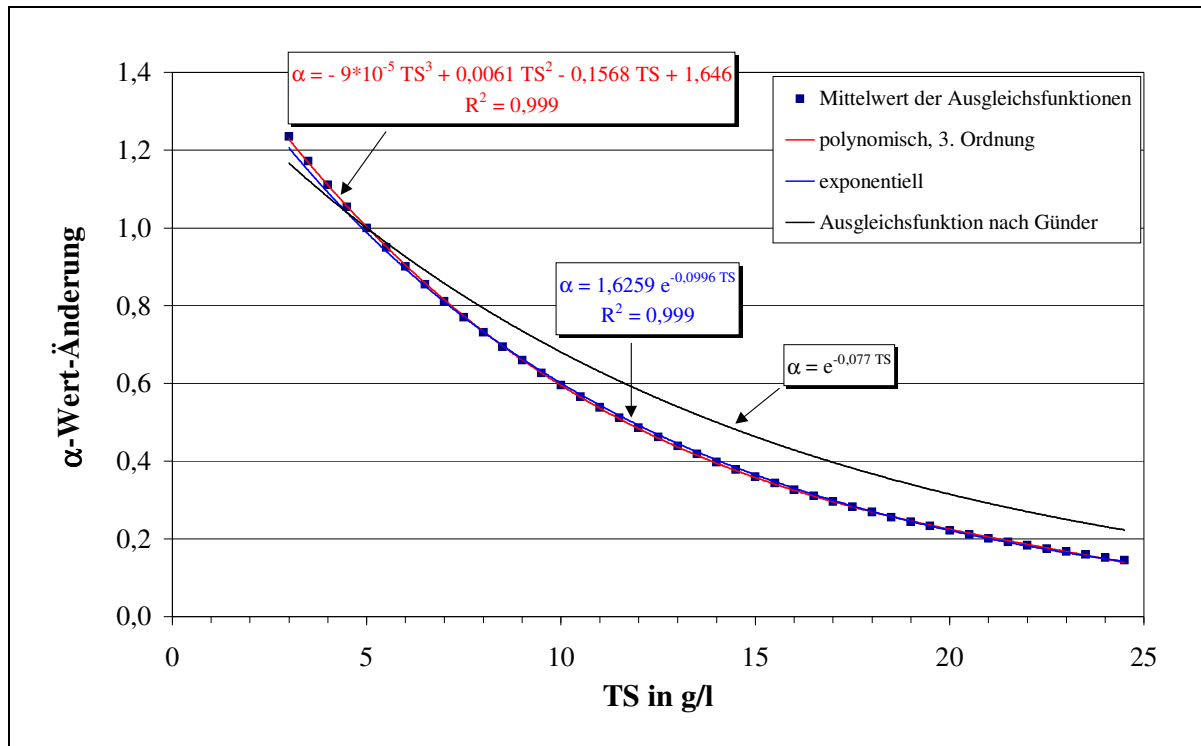


Diagramm 24: α -Wert-Änderung bei den stark eindickbaren Schlämmen

Die beiden Ausgleichsfunktionen unterscheiden sich von ihrem Verlauf her nicht; sie liegen praktisch aufeinander. Auffällig ist allerdings die Abweichung von der Ausgleichsfunktion von Günder. Gründe dafür könnte die geringe Datenbasis sein. Günder hat lediglich 2 Versuchsreihen durchgeführt, im Rahmen dieser Diplomarbeit waren es 3 Versuchsreihen.

Für die stark einzudickenden Schlämme wird folgende Ausgleichsfunktion für die α -Wert-Änderung gewählt:

$$\alpha = 1,6259 e^{-0,0996 TS} \quad (32)$$

Diese Formel sollte für den Trockensubstanz-Gehalt über 11 g/l gelten. Für den Bereich darunter gilt Formel 31.

In der Praxis war es bei der Bemessung von Belüftungseinrichtungen bisher üblich, den α -Wert pauschal mit 0,6 bis 0,8 festzulegen, ohne näher auf den Trockensubstanz-Gehalt einzugehen, der je nach Auslegung der Belebung unterschiedlich sein kann. Diese pauschale α -Wert-Annahme wurde ebenso bei Abnahme der Belüftungseinrichtungen im Rahmen einer Sauerstoffeintrags-Messung durchgeführt, ohne den tatsächlichen TS-Gehalt zu beachten. Anhand der Daten, die hier gewonnen wurden, ist es nun möglich, bei der Bewertung der Meßergebnisse das Feld der Mutmaßungen zu verlassen und die Randbedingungen entsprechend zu berücksichtigen.

Auf planerischer Seite kann anhand des im Belebungsbecken anzustrebenden TS-Gehaltes mit Hilfe der Formeln 29 oder 30 ein α -Wert berechnet und so eine Belüftung bemessen werden, die wesentlich genauer den praktischen Anforderungen entspricht.

Bei Garantie-Messungen kann mit Formel 31 der bei einem bestimmten TS-Gehalt gemessene Sauerstoffeintrag auf den TS-Gehalt umgerechnet werden, für den die Belüftungseinrichtung bemessen wurde. Wurde zum Beispiel ein Sauerstoffeintrag von 80 kg/h bei einem Trockensubstanzgehalt von 6 g/l gemessen, die Belüftungseinrichtung ist aber für einen TS-Gehalt von 4 g/l bemessen, kann wie folgt umgerechnet werden:

$$OC_{TS=4} = OC_{TS=6} \frac{-6 \cdot 10^{-5} \cdot 4^4 + 0,0015 \cdot 4^3 - 0,0128 \cdot 4^2 - 0,0263 \cdot 4 + 1,3}{-6 \cdot 10^{-5} \cdot 6^4 + 0,0015 \cdot 6^3 - 0,0128 \cdot 6^2 - 0,0263 \cdot 6 + 1,3}$$

$$OC_{TS=4} = 80 \frac{\text{kg}}{\text{h}} \frac{1,071}{0,928} = 92,3 \frac{\text{kg}}{\text{h}}$$

6 Zusammenfassung

In der vorliegenden Diplom-Arbeit wurden Untersuchungen zum α -Wert bei Belebtschlamm durchgeföhrt. Dieser Wert gibt an, wie stark die Sauerstoffzufuhr durch Wasserinhaltsstoffe abgemindert wird. Vorrangiges Ziel der Untersuchungen war es, den α -Wert von Schlammproben verschiedener kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen unter größtmöglicher Variation des Trockensubstanzgehaltes zu bestimmen. Die Versuche fanden in einem kleinen Versuchs-Belebungsbecken statt. Desweiteren wurden Versuche im Belebungsbecken einer Großanlage, der kommunalen Kläranlage Hirblingen, durchgeföhrt. Auch hier wurde der TS-Gehalt variiert.

Mit allen zur Verfügung stehenden Daten wurden drei unterschiedliche Ausgleichsfunktionen ermittelt.

In Diagramm 25 auf der nächsten Seite sind sämtliche Versuche mit Belebtschlamm dargestellt inklusive der Ausgleichsfunktionen, die direkt mit den Rohdaten berechnet wurden. Man erkennt deutlich den reduzierten Sauerstoffeintrag bei hohen Trockensubstanzgehalten, und zwar bei sämtlichen untersuchten Schlämmen, sowohl in der Versuchsanlage als auch in der Großanlage. Um für die Großanlage einen α -Wert zu berechnen, wurde, da kein Reinwasser-Versuch durchgeföhrt wurde, ein k_{La} -Wert für Reinwasser geschätzt.

Auch schon bei für kommunale Abwasserbehandlungsanlagen „üblichen“ TS-Gehalten von unter 5 g/l ist eine deutliche Abminderung der Sauerstoffzufuhr gegenüber Reinwasser zu erkennen.

Interessant ist das unterschiedlich hohe Niveau der Versuchsreihen. Deutlich weichen die Schlämme aus der Kläranlage Lehre nach unten ab, während sämtliche anderen Versuchsreihen zum Teil wesentlich höher liegen.

Die Untersuchungen von Kayser fügen sich gut in die im Rahmen dieser Diplomarbeit durchgeföhrt Versuche ein.

Die Ausgleichsfunktionen zur Berechnung eines α -Wertes bei gegebenem TS-Gehalt lauten wahlweise:

$$\alpha = e^{-0,08313 \text{ TS}}$$

$$\alpha = 0,001267 \text{ TS}^2 - 0,06794 \text{ TS} + 1,026$$

Zur Umrechnung eines α -Wertes von einem TS-Gehalt auf einen anderen eignen sich die folgenden zwei Formeln, wobei die erste bis zu einem TS-Gehalt von 11 g/l gültig ist, die andere zwischen 11 g/l und 24 g/l.

$$\alpha = -6 * 10^{-5} \text{ TS}^4 + 0,0015 \text{ TS}^3 - 0,0128 \text{ TS}^2 - 0,0263 \text{ TS} + 1,3$$

$$\alpha = 1,6259 e^{-0,0996 \text{ TS}}$$

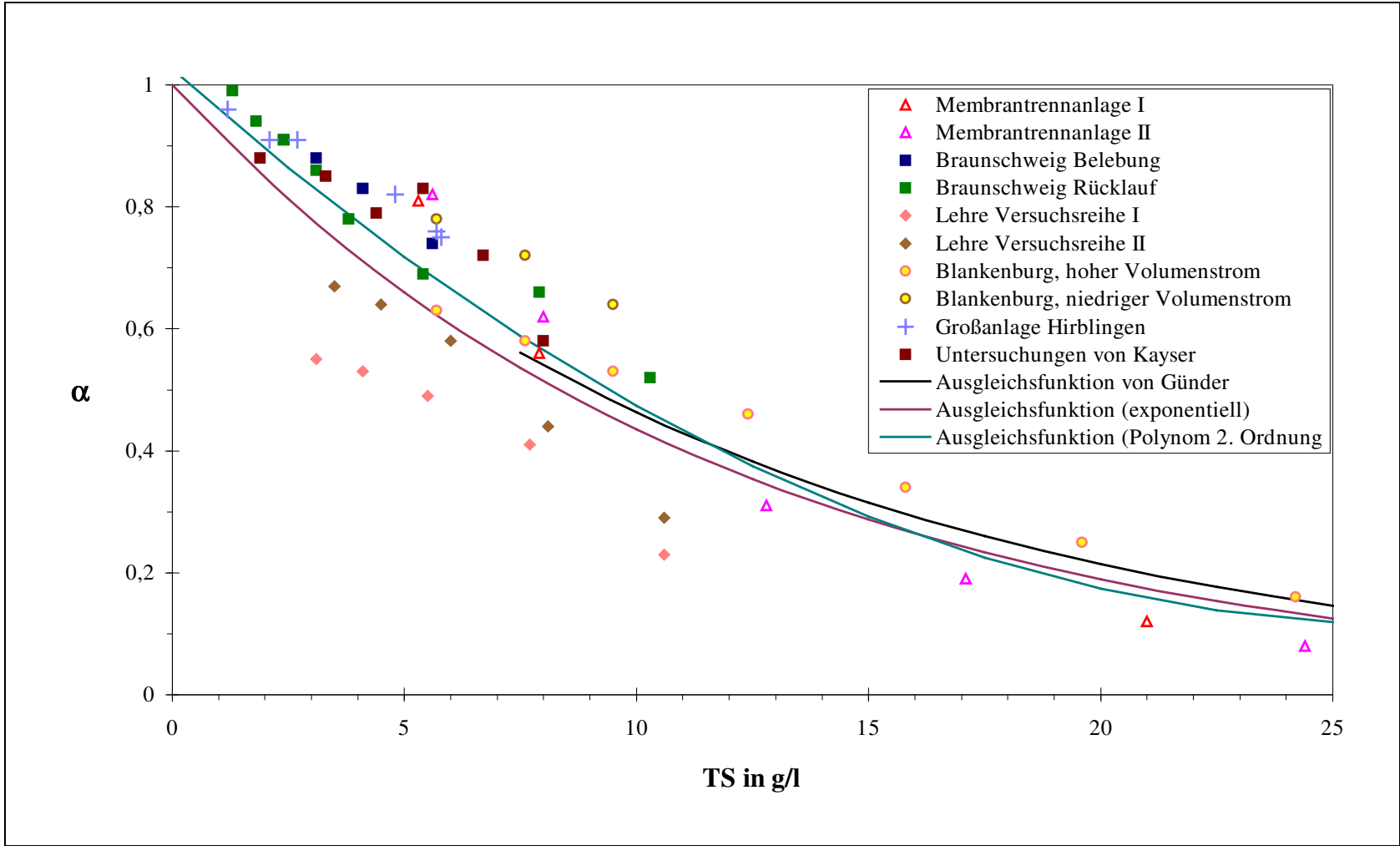


Diagramm 25: Sämtliche Versuchsreihen mit Belebtschlamm

Die in dieser Diplomarbeit behandelten Versuchsreihen können als Anregung für weitere Nachforschungen verstanden werden. Als Verbesserungsvorschläge für zukünftige Untersuchungen sei hier die Vereinheitlichung der Versuchsbedingungen (Luftmenge, Einblastiefe) genannt. Zwar waren diese bei einem untersuchten Schlamm immer gleich, wichen aber von Versuchsreihe zu Versuchsreihe voneinander ab. Dies ist damit zu begründen, daß die Schlämme sich unterschiedlich stark eindicken ließen und so einerseits die Atmung bei höheren TS-Gehalten enorm anwuchs, andererseits der Sauerstoffübergang stark abgemindert wurde, was durch die Versuche ja eindrucksvoll gezeigt wurde. Beides hatte zur Folge, daß, um den Versuch überhaupt durchführen zu können, bei stark eingedickten Schlämmen eine wesentlich höhere Luftmenge zugeführt werden mußte, als bei weniger stark eingedickten. Da eine Abhängigkeit des α -Wertes von der Luftbeaufschlagung und somit auch von der Blasengröße nicht auszuschließen ist, sollten für eine bessere Vergleichbarkeit einheitliche Versuchsbedingungen eingestellt werden.

Desweiteren sollten Untersuchungen zum α -Wert in größeren Versuchsanlagen folgen. Die für diese Diplom-Arbeit benutzte Versuchsanlage ist sicherlich zu klein, als daß man die gefundenen α -Werte ohne Abstriche auf Großanlagen übertragen könnte, obwohl die Versuche in der Großanlage Hirblingen eine gewisse Übereinstimmung zeigten. Gerade im Hinblick auf die Strömungsverhältnisse ergeben sich aber doch wohl starke Unterschiede.

7 Anhang

7.1 Literatur

- [1] Aiba, S., u. a.: Oxygen transfer in the biological treatment of sewage, 1960, in [10]
- [2] ATV-Merkblatt M 209: Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, St. Augustin, 6/1996
- [3] Camp, T. R.: Water and its impurities, New York, 1963 in [10]
- [4] Cerbe, G. und Hoffmann, H.-J.: Einführung in die Wärmelehre, 9. Auflage 1990, Carl Hanser Verlag, München Wien
- [5] Davidson, J. F. und Cullen, E. J.: The determination of diffusion coefficients for sparingly soluble gases in liquids, 1957, in [10]
- [6] Dobbins, W. E.: Mechanism of gas absorption by turbulent liquids, 1962, in [10]
- [7] Downing, A. L. und Boon, A. G.: Oxygen transfer in the activated sludge process, 1960, in [10]
- [8] Günder, B.: Rheologische Eigenschaften von belebten Schlämmen und deren Einfluß auf die Sauerstoffzufuhr. Korrespondenz Abwasser Heft 12, 1999
- [9] Kalbskopf, K. H.: Über den Einfluß von Detergentien auf die Umwälzströmung in Belüftungsbecken. Technisch-Wissenschaftliche Mitteilungen der Emschergenossenschaft und des Lippeverbandes Heft 4, 1960 in [12]
- [10] Kayser, R.: Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen; Veröffentlichung Institut für Stadtbauwesen TU Braunschweig, Heft 1, 1967
- [11] Lamb, M.: Diskussionsbeitrag zu Dobbins, W. E.: Advances in water pollution research. Pergamon Press (1964), Vol.2, in [12]
- [12] Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, 4. Auflage 1997, Band IV: Biologisch-chemische und weitergehende Abwasserreinigung, Verlag für Architektur und technische Wissenschaften Ernst und Sohn, Berlin
- [13] Mancy, K. H. und Okun, D. A.: The effects of surface active agents on aeration. Journal WPCF 37, 1965 in [12]
- [14] v. d. Emde, W.: Die Technik der Belüftung in Belebtschlammanlagen. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie XXVI (1964), in [12]
- [15] von Consbruch, H.-C.: Belagsbildung auf Belüfterelementen - Probleme und Lösungsmöglichkeiten. 2. Hannoversche Belüftertagung, Mai 2001
- [16] Wagner, M.: Entwicklungstendenzen bei Belüftungssystemen - eine Übersicht. 2. Hannoversche Belüftertagung, Mai 2001
- [17] Zlokarnik, M.: Koaleszenzphänomene im System gasförmig/flüssig und deren Einfluß auf den O₂-Eintrag bei der biologischen Abwasserreinigung. Korrespondenz Abwasser Heft 11, 1980 in [12]

7.2 Kurzzeichen

a	cm ⁻¹	Grenzflächen zwischen Luft und Wasser pro Volumeneinheit Luft
A	cm ²	Summe aller Grenzflächen
A	cm ² / s	Konstante, die die Gaseigenschaft wiedergibt
α	-	Grenzflächenfaktor
α	K	Konstante für verschiedene Gase
β	-	Salzfaktor
c	mg/l	Konzentration allgemein
c ₀	mg/l	Konzentration an gelöstem Sauerstoff zur Zeit t=0
c*	mg/l	Bei der Auswertung eines Belebtschlammversuches berechnete Sauerstoff-Sättigungskonzentration
c _S	mg/l	Bei der Auswertung eines Reinwasserversuches berechnete Sauerstoff-Sättigungskonzentration
c _{S,20}	mg/l	Sauerstoff-Sättigungskonzentration bei 20 °C
c _{SS,20}	mg/l	Standard-Sauerstoff-Sättigungskonzentration bei 20 °C
c _t	mg/l	Konzentration an gelöstem Sauerstoff zur Zeit t
D	cm ² / h	Diffusionskoeffizient in Wasser
d _i	m	Innendurchmesser der Gasglocke
g	m / s ²	Erdbeschleunigung
h _E	m	Einblastiefe
h _{FB}	m	Höhe des Freibordes der Gasglocke
h _G	m	Höhe der über den Wasserbehälter hinausragenden Gasglocke
h _p	m	Höhe, die sich aus dem Überdruck in der Gasglocke ergibt
K _{H(i)}	g / (N m)	Henry-Konstante eines Gases
k _L	cm / h	Diffusionsgeschwindigkeit
k _{La20}	h ⁻¹	Belüftungskoeffizient bei 20 °C
k _{LaT}	h ⁻¹	Belüftungskoeffizient bei T °C
L	cm	Dicke der hypothetischen Grenzschicht
l _{Bel}	m	Länge des Schlauchbelüfters
OA _h	% / m	spezifische Sauerstoffausnutzung
OC	g / h	Sauerstoffzufuhr unter Standardbedingungen
OC _{L_N,h}	g / (m _N ³ m)	spezifische Sauerstoffzufuhr
OP	g / (W h)	Sauerstoffertrag
p (i)	hPa	Partialdruck eines Gases
P	W	Leistungsaufnahme der Belüftungs- und Mischeinrichtungen
p _{amb}	hPa	Umgebungsluftdruck
p _G	hPa	Überdruck in der Gasglocke gegenüber Atmosphärendruck
p _h	hPa	hydrostatischer Druck
Q _{gesamt}	m ³ / h	Gesamtbeaufschlagung des Belüfters
Q _{sp}	m ³ / (h m)	Spezifische Beaufschlagung des Belüfters
r	h ⁻¹	Anzahl der Grenzschichtenenerneuerungen pro Stunde
ρ	kg / m ³	Dichte eines Stoffes
t	h	Zeit
t _{90%}	h	Zeit für die Abnahme des Sättigungsdefizites um 90 %
T	°C	Temperatur des Mediums
TDS	mg / l	Konzentration an gelösten Salzen
TS	g / l	Gehalt eines Schlammes an Trockensubstanz
V	cm ³	Luftvolumen sämtlicher im Wasser befindlicher Luftblasen
V _{BB}	m ³	Volumen des Belebungsbeckens
\dot{V}_N	m ³ / h	Der Gasglocke entnommene Normvolumenstrom an Luft
V _{N,t}	m ³	Volumen des von der Gasglocke zum Zeitpunkt t eingeschlossenen Gases

7.3 Versuchsdaten

Versuche mit belebtem Schlamm

Membrantrennanlage I

Einblastiefe: 2,70 m

Volumen Belebungsbecken: 119 l

Volumenstrom Luft: nicht bekannt

TS	g/l	21,0	7,9	5,3	0,0								
$k_L a_{20^\circ C}$	h^{-1}	5,39	5,19	22,94	24,17	24,41	34,86	34,92	35,16	44,83	41,77	43,16	
$k_L a_{20^\circ C}$ (Mittel)	h^{-1}	5,29		23,84			34,98			43,25			
Abweichung	%	1,9		-3,8	1,4	2,4	-0,3	-0,2	0,5	3,7	-3,4	-0,2	
alpha	-	0,12	0,12	0,53	0,56	0,56	0,81	0,81	0,81	1,04	0,97	1,00	
alpha Mittel	-	0,12		0,55			0,81						

Membrantrennanlage II

Einblastiefe: 2,70 m

Volumen Belebungsbecken: 119 l

Volumenstrom Luft: nicht bekannt

TS	g/l	24,4				17,1			12,8		8,0		5,6		0,0		
$k_L a_{20^\circ C}$	h^{-1}	4,60	3,34	2,70	2,93	8,03	7,64	7,48	13,04	12,91	26,64	26,07	34,66	34,70	42,16	41,35	43,21
$k_L a_{20^\circ C}$ (Mittel)	h^{-1}	3,39				7,72			12,98		26,16		34,68		42,24		
Abweichung	%	35,6	-1,5	-20,4	-13,6	4,1	-1,0	-3,1	0,5		0,3		0,1		-0,2	-2,1	2,3
alpha	-	0,11	0,08	0,06	0,07	0,19	0,18	0,18	0,31	0,31	0,63	0,62	0,82	0,82	1,00	0,98	1,02
alpha Mittel	-	0,08				0,18			0,31		0,62		0,82				

Braunschweig Belebungsbecken

Einblastiefe: 2,65 m

Volumen Belebungsbecken: 117 l

Volumenstrom Luft: 2,5 l/min

TS	g/l	6,8	5,6	4,1	3,1	2,4	0,0						
$k_L a_{20^\circ C}$	h^{-1}	7,56	6,83	7,27	6,98	7,89	8,15	8,43	8,34	8,79	7,64	9,60	9,63
$k_L a_{20^\circ C}$ (Mittel)	h^{-1}	7,2	7,1	8,0	8,4	8,7	9,6						
Abweichung	%	5,1	2,0	1,6	0,5	0,9	0,2						
alpha	-	0,79	0,71	0,76	0,73	0,82	0,85	0,88	0,87	0,91	0,90	1,00	1,00
alpha Mittel	-	0,75	0,74	0,83	0,87	0,91							

Braunschweig Rücklaufschlamm

Einblastiefe: 2,65 m

Volumen Belebungsbecken: 117 l

Volumenstrom Luft: 4 l/min

TS	g/l	10,3	7,9	5,4	3,8	3,1	2,4	1,8							
$k_L a_{20^\circ C}$	h^{-1}	7,06	7,69	9,64	8,94	9,64	9,84	10,73	11,36	12,01	12,57	12,89	13,00	13,29	13,74
$k_L a_{20^\circ C}$ (Mittel)	h^{-1}	7,38	9,29	9,74	11,05	12,29	12,95	13,52							
Abweichung	%	4,3	3,8	1,0	2,9	2,3	0,4	1,7							
alpha	-	0,49	0,54	0,68	0,63	0,68	0,69	0,75	0,80	0,84	0,88	0,90	0,91	0,93	0,96
alpha Mittel	-	0,52	0,65	0,68	0,77	0,86	0,91	0,95							

TS	g/l	1,3	0,0		
$k_L a_{20^\circ C}$	h^{-1}	14,18	14,22	14,33	14,20
$k_L a_{20^\circ C}$ (Mittel)	h^{-1}	14,20	14,27		
Abweichung	%	0,1	0,5		
alpha	-	0,99	1,00	1,00	1,00
alpha Mittel	-	1,00			

Versuche mit belebtem Schlamm (Fortsetzung)

Lehre Versuchsreihe I

Einblastiefe: 2,70 m

Volumen Belebungsbecken: 119 l

Volumenstrom Luft: 4 l/min

TS	g/l	10,6	7,7	5,5	4,1	3,1	0,0
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$	h^{-1}	3,24 3,19	5,53 5,79	6,81 6,80	7,19 7,32	7,57 7,64	13,99 13,80
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$ (Mittel)	h^{-1}	3,22	5,66	6,81	7,26	7,61	13,90
Abweichung	%	0,8	2,3	0,1	0,9	0,5	0,7
alpha	-	0,23 0,23	0,40 0,42	0,49 0,49	0,52 0,53	0,54 0,55	1,01 0,99
alpha Mittel	-	0,23	0,41	0,49	0,52	0,55	

Lehre Versuchsreihe II

Einblastiefe: 2,80 m

Volumen Belebungsbecken: 124 l

Volumenstrom Luft: 4 l/min

TS	g/l	10,6	8,1	6,0	4,5	3,5	0,0
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$	h^{-1}	3,88 3,92	5,98 5,77	7,77 7,78	8,30 8,75 8,61	8,90 8,77	13,27 13,43 13,35 13,44
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$ (Mittel)	h^{-1}	3,90	5,88	7,78	8,55	8,84	13,37
Abweichung	%	0,5	1,8	0,1	-3,0 2,3 0,7	0,7	-0,8 0,4 -0,2 0,5
alpha	-	0,29 0,29	0,45 0,43	0,58 0,58	0,62 0,65 0,64	0,67 0,66	0,99 1,00 1,00 1,01
alpha Mittel	-	0,29	0,44	0,58	0,64	0,66	

Blankenburg Rücklaufschlamm, hoher Volumenstrom

Einblastiefe: 2,98 m

Volumen Belebungsbecken: 131 l

Volumenstrom Luft: nicht bekannt

TS	g/l	24,2	19,6	15,8	12,4	9,5	7,6
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$	h^{-1}	10,06 10,14	15,09 16,08 16,07	21,40 21,06	28,78 28,32	34,83 32,43 30,91	36,31 34,84
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$ (Mittel)	h^{-1}	10,10	15,75	21,23	28,55	32,72	35,76
Abweichung	%	0,4	-4,2 2,1 2,1	0,8	0,8	6,4 -0,9 -5,5	2,1
alpha	-	0,16 0,16	0,24 0,26 0,26	0,35 0,34	0,47 0,46	0,56 0,53 0,50	0,59 0,56
alpha Mittel	-	0,16	0,26	0,34	0,46	0,53	0,58

TS	g/l	5,7	0,0
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$	h^{-1}	38,38 39,96	62,72 60,60 61,97
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$ (Mittel)	h^{-1}	39,17	61,76
Abweichung	%	2,0	1,5 -1,9 0,3
alpha	-	0,62 0,65	1,02 0,98 1,00
alpha Mittel	-	0,63	

Blankenburg Rücklaufschlamm, niedriger Volumenstrom

Einblastiefe: 2,98 m

Volumen Belebungsbecken: 131 l

Volumenstrom Luft: 3,6 l/min

TS	g/l	9,5	7,6	5,7	0,0
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$	h^{-1}	8,63 9,73	10,49	13,68 13,49 13,31	
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$ (Mittel)	h^{-1}			13,49	
Abweichung	%			1,38 -0,02 -1,36	
alpha	-	0,64 0,72	0,78	1,00 1,00 1,00	

Großanlage Hirblingen

TS	g/l	5,8	5,7	4,8	2,7	2,1	1,2	0,0
$k_{L,a_{20^{\circ}C}}$	h^{-1}	2,18	2,21	2,37	2,63	2,65	2,77	2,9
alpha	-	0,75	0,76	0,82	0,91	0,91	0,96	1,00

Der Reinwasserwert für $k_{L,a_{20^{\circ}C}}$ ist geschätzt.

Versuche mit Salzwasser

Natriumsulfit

Zugabe Salz g	Salzmasse gesamt g	Salzkonzentration g/l	mittleres Q					hohes Q				niedriges Q	
			Q=1,3 l/min					Q=3,6 l/min				Q=0,4 l/min	
			$k_{ja_{20}}$ h ⁻¹	$k_{ja_{20}}$ h ⁻¹	$k_{ja_{20}}$ h ⁻¹	$k_{ja_{20}}$ Mittel h ⁻¹	alpha -	$k_{ja_{20}}$ h ⁻¹	$k_{ja_{20}}$ h ⁻¹	$k_{ja_{20}}$ Mittel h ⁻¹	alpha -	$k_{ja_{20}}$ h ⁻¹	alpha -
	0	0,0	6,27	6,10	6,07	6,15	1,00	13,04		13,04	1,00	2,16	1,00
45	45	0,4	6,44	6,40		6,42	1,04						
45	90	0,7	6,44	6,44		6,44	1,05						
45	135	1,1	6,81	6,76		6,79	1,10						
45	180	1,4	7,00	6,97		6,99	1,14	16,03	16,27	16,15	1,24		
45	225	1,8	7,23	7,15		7,19	1,17						
45	270	2,1	7,60	7,51		7,56	1,23						
45	315	2,5	7,81	7,45		7,63	1,24						
90	405	3,2	8,47	8,20		8,34	1,36						
90	495	3,9	8,86	8,78		8,82	1,43	20,91	20,61	20,76	1,59		
180	675	5,4	10,39	9,93		10,16	1,65						
180	855	6,8	12,13	11,81		11,97	1,95	25,51	25,59	25,55	1,96	3,98	1,84

Natriumchlorid

Zugabe Salz g	Salzmasse gesamt g	Salzkonzentration g/l	mittleres Q (1,3 l/min)			
			$k_{ja_{20}}$ h ⁻¹	$k_{ja_{20}}$ h ⁻¹	$k_{ja_{20}}$ Mittel h ⁻¹	alpha -
				0	0,0	6,01
45	45	0,4	6,04	6,16	6,10	1,03
45	90	0,7	6,27	6,41	6,34	1,07
45	135	1,1	6,53	6,52	6,53	1,10
45	180	1,4	6,72	6,67	6,70	1,13
135	315	2,5	7,46	7,34	7,40	1,24

