

**Fachhochschule
Braunschweig/Wolfenbüttel**

Fachbereich Versorgungstechnik
- Umwelt-/Entsorgungstechnik -

DIPLOMARBEIT

**Systematische Untersuchung verschiedener
Einflussfaktoren auf den Sauerstoffeintrag**

Erstellt von : Nicole Michalski

Matrikel-Nr. : 9972065

Erstprüfer : Prof. Dr. rer. nat. U. Hillebrand

Zweitprüfer : Prof. Dr.-Ing. R. Masannek

April 2004

INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung	3
2. Allgemeines	4
2.1. Biologische Abwasserreinigung	4
2.1.1. Prinzip der biologischen Abwasserreinigung.....	4
2.1.2. Verfahren zur Nitrifikation/Denitrifikation.....	6
2.1.2.1. Nachgeschaltete Denitrifikation.....	6
2.1.2.2. Vorgeschaltete Denitrifikation.....	6
2.1.2.3. Simultane Denitrifikation.....	7
2.1.2.4. Alternierende Denitrifikation.....	7
2.1.2.5. Intermittierende Denitrifikation.....	7
2.2. Belüftungssysteme und ihre konstruktive Ausbildung	8
2.2.1. Grundlagen.....	8
2.2.1.1. Aufgaben der Belüfter.....	8
2.2.1.2. Belüftungssysteme und Beckenformen.....	9
2.2.2. Druckbelüftung.....	10
2.2.2.1. Feinblasige Druckbelüftung.....	11
2.2.2.2. Mittelblasige Druckbelüftung.....	15
2.2.2.3. Grobblasige Druckbelüftung.....	16
2.2.3. Sonderformen der Druckbelüftung.....	17
2.2.4. Oberflächenbelüftung.....	18
2.2.4.1. Walzenbelüftung.....	18
2.2.4.2. Kreiselbelüftung.....	18
2.2.5. Begasung mit Reinsauerstoff.....	20
2.2.5.1. Direkte Begasung mit Reinsauerstoff.....	20
2.2.5.2. Reinsauerstoff-Belebungsverfahren.....	20
2.2.6. Maschinelle Einrichtungen.....	21
2.2.6.1. Druckluftherzeugung bei der Druckbelüftung.....	21
2.2.6.2. Antriebe von Oberflächenbelüftern.....	21
3. Theoretische Grundlagen des Sauerstoffeintrags	22
3.1. Löslichkeit von Gasen in Flüssigkeiten	22
3.2. Stoffübergang von Gasen in Flüssigkeiten	22
3.3. Zusammenfassung der Einflussfaktoren auf die Sauerstoffzufuhr	29
3.3.1. Einfluss des Druckes und der Einblastiefe.....	29
3.3.1.1. Partialdruck.....	29
3.3.1.2. Wassertiefe.....	29
3.3.2. Einfluss der Temperatur.....	30
3.3.2.1. Einfluss auf die Löslichkeit von Gasen.....	30
3.3.2.2. Einfluss auf die Belüftungskonstante $k_L a$	30
3.3.2.3. Einfluss auf den Sauerstoffeintrag.....	31
3.4. Parameter zur Beschreibung des Sauerstoffeintrags	31
4. Messung des Sauerstoffeintrags	35
4.1. Messmethoden	35
4.1.1. Absorptionsmessungen.....	35
4.1.2. Desorptionsmessungen.....	40
4.2. Auswertung	41

5. Sauerstoffeintragsversuche	43
5.1. Beschreibung der Versuchsanlage	43
5.2. Versuchsdurchführung	44
5.3. Versuche in Reinwasser	45
5.3.1. Versuchsdurchführung.....	45
5.3.2. Versuchsergebnisse.....	46
5.3.2.1. Abhängigkeit des Sauerstoffeintrags von der Luftmenge.....	46
5.3.2.2. Abhängigkeit des Sauerstoffeintrags von der Einblastiefe.....	48
5.3.2.3. Abhängigkeit des Sauerstoffeintrags von der Temperatur.....	49
5.4. Versuche mit Abwasser bzw. Belebtschlamm	50
5.4.1. Versuchsdurchführung.....	50
5.4.2. Versuchsergebnisse.....	51
5.4.2.1. Ablaufwasser aus der Kläranlage Salzgitter-Bad.....	51
5.4.2.2. Ablaufwasser aus der Kläranlage Salzgitter-Nord.....	52
5.4.2.3. Ablaufwasser aus der Kläranlage Braunschweig.....	53
5.4.2.4. Belebtschlamm aus der Kläranlage in Sarre-Union.....	55
5.4.2.5. Belebtschlamm aus der Kläranlage in Stavenhagen.....	55
6. Auswertung und Fehlerbetrachtung	57
6.1. Grundlagen der Fehlerbetrachtung	57
6.2. Reinwasserversuche	59
6.2.1. Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge.....	59
6.2.1.1. Bestimmung der Ausgleichsfunktionen $OC_{L,h} = f(Q)$	59
6.2.1.2. Fehlerbetrachtung: $OC_{L,h} = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen.....	63
6.2.2. Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe.....	65
6.2.2.1. Bestimmung der Ausgleichsfunktionen $OC_{L,h} = f(h_E)$	65
6.2.2.2. Fehlerbetrachtung: $OC_{L,h} = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen.....	70
6.2.3. Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe.....	72
6.2.3.1. Bestimmung der Ausgleichsfunktion $OCL,h = f(Q,h_E)$	72
6.2.3.2. Fehlerbetrachtung: $OC_{L,h} = f(Q,h_E)$	74
6.2.4. Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Temperatur.....	75
6.2.4.1. Bestimmung der Ausgleichsfunktionen $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$	75
6.2.4.2. Fehlerbetrachtung: $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$	77
6.2.4.3. Gültigkeit des Temperaturkoeffizienten.....	80
6.2.4.4. Einfluss von Temperaturen kleiner als 4 °C.....	81
6.3. Abwasser-/Belebtschlammversuche	82
6.3.1. Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge bzw. der Einblastiefe in Abwasser bzw. Belebtschlamm.....	82
6.3.2. Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge.....	82
6.3.3. Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe.....	87
7. Zusammenfassung der Ergebnisse	91
8. Anhang	
8.1. Literaturverzeichnis.....	A
8.2. Kurzzeichen.....	B
8.3. Tabellenverzeichnis.....	D
8.4. Abbildungsverzeichnis.....	E
8.5. Diagrammverzeichnis.....	F
8.6. Messergebnisse.....	H
8.7. Mathematica-Programm zur Ermittlung der Ausgleichsfunktion $OC_{L,h} = f(Q,h_E)$	N

1. Einleitung

In den letzten Jahren ist immer deutlicher geworden, dass Trinkwasser nur in begrenzten Mengen zur Verfügung steht. Folglich sind auch die Anforderungen an die Abwasserreinigung stetig gestiegen. Es mussten immer mehr Schadstoffe eliminiert werden; die Einleitungsbedingungen an das in den Vorfluter abgegebene Abwasser sind „härter“ geworden. Aus diesem Grund sind immer mehr Kläranlagenbetreiber gezwungen, große Investitionen im Bereich Nachrüstung bzw. Neubau von Kläranlagen zu tätigen, um die gesetzlichen Auflagen zu erfüllen. Dabei stellt sich im Bereich der biologischen Reinigungsstufe immer wieder die Frage nach der Belüftungseinrichtung in den Belebungsbecken und der damit verbundenen Sauerstoffzufuhr. Unklarheit herrscht hier vor allem bei der Wahl des Grenzflächenfaktors α für die Bemessung der Belüftungseinrichtung.

Im Laufe der Jahre wurden in Forschungsreihen bereits die unterschiedlichsten Einflussfaktoren auf die Sauerstoffzufuhr bzw. den Alpha-Wert untersucht (z. B. Einfluss von Abwasserinhaltsstoffen, Stoffwechselprozessen und Betriebsparametern wie TS-Gehalt). Trotzdem ist das Geheimnis um den Alpha-Wert noch immer nicht hundertprozentig gelüftet. Ziel dieser Diplom-Arbeit ist es jedoch nicht, die restlichen Unklarheiten im Bezug auf die Sauerstoffzufuhr bzw. den Alpha-Wert im Allgemeinen zu beseitigen, sondern vielmehr den Einfluss unterschiedlicher Faktoren speziell im Zusammenhang mit der verwendeten Versuchsanlage genauer unter die Lupe zu nehmen. Mit Hilfe der gewonnenen Erkenntnisse soll dann der Fehler bei der Bestimmung von Alpha-Werten in dieser Versuchsanlage minimiert werden.

Zunächst sollen die Kennlinien für den Einfluss verschiedener Versuchsbedingungen (wie Einblastiefe, Luftmenge und Temperatur) auf die Sauerstoffzufuhr in Trinkwasser erstellt und die entsprechenden Ausgleichsfunktionen ermittelt werden. Darüber hinaus stellt sich bei der Temperatur die Frage nach der Gültigkeit des von der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) vorgeschriebenen Temperaturfaktors θ zur Umrechnung eines bei einer bestimmten Temperatur gemessenen Wertes auf 20 °C für die verwendete Versuchsanlage.

In einem zweiten Schritt erfolgt dann die Bestimmung der Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge und der Einblastiefe. Dazu wird Belebtschlamm bzw. biologisch gereinigtes Abwasser aus verschiedenen kommunalen Kläranlagen in der Versuchsanlage untersucht. Aus sämtlichen Versuchsdaten werden anschließend Ausgleichsfunktionen ermittelt, mit deren Hilfe der Alpha-Wert in Abhängigkeit von Luftmenge bzw. der Einblastiefe beschrieben werden kann.

2. Allgemeines

2.1 Biologische Abwasserreinigung

Die Aufgabe der Abwassertechnik ist es, das in Siedlungsgebieten anfallende Schmutz- und Niederschlagswasser zusammenzuführen, betriebssicher und gefahrlos abzuleiten und durch eine entsprechende Behandlung unschädlich zu machen. Die eigentliche Abwasserreinigung findet in einer Kläranlage statt. Ziel ist es, mittels mechanischer (physikalischer), chemischer und biologischer Verfahren die Gewässer vor einer übermäßigen Belastung zu schützen.

Entscheidend für die Nährstoffelimination ist vor allem die biologische Abwasserreinigung, bei der versucht wird, die aeroben Vorgänge der Selbstreinigung der Gewässer unter natürlichen Bedingungen für zeitlich und räumlich begrenzte Reaktionen nutzbar zu machen. Der aus dem Gewässer in die Kläranlage vorverlegte Reinigungsprozess muss durch geeignete Maßnahmen beschleunigt werden, damit die Reaktionen schnell ablaufen und das Reaktorvolumen möglichst klein gehalten werden kann. Dafür müssen mindestens folgende Voraussetzungen erfüllt werden:

- Erhöhung der Biomassekonzentration im Reaktor, z. B. durch Schlammrückführung aus dem Nachklärbecken
- Sicherstellung des damit verbundenen erhöhten Sauerstoffbedarfs (Belüftung)
- Optimaler Kontakt zwischen Bakterien, Substrat und Sauerstoff (ausreichende Durchmischung des Schlammes)
- Vorhandensein von mineralischen Nährstoffen in ausreichender Menge (Faustregel: Massenverhältnis $BSB_5:N:P = 100:5:1$)
- Abwesenheit von Gift- und Hemmstoffen

2.1.1 Prinzip der biologischen Abwasserreinigung

Die biologische Reinigung stellt nach der mechanischen Reinigung die zweite Reinigungsstufe in einer Kläranlage dar. Das Prinzip beruht auf der Entfernung der im Abwasser gelösten und nicht absetzbaren Schmutzstoffe durch Mikroorganismen. Dafür stehen im Allgemeinen zwei Verfahren zur Verfügung: Tropfkörper- und Belebungsverfahren. In den meisten Fällen wird heute allerdings das Belebungsbecken dem Tropfkörper vorgezogen.

Bei dem Belebungsverfahren handelt es sich um eine Kombination aus dem eigentlichen Belebungsbecken (= belüfteter Reaktionsraum mit Mikroorganismen), dem Nachklärbecken zum Absetzen des Schlammes und dem Rücklaufschlamm zur Rückführung der Biomasse in das Belebungsbecken. Im Belebungsbecken werden Abwasser und Schlamm gemischt und belüftet. Die im Wasser enthaltenen organischen Stoffe adsorbieren an den Belebtschlammflocken und werden dann von den Mikroorganismen als Nährstoffe aufgenommen, zum Teil veratmet, d. h. zu anorganischen Endprodukten abgebaut, oder in absetzbare Biomasse umgewandelt.

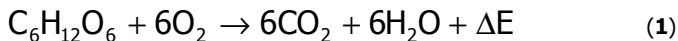
Das Abbauprinzip bei der biologischen Reinigung kann vereinfacht wie folgt wiedergegeben werden: $\text{Substrat} + \text{O}_2 \xrightarrow{\text{Bakterientätigkeit}} \text{Abbauprodukt} + \text{Bakterienzuwachs}$

Die darin genannten Begriffe stehen für:

- *Substrat*: gelöste, biologisch abbaubare, organische Inhaltsstoffe als Nährstoffe für die Bakterien (überwiegend Kohlenstoff)
- *Sauerstoff*: wesentlicher begrenzender Faktor für die aerobe Bakterientätigkeit
- *Abbauprodukte*: bei vollständiger Mineralisation hauptsächlich CO_2 und Wasser, sonst Zwischenprodukte unvollständigen Abbaus
- *Bakterienzuwachs*: bleibt als zu behandelnder Überschussschlamm das wesentliche Folgeproblem der aeroben biologischen Abwasserreinigung

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

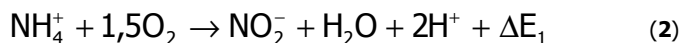
Der Abbau kohlenstoffhaltiger Abwasserbestandteile sei hier noch einmal am Beispiel der Glucose erklärt. Heterotrophe Mikroorganismen oxidieren die organischen Stoffe und gewinnen daraus im Wesentlichen ihre Energie (ΔE). Man kann davon ausgehen, dass beim aeroben Stoffwechsel etwa 50 % der angebotenen Substrate im Energiestoffwechsel zu CO_2 mineralisiert bzw. im Baustoffwechsel in Bakterienmasse umgesetzt wird. Bei anaeroben Vorgängen sind sowohl die Abbaugeschwindigkeit und als auch das Bakterienwachstum (nur 5 bis 10 % des angebotenen Kohlenstoffs wird im Baustoffwechsel in Bakterienmasse umgesetzt) wesentlich geringer.



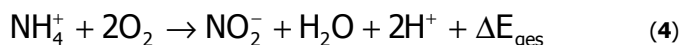
In der biologischen Reinigungsstufe wird dem Abwasser neben dem Kohlenstoff auch Stickstoff und Phosphor entzogen und in die Biomasse eingebaut.

Bei der biologischen Phosphorelimination werden die phosphatspeichernden Bakterien zunächst in einer anaeroben Zone aktiviert, d. h. zur Abspaltung von Phosphat aus dem energiespeichernden Zellstoffwechselprodukt Adenosintriphosphat angeregt ($\text{ATP-P} \leftrightarrow \text{ADP} + \text{Energie}$). Durch den anschließenden plötzlichen Wechsel vom anaeroben zum aeroben Milieu wird vermehrt Phosphat in die Zellsubstanz des Belebtschlammes aufgenommen und so dem Abwasser entzogen.

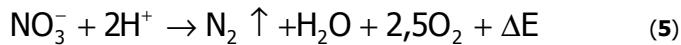
Der Stickstoffabbau erfolgt über Nitrifikation und Denitrifikation. Die Nitrifikation findet in zwei Stufen im aeroben Milieu statt. In der ersten Stufe wird das im Abwasser enthaltene Ammonium (NH_4^+) von autotrophen Bakterien zu Nitrit (NO_2^-) oxidiert (siehe Reaktionsgleichung 2). Aus dem gebildeten Nitrit entsteht in einer zweiten Stufe (vgl. Reaktionsgleichung 3) durch Oxidation Nitrat (NO_3^-). Der Sauerstoff (2 mol Sauerstoff pro mol Ammonium, d. h. 4,6 g O_2 / g $\text{NH}_4\text{-N}$) muss von außen durch eine geeignete Belüftung zugeführt werden.



Als Gesamtreaktion erhält man daraus für die Nitrifikation:



Unter Denitrifikation versteht man die Reduktion von Nitrat über mehrere Zwischenstufen zu gasförmigem Stickstoff. Diese Reaktion läuft nur bei anoxischen Verhältnissen ab, d. h. es ist nur Nitrat bzw. Nitrit aber kein gelöster Sauerstoff im Wasser enthalten. Außerdem wird von den Bakterien für die Denitrifikation Kohlenstoff in organischer Form benötigt. Da kein Sauerstoff sondern Nitrat veratmet wird, bezeichnet man diese Reaktion auch als Nitratatmung.



Durch die bei der Nitrifikation gebildeten H^+ -Ionen fällt der pH-Wert im Wasser. Die Denitrifikation hingegen führt aufgrund des H^+ -Verbrauchs zu einer pH-Wert-Steigerung. Mit der Kopplung der beiden Prozesse erreicht man zusätzlich zu einer gewissen pH-Wert-Stabilität eine Einsparung an zugeführtem Sauerstoff durch die Nitratatmung. Für die Kombination von Denitrifikation und Nitrifikation gibt es unterschiedliche Verfahren (vgl. Kapitel 2.1.2).

2.1.2 Verfahren zur Nitrifikation/Denitrifikation

2.1.2.1 Nachgeschaltete Denitrifikation

Das in der Nitrifikationszone gebildete Nitrat wird direkt in der nachgeschalteten Denitrifikation abgebaut. Wegen des Mangels an Kohlenstoff in der Denitrifikationszone muss bei dieser Verfahrensweise zusätzlich organischer Kohlenstoff (in der Regel in Form von Methanol oder Acetat) zudosiert werden. Das Verfahren ist daher nur sinnvoll, wenn das C/N-Verhältnis des Abwassers gering ist.

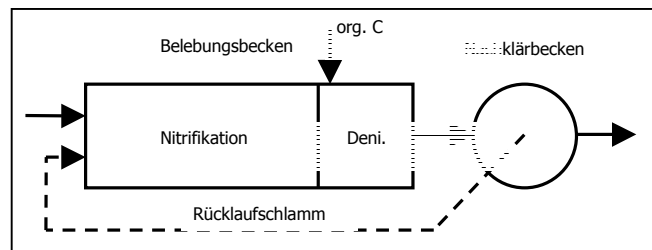


Abbildung 1: Schema der nachgeschalteten Denitrifikation

2.1.2.2 Vorgeschaltete Denitrifikation

Durch das Vorschalten wird der Denitrifikationszone eine größere Menge an Kohlenstoff zugeführt als bei der nachgeschalteten Denitrifikation. Auf eine zusätzliche Kohlenstoffdosierung kann also verzichtet werden. Zusätzlich zum Rücklaufschlamm ist eine Rezirkulation notwendig, um das Nitrat aus der Nitrifikationszone zurückzuführen.

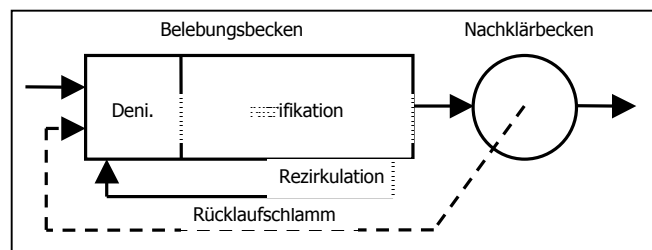


Abbildung 2: Schema der vorgeschalteten Denitrifikation

2.1.2.3 Simultane Denitrifikation

Zeitgleich zu der Nitrifikation, die in den mit Sauerstoff versorgten Zonen stattfindet, erfolgt zum Beispiel in Umlaufbecken in Zonen ohne gelösten Sauerstoff eine Denitrifikation. Für dieses Verfahren ist eine spezielle Regelung der Sauerstoffzufuhr erforderlich.

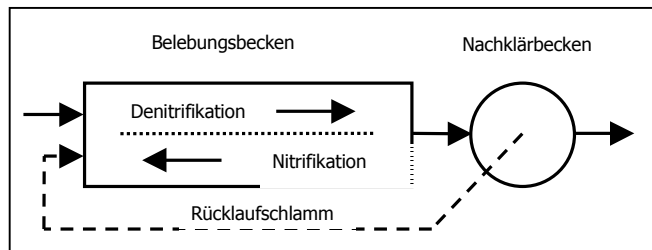


Abbildung 3: Schema der simultanen Denitrifikation

2.1.2.4 Alternierende Denitrifikation

Belebungsanlagen mit alternierender Denitrifikation bestehen aus zwei Belebungsbecken (BB), die alternierend (d.h. abwechselnd) mit Abwasser beschickt oder belüftet werden. Der Prozess besteht aus vier Phasen. In Phase A wird BB 1 denitrifiziert, d. h. Abwasser und nitrathaltiger Belebtschlamm werden ohne Belüftung gemischt. Gleichzeitig wird BB 2 für die Nitrifikation belüftet. Phase A ist abgeschlossen, wenn das gesamte Nitrat aus BB 1 entfernt ist. In Phase B und anschließend auch in Phase D werden beide Becken kurz belüftet. In Phase C laufen die Prozesse umgekehrt zu Phase A ab, d. h. in BB 2 wird denitrifiziert und in BB 1 nitrifiziert.

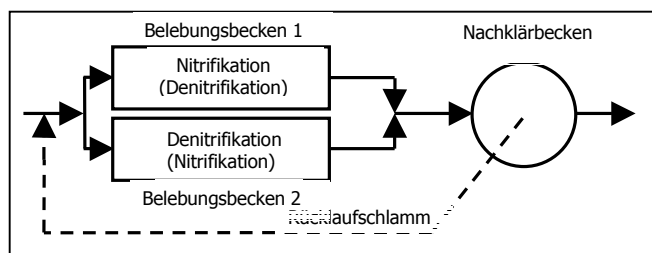


Abbildung 4: Schema der alternierenden Denitrifikation

2.1.2.5 Intermittierende Denitrifikation

Beim intermittierenden Betrieb erfolgen Denitrifikation und Nitrifikation zeitlich getrennt in einem Becken. Durch das Ein- und Ausschalten der Belüftung kommt es zu einem Wechsel zwischen aeroben Bedingungen (für die Nitrifikation) und anoxischen (für die Denitrifikation). Früher wurde die Dauer der Nitrifikations- und Denitrifikationsphasen zeitlich gesteuert. Heute erfolgt meistens eine gezielte Regelung z. B. über den Sauerstoff und das Redox-Potential im Belebungsbecken. Diese Art der Prozessführung hat sich besonders bei kleinen Anlagen bewährt.

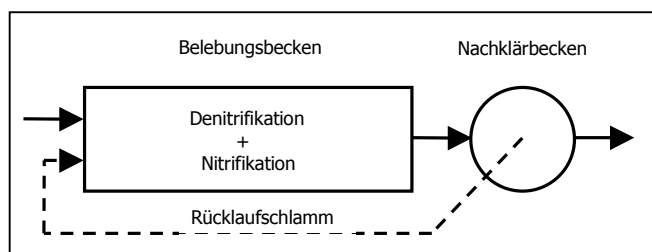


Abbildung 5: Schema der intermittierenden Belüftung

Unabhängig von der Verfahrensweise spielt vor allem die Belüftung eine entscheidende Rolle bei der Nährstoffelimination, d. h. besonders beim Stickstoff- und Kohlenstoffabbau. Sie muss eine für den Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe ausreichende Sauerstoffzufuhr gewährleisten.

2.2 Belüftungssysteme

Die folgenden Ausführungen sind, soweit nicht anders vermerkt, dem Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band IV, entnommen [13].

2.2.1 Grundlagen

2.2.1.1 Aufgaben der Belüfter

Die Belüfter einer Belebungsanlage sollen folgende Forderungen erfüllen:

- Ausreichende Zufuhr des benötigten Sauerstoffs
- Eine den Belastungsverhältnissen angepasste Regelbarkeit
- Intensive Durchmischung des Abwasser-Schlamm-Gemisches zur gleichmäßigen Verteilung des Sauerstoffes in der Flüssigkeit (Sauerstoffgehalt: ca. 1 bis 3 mg/l)
- Ausreichende Turbulenz, um Ablagerungen zu vermeiden
- Geringer Energieaufwand für Sauerstoffeintrag, Umwälzung und turbulente Durchmischung
- Große Betriebssicherheit
 - Geringe Verstopfungsanfälligkeit der Poren und Bohrungen bei Druckluftbelüftern
 - Freihalten der Schaufeln und Leitkanäle von Faserstoffen bei Oberflächenbelüftern
- Geringe Emission von Gerüchen, Aerosolen und Lärm
- Niedrige Herstellungskosten für die Belebungsbecken und das dazugehörige Belüftungssystem
- Beständigkeit gegen mechanischen und chemischen Angriff
- Geringer Wartungsaufwand für Belüfter, Gebläse und Motoren

Viele Belüftungsverfahren erfordern eine besonders angepasste Beckenform, damit diese Bedingungen erfüllt werden.

Bei fast allen Belüftungssystemen wird der für die Lebenstätigkeit der aeroben Mikroorganismen benötigte Sauerstoff durch atmosphärische Luft in das Wasser eingetragen. In Einzelfällen wird zur Deckung von Bedarfsspitzen zusätzlich Reinsauerstoff eingeblasen. Beim Sauerstoffverfahren setzt man ausschließlich Reinsauerstoff ein.

2.2.1.2 Belüftungssysteme und Beckenformen

Früher war es verhältnismäßig einfach, den verschiedenen Belüftungssystemen bestimmte Beckenformen zuzuordnen: Rechteckbecken für Druckluft- oder Kreislaufbelüftung, Umlaufbecken für Walzen- oder Kreislaufbelüftung und sehr tiefe Becken mit (ggf. spezieller) Druckluftbelüftung.

Durch die zunehmend angewandte Technik der getrennten Umwälzung ergeben sich weitere Kombinationen von Beckenformen und Belüftungssystemen, wie z. B.:

1) Becken mit Druckluftbelüftung:

- Rechteckbecken heute meist mit flächendeckender feinblasiger Belüftung
- Umlaufbecken mit flächendeckender feinblasiger Belüftung und zusätzlichem Tauchmotor-Umwälzpropeller zur Sicherstellung der Umwälzströmung
- Rundbecken mit mechanischer Umwälzung durch Tauchmotor-Umwälzpropellern oder umlaufenden Brücken, an denen auch noch Belüftungselemente befestigt sein können, oder auch durch zentral angeordnete Fördereinrichtungen, die an der Oberfläche eine Strömung vom Zentrum zur Wand erzeugen
- Belüftungsbecken sind oft als Ring ausgebildet mit innerem Rundbecken, z. B. zur Vor- oder Nachklärung, zur Denitrifikation oder biologischen P-Elimination
- Sonderform der feinblasigen Belüftung: schwimmende Belüfterketten, die in 4,00 bis 5,00 m tiefen Erdbecken, die mit verschweißten PE-Platten ausgekleidet sind, eingesetzt werden

2) Becken mit Oberflächenbelüftung:

- Umlaufbecken (auch ein- oder mehrfach gefaltet) mit Kreislauf- oder Walzenbelüftern (bei Tiefen größer als 3,50 m zusätzlich Tauchmotor-Umwälzpropeller)
- Einsatz von Kreiseln in quadratischen oder rechteckigen Becken mit und ohne Zwischenwände
- Bei Reinsauerstoffverfahren: hauptsächlich Kreislaufbelüfter in Rechteckbecken mit Zwischenwänden und gasdichter Abdeckung der Becken (leichter Überdruck im Gasraum)

Wegen der Gemeinsamkeit der mehr oder minder starken Beeinflussung der Sauerstoffzufuhr durch die Abwasserinhaltsstoffe (α -Wert) wird unterschieden nach:

- Druckluftbelüftung:
 - feinblasige Belüftung (ohne und mit getrennter Umwälzung)
 - mittel- oder grobblasige Belüftung
 - Sonderformen der Druckluftbelüftung
- Oberflächenbelüftung
 - Walzenbelüfter
 - Kreislaufbelüfter

2.2.2 Druckluftbelüftung

Bei der Druckbelüftung 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 zwischen:

- hochliegender und
- tiefliegender Belüftung.

Hochliegende Belüfter haben eine Eintauchtiefe von maximal 80 cm. Dies ist deshalb notwendig, weil hier Ventilatoren zur Druckluftherzeugung verwendet werden, deren maximale Druckdifferenz bei 0,1 bar liegt. Diese Belüfter haben den Nachteil, dass aufgrund der geringen Eintauchtiefe die erzeugte Turbulenz vielfach zu gering ist, um ein Absetzen des Schlammes zu verhindern.

Die zweckmäßigere und häufiger verwendete Art der Druckbelüfter sind *tiefliegende Belüfter* mit einer der Beckentiefe entsprechenden Einblastiefe, also etwa drei bis sechs, in Sonderfällen bis zehn Meter. Die Turbulenz reicht im Allgemeinen aus, um den Schlamm dauerhaft in Schwebelage zu halten. Bei simultaner Denitrifikation sind auch hier Umwälzvorrichtungen vorzusehen. Der größte Vorteil der tiefliegenden gegenüber der hochliegenden Belüftung ist der, dass durch den höheren Sättigungswert des Sauerstoffs 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.

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

- kleine kugelförmige Blasen mit einem Durchmesser von $d < 1,5$ mm, die geradlinig aufsteigen
- mittelgroße, linsenförmige Blasen mit $1,5 < d < 18$ 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 (z. B. durch Entschäumer) beziehungsweise vermindert (z. B. durch gelöste anorganische Salze oder aliphatische Alkohole) [20].

Anfangs große Blasen teilen sich durch Umwälzströmungen und Turbulenzen im Becken in kleinere Blasen auf. Besonders zu beobachten ist dies bei Abnahme der Oberflächenspannungen des Wassers durch Abwasserinhaltsstoffe, wie z. B. durch Tenside [10].

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

2.2.2.1 Feinblasige Druckluftbelüftung

Die feinblasige Belüftung ist heutzutage die am häufigsten eingesetzte Belüftungsart in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. Je kleiner die Poren, desto kleiner werden die austretenden Blasen, aber umso höher wird der Druckverlust.

Materialien

Feinblasige Belüftungselemente können in drei Kategorien eingeteilt werden:

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

Ausgangsmaterialien für *Elemente aus Keramik* sind Aluminiumoxide, Aluminiumsilikate und Silikate. Die geformten Elemente werden bei Temperaturen über 1000 °C gebrannt. Übliche Porendurchmesser sind dabei je nach Größe und Klassierung des Materials 40 bis 140 µm.

Belüftungselemente aus poröser Plastik lassen sich unterteilen in starrporöses und nichtstarrporöses Material. Es werden aber vorrangig Elemente aus starrporöser Plastik eingesetzt, die aus Hochdruckpolyethylen (HDPE) oder Styrolacrylnitril (SAN) hergestellt werden.

Parallel dazu wurden *Elemente mit perforierter Membran* entwickelt, die zunächst aus Polyvinylchlorid (PVC) oder EPDM (= Ethylen/Propylen-Dien-Terpolymer) unter Zugabe von Weichmachern (zur Verbesserung der Elastizität) hergestellt wurden. In den letzten Jahren wird allerdings der Werkstoff Silikon immer mehr propagiert. Außerdem werden heute Belüfter mit Folien aus Polyurethan (PU) hergestellt. Je nach Herstellungsprozess werden die flexiblen Membranen gelocht oder geschlitzt. Bei Beaufschlagung mit Luft dehnen sich die Öffnungen aus, nach Abstellen der Gebläse schließen sie sich wieder, damit kein Schlamm eindringen kann. Sie sind für den intermittierenden Betrieb geeignet.

Ausführungsformen der Belüfterelemente

In Deutschland werden heute hauptsächlich die drei folgenden Formen von feinblasigen Belüftungselementen eingesetzt, die sich in der Abgasungsfläche auf Grund ihrer Form und Größe stark unterscheiden:

- Rohre
- Dome bzw. Teller
- Platten

In Abhängigkeit des Materials der *Belüftungsrohre* ergibt sich ein Unterschied im Aufbau der Elemente. Elemente aus Keramik oder starrporöser Plastik bestehen aus dem eigentlichen Belüfterelement, einer inneren Zugstange mit Endkappe und einer Dichtung. Sie sind über ein Anschlussgewinde an die Luftverteilungsleitung angeschlossen. Elemente mit perforierter flexibler Membran werden aus einem Stützrohr (PVC oder Polypropylen) mit großen Luftverteilungsöffnungen gefertigt, über welche die Membran gezogen wird. An den Enden des Stützrohres werden Schellen zum Fixieren der Membran angebracht.

Belüfterdome sind kreisförmige Elemente aus Aluminiumoxid oder Keramik mit einem Durchmesser von etwa 20 cm und einer Höhe von 4 cm. *Tellerbelüfter* sind in Abhängigkeit vom Material unterschiedlich aufgebaut. Normalerweise wird dünnes scheibenförmiges keramisches oder starrporöses Material in eine Haltevorrichtung eingesetzt. Dagegen werden perforierte flexible Membranen über eine Haltevorrichtung gespannt und aus Gründen der Dichtigkeit an dieser fixiert.

Plattenbelüfter sind Belüftungselemente aus gelochtem Folienmaterial, die auf eine große Faserzement-, Metall- oder glasfaserverstärkte Kunststoffplatte gespannt werden. Daneben gibt es auch flache rechteckige Elemente aus Keramik oder perforierter flexibler Membran (Länge: 1,00 bis 1,50 m, Breite: 10 cm), die in einen Edelstahltrug eingespannt und auf die Luftverteilungsleitung geschraubt werden.

Je feiner die Poren sind, desto kleiner werden die aus ihnen austretenden Blasen. Gleichzeitig steigt aber auch der Druckverlust. Bei Schlauchbelüftern ist außerdem der Luftdurchsatz für die Blasengröße entscheidend. Je größer er ist, desto weiter öffnen sich die Schlitzte und desto größer werden die austretenden Blasen.

Betriebstechnische Eigenschaften

Das Kernproblem der feinblasigen Belüftung mit porösem Material ist von je her die Verstopfungsgefahr. Diese Verstopfung der feinen Poren, die die Betriebssicherheit stark beeinflusst, kann folgende Ursachen haben:

- wasserseitig durch spezielle Abwasserbeschaffenheit (Ausfällungen, Fette, Öle, Sand, Metalle, Härtebildner oder zu hoher pH-Wert), durch Mikroorganismenaufwuchs oder durch Eindringen von belebtem Schlamm bei Abschalten der Belüftung.
- luftseitig durch Verunreinigungen der angesaugten Luft (Staub, Ruß, Blütenpollen), durch Ölteilchen aus den Gebläsen oder durch Korrosion der Luftzuleitungen

Durch geeignete Maßnahmen lässt sich jedoch ein störungs- und wartungsarmer Betrieb erreichen (Einbau von Luftfiltern, Einbau verschmutzungsarmer oder wartungsfreundlicher, d. h. 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. Es stellt sich bei Membranen allerdings immer wieder die Frage nach der Alterung, d. h. der Haltbarkeit des Materials. Probleme, die hierbei auftreten können, sind z. B.:

- ballonartiges Aufweiten von Membranschläuchen, meist verursacht durch Mineralöle und andere das Material schädigende Abwasserinhaltsstoffe
- Schrumpfen und Verspröden von Membranen durch Entweichen der Weichmacher
- In den letzten Jahren Bildung eines weißen, gel-artigen Biofilmes auf den Membranen, mit Anlösung und Versprödung dieser. [17]

Die Versprödung der Membranen hat einen starken Anstieg des Druckverlustes und eine Verringerung der Sauerstoffzufuhr zur Folge. Dies wiederum führt zu einer Erhöhung der Betriebskosten. Darüber hinaus kann es durch den hohen Druckverlust auch zu Problemen mit den Gebläsen kommen.

Ausführungsarten feinblasiger Druckbelüftung

Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von feinblasigen Druckbelüftungssystemen bezüglich des Sauerstoffeintrags und Sauerstoffertrags werden vier konstruktive Ausführungsarten unterschieden:

➤ *Bandbelüftungssysteme*

Die Belüfterelemente werden meist als Breitband an einer Beckenlängswand bzw. beiden Beckenlängswänden angeordnet. Einer guten Durchmischung stehen mäßige Werte von Sauerstoffeintrag und Sauerstoffertrag gegenüber. Der geringe Ertrag wird durch die hohe aufwärts gerichtete Wassergeschwindigkeit verursacht.

➤ *Flächendeckende Druckbelüftung mit Belüftungselementen*

Rohre, Dome, Teller oder Platten werden auf dem Boden des Belüftungsbeckens flächig ausgelegt, um die aufwärts gerichtete Wassergeschwindigkeit zu reduzieren und damit große intensive Strömungsspiralen zu vermeiden. Dabei wird der Sauerstoffeintrag im Vergleich zur Bandbelüftung verbessert.

➤ *Flächendeckende Druckbelüftung mit Plattenbelüftern aus Folienmaterial*

Durch den Einsatz von flächendeckenden Plattenbelüftern aus Folienmaterial werden sehr kleine und über den gesamten Beckenboden gleichmäßig verteilte Luftblasen erzeugt. Dadurch wird die Aufwärtsströmung des Wassers noch weiter verringert. Aufgrund der geringen Größe und der hohen Aufenthaltszeit der Luftblasen werden sehr gute Eintrags- und Ertragswerte erzielt.

➤ *Getrennte Umwälzung und Belüftung*

Bei schwachbelasteten Belebungsanlagen, d. h. besonders bei Anlagen mit simultaner Denitrifikation, ist eine 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- und Umlaufbecken eine horizontale, im Rund- oder Rechteckbecken auch eine vertikale Strömung erzeugt. Bei einem alleinigen Betrieb der mechanischen Umwälzeinrichtungen werden Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,1 und 0,3 m/s erzeugt, um ein Absetzen des Schlammes an der Beckensohle zu verhindern.

Der betriebstechnische Vorteil der Trennung von Umwälzung und Belüftung besteht darin, dass diese den jeweiligen betrieblichen Erfordernissen angepasst werden können.

Einflussfaktoren auf die Sauerstoffzufuhr

Die Sauerstoffzufuhr feinblasiger Belüftungssysteme wird geprägt durch:

1. *die Belegungsdichte*

Mit zunehmender Belegungsdichte bei konstanter Luftbeaufschlagung des Beckens wird die Sauerstoffzufuhr wegen der sich vergrößernden spezifischen Grenzfläche gesteigert. Anders ausgedrückt: die Luftbeaufschlagung eines Elements wird geringer, da sich die Anzahl der Elemente erhöht, die Beaufschlagung des Beckens aber bleibt gleich. Dabei ist allerdings zu beachten, dass eine produktspezifische Mindestbeaufschlagung der Elemente nicht unterschritten werden darf. Dieses hätte sonst aufgrund einer ungleichmäßigen Luftverteilung eine Verringerung der spezifischen Sauerstoffzufuhr zur Folge.

2. die Luftbeaufschlagung der Elemente

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

3. die Einblastiefe

Die Sauerstoffzufuhr steigt näherungsweise linear mit der Einblastiefe an (vgl. Abbildung 6). Nähere Erläuterungen hierzu findet man in Kapitel 3.3.

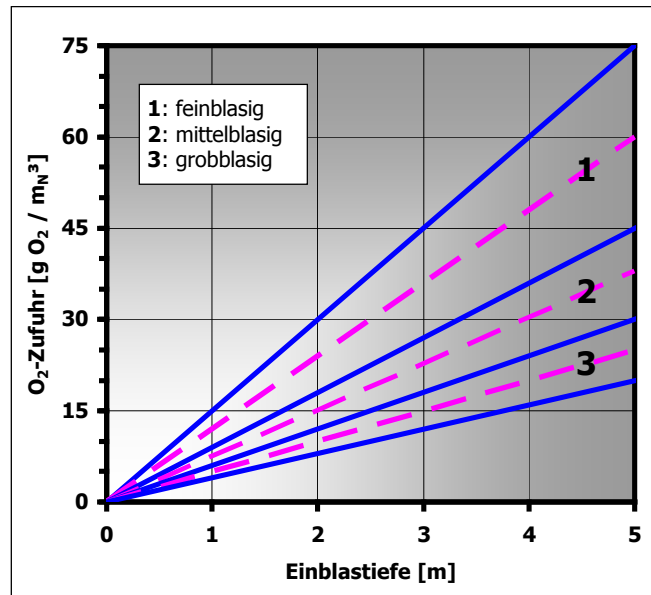


Abbildung 6: Einfluss der Einblastiefe auf die O₂-Zufuhr im Reinwasser [13]

Die feinblasige Belüftung wird besonders durch grenzflächenaktive Stoffe (z. B. Tenside aus Waschmitteln) beeinflusst. Die verminderte Oberflächenspannung führt zu einem kleineren Blasendurchmesser, einer höheren Blasenanzahl und damit verbunden zu einer größeren Grenzfläche. Dadurch wird der Sauerstoffübergang auf den ersten Blick begünstigt. Auf der anderen Seite verhalten sich die kleinen Luftblasen wie starre Kugeln, d. h. die geringere Scherwirkung an der Blasenoberfläche führt zu einer Verringerung der Anzahl an Grenzflächenerneuerungen. Dieses hat eine Abminderung des Sauerstoffüberganges zur Folge [10, 14].

Verhältnisse / Ausführungsart	spezifische O ₂ -Zufuhr g/(m _N ³ ·m)	O ₂ -Ertrag kg/kWh
Reinwasserbedingungen		
Breitbandbelüftung	12	2,2
Flächendeckende Belüftung (mit Elementen oder Folienplatten)	18	3,5
Belüftung mit getrennter Umwälzung	17	3,0
Betriebsbedingungen (bei α = 0,6)		
Breitbandbelüftung	7,2	1,3
Flächendeckende Belüftung (mit Elementen oder Folienplatten)	12	2,3
Belüftung mit getrennter Umwälzung	11	2,0

Tabelle 1: Vergleich verschiedener feinblasiger Belüftungssysteme hinsichtlich spez. Sauerstoffzufuhr und Sauerstoffertrag

2.2.2.2 Mittelblasige Druckluftbelüftung

Auch bei der mittelblasigen Belüftung wird unterschieden zwischen:

- a) tiefliegender mittelblasiger Belüftung und
- b) hochliegender mittelblasiger Belüftung.

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

A) TIEFLIEGENDE MITTELBLASIGE BELÜFTUNG

Betriebstechnische Eigenschaften

Die Belüfter haben Austrittsöffnungen von ca. 1 bis 5 mm Durchmesser. Sie bestehen aus gelochten Rohren, Platten oder speziellen Düsen, die auf Verteilerrohre geschraubt werden. Die Gefahr von Verstopfungen ist bei der mittelblasigen Druckbelüftung fast genauso hoch wie bei der feinblasigen, sie sind dann allerdings einfacher zu beseitigen. Auf eine sorgfältige Luftreinigung kann verzichtet werden, Maschengitter reichen aus. Außerdem sollte für die einzelnen Luftzuführungen eine Reguliermöglichkeit vorgesehen werden, da durch den geringen Austrittswiderstand schon bei kleinen Höhenunterschieden die Gefahr ungleichmäßiger Luftverteilung besteht.

Sauerstoffzufuhr und Strömungsverhältnisse

Bei der mittelblasigen Belüftung entstehen Luftblasen mit Durchmessern von 1,5 bis 20 mm, die in einer kontinuierlichen Blasenketten aufsteigen. Die Summe der Grenzflächen ist durch den größeren Blasendurchmesser wesentlich geringer als bei feinblasiger Belüftung. Auf der anderen Seite findet aber durch die höheren Turbulenzen eine häufigere Grenzflächenerneuerung statt. Auf Grund dieser Erneuerung ist der Einfluss der grenzflächenaktiven Stoffe vermutlich geringer als bei einblasiger Belüftung.

Die Sauerstoffzufuhr steigt ähnlich der feinblasigen Belüftung nahezu linear mit der Einblasentiefe (vgl. Abbildung 6). Die spezifische O₂-Zufuhr liegt gegenüber der feinblasigen Belüftung wesentlich niedriger.

Verhältnisse	Günstige Verhältnisse		Mittlere Verhältnisse	
	O ₂ -Zufuhr g/(m _N ³ ·m)	O ₂ -Ertrag kg/kWh	O ₂ -Zufuhr g/(m _N ³ ·m)	O ₂ -Ertrag kg/kWh
Reinwasserbedingungen	7	1,4	6	1,1
Betriebsbedingungen	5,5	1,1	4,5	0,8

Tabelle 2: Richtwerte für die spez. Sauerstoffzufuhr und Sauerstofftrag bei tiefliegender mittelblasiger Belüftung

B) HOCHLIEGENDE MITTELBLASIGE BELÜFTUNG

Bei der hochliegenden Belüftung sind Belüfterroste mit gelochten Rohren (Kochdurchmesser 2,5 bis 4,5 mm) oder Platten einseitig über die halbe Beckenbreite als Flächenbelüftung ca. 80 cm unter der Wasseroberfläche angeordnet. Eine senkrechte Leitwand bis etwa 0,8 m über der Beckensohle erzwingt eine über den gesamten Beckenquerschnitt umlaufende Walze.

Betriebstechnische Eigenschaften

Um eine Verstopfung der Löcher oder Zopfbildung am Gitterrost zu vermeiden, ist eine Vorklärung notwendig. Für eine gleichmäßige Luftverteilung muss beim Einbau auf eine völlig horizontale Lage des Gesamtsystems sowie bei mehreren Becken auf gleich hohe Wasserpiegel geachtet werden. Für die Zuleitung der Luft sind große Leitungsquerschnitte erforderlich, um die Druckverluste gering zu halten.

Sauerstoffzufuhr und Strömungsverhältnisse

Aufgrund der geringeren Einblastiefe muss eine etwa 5mal höhere Luftmenge eingeblasen werden, um die gleiche Sauerstoffzufuhr wie bei der feinblasigen Belüftung zu erreichen. Dadurch entsteht eine intensive Turbulenz und rasche Grenzflächenenerneuerung. Bei sehr kleinen Luftmengen wird deshalb auch die Sauerstoffzufuhr geringer.

2.2.2.3 Grobblasige Druckluftbelüftung

Die Belüfter bestehen aus gelochten Rohren oder Platten mit Lochweiten über 5 mm oder offenen Rohren, z. B. mit Öffnungen von 25 mm. Durch zusätzliche Anordnung von Verteilertafeln über den Austrittsöffnungen oder den Einsatz statischer Mischer lassen sich die großen Luftblasen in kleinere aufteilen. Durch hydraulische Scherwirkung soll eine ähnliche Zerkleinerung der Blasen erreicht werden.

Grobblasige Belüftungen werden, wie die mittelblasige Belüftung, heute kaum noch in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen eingesetzt. Aufgrund ihrer chemischen Beständigkeit und ihrer Ausfallsicherheit finden sie jedoch häufig Verwendung in Industrieanlagen.

Von allen verwendeten Druckluftsystemen besteht für die grobblasige Belüftung die geringste Verstopfungsgefahr, d. h. diese Belüftung hat unabhängig von der Abwasserbeschaffenheit die größte Betriebssicherheit. Eine Vorklärung ist im Gegensatz zur fein- und mittelblasigen Belüftung nicht erforderlich. Um bei dem geringen Austrittswiderstand eine ungleichmäßige Luftverteilung zu verhindern, müssen die Belüfter genau auf einer Höhe liegen oder höhenverstellbar sein.

Die grobblasige Belüftung bringt die kleinste spezifische Sauerstoffzufuhr von allen Druckluftsystemen. Der Unterschied zur tiefliegenden mittelblasigen Belüftung kann jedoch durch Verteilertafeln oder hydraulische Scherwirkung weitgehend ausgeglichen werden.

Der Einfluss grenzflächenaktiver Stoffe ist ähnlich gering wie bei der tiefliegenden mittelblasigen Belüftung. Die spezifische Sauerstoffzufuhr steigt in den technisch gebräuchlichen Einblastiefen linear mit der Einblastiefe (vgl. Abbildung 6) und ist unabhängig vom Luftdurchsatz je Belüfter [18]. Die Umwälzung ist auch bei kleinen Luftmengen ausreichend.

Verhältnisse	Günstige Verhältnisse		Mittlere Verhältnisse	
	O ₂ -Zufuhr g/(m _N ³ ·m)	O ₂ -Ertrag kg/kWh	O ₂ -Zufuhr g/(m _N ³ ·m)	O ₂ -Ertrag kg/kWh
Reinwasserbedingungen	6	1,2	5	0,9
Betriebsbedingungen	4,5	0,9	4,0	0,7

Tabelle 3: Richtwerte für die spezifische Sauerstoffzufuhr und Sauerstoffertrag bei grobblasiger Belüftung

2.2.3 Sonderformen der Druckluftbelüftung

Als Sonderformen der Druckluftbelüftung werden Belüftungssysteme bezeichnet, bei denen:

- der Sauerstoff durch auf die Beckenoberfläche gerichtete Wasserstrahlen eingetragen wird (*Strahlbelüfter*)
- in Düsen mit einem Treibwasserstrom feine Blasen erzeugt werden (*Strahldüsenbelüfter*)
- mit Hilfe maschineller Einrichtungen im Wasser feine Blasen entstehen (z. B. *Turbinenbelüfter*, *Wendelbelüfter*, *OKI-Turbinentauchbelüfter*)

A) STRAHLBELÜFTER

Das Prinzip der Strahlbelüftung beruht auf der Erkenntnis, dass mit den auf eine Wasseroberfläche auftreffenden Wasserstrahlen auch Luftblasen in den Wasserkörper eingetragen werden. Günstige Sauerstoffertragswerte werden bei dieser Belüftungsart erreicht, wenn die durch die Wasserstrahlen eingeschlagenen Luftblasen möglichst tief in den Wasserkörper eindringen und dort lange verweilen. Der Sauerstofftrag kann durch Variation von Stärke und Form des Strahles, Einstrahlwinkel, Fall- und Druckhöhe sowie Umwälzströmung im Belüftungsbecken optimiert werden. Auch durch eine Vielzahl von Düsen mit geringem Durchmesser kann der Sauerstofftrag gesteigert werden.

B) STRAHLDÜSENBELÜFTER

Unter dem Begriff Strahldüsenbelüfter werden alle Zweistoffdüsenbelüfter, wie Ejektoren, Injektoren, Strahl- und Venturidüsen zusammengefasst, bei denen mittels eines energiereichen Flüssigkeitsstrahles, die über eine Mischdüse zugeführte Luft in feinste Blasen verteilt wird. Der Sauerstofftrag ist bei den Strahldüsenbelüftern abhängig vom gewählten System, dem Verhältnis Umlaufwasser zu Luft und der Anordnung im Becken.

Mit steigender Einblastiefe sinken Sauerstoffzufuhr und -ertrag der selbstansaugenden Tauchbelüfter. Wird dagegen die Luft durch Gebläse getrennt verdichtet, erhält man höhere Erträge und größere Tiefen.

C) WENDELBELÜFTER

Wendelbelüfter können den Strahldüsenbelüftern zugeordnet werden. Eine Art Schraubepumpe saugt durch ihre Hohlwelle Luft an und vermischt diese mit dem Wasser. Der Luft-Wasserstrahl wird in einem Winkel von etwa 30° ca. 40 bis 70 cm unter der Wasseroberfläche ausgestoßen.

D) TURBINENBELÜFTER

Bei Turbinenbelüftern wird die Druckluft durch einen Belüftungsring über der Beckensohle grobbläsiger in das Abwasser eingebracht. Über den Luftaustrittsöffnungen rotiert ein Kreisel an einer senkrechten Welle, der die Blasen im Wasser fein verteilt und für eine gute Umwälzung des Beckens sorgt. Die Luftzufuhr und Umwälzung wird also auf zwei unterschiedliche Vorrichtungen verteilt. Die Sauerstoffzufuhr hängt von der Luftmenge, dem Durchmesser des Rotors sowie seiner Umfangsgeschwindigkeit ab.

2.2.4 Oberflächenbelüftung

Bei allen Oberflächenbelüftern erfolgt der Sauerstoffeintrag durch die mechanische Einwirkung der Belüfter an der Wasseroberfläche. Die Oberflächenbelüfter erzeugen gleichzeitig Umwälzströmungen, wodurch Belebtschlamm und Abwasser vermischt und Schlammablagerungen verhindert werden.

2.2.4.1 Walzenbelüftung

Zu den Walzenbelüftern zählen Bürstenbelüfter, Stabwalzen und Mammutrotoren, bei denen auf einer Achse befestigte Stahlstäbe beim Rotieren in das Wasser einschlagen. Vor allem durch den Saugwirbel hinter den Belüfterelementen entsteht ein stark turbulent bewegtes Luftblasen-Wassergemisch. Gleichzeitig wird das Wasser durch die Belüfterelemente umgewälzt.

Es gibt verschiedene Ausführungsformen der Walzenbestückung. An Stelle der früher verwendeten Bürsten werden heute kammartige Stahlprofil (Flachstäbe und 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.

Sauerstoffzufuhr und Strömungsverhältnisse

Im Gegensatz zur Druckluftbelüftung besteht bei der Walzenbelüftung eine weitgehende Übereinstimmung zwischen der Sauerstoffzufuhr in Reinwasser und der Zufuhr unter Betriebsbedingungen. Die Sauerstoffzufuhr und der Sauerstoffertrag sind dabei abhängig von:

- der Eintauchtiefe,
- der Drehzahl der Walzen,
- dem Abstand der Walzen voneinander,
- der Anzahl der Walzen in einem Becken,
- dem Vorhandensein von Leitschilden,
- der Beckentiefe und
- ggf. dem Vorhandensein zusätzlicher Umwälzpropeller.

2.2.4.2 Kreiselbelüftung

Im Gegensatz zu Walzenbelüftern rotieren die Kreiselbelüfter nicht um eine horizontale sondern um eine vertikale Achse. Sie sind meist in der Mitte des zugehörigen Beckengrundrisses angeordnet. Die verschiedenen Konstruktionen der Kreiselbelüfter haben als gemeinsames Prinzip die zentralsymmetrische Umwälzung, wobei das Wasser in der Mitte von unten angezogen und radial über die Oberfläche ausgeworfen wird. Der Sauerstoffeintrag erfolgt in erster Linie in der durch den Kreisel erzeugten Turbulenzzone an der Oberfläche. Hier sind durch den direkten Kontakt von Luft und Wasser bei ständiger Erneuerung der Grenzflächen zwischen Luftblasen und Wasser infolge der Turbulenz günstige Voraussetzungen für einen intensiven Sauerstoffeintrag gegeben.

Die Kreiselbelüfter erzeugen gleichzeitig Umwälzströmungen, wodurch sich die eingeschlagenen Luftblasen im Wasser verteilen und durch die an der Beckenwand auftretenden vertikalen Strömungen in tiefere Schichten eingetragen werden. Hierdurch wird ein zusätzlicher Sauerstoffeintrag bewirkt, der von der Menge, Größe und Verweilzeit der ins Wasser eingeschlagenen Luftblasen abhängig ist.

Sauerstoffzufuhr und Strömungsverhältnisse

Die Sauerstoffzufuhr steigt bei allen mechanischen Oberflächenbelüftern mit zunehmender Leistungsaufnahme der Belüfteraggregate zur Erzeugung von Turbulenz und Wasserumwälzungen an. Die Sauerstoffzufuhr ist dabei abhängig von:

- der Masse der in das Wasser eingeschlagenen Luft,
- der geförderten und verstrahlten Wassermenge und
- der Geschwindigkeit des verstrahlten Wassers.

Die Sauerstoffzufuhr steigt mit der Leistung der Kreiselbelüfter an, die durch Durchmesser, Form, Drehrichtung, Drehzahl und Eintauchtiefe der Belüfterrotoren bestimmt wird.

Auch bei Belebungsbecken mit Kreiselbelüftern tritt der nicht wünschenswerte Effekt der Veränderung der Strömungsverhältnisse durch grenzflächenaktive Stoffe auf. Bei reduzierter Oberflächenspannung des Wassers werden immer mehr feine Blasen in das Wasser eingetragen, wodurch die Umwälzströmung gebremst wird. Besonders in tieferen Becken kann dieses zu Schlammablagerungen führen.

Die in Tabelle 4 enthaltenen Richtwerte können durch die meisten der bekannten Kreiselbelüfertypen erreicht werden. Diese Werte gelten auch für Kreisel in Umlaufbecken (Karusell-Becken).

Verhältnisse	günstig O₂-Ertrag kg/kWh	mittel O₂-Ertrag kg/kWh
Reinwasser- und Betriebsbedingungen	1,8 bis 2,2	1,3 bis 1,8

Tabelle 4: Richtwerte für den Sauerstofftrag von Kreiselbelüftern

	Spezifische Sauerstoffzufuhr g/(m_N³·m)	Sauerstoff- ertrag kg/kWh
Druckbelüftung		
Feinblasig	12 – 22 ¹⁾	2,2 – 3,9 ¹⁾
Mittelblasig, tiefliegend	7	1,4
Mittelblasig, hochliegend	9	1,8
Grobbblasig	6	1,2
Oberflächenbelüftung		
Stabwalze	-	1,9
Kreiselbelüfter	-	1,8 – 2,2

¹⁾ abhängig von der Ausführungsart (vgl. Tabelle 1)

Tabelle 5: Vergleich verschiedener Belüftungssysteme hinsichtlich der Sauerstoffzufuhr und des Sauerstofftrags in Reinwasser [12,18]

2.2.5 Begasung mit Reinsauerstoff

2.2.5.1 Direkte Begasung mit Reinsauerstoff

Vergleicht man die Belüftung mit Luft und Reinsauerstoff über ein übliches Membranmaterial, so ergeben sich keine besonderen Vorteile für eine Begasung mit Reinsauerstoff. Da der Sauerstoff normalerweise aus Tanks entnommen wird und somit mit hohem Druck ansteht, spielt der Druckverlust beim Durchtritt durch die feinen Öffnungen des Belüftermaterials praktisch keine Rolle. Aus diesem Grund ist der Einsatz kleinerer Öffnungen als bei der Belüftung mit Luft realisierbar. Hierdurch entstehen wiederum kleinere Blasen, die eine höhere Ausnutzung ermöglichen.

Im Betrieb mit belebtem Schlamm ist der α -Wert zu berücksichtigen. Wegen der Kleinheit der Blasen werden diese ideal kugelförmig. Dadurch kann sich ein stabiler Film grenzflächenaktiver Stoffe ausbilden, durch den der Sauerstoffübergang stärker behindert wird als bei größeren Blasen, die ihre Gestalt ständig ändern. Trotz der kleineren α -Werte ergibt sich bei der Begasung mit Reinsauerstoff eine höhere Ausnutzung als bei der feinblasigen Druckbelüftung.

Heute wird Reinsauerstoff vereinzelt zur Abdeckung von Bedarfsspitzen, für die das vorhandene Belüftungssystem nicht ausreicht, eingesetzt. Dazu werden auf der Beckensohle feinsporige Belüftermatten oder Schlauchnetze verlegt.

2.2.5.2 Reinsauerstoff-Belebungsverfahren

Bei den in Deutschland gebauten Belebungsanlagen mit Reinsauerstoffbegasung erfolgt der Sauerstoffeintrag mit Kreiseln. Die rechteckigen Belebungsbecken sind dabei immer als Kaskaden gestaltet und gasdicht abgedeckt. Der Gasraum steht unter leichtem Überdruck und das Abgas wird im Kreis gefahren. Je nach Abnahme des Druckes, d. h. je nach Sauerstoffverbrauch, wird Reinsauerstoff zugeführt. Das Abgasventil wird nach dem Sauerstoffgehalt im Gasraum gesteuert, da sich das Gas mit Stickstoffgas (im Abwasser gelöst) und Kohlendioxid (entsteht bei den Abbauvorgängen) anreichert. Im Allgemeinen wird in diesen Anlagen mit Sauerstoffgehalten von 5 bis 10 mg/l gearbeitet.

Vorteile dieser Anlagen sind hohe Belastbarkeit bei im Allgemeinen niedrigem Schlammindex und geringe Abluftströme. Probleme können aber bei der Nitrifikation entstehen. In der Regel muss wegen der mangelnden Strippung des CO_2 der pH-Wert durch Dosierung von Lauge gehalten werden. Außerdem besteht wegen der hohen CO_2 -Gehalte die Gefahr von Korrosionen von Stahl und Beton.

In Deutschland sind in den letzten Jahren keine neuen Belebungsanlagen mit Reinsauerstoffbegasung gebaut worden.

2.2.6 Maschinelle Einrichtungen

2.2.6.1 Drucklufterzeugung bei der Druckbelüftung

Bei einer Druckbelüftung in einer Belebungsanlage muss die atmosphärische Luft durch Luftverdichter auf den notwendigen Betriebsdruck zur Überwindung der Wassertiefe und des Strömungswiderstandes im Luftverteilungssystem gebracht werden. Für die Erzeugung der Druckluft stehen grundsätzlich die drei folgenden Drucklufterzeuger zur Verfügung:

1) Drehkolbenverdichter

werden bis zu einer Druckdifferenz von $\Delta p = 10$ mWS und Ansaugvolumenströmen bis 20.000 m³/h eingesetzt. Am häufigsten werden zweiflügelige, teilweise aber auch dreiflügelige Drehkolben eingebaut. Drehkolbenverdichter sind, wie Kolbenpumpen, Verdrängermaschinen. Eine Änderung des Luftvolumenstromes ist nur durch Änderung der Drehzahl möglich. Saug- und druckseitig sind Schalldämpfer erforderlich.

2) Schraubenverdichter

sind ebenfalls Verdrängermaschinen, die sich als einstufige Aggregate durch höhere Drücke (bis $\Delta p = 35$ mWS) und Ansaugvolumenströme bis 30.000 m³/h auszeichnen. Wie bei den Drehkolbenverdichtern ist eine Änderung des Luftvolumenstromes nur durch Änderung der Drehzahl möglich. Saug- und druckseitig sind Schalldämpfer erforderlich.

3) Turboverdichter

sind Kreiselverdichter. Der Druck bis zu etwa $\Delta p = 15$ mWS wird durch Geschwindigkeitsenergie im Laufrad (ca. 20.000 U/min) erzeugt. Durch einen nachgestellten Verstelldiffusor lässt sich der Ansaugvolumenstrom bei konstantem Differenzdruck stufenlos im Bereich von ca. 45 % bis 100 % regeln. Der Leistungsbedarf sinkt annähernd linear mit dem Ansaugvolumenstrom. Turboverdichter für höhere Drücke werden zweistufig ausgebildet. Die Luft wird zwischen den beiden Stufen meist gekühlt. Die maximale Leistung eines Aggregats kann bis zu 100.000 m³/h betragen.

Als *Antriebe* dienen in aller Regel Elektromotoren, in einigen Fällen werden aber auch mit Faulgas betriebene Gasmaschinen eingesetzt. Es gibt auch Tandem-Lösungen, bei denen ein Verdichter sowohl von einem Gas- als auch von einem Elektromotor angetrieben werden kann. Da sich die Volumenströme von Drehkolben- und Schraubenverdichtern nur durch Änderung der Drehzahl anpassen lassen, werden heute in der Regel Frequenzumformer für eine stufenlose Drehzahländerung eingesetzt. Für die individuelle Auslegung der Verdichter müssen Volumenstrom, erforderliche Druckerhöhung, Temperatur der angesaugten Luft sowie die Höhenlage des Aufstellungsortes angegeben werden.

2.2.6.2 Antriebe von Oberflächenbelüftern

Oberflächenbelüfter sind rotierende Körper, die teilweise oder ganz in das Wasser eintauchen. Durch Schwingungen der Wasseroberfläche können erhebliche hydrodynamische Kräfte von den Belüftern auf die Lager und Antriebe übertragen werden. Der Antrieb von Oberflächenbelüftern erfolgt mit Elektromotoren in der Regel über ein Getriebe. Für den Antrieb von Walzenbelüftern, wie sie heute in Umlaufbecken eingebaut werden, kommen ausschließlich Winkelgetriebe zum Einsatz. Beim Kreiselgetriebe verlaufen Kreisel- und Motorachse in der Regel parallel. Die Qualität des Getriebes und der Lager sind entscheidend für die Haltbarkeit.

3. Theoretische Grundlagen des Sauerstoffeintrags

Der Sauerstoffeintrag in Abwasser-Belebtschlamm-Gemische ist ein mehrstufiger Prozess und durch das Vorhandensein eines mehrphasigen Vielstoffgemisches wesentlich komplizierter als der Sauerstoffeintrag in reines Wasser. Dies lässt sich vor allem dadurch begründen, dass die rein physikalischen Transportschritte zwischen Gasblase und Flüssigkeit im Belebtschlamm durch biologische Prozesse überlagert werden. Zusätzlich beeinflussen Abwasserinhaltsstoffe die physikalisch/chemischen Vorgänge der Gaslöslichkeit und der Stoffverteilung zwischen den Phasen.

Die folgenden Betrachtungen sind hauptsächlich den Quellen [11] und [16] entnommen.

3.1 Löslichkeit von Gasen in Flüssigkeiten

Treibendes Moment bei der Sauerstoffzufuhr ist der Konzentrationsunterschied zwischen gasförmiger und flüssiger Phase. Bei der Lösung bewegen sich die Gasmoleküle so lange aus der Gasphase in die flüssige Phase, bis sich ein Gleichgewicht eingestellt hat. Die am Gleichgewichtspunkt erreichte Sättigungskonzentration eines Gases in einer Flüssigkeit hängt dabei entscheidend von der Gaskonzentration in der Gasphase ab, bei Gasgemischen vom Partialdruck. Ist der Konzentrationsunterschied ausgeglichen, gilt das Gesetz von Henry:

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

$p(i)$: Partialdruck des Gases in der Gasphase

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

$c_S(i)$: Sättigungskonzentration des Gases in der Flüssigkeit

Die Proportionalitätskonstante (= Henry-Konstante) ist keine universelle Konstante, sondern wird stark von der Temperatur und der Zusammensetzung der Lösung bestimmt. Für Sauerstoff gilt, dass die Löslichkeit mit steigender Temperatur und zunehmender Konzentration an gelösten Substanzen (z. B. Salze, Zucker) verringert wird. Alkohole und einige andere organische Verbindungen können die Löslichkeit steigern.

3.2 Stoffübergang von Gasen in Flüssigkeiten und Stofftransport

Der Transport eines Gases ins Flüssigkeitsinnere erfolgt in der ersten Stufe durch Diffusion in die Grenzschicht und anschließendem Transport in die flüssige Phase. Dabei ist sowohl der gasseitige Stoffübergangswiderstand k_G als auch der flüssigkeitsseitige Stoffübergangswiderstand k_L zu überwinden.

Abbildung 7 zeigt, dass während des Stoffaustausches die Gaskonzentration zur gasseitigen Grenzschicht hin abnimmt. Dies ist auf die Absorption des Gases in der Flüssigkeit zurückzuführen. Aufgrund der Gesetzmäßigkeiten zur Löslichkeit von Gasen (siehe Kap. 3.1) steht die Konzentration an der gasseitigen Grenzschicht c_{GG} in einem Gleichgewicht mit der an der flüssigkeitsseitigen Grenzschicht c_{LG} .

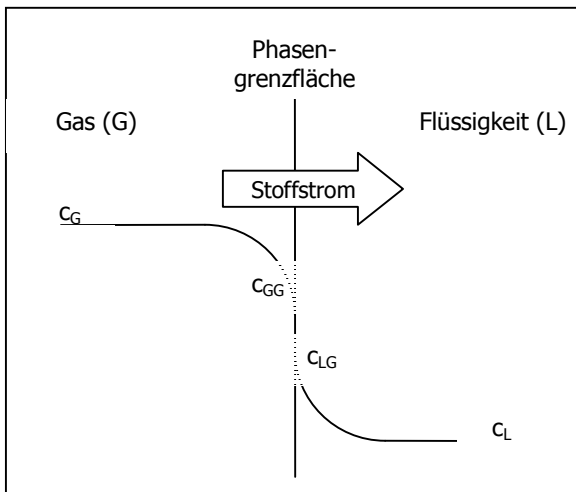


Abbildung 7: Sauerstofftransport an der Phasengrenzfläche gasförmig – flüssig [16]

Weichen die Diffusionskoeffizienten für das Gas k_G und die Flüssigkeit k_L um mehrere Zehnerpotenzen voneinander ab, wie z. B. bei Sauerstoff, dann liegt fast der gesamte Stoffübergangswiderstand in der flüssigen Phase. Der gasseitige Widerstand kann also vernachlässigt und der flüssigkeitsseitige Stoffübergangskoeffizient k_L kann dem Gesamt-Stoffübergangskoeffizienten K gleichgesetzt werden.

Für den Stoffübergang ist neben dem Stoffübergangskoeffizienten, d. h. der Diffusionsgeschwindigkeit, die Austauschfläche A bedeutsam. Wird diese auf ein bestimmtes Volumen bezogen ergibt sich die spezifische Austauschfläche a :

$$a = A / V \quad (7)$$

Der $k_L a$ -Wert (= volumenbezogener Stoffübergangskoeffizient; später Belüftungskoeffizient genannt) setzt sich also zusammen aus Diffusionsgeschwindigkeit k_L und dem Verhältnis der Grenzflächen Luft/Wasser A zum Luftvolumen der Blasen im Wasser V .

$$k_L a = k_L \cdot \frac{A}{V} \quad (8)$$

a : Grenzflächen zwischen Luft und Wasser pro Volumeneinheit Luft in cm^{-1}
(= spezifische Austauschfläche in cm^{-1})

A : Summe aller Grenzflächen zwischen Luft und Wasser in cm^2

V : Luftvolumen sämtlicher im Wasser befindlicher Blasen in cm^3

Die in der Flüssigkeit transportierte Masse eines Gases hängt jedoch nicht nur vom volumenbezogenen Stoffübergangskoeffizienten ab, sondern auch vom Konzentrationsgefälle zwischen Gasblase und Flüssigkeit. Die treibende Kraft ist dabei die Differenz zwischen Sättigungskonzentration und tatsächlichem Gasgehalt in der Lösung, d. h. der Sauerstoffeintrag ist proportional zum Konzentrationsgradienten (Sättigungsdefizit).

Befindet sich das System gasförmig/flüssig nicht entsprechend dem Gesetz von Henry im Gleichgewicht, dann folgt die Änderung des Sauerstoffgehaltes im Wasser der folgenden Differentialgleichung:

$$\frac{dc}{dt} = k_L a \cdot (c_S - c) \quad (9a)$$

Bei gleichzeitigem Sauerstoffverbrauch, d. h. in Belebtschlamm:

$$\frac{dc}{dt} = k_L a \cdot (c_S - c) - OV \quad (9b)$$

c : O₂-Gehalt des Wassers (in mg/l)

c_S : O₂-Sättigungswert des Wassers für Luft (in mg/l)

$k_L a$: Belüftungskoeffizient (in h⁻¹)

OV : Sauerstoffverbrauch des Abwasser-Belebtschlamm-Gemisches (in mg O₂/l·h)

Die Integration von Gleichung 9a liefert mit den Randbedingungen $c(t=0) = 0$ und $c(t=\infty) = c_S$:

$$c(t) = c_S \cdot (1 - e^{-k_L a \cdot t}) \quad (10)$$

Diese empirisch gefundene Funktion wurde von verschiedenen Autoren durch Modelle plausibel gemacht. In der nebenstehenden Abbildung ist die Sauerstoffeintragskurve als Reaktion 1. Ordnung dargestellt.

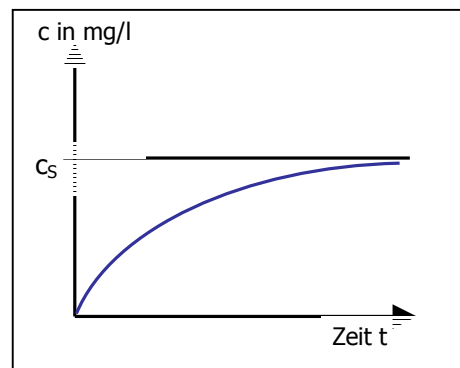


Abbildung 8: Sauerstoffeintragskurve

Der Sauerstoffeintrag ist ein temperaturabhängiger Prozess, wobei die Temperatur einen gegenläufigen Effekt auf die Stoffübergangsrate ausübt (vgl. Kapitel 3.3.2.3). Neben der Temperatur können eine Reihe von gelösten und ungelösten Stoffen den $k_L a$ -Wert beeinflussen, indem entweder der Stoffübergangswiderstand k_L und damit die Diffusionsgeschwindigkeit oder die spezifische Grenzfläche a verändert werden.

Aufgrund umfangreicher Versuche wurde für k_L folgende Abhängigkeit [6] ermittelt:

$$k_L = \sqrt{D \cdot r} \cdot \coth \sqrt{\frac{r \cdot L^2}{D}} \quad (11)$$

D : Diffusionskoeffizient in Wasser in cm²/h

r : Anzahl der Grenzschichterenerungen pro Zeiteinheit in h⁻¹

L : Dicke der hypothetischen Grenzschicht in cm

Außerdem wurde festgestellt, dass die Anzahl der Grenzschichterneuerungen r und die Grenzschichtdicke L in einem festen Verhältnis zueinander stehen. Dabei nimmt die Grenzschichtdicke mit zunehmender Anzahl der Grenzschichterneuerungen, d. h. entsprechend stärkerer Turbulenz, ab (vgl. Diagramm 1).

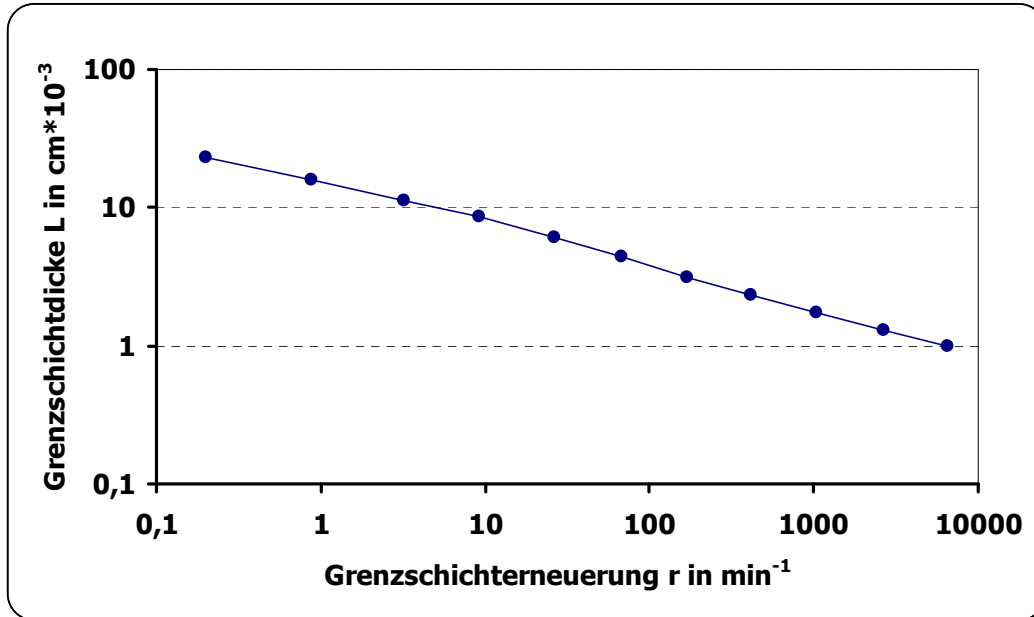


Diagramm 1: Zusammenhang von Grenzschichterneuerung und Grenzschichtdicke nach Dobbins [6]

Mit Diagramm 1, der Gleichung 11 und $D = 2,03 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ als Koeffizient bei 20° C kann man die Absolutwerte von k_L als Funktion der Grenzschichterneuerung r berechnen. Die Ergebnisse sind in Diagramm 2 dargestellt.

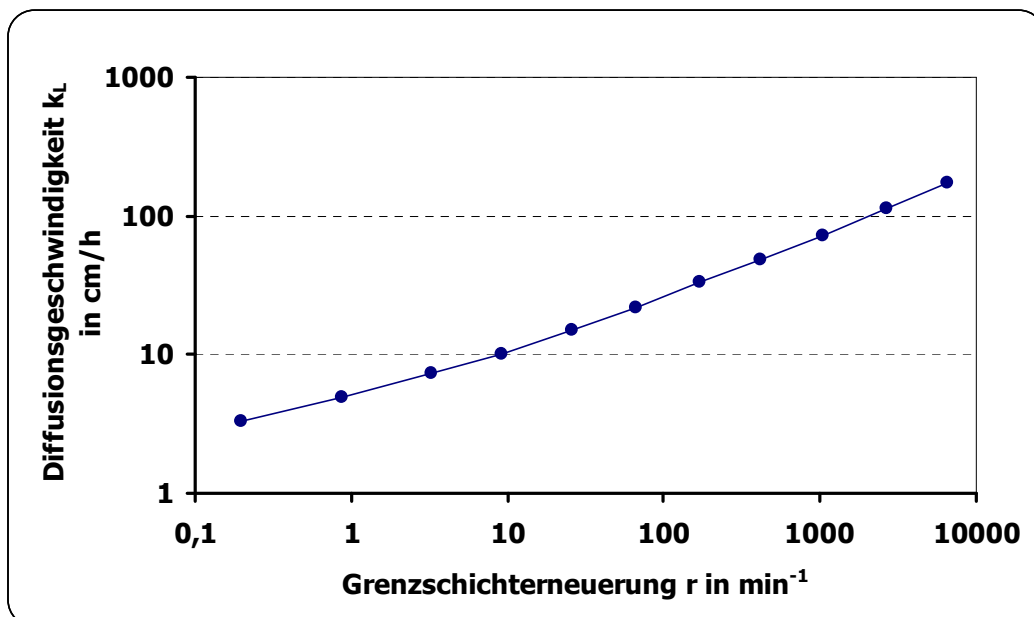


Diagramm 2: Diffusionsgeschwindigkeit als Funktion der Grenzschichterneuerung r

In der Literatur findet man unterschiedliche Angaben über die Höhe der Diffusionsgeschwindigkeit (z. B. 7 bis 295 cm/h [3], 20 bis 110 cm/h [1] und 30 bis 70 cm/h [7]). Alle genannten Untersuchungen beziehen sich auf Blasenbelüftung mit Sauerstoff oder Luft und wurden in der Regel in engen Rohren durchgeführt, um den Einfluss von Blasengröße und Steiggeschwindigkeit mit zu erfassen. Im Bereich der Abwassertechnik dürften die k_L -Werte in der Regel über 50 cm/h liegen.

Für hohe Turbulenzgrade ($r \geq 10^4/\text{min}$), wie sie im Allgemeinen bei der Abwasserbelüftung vorkommen, wird der Einfluss des Restgliedes von Gleichung 11 ($\coth \sqrt{(r \cdot L^2)/D}$) sehr klein (vgl. Diagramm 3) und es gilt überschlägig:

$$k_L = \sqrt{D \cdot r} \quad (12)$$

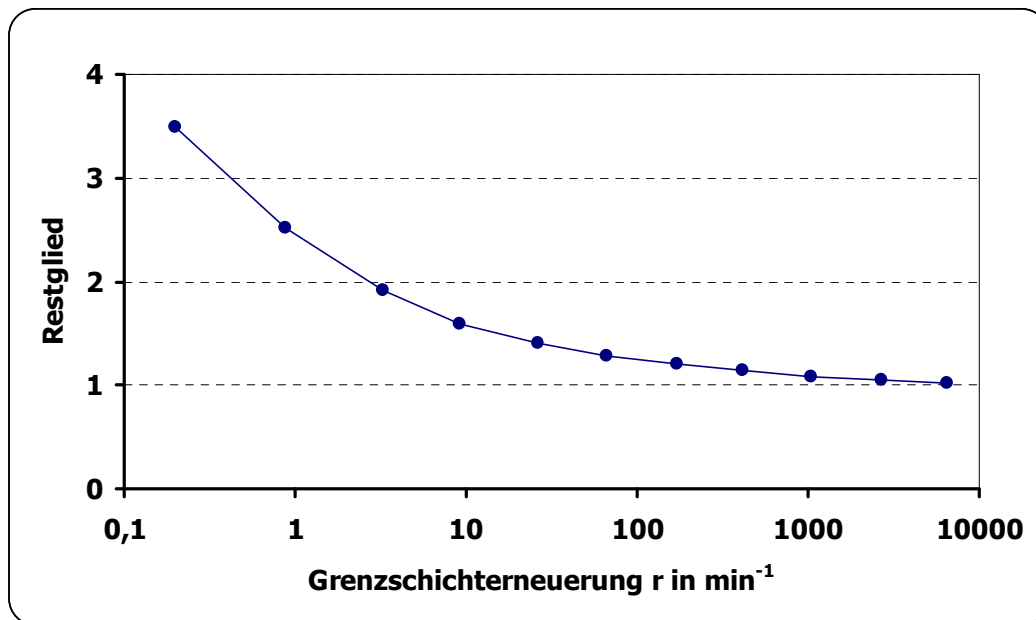


Diagramm 3: Abhängigkeit des Restgliedes von der Grenzschichterneuerung r

Die Sauerstoffzufuhr OC_R ist definiert als die Änderung des Sauerstoffgehaltes bei einem Sauerstoffgehalt von $c = 0$ mg/l in zehrungsfreiem Wasser:

$$\frac{dc}{dt} = OC_R = k_L a \cdot c_S \quad (13)$$

$$[OC_R] = \text{mg/L} \cdot \text{h}$$

Da sowohl der Belüftungskoeffizient $k_L a$ als auch der Sättigungswert c_S temperaturabhängig sind, muss richtigerweise geschrieben werden:

$$OC_T = k_{L,T} a_T \cdot c_{S,T} \quad (14)$$

Hierbei ist T die Temperatur des Wassers während des Versuchs in °C.

Um die Ergebnisse vergleichen zu können, wird die Sauerstoffzufuhr stets auf eine einheitliche Temperatur von 20° C bezogen. Hierzu ist eine Umrechnung der im Versuch ermittelten Werte $k_{L,aT}$ und $c_{S,T}$ erforderlich.

In Gleichung 11 ist bei einer gegebenen Turbulenz r nur D und L temperaturabhängig. Die Grenzschichtdicke L ändert sich entsprechend der Oberflächenspannung des Wassers [3]. Für den Diffusionskoeffizienten wird die folgende Beziehung genannt [5]:

$$D = A \cdot e^{-\frac{\alpha}{T}} \quad (15)$$

D : Diffusionskoeffizient in cm^2/s

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

α : Konstante für verschiedene Gase in K

T : absolute Temperatur in K

Unter Benutzung dieser Beziehungen wurde aus Gleichung 11 die Temperaturabhängigkeit der Belüftungskonstanten $k_L a$ berechnet. Aufgrund des Restgliedes ($\coth \sqrt{(r \cdot L^2)/D}$) ist der Temperatureinfluss ja nach Turbulenzgrad unterschiedlich. Im Diagramm 4 ist diese Abhängigkeit als Beispiel für die Turbulenzgrade $r = 1/\text{min}$, $r = 100/\text{min}$, $r = 1.000/\text{min}$ und $r = 10.000/\text{min}$ dargestellt. Zum besseren Vergleich ist das Verhältnis $k_{L,aT}/k_{L,a20}$ auf der Ordinate aufgetragen.

Wie bereits erwähnt ist der Einfluss des Restgliedes in der Abwassertechnik aufgrund der hohen Turbulenzgrade sehr gering und die Belüftungskonstante wächst mit der Wurzel des Diffusionskoeffizienten (Gleichung 12). Es ergibt sich daraus eine gute Übereinstimmung mit dem in Deutschland gebräuchlichen Exponentialgesetz (vgl. Gleichung 19, Seite 32).

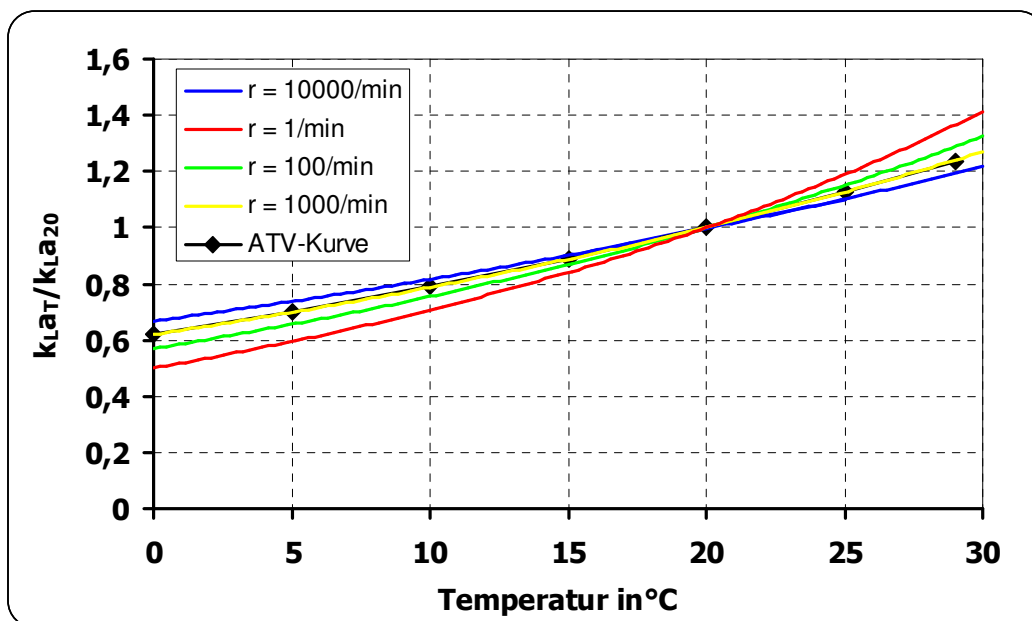


Diagramm 4: Belüftungskonstante als Funktion der Grenzflächenerneuerung und der Temperatur

Eine exakte mathematische Betrachtung der Prozesse des Stoffübergangs ist für turbulente Flüssigkeiten nicht möglich, da diese durch zahlreiche Systemparameter beeinflusst werden. Es werden daher verschiedene Modelle verwendet, um die Beziehungen erklären zu können. Gemeinsam ist allen Theorien, dass die Diffusion als entscheidender Schritt an der Phasengrenzfläche angenommen wird und der flüssigkeitsseitige Stoffübergang insgesamt den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt darstellt. Unterschiede bestehen im Wesentlichen in der Art der Abhängigkeit des Sauerstoffübergangskoeffizienten k_L und dem Stoffdiffusionskoeffizienten D .

Bei der biologischen Abwasserreinigung liegen jedoch nicht 2-Phasen- sondern mehrphasige Systeme vor, so dass zu den Transportschritten

- Transport innerhalb der Gasblase zur gasseitigen Phasengrenzschicht (1)
- Diffusion durch die gasseitige Phasengrenzschicht (2)
- Übergang in die flüssige Phase (3)
- Diffusion durch die flüssigkeitsseitige Grenzschicht (3)
- turbulenter Transport ins Flüssigkeitsinnere (4)

weitere hinzukommen. Dies sind:

- turbulenter Transport zum Bakterium bzw. zur Flocke (4)
- Diffusion innerhalb der Flocke (5)
- Adsorption an der Bakterienwand (6)
- Diffusion in das Innere des Bakteriums (7)
- Verbrauch von Sauerstoff durch Stoffwechselfvorgänge und Abgabe von CO_2 (vgl. Abbildung 9).

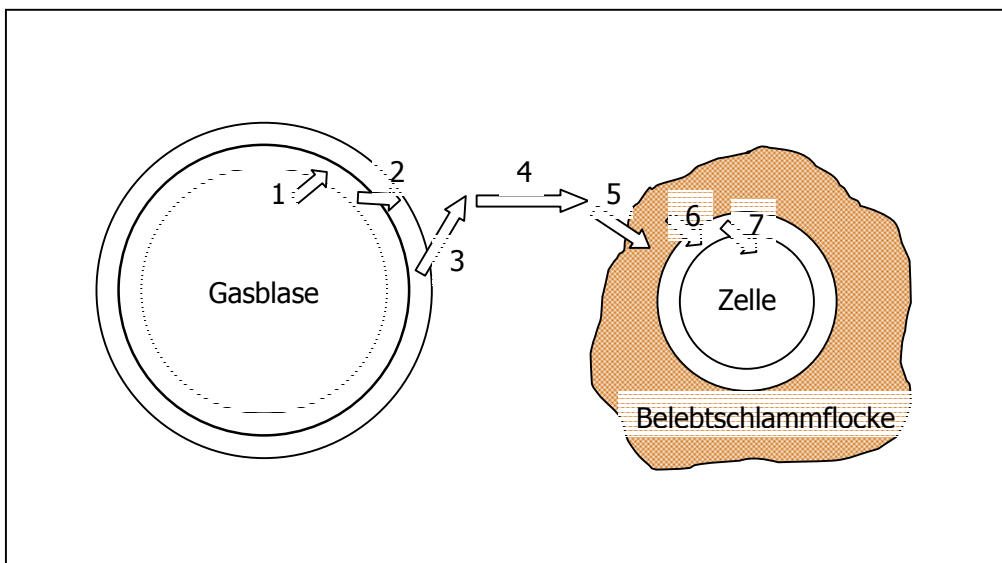


Abbildung 9: Transportwege des Sauerstoffs [16]

3.3 Zusammenfassung der Einflussfaktoren auf die Sauerstoffzufuhr

3.3.1 Einfluss des Druckes und der Wassertiefe

3.3.1.1 Partialdruck

Die folgenden Ausführungen sind Quelle [8] entnommen.

Für das Lösen von Sauerstoff in Wasser lässt sich bei den in der Abwassertechnik herrschenden Drücken das Gesetz von Henry wie folgt beschreiben: $c_s \sim p$. Daraus folgt, dass der Sauerstoffsättigungswert mit zunehmender Wassertiefe oder zunehmendem Sauerstoffanteil im Gas größer wird. Im Belebungsbecken würde dieses einen Anstieg des Konzentrationsgefälles und damit eine Steigerung des Sauerstoffeintrags über der Einblastiefe bewirken.

3.3.1.2 Wassertiefe

Bei einer Oberflächenbelüftung ist der wirksame Sauerstoffsättigungswert nur vom Luftdruck und der Wassertemperatur abhängig. Für die Druckbelüftung kommt noch der Einfluss der Wassertiefe hinzu. Dieses soll in Abbildung 10 veranschaulicht werden. Die durchgezogene Linie soll dabei den Verlauf der Sättigungskonzentration über die Tiefe und die gestrichelte Kurve den sich tatsächlich einstellenden Sauerstoffgehalt wiedergeben. Beim Belüften von Reinwasser unter stationären Bedingungen wird im unteren Begasungsraum Sauerstoff gelöst, der dann im oberen wieder freigesetzt wird.

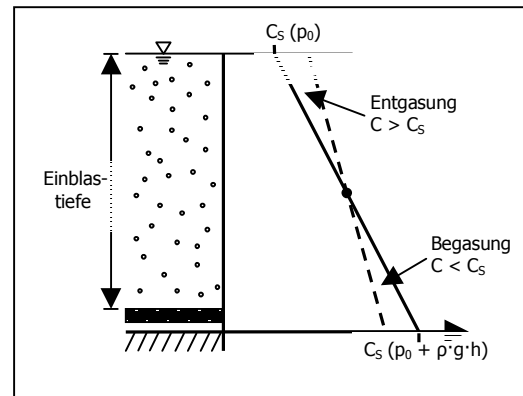


Abbildung 10: Verlauf des Sauerstoffsättigungswertes über die Tiefe [8]

Für das wirksame Konzentrationsgefälle beim Sauerstoffeintrag wird c_s häufig für die halbe Einblastiefe bestimmt.

Neben dem Tiefeneinfluss muss noch berücksichtigt werden, dass der Sauerstoffgehalt in der Luft infolge des Lösens von Sauerstoff abnimmt:

$$c_s^* = c_s(\text{Tabelle}) \cdot \frac{p_0 + 0,5 \cdot h_E}{10,35} \cdot (1 - 0,5 \cdot \eta) \quad (16)$$

c_s^* : wirksame Sauerstoffsättigungskonzentration (in mg/l)

p_0 : Luftdruck (in m Wassersäule)

h_E : Einblastiefe (in m)

η : Sauerstoffausnutzung (-)

Bei einer Einblastiefe von 4 m und einer Sauerstoffausnutzung von 10 % erhält man demnach einen Sättigungswert, der den Tabellenwert um 13 % übertrifft.

Der Sauerstoffsättigungswert und damit das Sättigungsdefizit im Wasser steigt mit dem mit der Wassertiefe linear zunehmenden Druck. Dieses hätte bei konstanter spezifischer Zufuhr eine progressive Erhöhung der Sauerstoffzufuhr mit steigender Einblastiefe zur Folge (rote Kurve). Auf der anderen Seite steht die Sauerstoffverarmung in der Blase mit dem Aufstieg zur Wasseroberfläche, die in ihrer Form einem degressiven Abfall (blaue Kurve) gleicht. Vereint man die beiden Einflüsse (Sauerstoffsättigung und Verarmung), so stellt man fest, dass die eigentliche Abhängigkeit der Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe nur gering von einer Geraden abweicht (schwarze Kurve) und man deshalb von einem linearen Zusammenhang ausgehen kann.

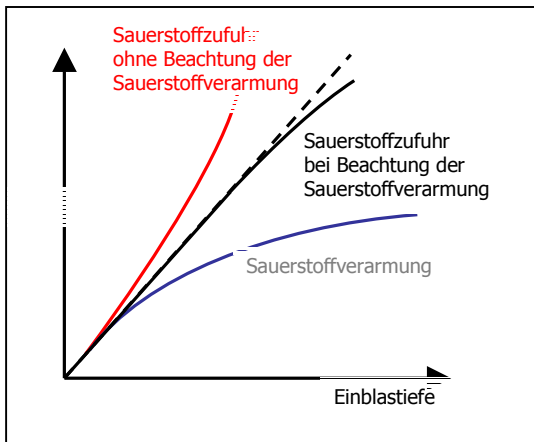


Abbildung 11: Abhängigkeit der Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe

3.3.2 Einfluss der Temperatur

3.3.2.1 Einfluss auf die Löslichkeit von Gasen

Steigende Temperaturen erniedrigen die Löslichkeit von Gasen in Flüssigkeiten. Eine Erklärung für diese Erscheinung liefert die kinematische Wärmetheorie: infolge der zunehmenden Geschwindigkeiten der Moleküle werden die Gasmoleküle zum Teil aus der Flüssigkeit in den weniger dichten Gasraum zurückgedrängt.

3.3.2.2 Einfluss auf die Belüftungskonstante $k_L a$

Austauschvorgänge, wie das Belüften von Wasser oder Belebtschlamm, werden mit steigender Temperatur beschleunigt. Aufgrund der zunehmenden Molekulargeschwindigkeiten wird das bestehende Ungleichgewicht zwischen Gasphase und Flüssigkeit schneller ausgeglichen. Im Allgemeinen wird die Temperaturabhängigkeit der Belüftungskonstanten wie folgt angegeben:

$$\frac{k_L a_T}{k_L a_{ST}} = \theta^{T-ST} \quad (17)$$

$k_L a_T$: Belüftungskonstante bei Temperatur T

$k_L a_{ST}$: Belüftungskonstante bei einer Standardtemperatur (heute meist 20 °C)

θ : (Theta) Temperaturfaktor

Der Temperaturfaktor wird empirisch bestimmt. Für den Bereich der Abwassertechnik wurde von der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) ein Wert von 1,024 festgelegt.

3.3.2.3 Einfluss auf den Sauerstoffeintrag

Der Sauerstoffeintrag wird bestimmt durch die Belüftungskonstante und das Konzentrationsgefälle. Die Temperatureinflüsse auf die Sättigungskonzentration c_s und die Belüftungskonstante sind gegenläufig, so dass der Sauerstoffeintrag bei einem Sauerstoffgehalt im Wasser $c_x \cong 0$ nur sehr geringfügig von der Temperatur abhängt. Bei zunehmender Sauerstoffkonzentration c_x in der Flüssigkeit wird der Einfluss der mit steigender Temperatur abnehmenden Sauerstofflöslichkeit größer. Dieses soll in der folgenden Abbildung verdeutlicht werden.

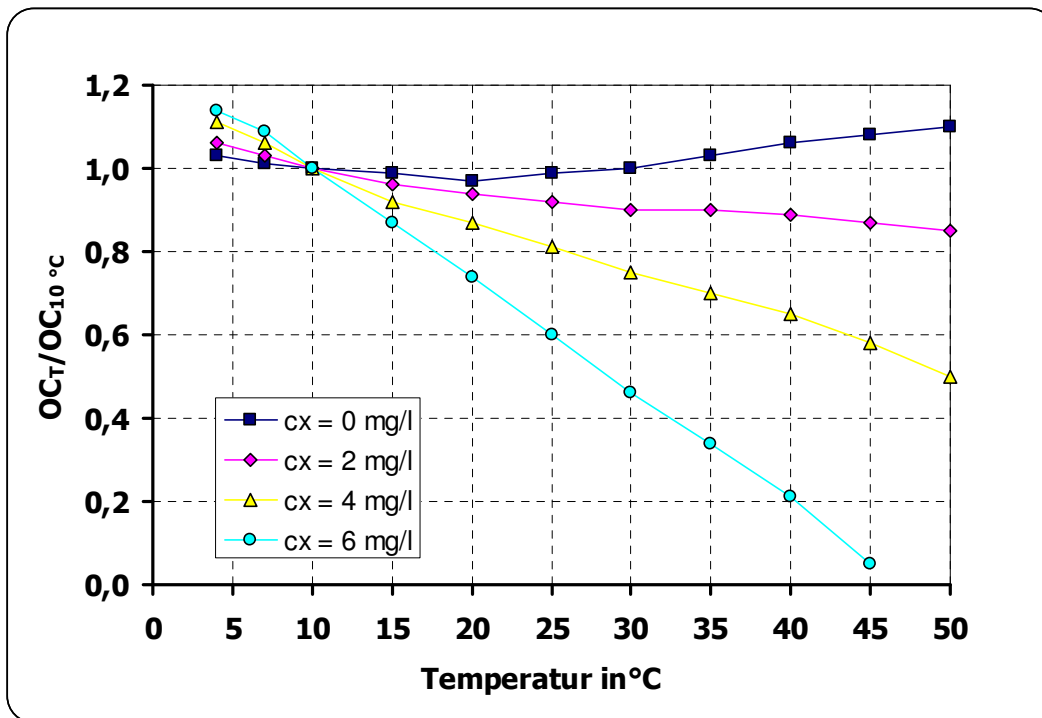


Diagramm 5: Einfluss der Temperatur auf den Sauerstoffeintrag bei verschiedenen Sauerstoffkonzentrationen [8]

3.4 Parameter zur Beschreibung des Sauerstoffeintrags

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

$$OC = V_{BB} \cdot k_L a_{20} \cdot c_{S,20} \quad (18)$$

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

V_{BB} : Volumen des Belebungsbeckens (in l)

$c_{S,20}$: O₂-Sättigungswert des Wassers für Luft bei 20 °C (in mg/l)

$k_L a_{20}$: Belüftungskoeffizient bei 20 °C (in h⁻¹)

Der $k_L a_{20}$ ist der auf 20° C normierte Belüftungskoeffizient und ergibt sich zu:

$$k_L a_{20} = k_L a_T \cdot 1,024^{(20-T)} \quad (19)$$

$$[k_L a_{20}] = h^{-1}$$

$k_L a_T$: Belüftungskoeffizient bei einer Wassertemperatur T

Für eine bestimmte Belüftungsleistung in einem bestimmten Wasservolumen ist $k_L a$ in Reinwasser eine konstante Größe. Zu beachten ist nur die Temperaturabhängigkeit (vgl. Gleichung 19). Die Faktoren k_L und a lassen sich bei der Abwasserbelüftung nicht getrennt voneinander ermitteln. Der $k_L a$ -Wert kann entweder durch die Auftragung auf Logarithmuspapier oder, wie heutzutage üblich, mit Hilfe geeigneter Computerprogramme aus den ermittelten Versuchsdaten berechnet werden.

$c_{S,20}$ ist die Sauerstoffsättigungskonzentration in Wasser bei einer Temperatur von 20° C. Für Druckluftbelüftung lässt sich $c_{S,20}$ näherungsweise nach folgender Formel berechnen:

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

$c_{SS,20}$: Standard-Sauerstoffsättigungswert (in mg/l)

h_E : Einblastiefe (in m)

$c_{SS,20}$ ist die Standard-Sauerstoffsättigungskonzentration für wasserdampfgesättigte Luft bei einem Druck von 1013 hPa und einer Temperatur von 20° C. $c_{SS,20}$ kann direkt aus Tabellen entnommen werden (z. B. EN 25814 oder DIN 38408, Teil 23).

Hinweis: 20,7 resultiert aus Normaldruck von 10,35 mWS (=1013 hPa) und $h_E/2$:

$$\frac{h_E / 2}{10,35} = \frac{h_E}{20,7} \quad (21)$$

Bei der Bestimmung der Sauerstoffsättigungskonzentration muss beachtet werden, dass die am Belüfter in der Tiefe austretende Luftblase einem höheren Druck ausgesetzt ist als Atmosphärendruck. Dieses wird in Gleichung 20 berücksichtigt.

Betrachtet man das umgestellte Henry-Gesetz ($c = p/K_H$), so stellt man fest, dass sich die Konzentration an gelöstem Sauerstoff proportional zu dem in der Tiefe höheren Druck ändert. Der Sättigungswert verändert sich also beim Aufstieg der Blase.

$c_{S,20}$ ist somit eigentlich ein Mittelwert aus den Sättigungskonzentrationen für die Wasseroberfläche (d. h. Atmosphärendruck) und für die volle Einblastiefe. Dieses entspricht etwa der Sättigungskonzentration bei halber Einblastiefe. Bei Oberflächenbelüftungssystemen kann näherungsweise $c_{S,20} = c_{SS,20}$ gesetzt werden. Sind in einem Becken sowohl Oberflächenbelüfter als auch eine Druckbelüftung in Betrieb, so muss bei Reinwasserversuchen der Sauerstoffsättigungswert vor Ort bestimmt werden.

h_E ist bei der Belüftung die Einblastiefe, d. h. die Wasserhöhe über den Austrittsöffnungen der Belüftungselemente bei ausgeschalteter Belüftung. Da der Wasserspiegel bei eingeschalteter Belüftung durch den sich im Wasser befindlichen Blasenschwarm ansteigt, ist eine genaue Bestimmung der Einblastiefe nur bei ausgeschalteter Belüftung möglich. Je höher die eingetragene Luftmenge, desto stärker steigt der Wasserspiegel und damit auch die Einblastiefe gegenüber dem ausgeschalteten Zustand an.

Salzfaktor

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

$$\beta = \left(\frac{c_{S,20} \text{ Salzwasser}}{c_{S,20} \text{ Reinwasser}} \right) \quad (22)$$

$$[\beta] = 1$$

Im kommunalen Abwasser ist $\beta = 1$. Überschlägig kann man diesen Faktor mit Hilfe des Gesamtgehaltes an Salzen (TDS) berechnen:

$$\beta = 1 - 0,01 \cdot \frac{\text{TDS}}{1000} \quad (23)$$

Der TDS ist dabei in mg/l anzugeben.

Grenzflächenfaktor (Sauerstoffübertragungsfaktor)

Im Betrieb mit belebtem Schlamm wird der Sauerstoffübergang durch grenzflächenaktive Stoffe, die sich an der Grenzschicht Luft-Wasser ansammeln, behindert. Dieses wird durch den Grenzflächenfaktor α ausgedrückt. Dieser Faktor ist nicht nur abwasserspezifisch, sondern in z. T. höherem Maße belüfterspezifisch. Das heißt streng genommen, man kann den α -Wert nur durch Messungen im gleichen Becken (gleiche Einblastiefe und Beckengeometrie) mit der gleichen Belüftungseinrichtung (gleiche zugeführte Luftmenge) durch Parallelversuche in Reinwasser und Abwasser bzw. Belebtschlamm bestimmen.

$$\alpha = \frac{k_L a \text{ in Abwasser - Belebtschlamm - Gemisch}}{k_L a \text{ in Reinwasser}} \quad (24)$$

$$[\alpha] = 1$$

Der α -Wert von Belüftungssystemen ist bei Druckluft- und Oberflächenbelüftungssystemen unterschiedlich. Wegen des in der Regel kurzen Bestandes der Grenzflächen (Tropfen) ist der α -Wert bei Oberflächenbelüftern häufig mit $\alpha = 0,9$ bis $0,95$ nur geringfügig kleiner als $1,0$.

Bei Druckluftbelüftern werden mehrere Faktoren im α -Wert zusammengefasst, wie z. B.

- eine veränderte (kleinere) Blasengröße durch grenzflächenaktive Stoffe,
- Zeit, in der die Grenzflächen bestehen (Steigzeit, abhängig von h_E) und
- Intensität der Blasenkoaleszenz (Vereinigung kleiner Blasen zu größeren).

Der mittlere Wert liegt hier zwischen $0,4$ und $0,7$ in Abhängigkeit vom Gehalt des Wassers an oberflächenaktiven Stoffen (Tenside, lipophile Stoffe).

Insbesondere wegen der koaleszenzhemmenden Wirkung von anorganischen Salzen kann man in sehr salzhaltigen Abwässern von Chemiewerken $\alpha > 1$ messen.

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

Zum Vergleich von Druckluft-Belüftungseinrichtungen existieren drei Bezugswerte:

- die spezifische Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$,
- die spezifische Sauerstoffausnutzung OA_h und
- der Sauerstoffertrag OP .

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

$$OC_{L,h} = \frac{OC}{Q_L \cdot h_E} \quad (25)$$

$$[OC_{L,h}] = \text{g}/(\text{m}_N^3 \cdot \text{m})$$

Q_L : Normluftmenge (in m_N^3/h)

h_E : Einblastiefe (in m)

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

$$OA_h = \frac{100 \cdot OC}{0,299 \cdot Q_L \cdot h_E} \quad (26)$$

$$[OA_h] = \% / \text{m}$$

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

$$OP = \frac{OC}{P} \quad (27)$$

$$[OP] = \text{kg}/(\text{kWh})$$

P : Leistungsaufnahme der Belüftungs- und Mischeinrichtungen (in kW)

4. Messung des Sauerstoffeintrags

4.1 Messmethoden

Bei einer Sauerstoffeintragsmessung wird die Sauerstoffzufuhr in einem Belebungsbecken unter bestimmten Bedingungen gemessen. Verändert man eine dieser Bedingungen, so wird sich damit auch die Sauerstoffzufuhr ändern. Zu diesen Bedingungen zählen unter anderem:

a) Versuchsbedingungen:

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

b) Anlagenspezifische Bedingungen:

- Beckengeometrie
- Belüfteranordnung

Die folgenden Ausführungen sind dem ATV-Merkblatt M 209 entnommen [2].

Bei Sauerstoffeintragsmessungen wird grundsätzlich zwischen Messungen in Reinwasser und Messungen in Belebtschlamm unterschieden. Unter dem Begriff Reinwasser versteht man dabei Wasser, das sehr geringe Belastungen mit Stoffen aufweist, die den Sauerstoffeintrag positiv oder negativ beeinflussen, d. h. sich im Bezug auf den Sauerstoffeintrag neutral verhalten. Für Sauerstoffeintragsmessungen eignet sich am besten Trinkwasser, da es naturgemäß die wenigsten Verunreinigungen im Bezug auf die oben genannten Stoffe aufweist. Aber auch Grundwasser hat sich mit Abstrichen als geeignet herausgestellt.

Grundsätzlich stehen für die Messung des Sauerstoffeintrags drei Methoden, die auf den folgenden Seiten näher beschrieben werden, zur Verfügung:

- 1) Absorptionsmessung
- 2) Desorptionsmessung
- 3) Abluftmessung

4.1.1 Absorptionsmessungen

Bei einer Absorptionsmessung wird der Anstieg des zuvor künstlich abgesenkten Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken mit geeigneten Elektroden gemessen. Aus dem Anstieg der Kurve lässt sich dann die Sauerstoffzufuhr bestimmen.

Bei Reinwasserversuchen erreicht man die Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Becken durch die Zugabe von Natriumsulfit. Es bindet den im Wasser gelösten Sauerstoff, indem es zu Natriumsulfat reagiert. Für diese Reaktion wird dem Wasser zusätzlich ein Kobaltsalz, z. B. Kobaltsulfat, als Katalysator zugegeben.

Eine Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Becken ist auch durch das Begasen mit Stickstoff möglich, da hierdurch der Sauerstoff ausgestrippt wird. Diese Methode wird aber fast ausschließlich bei kleinen Anlagen, wie z. B. die im Rahmen dieser Diplomarbeit betriebene Versuchsanlage, eingesetzt. Bei größeren Anlagen würde eine erhebliche Menge an Stickstoff verbraucht, die diese Methode schnell unwirtschaftlich werden lässt.

Der Sauerstoffeintrag ist abhängig vom Konzentrationsunterschied zwischen gasförmiger und flüssiger Phase, d. h. genauer gesagt vom Sättigungsdefizit ($= c_s - c_t$). Am Anfang eines Versuches ist dieses Sättigungsdefizit und damit auch der Sauerstoffeintrag maximal. Im Laufe des Versuches steigt der Sauerstoffgehalt im Wasser an. Dadurch sinkt das Sättigungsdefizit bzw. der Sauerstoffeintrag. Dieses hat zur Folge, dass die Konzentration an gelöstem Sauerstoff nicht einer Geraden sondern einer Exponentialfunktion folgt. Hat sich nach theoretisch unendlich langer Zeit die Sauerstoffkonzentration c_t der Sättigungskonzentration c_s angenähert, findet kein Sauerstoffeintrag mehr statt.

Nach dem Einschalten der Belüftung steigt der Sauerstoffgehalt in Form der Sättigungsfunktion an. Für Reinwasser ergibt sich diese zu:

$$c_t = c_s - (c_s - c_0) \cdot e^{-k_L a \cdot t} \quad (28)$$

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

Aus der Anstiegskurve lässt sich der Belüftungskoeffizient $k_L a$ ermitteln. Der $k_L a$ -Wert ist ein Maß für die Krümmung der Kurve des sich verändernden Sauerstoffgehaltes im Wasser. Je größer die Krümmung, desto größer ist der $k_L a$ -Wert.

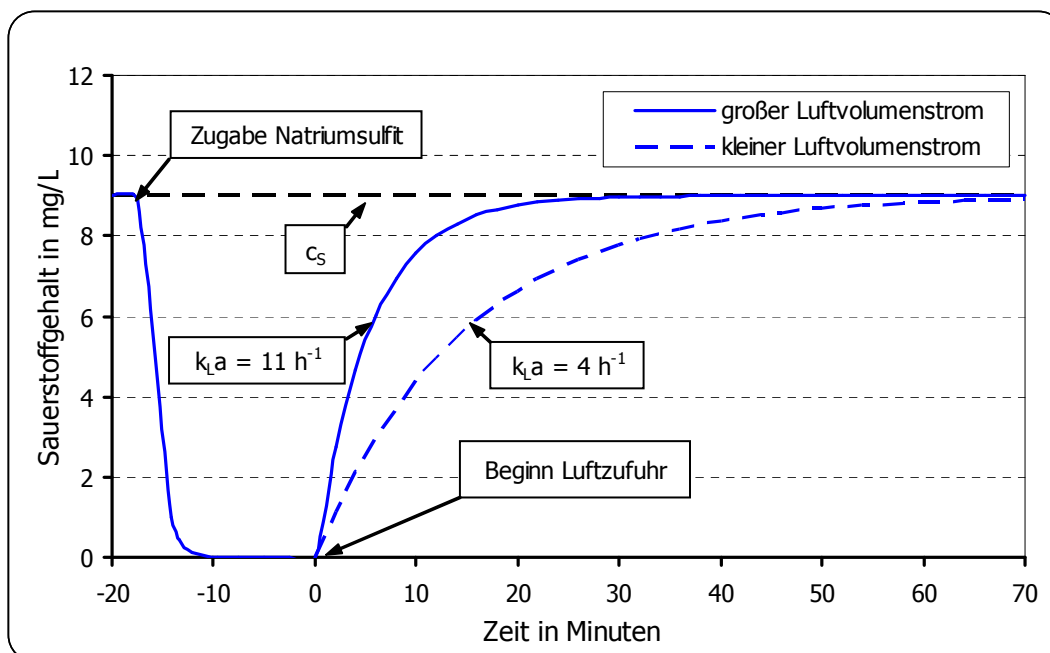


Abbildung 12: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei zwei Absorptionsversuchen in Reinwasser und Einsatz von Natriumsulfit zur Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Wasser

In Abbildung 12 sind die Sauerstoffgehalte von zwei Versuchen mit unterschiedlicher Luftmenge in Reinwasser aufgetragen. Die durchgezogene Linie wird dabei von der höheren und die gestrichelte Linie von der niedrigeren Luftmenge erzeugt. Abbildung 13 zeigt den einen Versuchsablauf bei der Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Wasser mit Hilfe von Stickstoff.

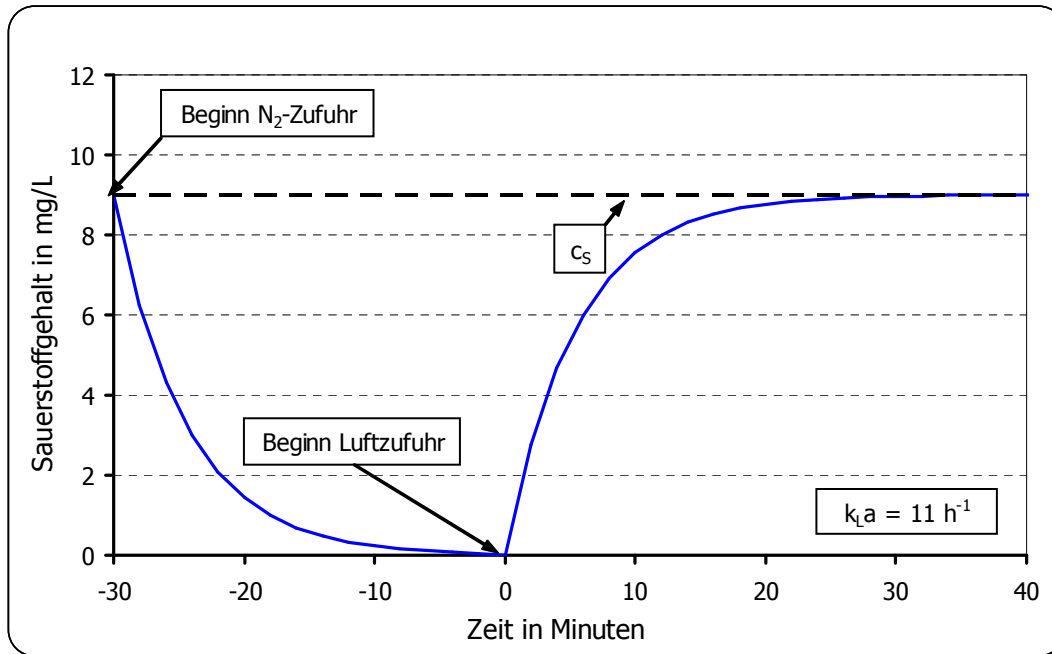


Abbildung 13: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei zwei Absorptionsversuchen in Reinwasser und Einsatz von Stickstoff zur Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Wasser

Bei Messungen in Belebtschlamm wird die Atmung (Zehrung) zur Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Wasser ausgenutzt. Nach dem Erreichen einer konstanten Atmung wird die Belüftung abgeschaltet und das Becken gut durchmischt. In dieser Zehrungsphase folgt der Sauerstoffgehalt, sofern die Atmung konstant ist, einer linearen Funktion, d. h. die Höhe der Zehrung ist dabei unabhängig vom Sauerstoffgehalt. Während der Zehrungsphase muss eine ständige Durchmischung gewährleistet sein, um ein Absetzen des Schlammes zu verhindern.

Außerdem ist darauf zu achten, dass der Sauerstoffgehalt bei der Zehrung nicht über längere Zeit auf Null abgesenkt ist, damit eine Unterversorgung der Bakterien mit Sauerstoff verhindert wird. Dieses könnte sonst zu einer erhöhten Zehrung zum Beginn des Versuches führen.

Nach dem Einschalten der Belüftung steigt der Sauerstoffgehalt im belebten Schlamm ebenfalls nach einer Sättigungsfunktion auf den scheinbaren Sättigungswert c^* . Da ein Teil des eingetragenen Sauerstoffs von den Bakterien wieder veratmet wird, steigt der Sauerstoffgehalt im Wasser nicht auf den Sättigungswert c_s sondern nur auf einen scheinbaren Sättigungswert c^* . Dieser Wert entspricht einem Gleichgewicht, das sich mit steigender Versuchsdauer zwischen dem zugeführten und dem von den Bakterien veratmeten Sauerstoff einstellt. Der scheinbare Sättigungswert c^* sollte größer sein als $0,5 c_s$, da die Bestimmung von $k_L a$ (bzw. $\alpha k_L a$) sonst ungenau werden kann.

$$c_t = c^* - (c^* - c_0) \cdot e^{-\alpha k_L a \cdot t} \quad (29)$$

In Abbildung 14 sind die Sauerstoffgehalte von zwei Versuchen mit unterschiedlicher Luftmenge in Belebtschlamm aufgetragen. Die durchgezogene Linie wird dabei wie bei den Reinwasserversuchen in Abbildung 12 von der höheren und die gestrichelte Linie von der niedrigeren Luftmenge erzeugt. In der Praxis würde sich bei den unterschiedlichen Luftmengen ($k_L a$ -Werten) ein unterschiedliches c^* ergeben. Dieser Aspekt wurde in der folgenden Abbildung jedoch vernachlässigt.

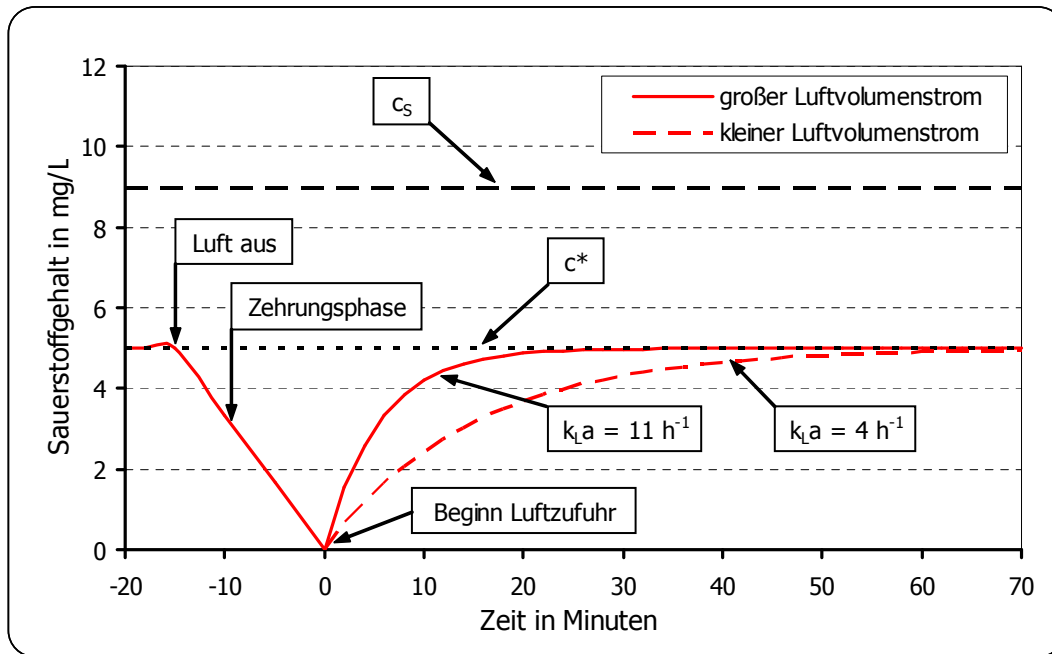


Abbildung 14: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei zwei Absorptionsversuchen in belebtem Schlamm

Versuche mit unterschiedlichem Sauerstoffverbrauch aber gleichem Sauerstoffeintrag ergeben die in Abbildung 15 dargestellten Verläufe.

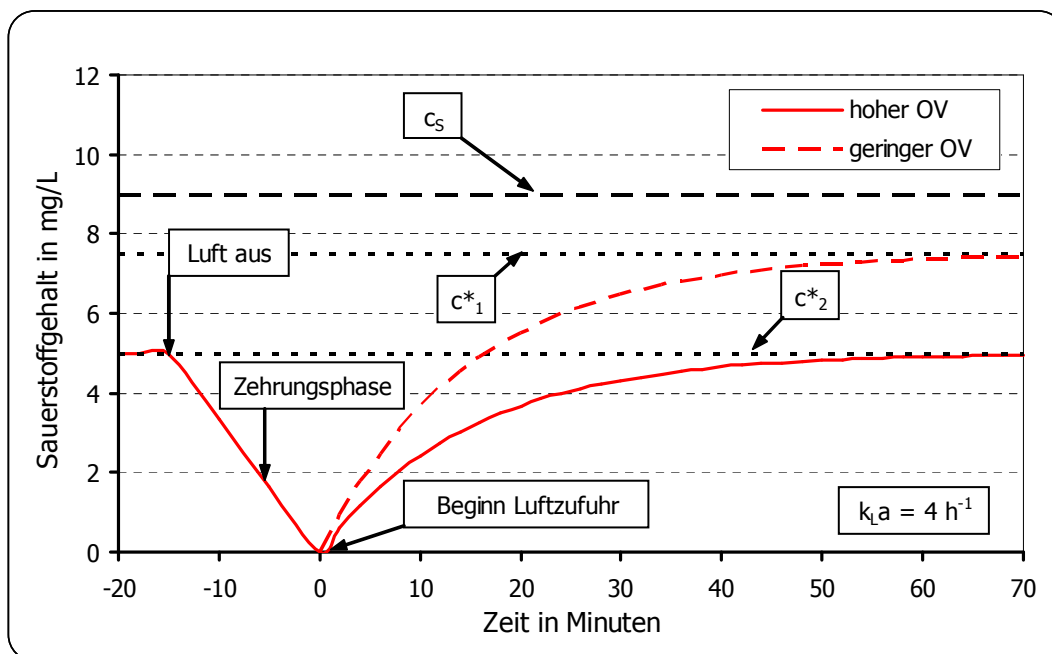


Abbildung 15: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei zwei Absorptionsversuchen in belebtem Schlamm mit unterschiedlichem Sauerstoffverbrauch

Wird bei einer Messung in Belebtschlamm nicht auf eine konstante Atmung (c^*_B) des Schlammes geachtet, wird das Messergebnis verfälscht. Durch eine während des Versuches ansteigende Atmung (fallendes $c^* = c^*_C$) erhält man einen zu hohen k_La -Wert (stärkere Krümmung der Anstiegskurve, da $c_S - c^*$ größer wird), durch sinkende Atmung (steigendes $c^* = c^*_A$) einen zu geringen k_La -Wert (schwächere Krümmung der Anstiegskurve).

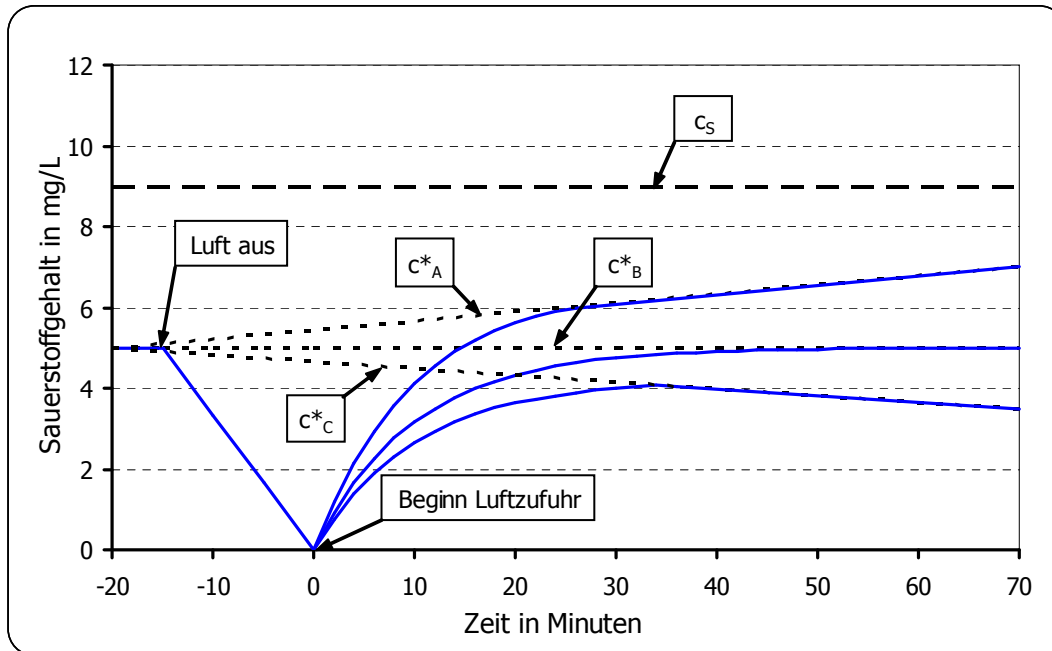


Abbildung 16: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei sich ändernder Zehrung (Atmung)

In Abbildung 17 werden der Verlauf des Sauerstoffgehaltes in Reinwasser und der in Belebtschlamm miteinander verglichen. Man kann erkennen, dass trotz unterschiedlicher Sättigungswerte der gleiche k_La -Wert ($k_La = 4 \text{ h}^{-1}$) gemessen wurde.

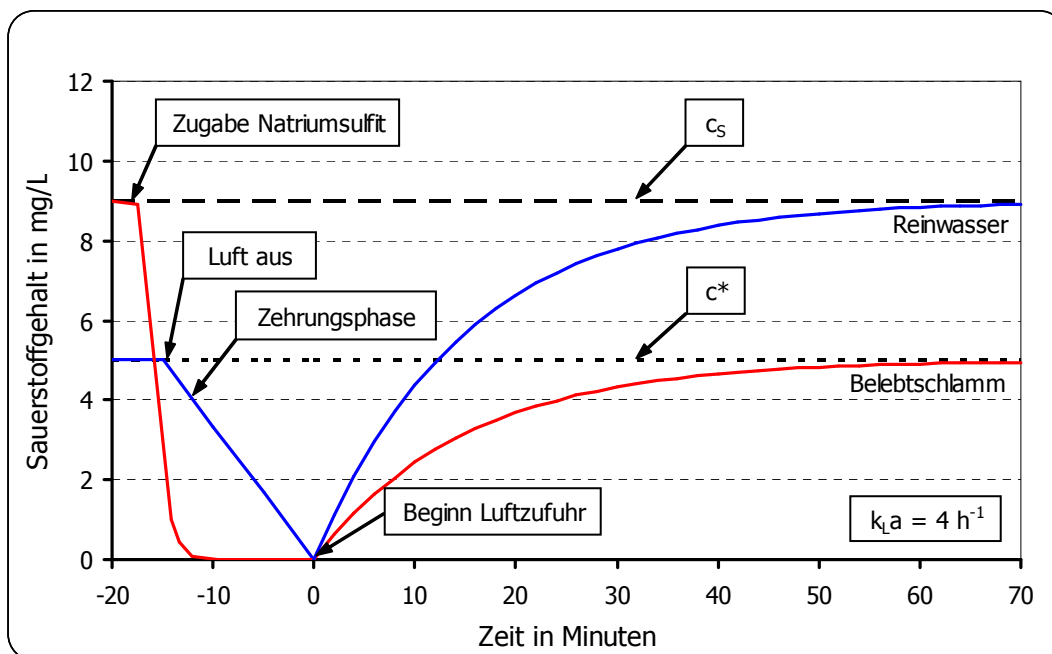


Abbildung 17: Vergleich des Verlaufes des Sauerstoffgehaltes bei Absorptionsversuchen in Reinwasser und belebtem Schlamm

4.1.2 Desorptionsmessungen

Bei Desorptionsmessungen wird die Sauerstoffzufuhr aus der Abnahme des zuvor künstlich erhöhten Sauerstoffgehaltes bestimmt. Die Annahmekurve folgt dabei einer umgekehrten Sättigungsfunktion. Eine Erhöhung des Sauerstoffgehaltes kann in Reinwasser und in Belebtschlamm durch Begasen mit Reinsauerstoff erfolgen.

Bei Belebtschlamm besteht außerdem die Möglichkeit, Wasserstoffperoxid (H_2O_2) zur Erhöhung des Sauerstoffgehaltes zu verwenden. Das direkt dem Belebungsbecken zugesetzte H_2O_2 wird von den Enzymen des belebten Schlammes sofort zersetzt (zu Sauerstoff und Wasser). Durch den freiwerdenden Sauerstoff steigt der Sauerstoffgehalt im Becken sprunghaft auf einen Wert deutlich oberhalb von c_s an. Diese Methode ist für Reinwasser ungeeignet, da hier die notwendigen Enzyme fehlen.

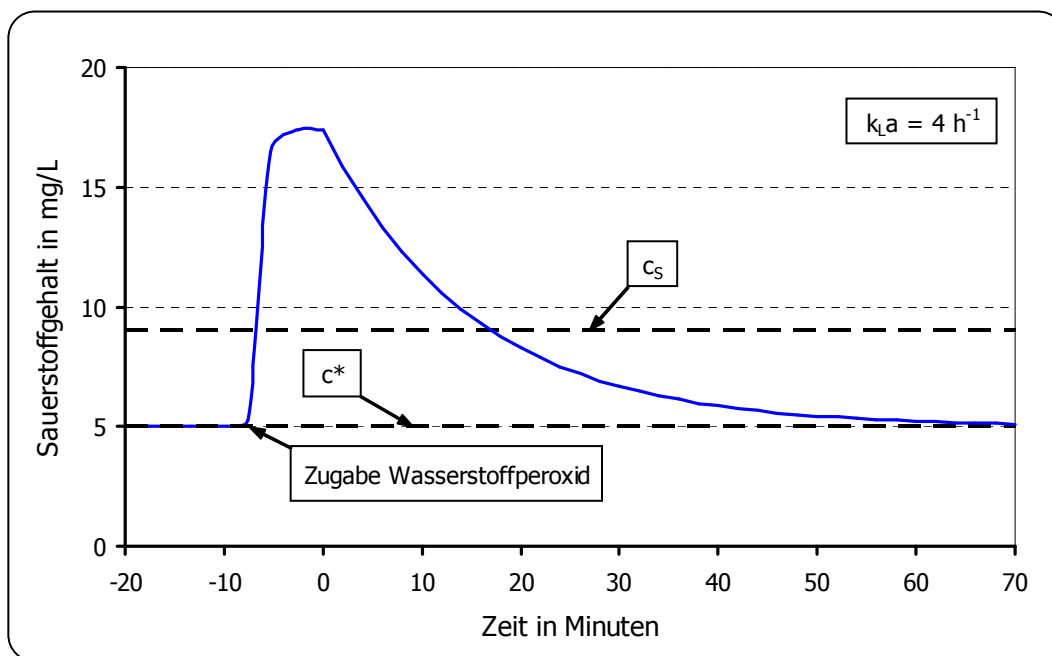


Abbildung 18: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Desorptionsversuch in belebtem Schlamm

Zur besseren Übersicht sind in der nachfolgenden Tabelle die verschiedenen Varianten der Versuchsvorbereitung noch einmal zusammengefasst:

	Reinwasser	Belebtschlamm
Stickstoff	Absorption	Absorption
Sauerstoff	Desorption	Desorption
Natriumsulfit	Absorption	-
Zehrung	-	Absorption
Wasserstoffperoxid	-	Desorption

Tabelle 6: Dosierbare Stoffe für die Versuchsvorbereitung

4.2 Auswertung

Bei einer Sauerstoffeintragsmessung (Absorptions- und Desorptionsmessung) erhält man Wertepaare c_t , t , die über die gesamte Versuchsdauer aufgezeichnet werden. Mit Hilfe eines geeigneten Computerprogramms wird daraus durch nichtlineare Regression $k_L a$ ermittelt.

Um einen Sauerstoffeintragsversuch genau auswerten zu können, müssen gemäß M 209 am Versuchsende folgende Bedingungen erfüllt sein:

1. Die Messreihe muss mindestens 30 äquidistante Wertepaare (t , c_t) umfassen, die zur Ermittlung von $k_L a$ herangezogen werden können.
2. Der Versuch muss mindestens einen Zeitraum von $1,5 t_{90\%}$ umfassen.

$t_{90\%}$ ist dabei die Zeit, in der 90 % der Sättigung erreicht werden bzw. in der das Sättigungsdefizit ($c_S - c_t$) um 90 % abnimmt (vgl. Abbildung 19).

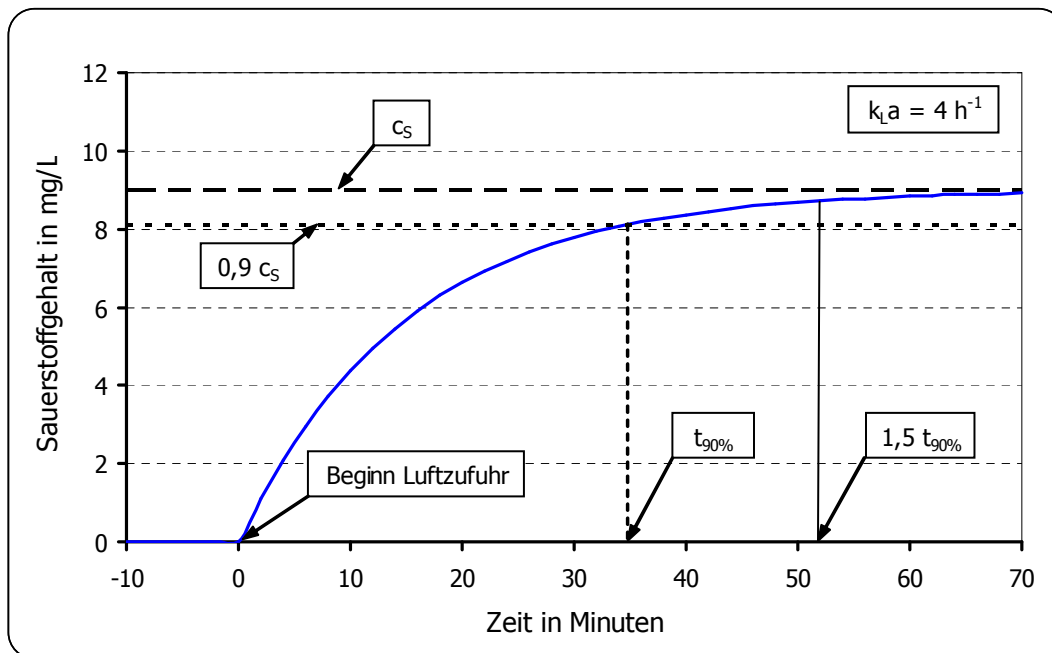


Abbildung 19: Darstellung von $t_{90\%}$

Besonders wichtig bei der Auswertung eines Versuches sind die sogenannten Residuen. Als Residuen bezeichnet man die Differenzen zwischen den vom Computer berechnete Werten der Ausgleichsfunktion und den gemessenen Sauerstoffgehalten zur Zeit t . Aus dem Verlauf der Residuen lässt sich viel über die Qualität eines Versuches aussagen.

Eine gute Versuchsauswertung ist nur dann möglich, wenn die Residuen zufällig verteilt sind (vgl. Abbildung 20). Nimmt man bei einem solchen Versuch am Anfang oder am Ende Wertepaare aus der Auswertung heraus, verändert sich der $k_L a$ -Wert nicht nennenswert.

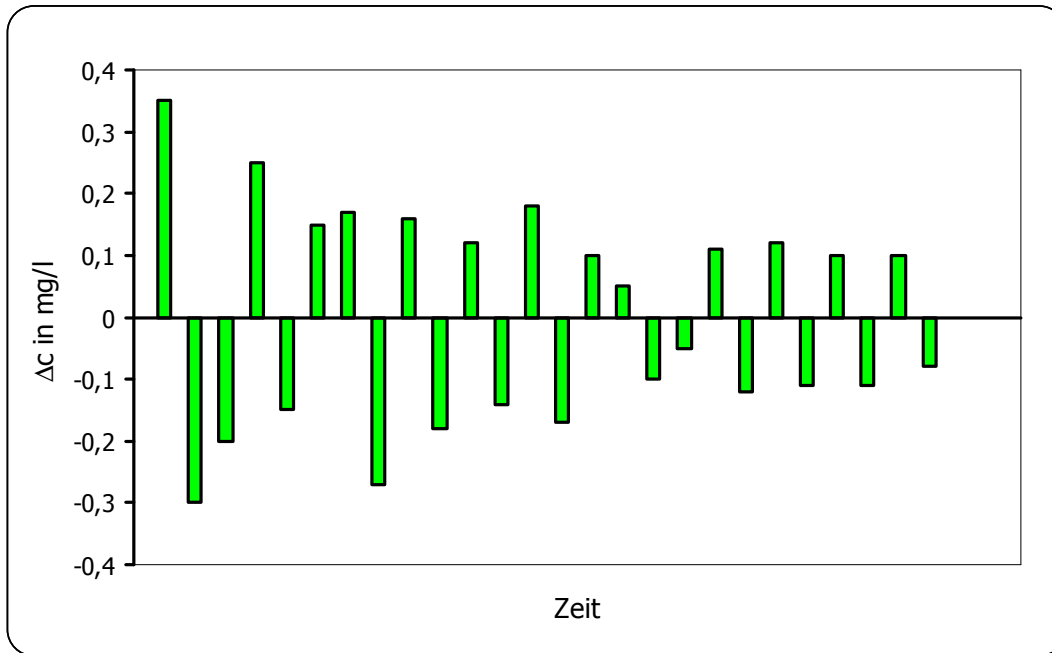


Abbildung 20: Verlauf der Residuen der Sauerstoffgehalte bei einem guten Versuch

Verlaufen die Residuen jedoch in Form einer gedämpften Schwingung (vgl. Abbildung 21), ist der Versuch gestört, z. B. keine konstanten Strömungsverhältnisse zu Beginn oder keine konstante Atmung während des Versuches. Ein solcher Versuch ist im Allgemeinen nicht auswertbar und muss wiederholt werden. Nimmt man bei diesem Versuch Wertepaare aus der Auswertung, führt das zu einer starken Veränderung des $k_L a$ -Wertes. Ein solcher Verlauf kann auch durch zu träge Elektroden oder eine nennenswerte Veränderung der Temperatur oder der Luftmenge während des Versuches verursacht werden.

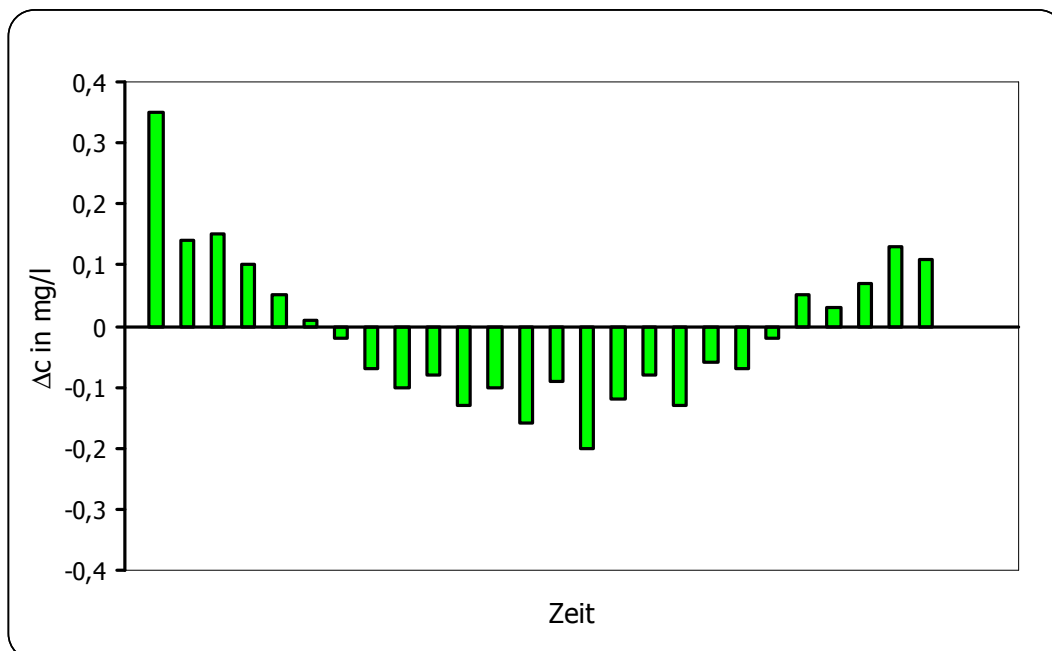


Abbildung 21: Verlauf der Residuen der Sauerstoffgehalte bei einem gestörten Versuch

5. Sauerstoffeintragsversuche

5.1 Beschreibung der Versuchsanlage

Der Aufbau der im Rahmen dieser Diplom-Arbeit verwendeten Versuchsanlage ist in Abbildung 22 dargestellt. Sie besteht aus:

- einem Belebungsbecken mit Schlauchbelüfter,
- einem Heizband,
- zwei Gasflaschen (Druckluft und Stickstoff),
- einem Drei-Wege-Ventil,
- einem Schwebekörperdurchflussmesser,
- einem Druckmessgerät,
- einem Thermometer,
- drei bis vier Sauerstoffelektroden,
- einem Datenlogger und
- einem Computer.

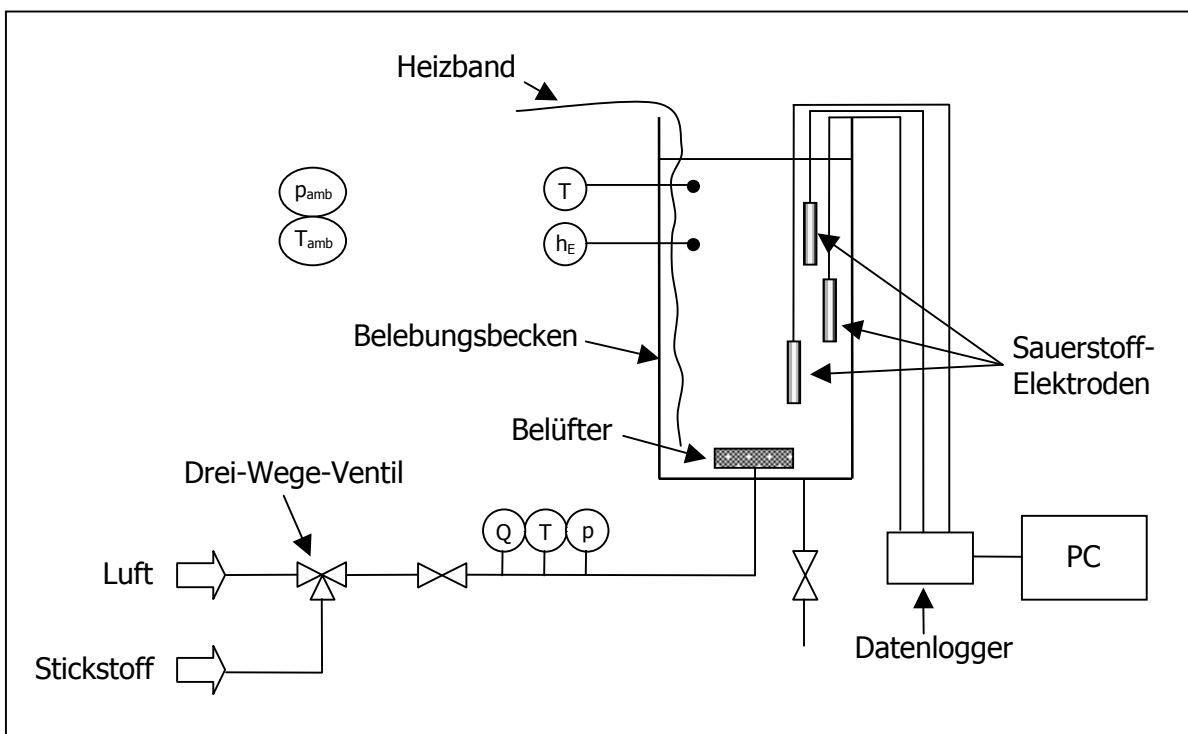


Abbildung 22: Aufbau der Versuchsanlage

Bei dem Belebungsbecken handelt es sich um ein senkrecht stehendes Rohr mit einem Innendurchmesser von 24 cm und einer Länge von 4,15 m. Das untere Ende ist mit einem Stopfen, in den zwei Anschlüsse eingearbeitet sind, verschlossen. Ein Anschluss dient zur Entleerung des Beckens, der andere als Luft-Zuleitung für den Belüfter.

Der Schlauchbelüfter hat eine Länge von etwa 10 cm und ist fest mit dem Stopfen verbunden. Dadurch soll verhindert werden, dass er sich bei größeren Turbulenzen im Becken bewegen kann. Über ein Dreiwegeventil wird die Zufuhr von Druckluft und Stickstoff aus den Gasflaschen eingestellt.

Das Heizband dient der Temperierung des Mediums (Wasser oder Belebtschlamm) und wird direkt ins Becken getaucht. Durch das Ein- und Ausschalten kann die Temperatur im Becken angehoben bzw. annähernd auf einem bestimmten Niveau gehalten werden, d. h. man kann dem Abkühlen des Wassers aufgrund der kalten Umgebungstemperatur entgegenwirken.

Mit Hilfe des Schwebekörperdurchflussmessers kann der Gas-Volumenstrom, der dem Belüfter zugeführt wird, eingestellt und überwacht werden. Die Messskala des verwendeten Durchflussmessers umfasst den Bereich von 20 bis 200 NL/h. Dabei ist zu beachten, dass die angezeigten Werte nur für Luft (Dichte: $1,293 \text{ kg/m}_N^3$) bei einer Temperatur von $10 \text{ }^\circ\text{C}$ und einem Absolutdruck von 1,5 bar gelten (Kalibrierzustand). Weichen die Betriebsbedingungen von diesen ab, muss der Skalenwert umgerechnet werden. Die vereinfachte Skalenumrechnung bei vom Kalibrierzustand (Index 1) abweichenden neuen Betriebsbedingungen (Index 2) erfolgt laut Hersteller mit Hilfe eines Umrechnungsfaktors F:

$$\dot{V}_2 = F \cdot \dot{V}_1 \quad (30)$$

$$F = \sqrt{\frac{\rho_1}{\rho_2}} \cdot \sqrt{\frac{p_2}{p_1}} \cdot \sqrt{\frac{T_1}{T_2}} \quad (31)$$

\dot{V} : Volumenstrom (in NL/h)

ρ : Dichte (in kg/m_N^3)

p : Absolutdruck (in bar)

T : Temperatur (in K)

Aus diesem Grund werden der Absolutdruck und die Temperatur des zugeführten Gases am Schwebekörperdurchflussmesser bestimmt. Im Laufe der Zeit hat sich dabei herausgestellt, dass die Gastemperatur der Umgebungstemperatur entspricht.

Die Sauerstoffelektroden zur Messung des gelösten Sauerstoffs befinden sich in unterschiedlichen Tiefen im Belebungsbecken. Die von den Elektroden gelieferten Messsignale werden alle sechs Sekunden von einem Datenlogger erfasst, an den Computer übermittelt und anschließend in einer Datei abgelegt. Mit einer speziell entwickelten Software lassen sich aus den aufgezeichneten Daten die verschiedenen Parameter (wie z. B. k_{La} -Wert, Sauerstoffzufuhr OC , spezifische Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$, oder Sauerstoffausnutzung OA_h) ermitteln.

5.2 Versuchsdurchführung

Im Rahmen dieser Diplom-Arbeit wurden in mehreren Versuchsreihen nacheinander folgende Faktoren, die den Sauerstoffeintrag bzw. den Alpha-Wert beeinflussen, näher untersucht.

- a) Abhängigkeit des Sauerstoffeintrags in Reinwasser von:
 - der Luftmenge Q ,
 - der Einblastiefe h_E und
 - der Temperatur T .

- b) Beeinflussung des Alpha-Wertes durch:
- die Luftmenge Q und
 - die Einblastiefe h_E .

Dabei wurden ausschließlich Absorptionsmessungen zur Bestimmung des Sauerstoffeintrags durchgeführt. Für das Absenken des Sauerstoffgehaltes wurde Stickstoff verwendet, um eine Aufsatzung des Wassers zu vermeiden. Bei den Versuchen in Belebtschlamm musste wegen der fehlenden Umwälzeinrichtungen ebenfalls mit Stickstoff gearbeitet werden.

Laut ATV sollte eine Messung wiederholt werden, wenn sich die Wassertemperatur während des Versuchs um mehr als 2 °C ändert. Aus diesem Grund wurde versucht, die Temperatur des Mediums mit Hilfe eines Heizbandes möglichst konstant zu halten. Die Wassertemperatur wurde vor und nach jedem Versuch ermittelt und die Umrechnung von k_{LaT} auf k_{La20} erfolgte jeweils mit dem Mittelwert dieser beiden Messungen.

Um sicherzustellen, dass die Versuchsanlage reproduzierbare Ergebnisse liefert, wurden in regelmäßigen Abständen Kontrollmessungen mit gleichen Betriebseinstellungen (Einblastiefe, Luftvolumenstrom) in Reinwasser vorgenommen und miteinander verglichen.

5.3 Versuche mit Reinwasser

5.3.1 Versuchsdurchführung

Für diese Versuchsreihen wurde das gereinigte Versuchs-Belebungsbecken mit Trinkwasser gefüllt. Anschließend wurden nacheinander folgende Einflussfaktoren auf den Sauerstoffeintrag untersucht:

- Luftmenge Q ,
- Einblastiefe h_E und
- Temperatur T .

Dabei wurde wie folgt vorgegangen:

1. Variation der *Luftmenge* und der *Einblastiefe*:

- I. Sauerstoffzufuhrversuch mit bestimmter Luftmenge und Einblastiefe
- II. Sauerstoffzufuhrversuch(e) bei gleicher Einblastiefe mit unterschiedlichen Luftmengen
- III. Veränderung der Einblastiefe
- IV. Sauerstoffzufuhrversuch(e) bei neuer Einblastiefe mit unterschiedlichen Luftmengen
- V. Mehrmaliges Wiederholen der Punkte III. und IV.

2. Variation der *Temperatur* und der *Luftmenge* (Einblastiefe bei allen Versuchen gleich):

- I. Sauerstoffzufuhrversuch mit bestimmter Temperatur, Luftmenge und Einblastiefe
- II. Sauerstoffzufuhrversuch(e) bei gleicher Temperatur mit unterschiedl. Luftmengen
- III. Veränderung der Temperatur
- IV. Sauerstoffzufuhrversuch(e) bei neuer Temperatur mit unterschiedlichen Luftmengen
- V. Mehrmaliges Wiederholen der Punkte III. und IV.

5.3.2 Versuchsergebnisse

5.3.2.1 Abhängigkeit des Sauerstoffeintrags von der Luftmenge

Zunächst wurden für diese Versuchsreihe Messungen mit verschiedenen Luftmengen im Bereich von 20 bis 200 NL/h bei einer Einblastiefe von 3,60 m durchgeführt. Dabei ergab sich die in Diagramm 6 dargestellte Abhängigkeit des Belüftungskoeffizienten $k_L a_{20}$ und damit der Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge. Mit steigender Luftmenge steigt der $k_L a$ -Wert und damit verbunden der Sauerstoffeintrag.

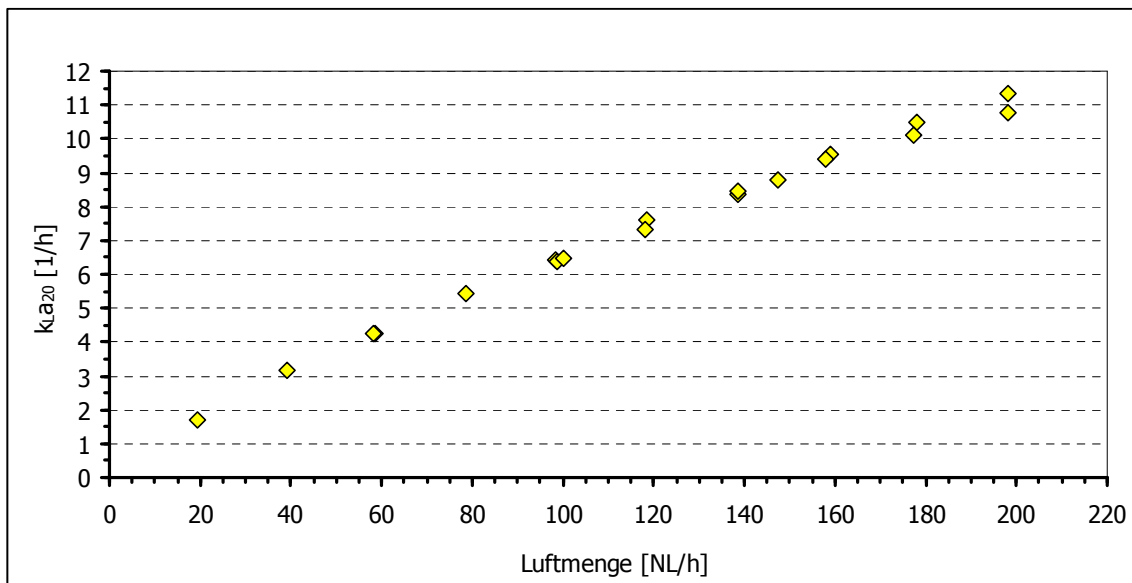


Diagramm 6: Reinwasser: Abhängigkeit des $k_L a_{20}$ -Wertes von der Luftmenge

Um die Ergebnisse dieser Arbeit besser vergleichen zu können, wird im Folgenden aber nicht mit den $k_L a$ -Werten sondern mit der daraus errechneten spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,hr}$, d. h. der Sauerstoffzufuhr bezogen auf Einblastiefe und Luftmenge, gearbeitet. Es ergibt sich damit die in Diagramm 7 dargestellte Abhängigkeit.

In beiden Diagrammen zeigt sich der vorher erwartete Zusammenhang. Ein Anstieg der Sauerstoffzufuhr bzw. ein Abfall der spezifischen Sauerstoffzufuhr mit steigender Luftmenge ist bereits in vielen Versuchen großtechnisch bestätigt worden.

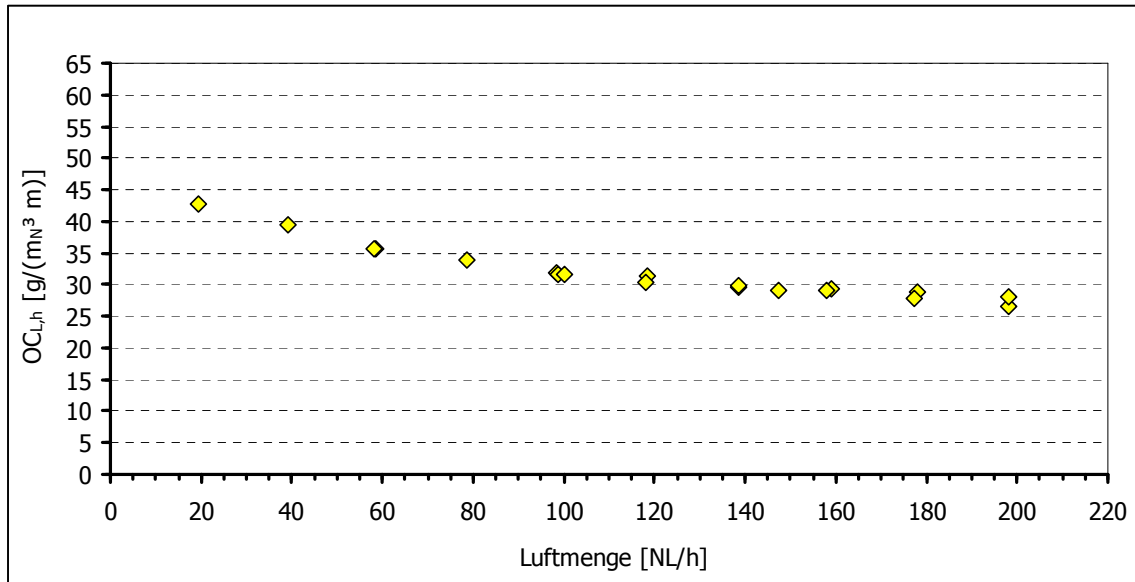


Diagramm 7: Reinwasser: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge

Um eine Vorstellung des Blasenbildes im Trinkwasser bei unterschiedlichen Luftmengen zu bekommen, sind in den Abbildungen 23 und 24 zwei verschiedene Luftmengeneinstellungen (100 und 200 NL/h) bei einer Einblastiefe von 3,60 m gegenübergestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Blasenanzahl bei einer höheren Luftmenge zunimmt. Die Grenzfläche zwischen Gas und Flüssigkeit, d. h. die Gesamt-Stoffaustauschfläche, wird dadurch größer und der Sauerstoffeintrag steigt. Die Sauerstoffzufuhr bezogen auf die Luftmenge (spezifische Sauerstoffzufuhr) sinkt jedoch.



Abbildung 23: Blasenbild bei 100 NL/h

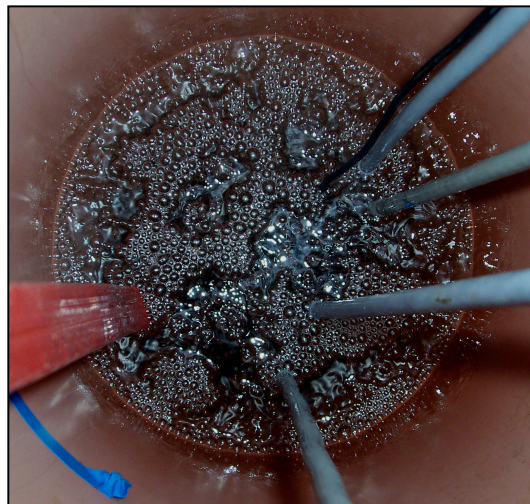


Abbildung 24: Blasenbild bei 200 NL/h

Zur Überprüfung des Luftmengeneinflusses bei unterschiedlichen Einblastiefen wurden nacheinander drei weitere Einblastiefen (0,90 m, 1,80 m und 2,70 m) eingestellt. Bei den einzelnen Wasserständen wurden Messungen mit fünf verschiedenen, vorher aus dem gesamten Skalenbereich des Durchflussmessers (20 bis 200 NL/h) ausgewählten, Luftmengen durchgeführt. Das Ergebnis der Messungen ist in Diagramm 8 dargestellt. Es zeigt sich, dass die spezifische Sauerstoffzufuhr bei allen Einblastiefen mit steigender Luftmenge abfällt.

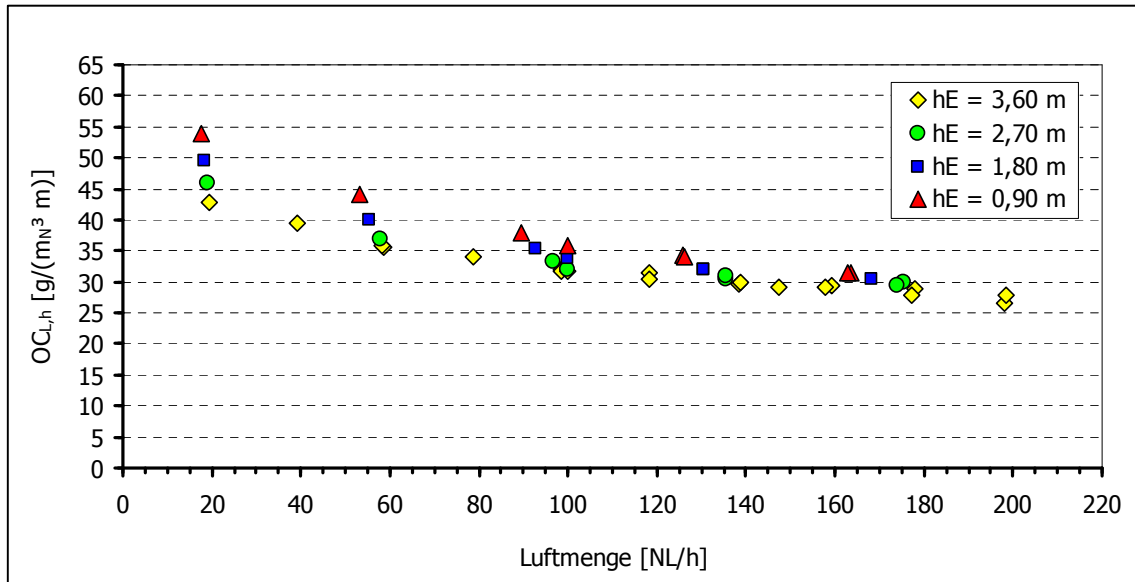


Diagramm 8: Reinwasser: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen

5.3.2.2 Abhängigkeit des Sauerstoffeintrags von der Einblastiefe

Zur Ermittlung der Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe werden die bereits in Kapitel 5.3.2.1 ermittelten Werte verwendet. Die spezifische Sauerstoffzufuhr wird hier für die fünf ausgewählten Luftmengen (20, 60, 100, 140 und 180 NL/h) als Funktion der Einblastiefe dargestellt. Man kann erkennen, dass sie bei allen Luftmengen mit steigender Einblastiefe fällt.

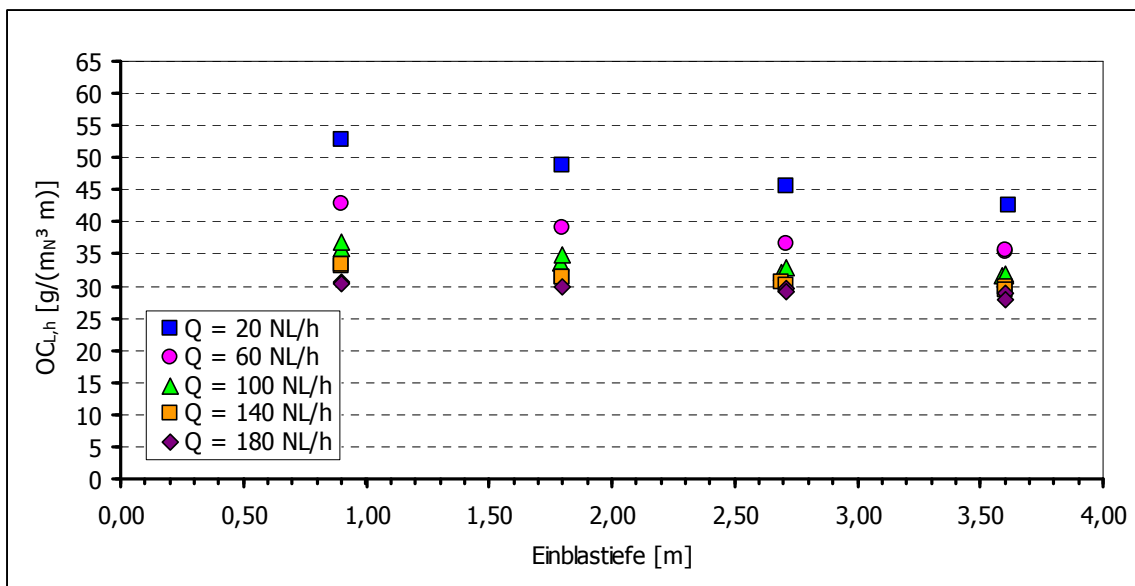


Diagramm 9: Reinwasser: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen

5.3.2.3 Abhängigkeit des Sauerstoffeintrags von der Temperatur

In dieser Versuchsreihe sollte die Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Temperatur näher untersucht und die Gültigkeit des von der ATV vorgegebenen Temperaturkoeffizienten für die verwendete Versuchsanlage überprüft werden. Dazu wurden bei konstanter Luftmenge Messungen bei verschiedenen Temperaturen zwischen 8 und 36 °C durchgeführt. Zur Untersuchung des Einflusses bei unterschiedlichen Luftmengen wurde die Temperaturabhängigkeit bei drei verschiedenen Einstellungen (30, 100 und 200 NL/h) ermittelt. Das Ergebnis ist in Diagramm 10 dargestellt.

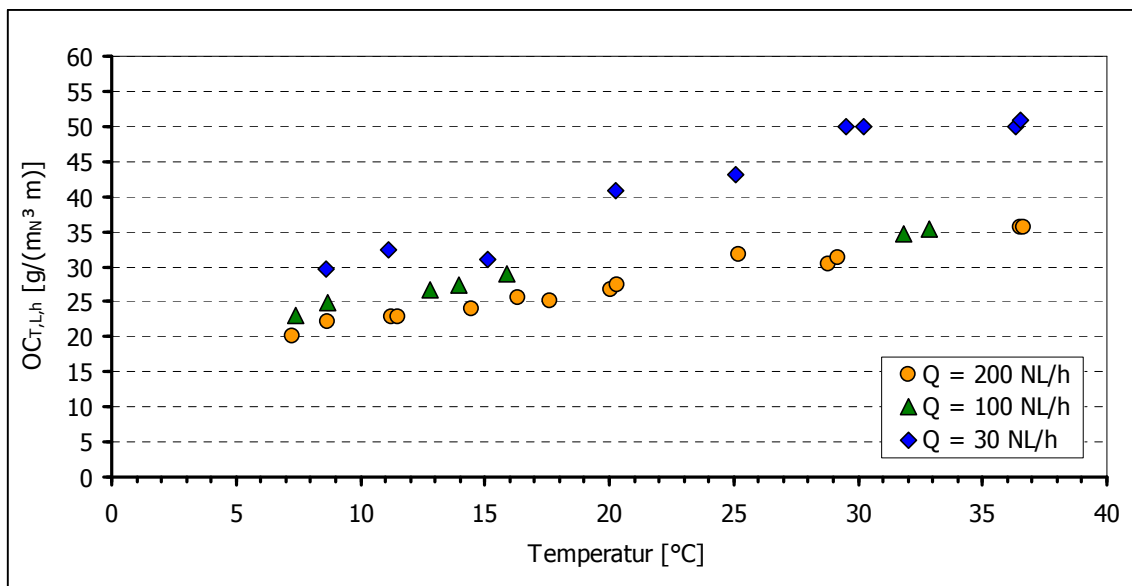


Diagramm 10: Reinwasser: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{T,L,h}$ von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen

Die Messungen ergaben den erwarteten Zusammenhang: mit steigender Temperatur steigt bei allen Luftmengen auch die spezifische Sauerstoffzufuhr bezogen auf die entsprechende Temperatur $OC_{T,L,h}$. Durch die Umrechnung dieser bei einer bestimmten Temperatur T gemessenen Werte auf 20 °C mit Hilfe der von der ATV vorgegebenen Formel, erhält man das auf der folgenden Seite abgebildete Diagramm. Darin kann man sehen, dass der spezifische Sauerstoffeintrag bezogen auf 20 °C (= $OC_{20,L,h}$) mit steigender Temperatur fällt.

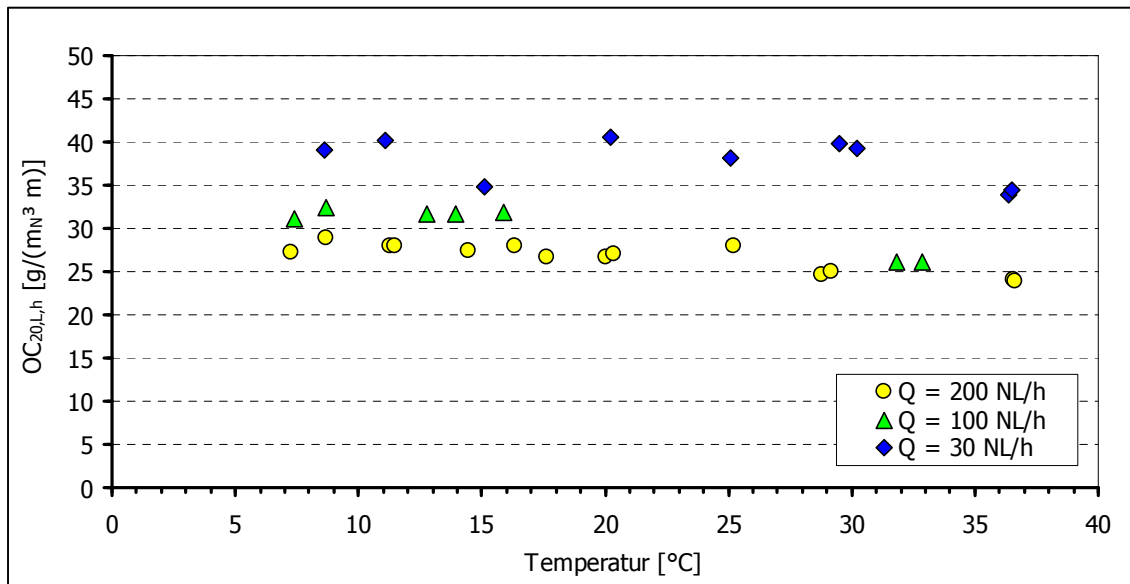


Diagramm 11: Reinwasser: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{20,L,h}$ bezogen auf 20 °C von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen

5.4 Versuche mit Abwasser bzw. Belebtschlamm

5.4.1 Versuchsdurchführung

Neben dem Einfluss der Luftmenge und Einblastiefe auf die Sauerstoffzufuhr stellt sich hier vor allem die Frage nach der Auswirkung dieser Faktoren auf den Alpha-Wert. Dazu wurde das gereinigte Versuchs-Beliebungsbecken mit biologisch gereinigtem Abwasser oder Belebtschlamm aus verschiedenen kommunalen Kläranlagen gefüllt. Der Versuchsablauf entsprach in verkürzter Form dem des Trinkwassers. Nach dem Befüllen der Anlage wurden Versuche mit unterschiedlichen Luftmengen und unterschiedlichen Einblastiefen durchgeführt.

Für diese Versuche ist es wichtig, dass das verwendete Wasser einen möglichst geringen Alpha-Wert aufweist und sich über die Dauer einer Versuchsreihe nicht nennenswert verändert, um die Einflüsse möglichst genau herausarbeiten zu können. Aus diesem Grund wurden im Rahmen dieser Diplom-Arbeit unterschiedliche Abwässer bzw. Belebtschlämme getestet. Dazu gehörte biologisch gereinigtes Abwasser der kommunalen Kläranlagen:

- Salzgitter-Bad,
- Salzgitter-Nord und
- Braunschweig

sowie Belebtschlamm der Anlagen in

- Stavenhagen und
- Sarre-Union (Frankreich).

Das gereinigte Abwasser wurde dabei extra für diese Diplom-Arbeit von den entsprechenden Kläranlagen abgeholt. Die Belebtschlämme dagegen wurden zufällig in dieser Zeit zur Bestimmung des Alpha-Wertes angeliefert und in diesem Zusammenhang gleich näher untersucht.

5.4.2 Versuchsergebnisse

5.4.2.1 Ablaufwasser aus der Kläranlage Salzgitter-Bad

Bei dem untersuchten Wasser handelt es sich um eine Probe aus dem ersten Schönungsteich der kommunalen Kläranlage in Salzgitter-Bad.

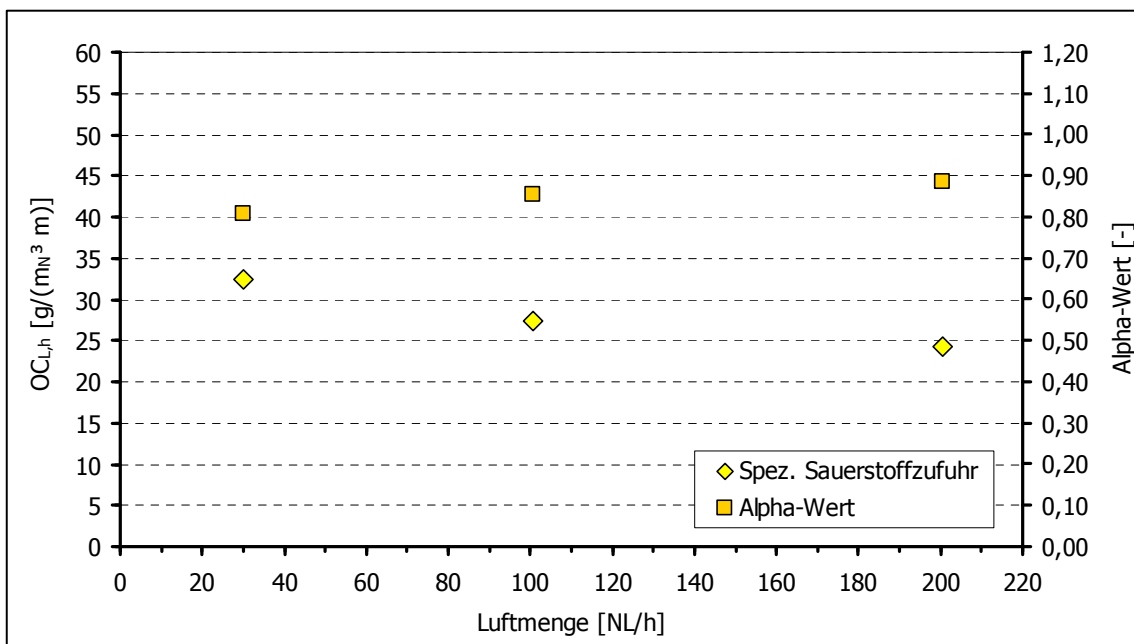


Diagramm 12: Salzgitter-Bad: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Luftmenge

Die Veränderung der Luftmenge erzeugt ein ähnliches Bild wie beim Trinkwasser: mit steigender Luftmenge fällt die spezifische Sauerstoffzufuhr (vgl. Diagramm 12).

Dieses Probenwasser hat mit 0,8 bis 0,9 einen relativ hohen Alpha-Wert (Diagramm 12) und ist deshalb für diese Versuchsreihe ungeeignet. Durch die Veränderung der Einflussfaktoren (hier Luftmenge) können nur geringe Abweichungen erzielt werden. Man kann aus den Ergebnissen nicht genau erkennen, ob es sich bei einem Messwert um einen Ausreißer oder um eine tatsächlichen Veränderung des Alpha-Wertes mit dem entsprechenden Faktor, d. h. eine Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge, handelt. Aus diesem Grund wurden mit dieser Probe nur drei Messungen durchgeführt.

5.4.2.2 Ablaufwasser aus der Kläranlage Salzgitter-Nord

Die Probe wurde aus dem Ablauf der Filteranlage der kommunalen Kläranlage Salzgitter-Nord entnommen.

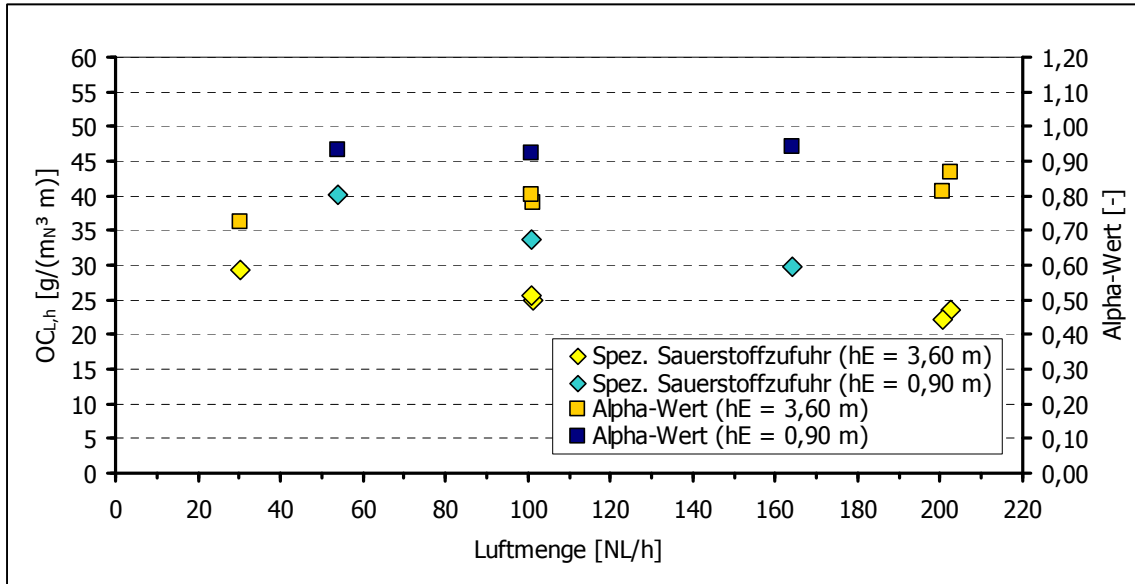


Diagramm 13: Salzgitter-Nord: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Luftmenge

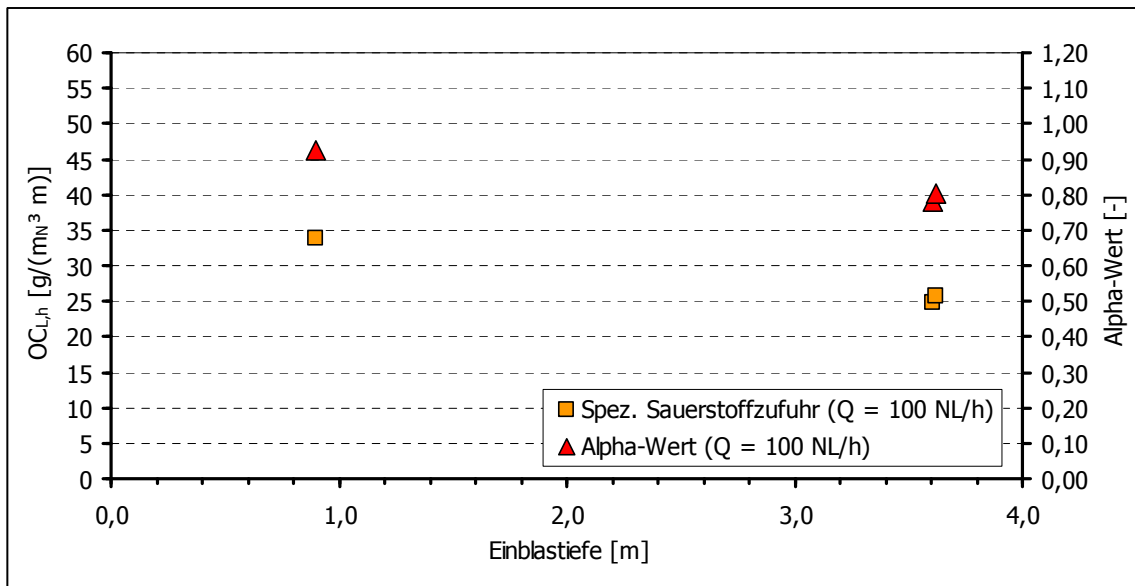


Diagramm 14: Salzgitter-Nord: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Einblastiefe

Die Messungen mit diesem Wasser ergaben für die Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe ein ähnliches Ergebnis wie beim Trinkwasser: die spezifische Sauerstoffzufuhr fällt mit steigender Luftmenge und höherer Einblastiefe (vgl. Diagramm 13).

Mit Alpha-Werten zwischen 0,7 und 0,95 ist die Differenz zwischen den einzelnen Versuchseinstellungen deutlich größer, d. h. die Möglichkeit, eine Abhängigkeit richtig zu erkennen, ist wesentlich höher als bei dem Wasser aus Salzgitter-Bad. In Diagramm 14 kann man erkennen, dass der Alpha-Wert mit steigender Luftmenge oder sinkender Einblastiefe größer wird. Auch bei diesem Abwasser reicht die Anzahl an Messpunkten nicht aus, um eine genauere Schlussfolgerung daraus zu ziehen.

5.4.2.3 Ablaufwasser aus der Kläranlage Braunschweig

Zur genaueren Untersuchung der Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge und der Einblastiefe wurde eine Probe direkt aus dem Ablaufgerinne der kommunalen Kläranlage in Braunschweig entnommen.

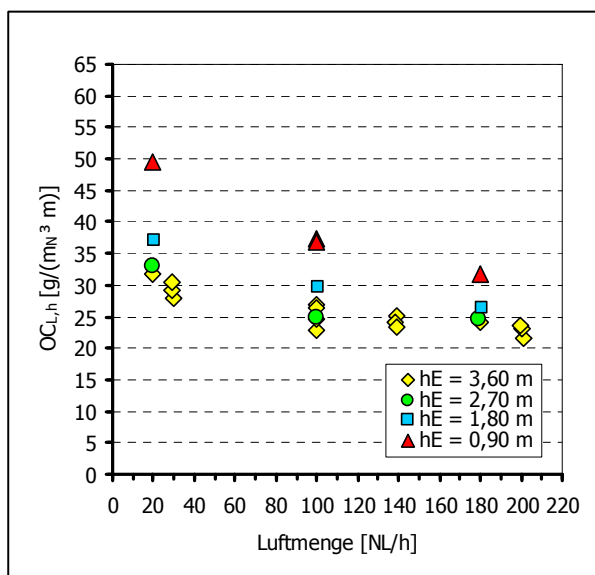


Diagramm 15: Braunschweig: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen

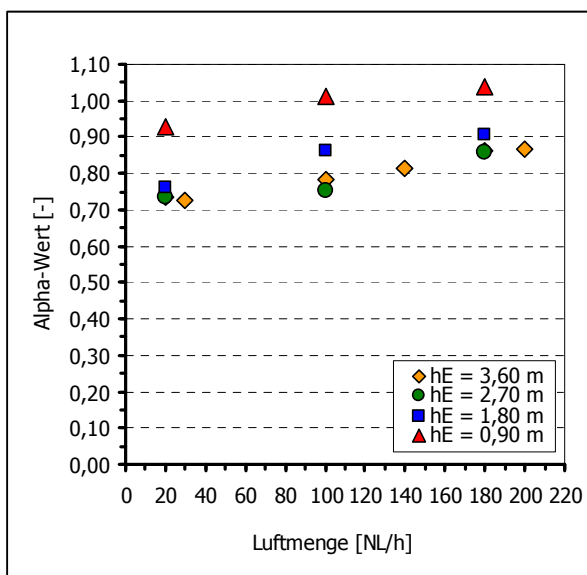


Diagramm 16: Braunschweig: Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen

In den Diagrammen 15 und 16 ist die Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe für das biologisch gereinigte Abwasser der Kläranlage Braunschweig zur Kontrolle dargestellt. Es zeigt sich wiederum die schon beim Trinkwasser und den beiden vorher untersuchten Abwässern beschriebene Abhängigkeit.

Wie auch bei dem Abwasser aus Salzgitter-Nord besteht hier eine relativ große Differenz zwischen den Alpha-Werten der einzelnen Versuchseinstellungen. Die Ergebnisse liegen dabei im Bereich von 0,7 bis 1,0. Der Eindruck, dass der Alpha-Wert mit steigender Luftmenge (vgl. Diagramm 17) oder geringerer Einblastiefe (vgl. Diagramm 18) steigt, wird in dieser Messreihe bestätigt.

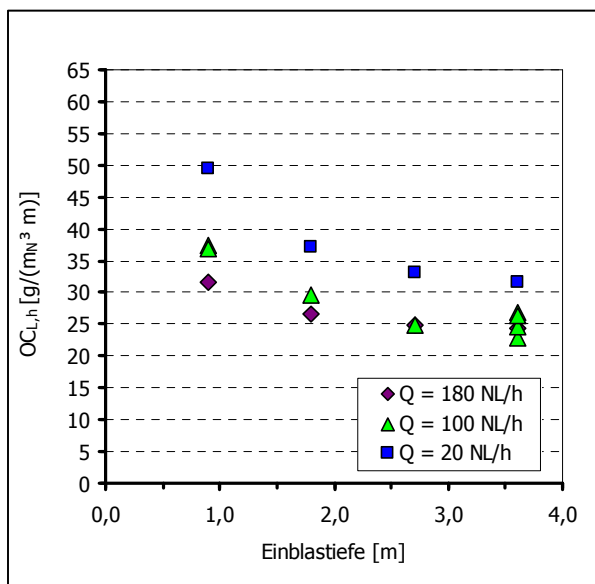


Diagramm 17: Braunschweig: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen

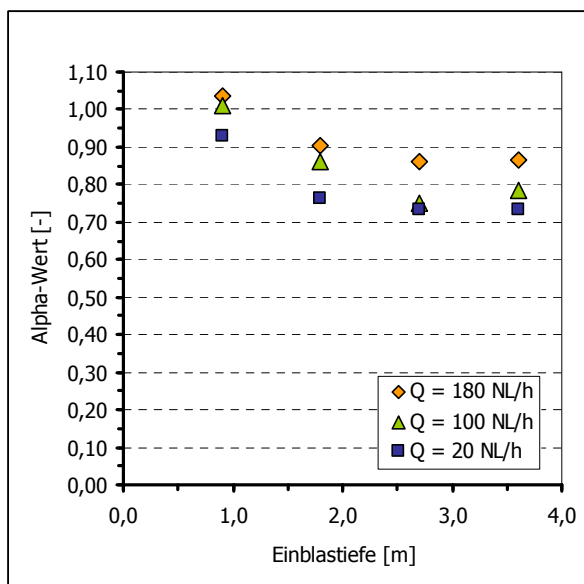


Diagramm 18: Braunschweig: Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen

Das verwendete Ablaufwasser der Kläranlage Braunschweig war zwar aufgrund der erzeugten Alpha-Werte sehr gut geeignet, es stellte sich jedoch heraus, dass mit fortschreitender Versuchszahl bei der gleichen Einstellung höhere Alpha-Werte erreicht werden als vorher (vgl. Diagramm 19). Dieses ist wahrscheinlich auf Abwasserinhaltsstoffe zurückzuführen, die durch den Sauerstoffeintrag weiter abgebaut werden.

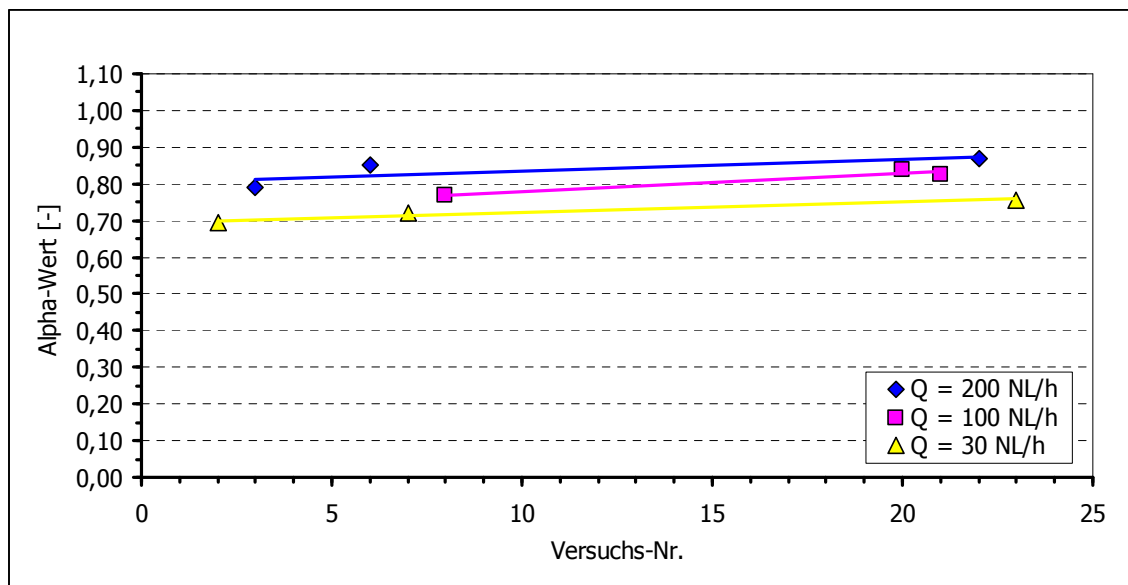


Diagramm 19: Braunschweig: Zeitlicher Verlauf des Alpha-Wertes bei unterschiedlichen Luftmengen

Zusammenfassend kann man sagen, dass sich die drei verwendeten Ablaufwasser-Proben sehr ähnlich verhalten. Bei einer Einblastiefe von 3,60 m liegt die spez. Sauerstoffzufuhr für alle Proben je nach Luftmenge zwischen 25 und 35 $\text{g}/(\text{m}_\text{N}^3 \text{ m})$ und der Alpha-Wert zwischen 0,7 und 0,9. Die spez. Sauerstoffzufuhr nimmt dabei mit steigender Luftmenge ab und der Alpha-Wert zu. Eine Verringerung der Einblastiefe führt zu einer Erhöhung der spezifischen Sauerstoffzufuhr auf maximal 50 $\text{g}/(\text{m}_\text{N}^3 \text{ m})$ und einer Erhöhung des Alpha-Wertes auf ca. 1.

5.4.2.4 Belebtschlamm aus der Kläranlage in Sarre-Union

Bei dem untersuchten Schlamm handelt es sich um Belebtschlamm aus einem Belebungsbecken der Betriebskläranlage des Saftherstellers Granini in Sarre-Union (Frankreich).

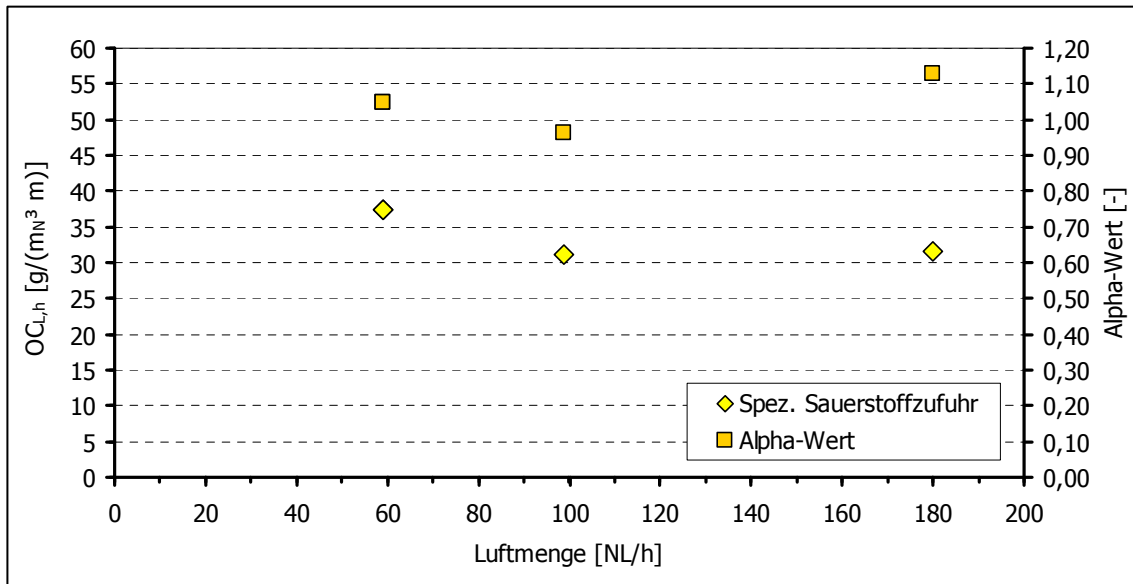


Diagramm 20: Sarre-Union: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Luftmenge

Auch bei diesem Belebtschlamm fällt die spezifische Sauerstoffzufuhr mit steigender Luftmenge ähnlich dem Trinkwasser (vgl. Diagramm 20). Erstaunlich ist hier jedoch die Höhe der Alpha-Werte (sie liegen im Bereich größer als eins). Dieses lässt sich aber durch die hohe Leitfähigkeit von ca. 3,4 mS/cm erklären. Unabhängig davon kann man aufgrund der Schwankungen zwischen den drei Messwerten bei dieser Versuchsreihe keine steigende Tendenz des Alpha-Wertes mit steigender Luftmenge erkennen.

5.4.2.5 Belebtschlamm aus der Kläranlage in Stavenhagen

Die Probe wurde aus dem Belebungsbecken der Kläranlage in Stavenhagen entnommen. Der Hauptbestandteil des Abwasserzuflusses stammt bei dieser Anlage nicht aus privaten Haushalten, sondern aus speziellen Industriezweigen, wie z. B. einer Tierkörperverwertung, deren Abwassereinleitung für eine Kläranlage problematisch sein kann. Trotzdem ist ein so geringer Alpha-Wert wie in diesem Fall sehr außergewöhnlich.

Bei diesem Belebtschlamm liegt der spezifische Sauerstoffeintrag und damit auch der Alpha-Wert bei allen Messungen deutlich unterhalb der üblichen Werte. Die in den bisherigen Versuchsreihen gewonnenen Erkenntnisse über die Abhängigkeit der Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe werden aber bestätigt. Auch hier fällt die spezifische Sauerstoffzufuhr mit der steigender Luftmenge und steigender Einblastiefe. Der Alpha-Wert nimmt mit steigender Luftmenge und sinkender Einblastiefe zu (vgl. Diagramm 21 und 22).

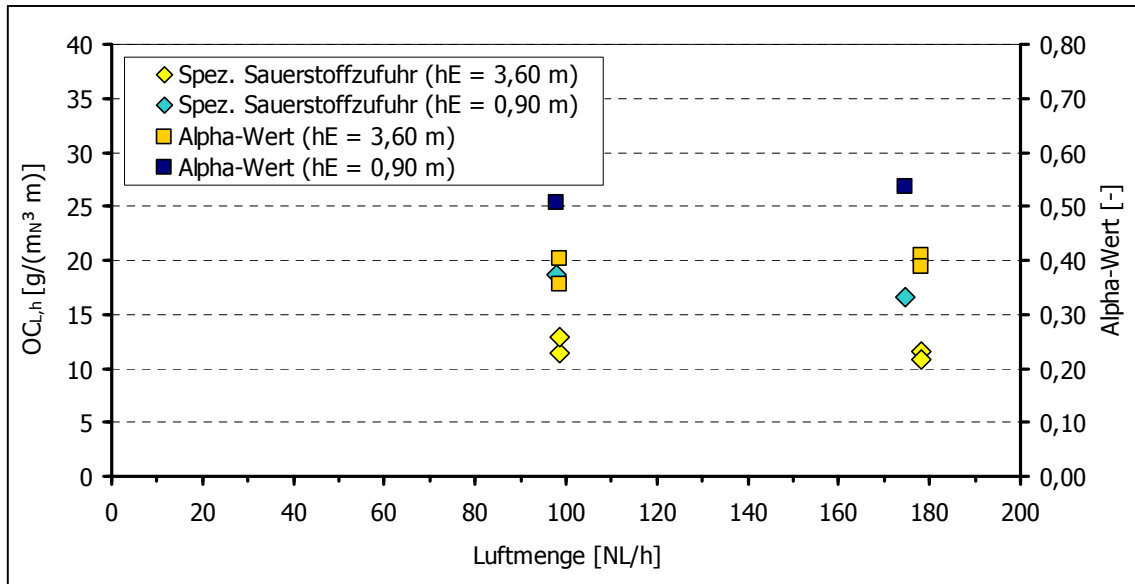


Diagramm 21: Stavenhagen: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Luftmenge

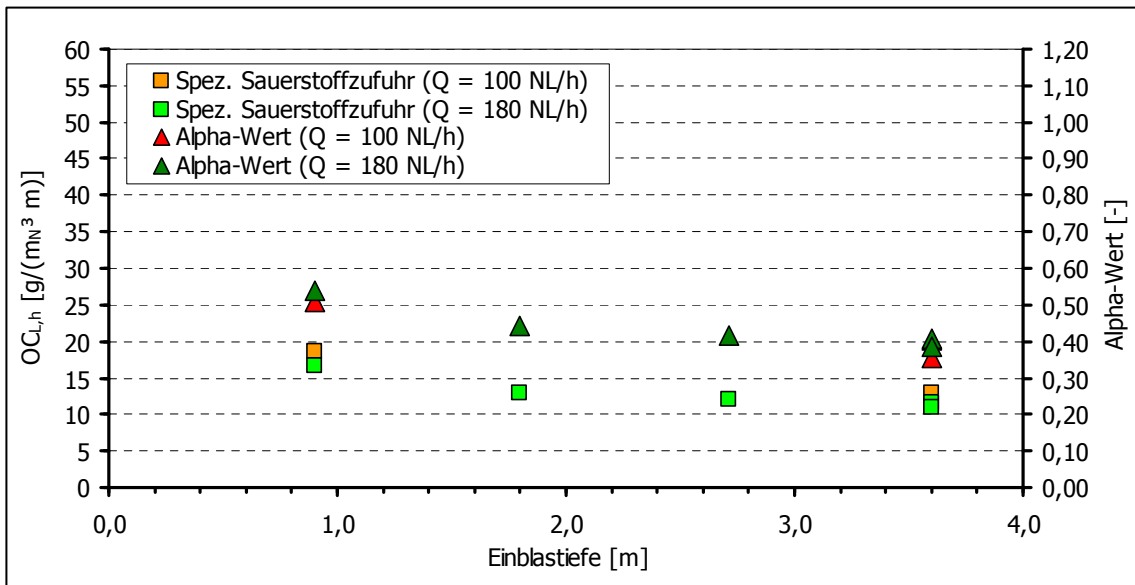


Diagramm 22: Stavenhagen: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Einblastiefe

Bei beiden Belebtschlämmen führt eine Erhöhung der Luftmenge zu einem Anstieg der spez. Sauerstoffzufuhr. Im Bezug auf den Alpha-Wert weisen jedoch beide eine Besonderheit auf. Die untersuchten Schlämme liegen nicht in der üblicherweise in der verwendeten Versuchsanlage gemessenen Größenordnung von 0,75 bis 0,85. Mit Alpha-Werten um 1,0 liegt der Schlamm aus Sarre-Union deutlich darüber und der aus Stavenhagen mit 0,4 bis 0,5 sehr weit darunter. Trotzdem ist auch hier ein Anstieg mit steigender Luftmenge und sinkender Einblastiefe zu erkennen.

6. Auswertung und Fehlerbetrachtung

6.1 Grundlagen der Fehlerbetrachtung

Bei der anschließenden Auswertung sollen unter anderem aus den vorhandenen Messdaten mit Hilfe von „Microsoft Excel“ Ausgleichsfunktionen für die verschiedenen Abhängigkeiten der spezifischen Sauerstoffzufuhr bzw. des Alpha-Wertes ermittelt und ihre Genauigkeit im Bezug auf die Wiedergabe der tatsächlichen Messwerte bestimmt werden.

Bestimmung der Ausgleichsfunktionen:

„Microsoft Excel“ berechnet die Ausgleichsfunktionen nach der „*Methode der kleinsten Quadrate*“ mit Hilfe folgender Gleichungen:

- für einen linearen Trend: $y = mx + b$

Dabei ist m die Steigung und b der Schnittpunkt mit der y -Achse.

- für einen logarithmischen Trend: $y = c \ln(x) + b$

Dabei sind c und b Konstanten; \ln ist der natürliche Logarithmus.

Bei der „Gaußschen Methode der kleinsten Quadrate“ handelt es sich um eine objektive Methode zur Bestimmung der „günstigsten“ Ausgleichskurve. Nach Gauß passt sich diejenige Kurve den vorgegebenen Messpunkten am besten an, für die die Summe S der Abstandsquadrate aller Messpunkte ein Minimum annimmt:

$$S = \sum_{i=1}^n (y_i - f(x_i))^2 \rightarrow \text{Minimum} \quad (32)$$

y_i : Messwert an der Stelle x_i

$f(x_i)$: für x_i berechneter Funktionswert auf der Trendlinie (Ausgleichsfunktion)

n : Anzahl der Messpunkte

Dieses Minimum kann man mit den Hilfsmitteln der Differentialrechnung lösen und daraus die Kurvenparameter (z. B. m , b oder c) bestimmen. Wie diese Berechnung im Detail aussieht, wird hier aber nicht mehr beschrieben, da das den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde.

Bewertung der Ausgleichsfunktionen:

Zur Auswahl der richtigen Ausgleichsfunktion und ihrer Bewertung werden im Rahmen dieser Diplom-Arbeit jeweils die drei folgenden Aspekte betrachtet:

1. Bestimmtheitsmaß
2. absoluter und relativer Fehler
3. Güte der Ausgleichsfunktion

Um einen Einblick zu bekommen, was sich hinter den genannten Aspekten verbirgt, werden hier zunächst einmal die einzelnen Begriffe etwas näher erläutert:

Bestimmtheitsmaß (R^2):

Das Bestimmtheitsmaß kann man sich nach dem Einfügen einer Trendlinie (z. B. linear, logarithmisch, exponentiell) in einem „Microsoft Excel“-Diagramm direkt anzeigen lassen. Es ist ein Indikator, dessen Wert zwischen 0 und 1 betragen kann und der den Grad der Übereinstimmung zwischen den geschätzten Werten für die gewählte Trendlinie und den tatsächlichen Daten anzeigt. Die Verlässlichkeit einer Trendlinie ist am größten, je näher sich der Betrag des Bestimmtheitsmaßes dem Wert 1 nähert. Man kann diesen Wert auch als Bestimmungskoeffizienten bezeichnen. Der Ermittlung des Bestimmtheitsmaßes (R^2) in „Microsoft Excel“ ist dabei folgende Formel zugrunde gelegt:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum (y_i - \hat{y}_i)^2}{(\sum y_i^2) - \frac{(\sum y_i)^2}{n}} \quad (33)$$

y_i : tatsächlicher Wert

\hat{y}_i : geschätzter Wert für die Trendlinie (entspricht $f(x_i)$)

n : Anzahl der Datenpunkte

Das Bestimmtheitsmaß dient in dieser Diplom-Arbeit zur ersten Einordnung, ob die richtige Art der Ausgleichsfunktion gewählt wurde (z. B. linearer Zusammenhang).

Absoluter und relativer Fehler (f_{abs} und f_{rel}):

Um die Genauigkeit der gewählten Funktionen besser einschätzen zu können, werden die absoluten und relativen Fehler der einzelnen Messwerte, d. h. die Abweichungen der Messwerte von der jeweiligen Ausgleichsfunktion berechnet.

- Absolute(r) Fehler/Abweichung f_{abs} (in $\text{g}/\text{m}_N^3 \text{ m}$):

$$f_{\text{abs}} = \text{OC}_{L,h,\text{mess}} - \text{OC}_{L,h,\text{theo}} \quad (34)$$

- Relative(r) Fehler/Abweichung f_{rel} (in %):

$$f_{\text{rel}} = \frac{\text{OC}_{L,h,\text{mess}} - \text{OC}_{L,h,\text{theo}}}{\text{OC}_{L,h,\text{mess}}} = \frac{f_{\text{abs}}}{\text{OC}_{L,h,\text{mess}}} \quad (35)$$

$\text{OC}_{L,h,\text{mess}}$: Messwert für die spez. Sauerstoffzufuhr (in $\text{g}/\text{m}_N^3 \text{ m}$)

$\text{OC}_{L,h,\text{theo}}$: mit Ausgleichsfunktion berechnete spez. Sauerstoffzufuhr (in $\text{g}/\text{m}_N^3 \text{ m}$)

Aus den relativen Abweichungen der einzelnen Messpunkte wird anschließend die maximale ($f_{\text{rel,max}}$) und die mittlere Abweichung ($f_{\text{rel,mittel}}$) für jede Ausgleichsfunktion ermittelt.

Güte der Ausgleichsfunktion (d):

Die Bestimmung der Güte ist auf die „Gaußschen Methode der kleinsten Quadrate“ zurückzuführen. Es handelt sich hierbei um die Wurzel aus der Summe der kleinsten Quadrate der absoluten Fehler (siehe Gleichung 34). Je kleiner diese Wurzel, d. h. je kleiner die Summe der absoluten Abweichungen, desto genauer ist die jeweils gewählte Ausgleichsfunktion.

$$d = \sqrt{S} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - f(x_i))^2} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (f_{\text{abs},i})^2} \quad (36)$$

6.2 Reinwasserversuche

6.2.1 Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge

6.2.1.1 Bestimmung der Ausgleichsfunktionen $OC_{L,h} = f(Q)$

In Diagramm 23 ist die spezifische Sauerstoffzufuhr für unterschiedliche Einblastiefen über der Luftmenge mit den entsprechenden Ausgleichsfunktionen dargestellt.

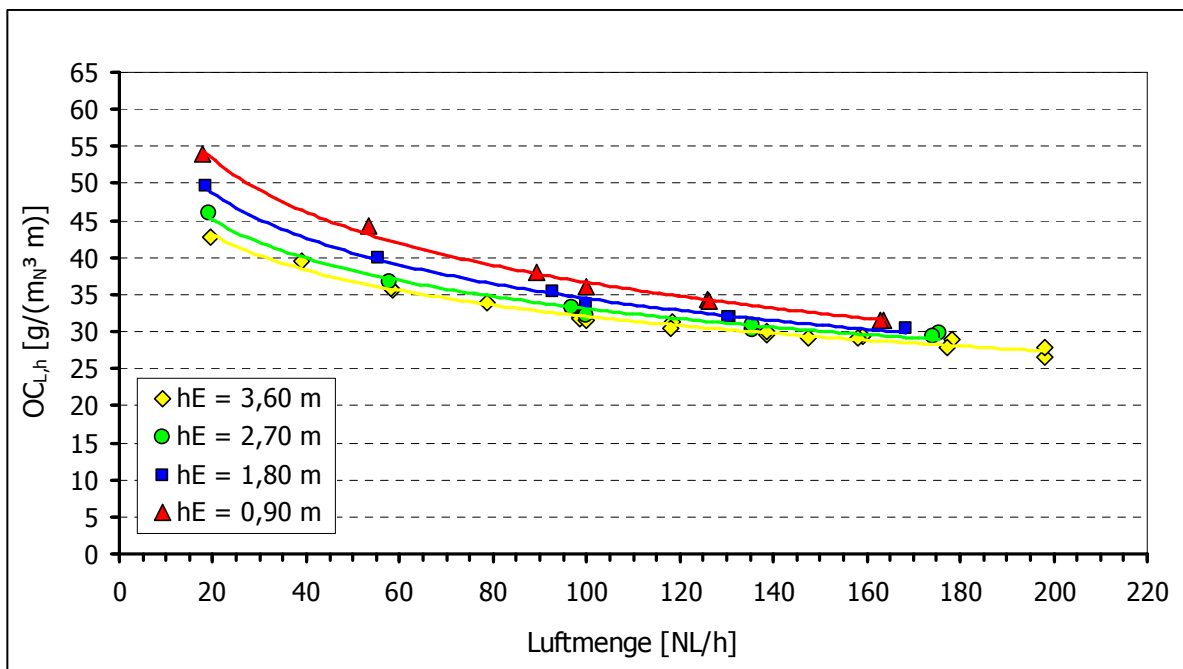


Diagramm 23: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen in Reinwasser mit Ausgleichsfunktionen

Wie bereits erläutert fällt die spezifische Sauerstoffzufuhr bei allen Einblastiefen mit steigender Luftmenge. Mit Hilfe von Ausgleichsfunktionen und den dazugehörigen Bestimmtheitsmaßen wird diese Abhängigkeit näher bestimmt. Es ergibt sich dabei, wie in Diagramm 23 zu erkennen, ein logarithmischer Zusammenhang zwischen der spezifischen Sauerstoffzufuhr und der Luftmenge.

Die Ausgleichsfunktionen mit dem zugehörigen Bestimmtheitsmaß für die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr ($OC_{L,h}$) von der Luftmenge (Q) sehen bei den verschiedenen Einblastiefen (h_E) wie folgt aus:

Einblastiefe h_E in m	Ausgleichsfunktion $OC_{L,h} = f(Q)$	Bestimmtheitsmaß R^2
0,90	$OC_{L,h} = - 10,306 \ln(Q) + 84,11$	0,995
1,80	$OC_{L,h} = - 8,872 \ln(Q) + 75,34$	0,995
2,70	$OC_{L,h} = - 7,425 \ln(Q) + 67,29$	0,987
3,60	$OC_{L,h} = - 6,811 \ln(Q) + 63,43$	0,986

Tabelle 7: Ausgleichsfunktionen: $OC_{L,h} = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen in Reinwasser

Anhand der Bestimmtheitsmaße, die bei allen Einblastiefen im Bereich von 0,99 bis 1,0 liegen, kann man erkennen, dass die gewählten Ausgleichsfunktionen die Messwerte in sehr guter Näherung wiedergeben.

Beim Vergleich der vier Einblastiefen untereinander tritt jedoch ein Problem auf. Da die Ausgleichsfunktionen nicht auf einem gemeinsamen Niveau liegen, kann man die Steigungen auch nicht direkt miteinander vergleichen und daraus eine Schlussfolgerung über den Einfluss der Luftmenge auf die spez. Sauerstoffzufuhr bei den unterschiedlichen Einblastiefen ziehen. Die Differenz zwischen der spez. Sauerstoffzufuhr bei zwei verschiedenen Luftmengen ist, absolut gesehen, bei einer geringeren Einblastiefe deutlich höher, da die spez. Sauerstoffzufuhr hier am größten ist. Interessanter ist aber die relative Steigung bzw. Absenkung der spezifischen Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit von der Luftmenge für die einzelnen Einblastiefen. Um einen solchen Vergleich zu ermöglichen, müssen die einzelnen Kurven zunächst auf ein gemeinsames Niveau gebracht, d. h. auf einen Wert normiert werden.

Bei der Bestimmung der „normierten“ Ausgleichsfunktionen wird wie folgt vorgegangen:

1) Festlegung eines Bezugspunktes:

Für die Normierung muss ein Punkt festgelegt werden, der später als Bezugspunkt dient. Hier wurde dafür die spez. Sauerstoffzufuhr bei $h_E = 3,60$ m und $Q = 100$ NL/h gewählt.

2) Bestimmung der Skalierfaktoren für die unterschiedlichen Einblastiefen:

Zur Bestimmung der Skalierfaktoren SF werden nicht die „echten“ Messwerte bei der unter Punkt 1 gewählten Luftmenge von $Q = 100$ NL/h verwendet, da diese eine zufällige Schwankung am gewählten Punkt aufweisen könnten, sondern die entsprechenden Werte auf der jeweiligen Ausgleichsfunktion.

Es muss zunächst die spezifische Sauerstoffzufuhr bei $Q = 100$ NL/h für die vier Einblastiefen mit der entsprechenden Ausgleichsfunktion (vgl. Tabelle 7) berechnet werden.

$$a) \quad h_E = 0,90 \text{ m} \quad \Leftrightarrow \quad OC_{L,h} = -10,306 \cdot \ln(100) + 84,11 = 36,64 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

$$b) \quad h_E = 1,80 \text{ m} \quad \Leftrightarrow \quad OC_{L,h} = -8,872 \cdot \ln(100) + 75,34 = 34,48 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

$$c) \quad h_E = 2,70 \text{ m} \quad \Leftrightarrow \quad OC_{L,h} = -7,425 \cdot \ln(100) + 67,29 = 33,10 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

$$d) \quad h_E = 3,60 \text{ m} \quad \Leftrightarrow \quad OC_{L,h} = -6,811 \cdot \ln(100) + 64,43 = 32,06 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

Anschließend kann man daraus die Skalierfaktoren SF für die verschiedenen Einblastiefen bestimmen, indem man die spezifische Sauerstoffzufuhr bei $h_E = 3,60$ m durch die entsprechenden Werte bei den anderen Einblastiefen dividiert:

$$h_E = 0,90 \text{ m} : \quad SF_{0,9} = \frac{32,06}{36,64} = 0,875$$

$$h_E = 1,80 \text{ m} : \quad SF_{1,8} = \frac{32,06}{34,49} = 0,930$$

$$h_E = 2,70 \text{ m} : \quad SF_{2,7} = \frac{32,06}{33,10} = 0,969$$

$$h_E = 3,60 \text{ m} : \quad SF_{3,6} = \frac{32,06}{32,06} = 1,000$$

3) Multipliziert man nun alle Messwerte mit dem Skalierfaktor für die jeweilige Einblastiefe entsprechend den unten aufgeführten Beispielen, erhält man die normierten Werte für die spez. Sauerstoffzufuhr.

z. B. A) $Q = 19,5 \text{ NL/h}$, $h_E = 3,60 \text{ m}$, $OC_{L,h} = 42,81 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$

$$OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{3,6} \cdot OC_{L,h} = 1,000 \cdot 42,81 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) = 42,81 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

B) $Q = 19,0 \text{ NL/h}$, $h_E = 2,70 \text{ m}$, $OC_{L,h} = 45,94 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$

$$OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{2,7} \cdot OC_{L,h} = 0,969 \cdot 45,94 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) = 44,52 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

C) $Q = 174,5 \text{ NL/h}$, $h_E = 2,70 \text{ m}$, $OC_{L,h} = 29,88 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$

$$OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{2,7} \cdot OC_{L,h} = 0,969 \cdot 29,88 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) = 28,95 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

D) $Q = 17,7 \text{ NL/h}$, $h_E = 0,90 \text{ m}$, $OC_{L,h} = 54,02 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$

$$OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{0,9} \cdot OC_{L,h} = 0,875 \cdot 54,02 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) = 47,27 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

In Diagramm 24 ist das Ergebnis dieser Niveaueinpassung dargestellt. Hierfür wurde der normierte Wert für $Q = 100 \text{ NL/h}$ und $h_E = 3,60 \text{ m}$ auf 100 % gesetzt und alle anderen Werte darauf bezogen.

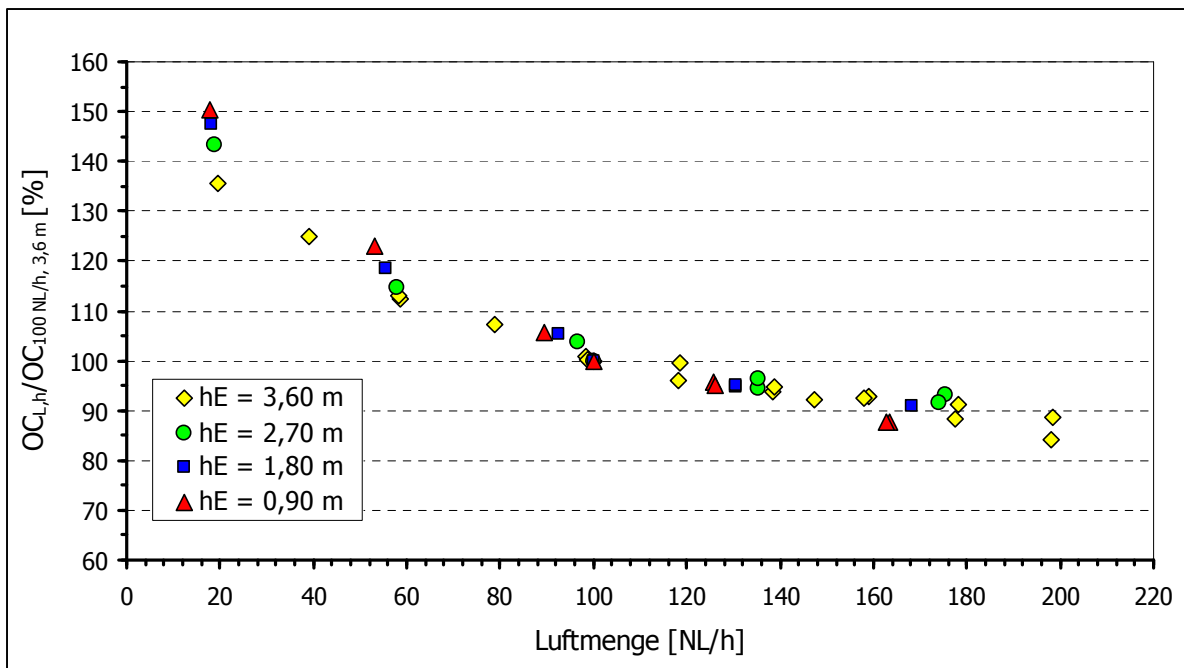


Diagramm 24: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen in Reinwasser – Messwerte für $OC_{L,h}$ bezogen auf $OC_{100 \text{ NL/h}, 3,6 \text{ m}}$

Aufgrund der Schwankungen zwischen den einzelnen Messwerten ist eine genaue Auswertung des Zusammenhanges aus diesem Diagramm nicht möglich. Um den Einfluss der Einblastiefen deutlich erkennen zu können, werden im Folgenden nicht mehr die einzelnen Messwerte, sondern die daraus resultierenden Ausgleichsfunktionen betrachtet.

Die normierten Ausgleichsfunktionen lassen sich mit Hilfe der Skalierfaktoren direkt aus den Funktionen, die in Tabelle 7 angegeben sind, bestimmen.

- a) $h_E = 0,90 \text{ m} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{0,9} \cdot [-10,306 \cdot \ln(Q) + 84,11]$
 b) $h_E = 1,80 \text{ m} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{1,8} \cdot [-8,872 \cdot \ln(Q) + 75,34]$
 c) $h_E = 2,70 \text{ m} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{2,7} \cdot [-7,425 \cdot \ln(Q) + 67,29]$
 d) $h_E = 3,60 \text{ m} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{3,6} \cdot [-6,811 \cdot \ln(Q) + 64,43]$

Setzt man die entsprechenden Skalierfaktoren in diese Gleichungen ein, erhält man die in Tabelle 8 zusammengefassten normierten Ausgleichsfunktionen.

Einblastiefe h_E in m	Normierte Ausgleichsfunktion $OC_{L,h,\text{normiert}} = f(Q)$
0,90	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -9,02 \ln(Q) + 73,60$
1,80	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -8,25 \ln(Q) + 70,03$
2,70	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -7,19 \ln(Q) + 65,18$
3,60	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -6,81 \ln(Q) + 64,43$

Tabelle 8: Ausgleichsfunktionen: $OC_{L,h,\text{normiert}} = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen in Reinwasser

In Diagramm 25 auf der folgenden Seite ist das Ergebnis dieser Normierung dargestellt. Aufgrund der Normierung schneiden sich alle vier Kurven bei einer Luftmenge von 100 NL/h (Bezugspunkt).

Sowohl aus den Gleichungen in Tabelle 8, d. h. genauer gesagt, den darin enthaltenen Steigungen, als auch aus Diagramm 25 kann man dann erkennen, dass sich der Einfluss der Luftmenge auf die spezifische Sauerstoffzufuhr bei einer kleineren Einblastiefe stärker auswirkt.

Beispiele:

- 1) Eine Erhöhung der Luftmenge von 100 NL/h auf 200 NL/h führt bei einer Einblastiefe von $h_E = 3,60 \text{ m}$ zu einer Abnahme der spezifischen Sauerstoffzufuhr um etwa 15 % und bei $h_E = 0,90 \text{ m}$ um etwa 20 %.
- 2) Eine Verringerung der Luftmenge von 100 NL/h auf 50 NL/h führt bei einer Einblastiefe von $h_E = 3,60 \text{ m}$ zu einer Zunahme der spezifischen Sauerstoffzufuhr um etwa 15 % und bei $h_E = 0,90 \text{ m}$ um etwa 20 %.

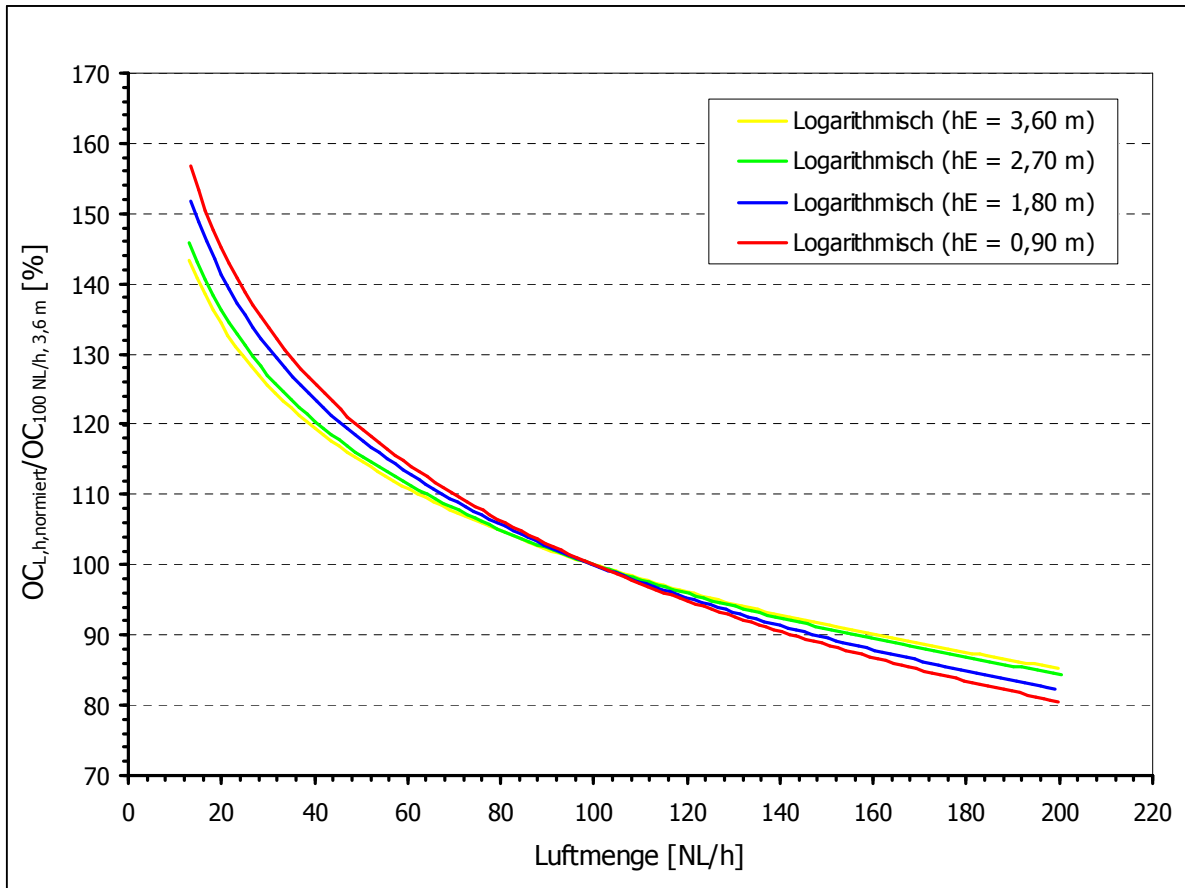


Diagramm 25: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen in Reinwasser – normierte Ausgleichsfunktionen für $OC_{L,h}$ bezogen auf $OC_{100 \text{ NL/h}, 3,6 \text{ m}}$

6.2.1.2 Fehlerbetrachtung: $OC_{L,h} = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen

Nr.	Luftmenge Q in NL/h	Spez. O ₂ -Zufuhr $OC_{L,h,mess}$ in $g/m_N^3 \text{ m}$	Spez. O ₂ -Zufuhr $OC_{L,h,theo}$ in $g/m_N^3 \text{ m}$	Abweichung f_{abs} in $g/m_N^3 \text{ m}$	Abweichung f_{rel} in %
$h_E = 0,90 \text{ m: } OC_{L,h,theoretisch} = - 10,306 \text{ Ln}(Q) + 84,105$					
1	17,7	54,02	54,49	- 0,440	- 0,8
2	53,3	44,20	43,13	1,069	2,4
3	89,4	37,98	37,80	0,179	0,5
4	100,0	35,96	36,64	- 0,678	- 1,9
5	125,9	34,36	34,27	0,091	0,3
6	126,2	34,17	34,25	- 0,081	- 0,2
7	162,8	31,49	31,62	- 0,131	- 0,4
8	163,4	31,57	31,58	- 0,010	0,0
⇨ Güte: $d = 1,364$ ⇨ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 2,4 \%$ ⇨ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 0,8 \%$					

Nr.	Luftmenge Q in NL/h	Spez. O2-Zufuhr OC _{L,h,mess} in g/m _N ³ m	Spez. O2-Zufuhr OC _{L,h,theo} in g/m _N ³ m	Abweichung f _{abs} in g/m _N ³ m	Abweichung f _{rel} in %
h_E = 1,80 m: OC_{L,h,theoretisch} = - 8,872 Ln(Q) + 75,342					
1	18,3	49,64	49,55	0,094	0,2
2	55,3	39,86	39,73	0,129	0,3
3	92,6	35,44	35,17	0,277	0,8
4	100,0	33,67	34,49	- 0,813	- 2,4
5	130,5	31,96	32,13	- 0,168	- 0,5
6	130,6	31,91	32,11	- 0,200	- 0,6
7	168,2	30,56	29,87	0,684	2,2
⇒ Güte: d = 1,140 ⇒ maximale Abweichung: f _{rel,max} = ± 2,4 % ⇒ mittlere Abweichung: f _{rel,mittel} = ± 1,0 %					
h_E = 2,70 m: OC_{L,h,theoretisch} = - 7,425 Ln(Q) + 67,293					
1	19,0	45,94	45,43	0,511	1,1
2	57,8	36,79	37,17	- 0,379	- 1,0
3	96,8	33,24	33,34	- 0,103	- 0,3
4	100,0	32,09	33,10	- 1,001	- 3,1
5	135,5	30,96	30,84	0,111	0,4
6	135,5	30,33	30,84	- 0,511	- 1,7
7	174,1	29,39	28,98	0,405	1,4
8	175,4	29,88	28,93	0,953	3,2
⇒ Güte: d = 1,663 ⇒ maximale Abweichung: f _{rel,max} = ± 3,2 % ⇒ mittlere Abweichung: f _{rel,mittel} = ± 1,4 %					
h_E = 3,60 m: OC_{L,h,theoretisch} = - 6,8111 Ln(Q) + 63,429					
1	19,5	42,81	43,22	- 0,404	- 0,9
2	39,0	39,49	38,48	1,011	2,6
3	58,3	35,76	35,74	0,014	0,0
4	58,5	35,56	35,72	- 0,155	- 0,4
5	78,6	33,94	33,70	0,241	0,7
6	98,5	31,90	32,17	- 0,276	- 0,9
7	98,6	31,68	32,17	- 0,491	- 1,6
8	100,1	31,61	32,06	- 0,455	- 1,4
9	118,1	30,37	30,93	- 0,561	- 1,8
10	118,4	31,42	30,92	0,507	1,6
11	138,4	29,59	29,86	- 0,268	- 0,9
12	138,6	29,91	29,84	0,069	0,2
13	147,3	29,17	29,43	- 0,256	- 0,9
14	158,0	29,20	28,95	0,244	0,8
15	159,1	29,36	28,91	0,455	1,5
16	177,3	27,92	28,17	- 0,251	- 0,9
17	178,1	28,85	28,14	0,710	2,5
18	198,2	26,61	27,41	- 0,802	- 3,0
19	198,3	27,96	27,41	0,556	2,0
⇒ Güte: d = 2,070 ⇒ maximale Abweichung: f _{rel,max} = ± 3,0 % ⇒ mittlere Abweichung: f _{rel,mittel} = ± 1,3 %					

Tabelle 9: Fehlerberechnung für OC_{L,h} = f(Q) bei unterschiedlichen Einblastiefen in Reinwasser

Alle Ausgleichsfunktionen für die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge (vgl. Tabelle 9) geben in guter Näherung den durch die Messergebnisse aufgezeigten Verlauf wieder. Die maximale Abweichung der Messwerte von den oben genannten Funktionen, d. h. der maximale relative Fehler, liegt bei allen Messpunkten deutlich unter vier Prozent, im Mittel sogar unter 1,5 %. Ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Abweichungen und der Luftmenge ist bei keiner der vier Einblastiefen zu erkennen.

Die unterschiedliche Güte ist auf die Anzahl der Messpunkte zurückzuführen. Je mehr Messwerte man hat, desto mehr Abweichungen werden für die Bestimmung der Güte aufsummiert. Obwohl die absoluten Fehler bei den einzelnen Messpunkten sehr klein sind, führt das zu einer deutlich größeren Summe bei einer höheren Anzahl an Messwerten. Aus diesem Grund ist die Güte bei der Ausgleichsfunktion für $h_E = 3,60$ m (19 Messwerte) am höchsten und die für $h_E = 1,80$ m (7 Messwerte) am kleinsten.

6.2.2 Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe

6.2.2.1 Bestimmung der Ausgleichsfunktionen $OC_{L,h} = f(h_E)$

Die Ermittlung der Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen, war mit einem Problem behaftet. Aufgrund von starken Schwankungen der Umgebungsbedingungen war es nicht möglich, bei den verschiedenen Einblastiefen eine konstante Luftmenge einzuhalten. Damit aber trotzdem Ausgleichsfunktionen für die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen bestimmt werden können, müssen die Messwerte mit Hilfe der unter Kapitel 6.2.1 ermittelten Ausgleichsfunktionen und der folgenden Beziehung auf eine konstante Luftmenge, d. h. die Soll-Luftmenge, umgerechnet werden.

$$\frac{OC_{LSoll,h}}{OC_{LMess,h}} = \frac{OC_{LSoll,h,AGF}}{OC_{LMess,h,AGF}} \Rightarrow OC_{LSoll,h} = \frac{OC_{LSoll,h,AGF}}{OC_{LMess,h,AGF}} \cdot OC_{LMess,h} \quad (37)$$

$OC_{LSoll,h}$: auf Soll-Luftmenge (Q_{Soll}) umgerechneter Messwert

$OC_{LMess,h}$: Messwert bei tatsächlichen Luftmenge (Q_{Mess})

$OC_{LSoll,h,AGF}$: Wert für Soll-Luftmenge auf der entsprechenden Ausgleichsfunktion

$OC_{LMess,h,AGF}$: Wert für tatsächliche Luftmenge auf der entsprechenden Ausgleichsfunktion

Mit der angegebenen Formel kann dann jede bei einer Luftmenge Q_{mess} gemessene spez. Sauerstoffzufuhr an die erforderliche Soll-Luftmenge angepasst werden.

Beispiele:

a) $h_E = 2,70$ m \Rightarrow Ausgleichsfunktion (aus Tabelle 7): $OC_{L,h} = -7,425 \ln(Q) + 67,29$

$Q_{mess} = 175,4$ NL/h, $Q_{Soll} = 180$ NL/h, $OC_{LMess,h} = 29,88$ g/(m_N^3 m)

$$OC_{LSoll,h} = \frac{-7,425 \ln(Q_{Soll}) + 67,29}{-7,425 \ln(Q_{mess}) + 67,29} \cdot OC_{LMess,h} = \frac{-7,425 \ln(180) + 67,29}{-7,425 \ln(175,4) + 67,29} \cdot 29,88$$

$\Rightarrow OC_{LSoll,h} = 29,68$ g/(m_N^3 m)

b) $h_E = 0,90 \text{ m} \Rightarrow$ Ausgleichsfunktion (aus Tabelle 7): $OC_{L,h} = -10,306 \ln(Q) + 84,11$

$$Q_{\text{mess}} = 163,4 \text{ NL/h}, Q_{\text{Soll}} = 180 \text{ NL/h}, OC_{L_{\text{mess}},h} = 31,57 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

$$OC_{L_{\text{Soll}},h} = \frac{-10,306 \ln(Q_{\text{Soll}}) + 84,11}{-10,306 \ln(Q_{\text{Soll}}) + 84,11} \cdot OC_{L_{\text{mess}},h} = \frac{-10,306 \ln(180) + 84,11}{-10,306 \ln(163,4) + 84,11} \cdot 31,57$$

$$\Rightarrow OC_{L_{\text{Soll}},h} = 30,58 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

Diese Umrechnung wurde für alle Messpunkte durchgeführt und das Ergebnis ist zusammen mit den entsprechenden Ausgleichsfunktionen in Diagramm 26 dargestellt. Es ergibt sich bei allen Luftmengen ein logarithmischer Zusammenhang zwischen der spez. Sauerstoffzufuhr und der Einblastiefe: mit steigender Einblastiefe sinkt die spezifische Zufuhr.

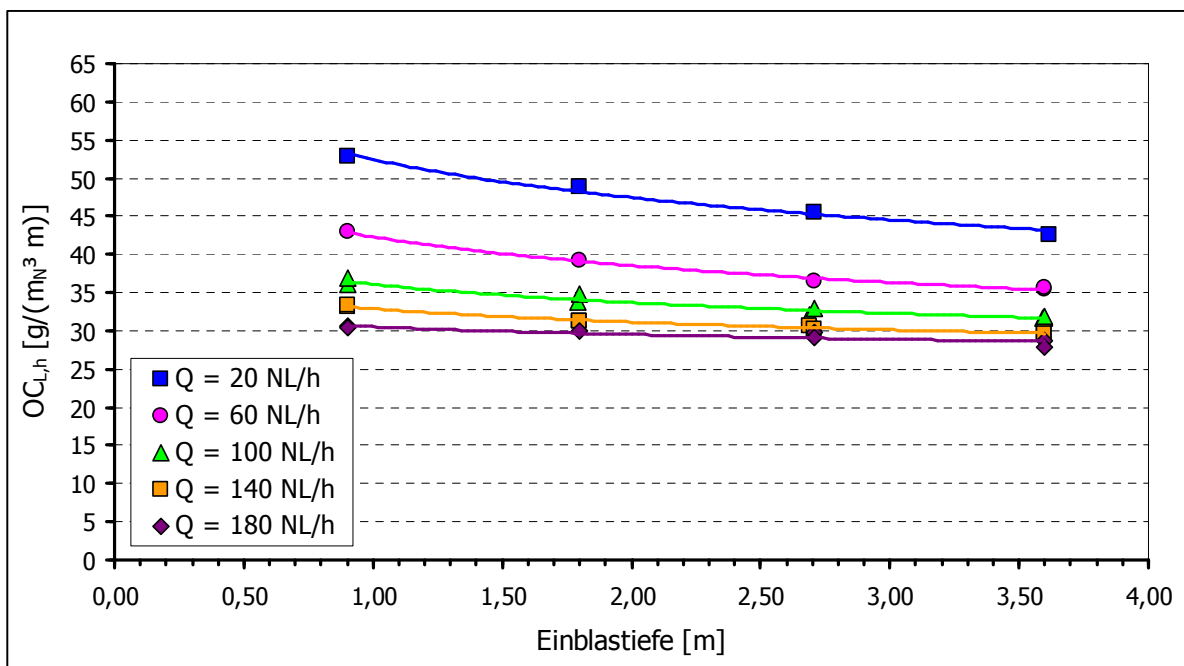


Diagramm 26: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser mit Ausgleichsfunktionen

Die Ausgleichsfunktionen mit dem zugehörigen Bestimmtheitsmaß für die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr ($OC_{L,h}$) von der Einblastiefe (h_E) bei den verschiedenen Luftmengen (Q) lauten:

Luftmenge Q in NL/h	Ausgleichsfunktion $OC_{L,h} = f(h_E)$	Bestimmtheitsmaß R^2
180	$OC_{L,h} = -1,45 \ln(h_E) + 30,51$	0,788
140	$OC_{L,h} = -2,52 \ln(h_E) + 32,88$	0,981
100	$OC_{L,h} = -3,45 \ln(h_E) + 36,08$	0,952
60	$OC_{L,h} = -5,45 \ln(h_E) + 42,31$	0,995
20	$OC_{L,h} = -7,19 \ln(h_E) + 52,43$	0,983

Tabelle 10: Ausgleichsfunktionen: $OC_{L,h} = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen in Reinwasser

Betrachtet man die angegebenen Bestimmtheitsmaße, stellt man fest, dass die gewählten Ausgleichsfunktionen die Messwerte in recht guter Näherung wiedergeben. Das mit 0,79 im Vergleich zu den vier anderen Luftmengen (0,95 bis 1,0) etwas nach unten abweichende Bestimmtheitsmaß bei $Q = 180 \text{ NL/h}$ ist auf die relativ große Abweichung eines einzelnen Messpunktes bei $h_E = 3,60 \text{ m}$ zurückzuführen. Würde man diesen Punkt als Ausreißer betrachten und aus der Messreihe entfernen, würde das Bestimmtheitsmaß bei einer dann leicht veränderten Ausgleichsfunktion (Steigung: $1,12 \ln(h_E)$) auf 0,92 ansteigen. Diese Abweichung wird aber im Folgenden wieder vernachlässigt.

Beim Vergleich der fünf Luftmengen muss erneut beachtet werden, dass die Ausgleichsfunktionen nicht auf einem gemeinsamen Niveau liegen. Um den relativen Anstieg bzw. Abfall der spez. Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit von der Einblastiefe für die einzelnen Luftmengen miteinander vergleichen zu können, müssen die einzelnen Kurven auch hier zunächst auf ein gemeinsames Niveau gebracht, d. h. auf einen Wert normiert werden.

Bei der Bestimmung der „normierten“ Ausgleichsfunktionen für die unterschiedlichen Luftmengen wird hier nach dem Prinzip vorgegangen, dass bereits bei der Bestimmung der „normierten“ Ausgleichsfunktionen für unterschiedliche Einblastiefen in Kapitel 6.2.1.1 erläutert wurde.

1) Festlegung des Bezugspunktes für die Normierung:

Hier: spez. Sauerstoffzufuhr bei $Q = 180 \text{ NL/h}$ und $h_E = 2,70 \text{ m}$

2) Bestimmung der Skalierfaktoren:

Zur Bestimmung der Skalierfaktoren SF wird zunächst die spezifische Sauerstoffzufuhr bei $h_E = 100 \text{ NL/h}$ für die fünf Luftmengen mit der entsprechenden Ausgleichsfunktion (vgl. Tabelle 10) berechnet.

$$\text{a) } Q = 180 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h} = -1,45 \ln(2,7) + 30,51 = 29,07 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

$$\text{b) } Q = 140 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h} = -2,52 \ln(2,7) + 32,88 = 30,38 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

$$\text{c) } Q = 100 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h} = -3,45 \ln(2,7) + 36,08 = 32,65 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

$$\text{d) } Q = 60 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h} = -5,45 \ln(2,7) + 42,31 = 36,90 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

$$\text{e) } Q = 20 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h} = -7,19 \ln(2,7) + 52,43 = 45,29 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

Anschließend kann man daraus die Skalierfaktoren SF für die verschiedenen Luftmengen bestimmen, indem man die spezifische Sauerstoffzufuhr bei $Q = 180 \text{ NL/h}$ durch die entsprechenden Werte bei den anderen Luftmengen dividiert:

$$\mathbf{Q = 180 \text{ NL/h:}} \quad SF_{180} = \frac{29,07}{29,07} = 1,000$$

$$\mathbf{Q = 60 \text{ NL/h:}} \quad SF_{60} = \frac{29,07}{36,90} = 0,788$$

$$\mathbf{Q = 140 \text{ NL/h:}} \quad SF_{140} = \frac{29,07}{30,38} = 0,957$$

$$\mathbf{Q = 20 \text{ NL/h:}} \quad SF_{20} = \frac{29,07}{45,29} = 0,642$$

$$\mathbf{Q = 100 \text{ NL/h:}} \quad SF_{100} = \frac{29,07}{32,65} = 0,890$$

3) Multipliziert man jetzt alle Messwerte mit dem Skalierfaktor für die jeweilige Luftmenge entsprechend den unten aufgeführten Beispielen, erhält man die normierten Werte für die spez. Sauerstoffzufuhr.

z. B. A) $h_E = 3,60 \text{ m}$, $Q = 180 \text{ NL/h}$, $OC_{L,h} = 28,77 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$

$$OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{180} \cdot OC_{L,h} = 1,000 \cdot 28,77 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) = 28,77 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

B) $h_E = 3,60 \text{ m}$, $Q = 100 \text{ NL/h}$, $OC_{L,h} = 31,66 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$

$$OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{100} \cdot OC_{L,h} = 0,890 \cdot 31,66 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) = 28,12 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

C) $h_E = 0,90 \text{ m}$, $Q = 100 \text{ NL/h}$, $OC_{L,h} = 36,40 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$

$$OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{100} \cdot OC_{L,h} = 0,890 \cdot 36,40 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) = 32,40 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

D) $h_E = 0,90 \text{ m}$, $Q = 20 \text{ NL/h}$, $OC_{L,h} = 52,80 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$

$$OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{20} \cdot OC_{L,h} = 0,642 \cdot 52,80 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) = 33,90 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

In Diagramm 27 ist das Ergebnis dieser Niveauanpassung dargestellt. Hierfür wurde der normierte Wert für $h_E = 2,70 \text{ m}$ und $Q = 180 \text{ NL/h}$ auf 100 % gesetzt und alle anderen Werte darauf bezogen.

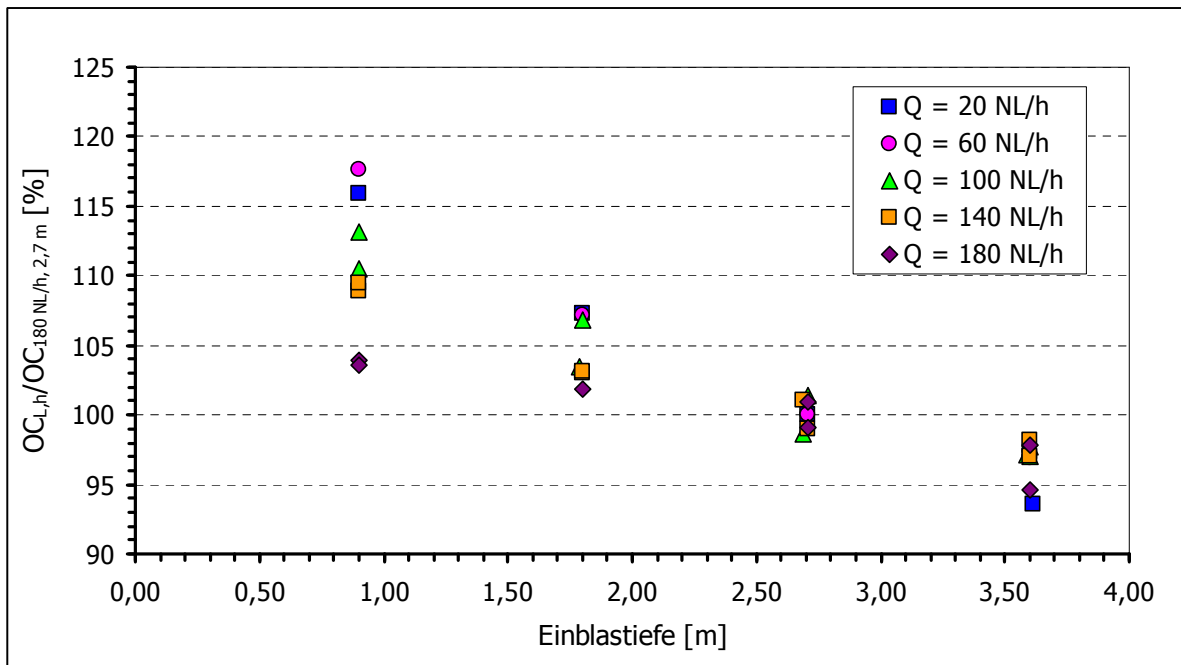


Diagramm 27: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser – Messwerte für $OC_{L,h}$ bezogen auf $OC_{180 \text{ NL/h}, 2,7 \text{ m}}$

Eine genaue Auswertung des Zusammenhanges ist aufgrund der großen Schwankungen zwischen den einzelnen Messwerten auch aus diesem Diagramm nicht möglich. Um den Einfluss der Luftmenge deutlich erkennbar zu machen, werden deshalb im Folgenden nicht mehr die Messwerte, sondern wieder die daraus resultierenden Ausgleichsfunktionen betrachtet.

Die normierten Ausgleichsfunktionen lassen sich mit Hilfe der Skalierfaktoren direkt aus den in Tabelle 10 angegebenen Funktionen bestimmen.

- a) $Q = 180 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{180} \cdot [-1,45 \ln(h_E) + 30,51]$
 b) $Q = 140 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{140} \cdot [-2,52 \ln(h_E) + 32,88]$
 c) $Q = 100 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{100} \cdot [-3,45 \ln(h_E) + 36,08]$
 d) $Q = 60 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{60} \cdot [-5,45 \ln(h_E) + 42,31]$
 e) $Q = 20 \text{ NL/h} \Rightarrow OC_{L,h,\text{normiert}} = SF_{20} \cdot [-7,19 \ln(h_E) + 52,43]$

Setzt man die entsprechenden Skalierfaktoren in diese Gleichungen ein, erhält man die in Tabelle 11 zusammengefassten normierten Ausgleichsfunktionen.

Luftmenge Q in NL/h	Normierte Ausgleichsfunktion $OC_{L,h,\text{normiert}} = f(h_E)$
180	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -1,45 \ln(h_E) + 30,51$
140	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -2,41 \ln(h_E) + 31,47$
100	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -3,07 \ln(h_E) + 32,11$
60	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -4,29 \ln(h_E) + 33,34$
20	$OC_{L,h,\text{normiert}} = -4,62 \ln(h_E) + 33,66$

Tabelle 11: Ausgleichsfunktionen: $OC_{L,h,\text{normiert}} = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen in Reinwasser

In Diagramm 28 ist das Ergebnis dieser Normierung dargestellt. Alle Kurven schneiden sich aufgrund der Normierung bei der als Bezugspunkt gewählten Einblastiefe von 2,70 m.

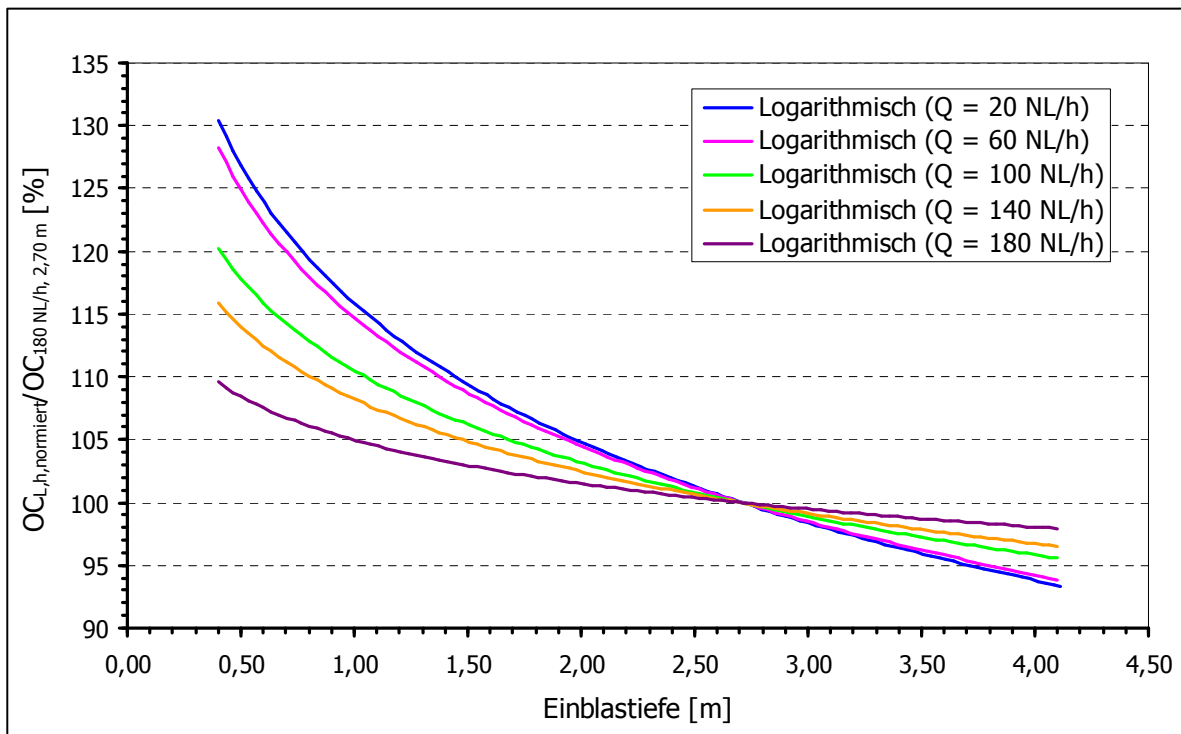


Diagramm 28: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser – normierte Ausgleichsfunktionen für $OC_{L,h}$ bezogen auf $OC_{180 \text{ NL/h}, 2,7 \text{ m}}$

Aus den Steigungen der normierten Ausgleichsfunktionen in Tabelle 11 und dem Diagramm 28 folgt die Erkenntnis, dass der Einfluss der Einblastiefe auf die spezifische Sauerstoffzufuhr mit sinkender Luftmenge größer wird. Eine Erhöhung der Einblastiefe von 2,70 m auf 3,60 m führt beispielsweise zu einer Abnahme der spez. Sauerstoffzufuhr um 2 % bei $Q = 180 \text{ NL/h}$ und um 4 % bei $Q = 20 \text{ NL/h}$.

6.2.2.2 Fehlerbetrachtung: $OC_{L,h} = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen

Nr.	Einblastiefe h_E in m	Spez. O ₂ -Zufuhr $OC_{L,h,mess}$ in $\text{g/m}_N^3 \text{ m}$	Spez. O ₂ -Zufuhr $OC_{L,h,theo}$ in $\text{g/m}_N^3 \text{ m}$	Abweichung f_{abs} in $\text{g/m}_N^3 \text{ m}$	Abweichung f_{rel} in %
Q = 20 NL/h: $OC_{L,h,theoretisch} = - 7,19 \ln(h_E) + 52,43$					
1	3,62	42,63	43,19	- 0,561	- 1,3
2	2,71	45,56	45,26	0,297	0,7
3	1,80	48,86	48,20	0,653	1,3
4	0,90	52,80	53,19	- 0,389	- 0,7
⇒ Güte: $d = 0,990$ ⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 1,3 \%$ ⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 1,0 \%$					
Q = 60 NL/h: $OC_{L,h,theoretisch} = - 5,45 \ln(h_E) + 42,31$					
1	3,60	35,39	35,34	0,055	0,2
2	3,60	35,56	35,34	0,222	0,6
3	2,71	36,52	36,89	- 0,369	- 1,0
4	1,80	39,14	39,11	0,031	0,1
5	0,90	42,95	42,89	0,060	0,1
⇒ Güte: $d = 0,439$ ⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 1,0 \%$ ⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 0,4\%$					
Q = 100 NL/h: $OC_{L,h,theoretisch} = - 3,45 \ln(h_E) + 36,08$					
1	3,59	31,61	31,67	- 0,053	- 0,2
2	2,69	32,10	32,66	- 0,565	- 1,8
3	0,90	33,67	34,07	- 0,399	- 1,2
4	1,79	35,97	36,44	- 0,479	- 1,3
5	3,60	31,58	31,66	- 0,078	- 0,2
6	3,60	31,79	31,66	0,137	0,4
7	2,71	33,00	32,64	0,360	1,1
8	1,80	34,76	34,05	0,706	2,0
9	0,90	36,82	36,44	0,373	1,0
⇒ Güte: $d = 1,225$ ⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 2,0 \%$ ⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 1,0 \%$					

Nr.	Einblastiefe h_E in m	Spez. O ₂ -Zufuhr $OC_{L,h,mess}$ in $g/m_N^3 m$	Spez. O ₂ -Zufuhr $OC_{L,h,theo}$ in $g/m_N^3 m$	Abweichung f_{abs} in $g/m_N^3 m$	Abweichung f_{rel} in %
Q = 140 NL/h: $OC_{L,h,theoretisch} = - 2,52 \ln(h_E) + 32,88$					
1	3,60	29,85	29,65	0,191	0,6
2	3,60	29,51	29,65	- 0,145	- 0,5
3	2,69	30,71	30,39	0,323	1,1
4	2,71	30,09	30,37	- 0,276	- 0,9
5	1,80	31,30	31,40	- 0,097	- 0,3
6	1,80	31,34	31,40	- 0,065	- 0,2
7	0,90	33,10	33,15	- 0,048	- 0,1
8	0,90	33,26	33,15	0,118	0,4
⇒ Güte: $d = 0,518$					
⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 1,1 \%$					
⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 0,5 \%$					
Q = 180 NL/h: $OC_{L,h,theoretisch} = - 1,45 \ln(h_E) + 30,51$					
1	3,60	28,77	28,65	0,129	0,4
2	3,60	27,82	28,65	- 0,830	- 3,0
3	2,71	29,68	29,06	0,624	2,1
4	2,71	29,14	29,06	0,078	0,3
5	1,80	29,94	29,65	0,287	1,0
6	0,90	30,58	30,66	- 0,084	- 0,3
7	0,90	30,46	30,66	- 0,202	- 0,7
⇒ Güte: $d = 1,110$					
⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 3,0 \%$					
⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 1,1 \%$					

Tabelle 12: Fehlerberechnung für $OC_{L,h} = f(h_E)$ bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser

Die fünf genannten Ausgleichsfunktionen für die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe bei den unterschiedlichen Luftmengen (vgl. Tabelle 12) geben den durch die Messergebnisse aufgezeigten Verlauf in sehr guter Näherung wieder. Die Abweichung eines Messwertes von den genannten Funktionen beträgt hier im höchsten Fall 3 %. Im Mittel liegt sie sogar unter einem Prozent. Ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Abweichungen und der Einblastiefe ist bei keiner der vier Luftmengen zu erkennen.

Auch im Bezug auf die Güte weisen alle fünf Ausgleichsfunktionen einen sehr geringen Wert auf. Sie liegen alle im Bereich kleiner als eins bzw. knapp darüber.

6.2.3 Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe

6.2.3.1 Bestimmung der Ausgleichsfunktion $OC_{L,h} = f(Q, h_E)$

Aus den beiden vorherigen Kapiteln (6.2.1 und 6.2.2) geht bereits hervor, dass der Einfluss der Luftmenge Q und der der Einblastiefe h_E auf die spezifische Sauerstoffzufuhr miteinander in Verbindung stehen. Aus diesem Grund wurde in diesem Kapitel versucht, mit Hilfe von „Mathematica“ eine Ausgleichsfunktion zu finden, die die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von den beiden genannten Faktoren wiedergibt, d. h. die spez. Sauerstoffzufuhr als Funktion der Luftmenge und der Einblastiefe ($OC_{L,h}(Q, h_E) = \dots$).

Bei „Mathematica“ handelt es sich um ein Mathematikprogramm, mit dem unter anderem zwei- oder dreidimensionale Ausgleichsfunktionen ermittelt und im zwei- bzw. dreidimensionalen Raum dargestellt werden können. Eine Zusammenfassung der im Rahmen dieser Diplom-Arbeit entstandenen Programmierung in Mathematica befindet sich im Anhang.

Die aus dem gesamten Datensatz der Messungen in Reinwasser ermittelte Ausgleichsfunktion für die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe sieht wie folgt aus:

$$OC_{L,h} = 74,69 + 0,873 \cdot h_E + 0,041 \cdot Q - 0,272 \cdot \ln(h_E) - 6,365 \cdot \ln(Q) - 11,301 \cdot \ln\left(h_E + \frac{Q}{40}\right) \quad (37)$$

In Abbildung 25 ist diese Ausgleichsfunktion, d. h. genauer gesagt diese Ausgleichsebene, im dreidimensionalen Raum dargestellt. Man kann erkennen, dass die spezifische Sauerstoffzufuhr bei einer geringen Luftmenge und einer geringen Einblastiefe am größten ist. Von dieser oberen Ecke aus fällt die Ebene sowohl mit steigender Luftmenge und als auch mit steigender Einblastiefe nach unten ab. Die geringste spezifische Sauerstoffzufuhr wird bei einer hohen Luftmenge und Einblastiefe erzielt. Die Abbildung gibt allerdings keine Auskunft über die Lage der einzelnen Messwerte. Deshalb werden in einem weiteren 3D-Diagramm auf der folgenden Seite sowohl die Ausgleichsfunktion als auch die Messpunkte dargestellt.

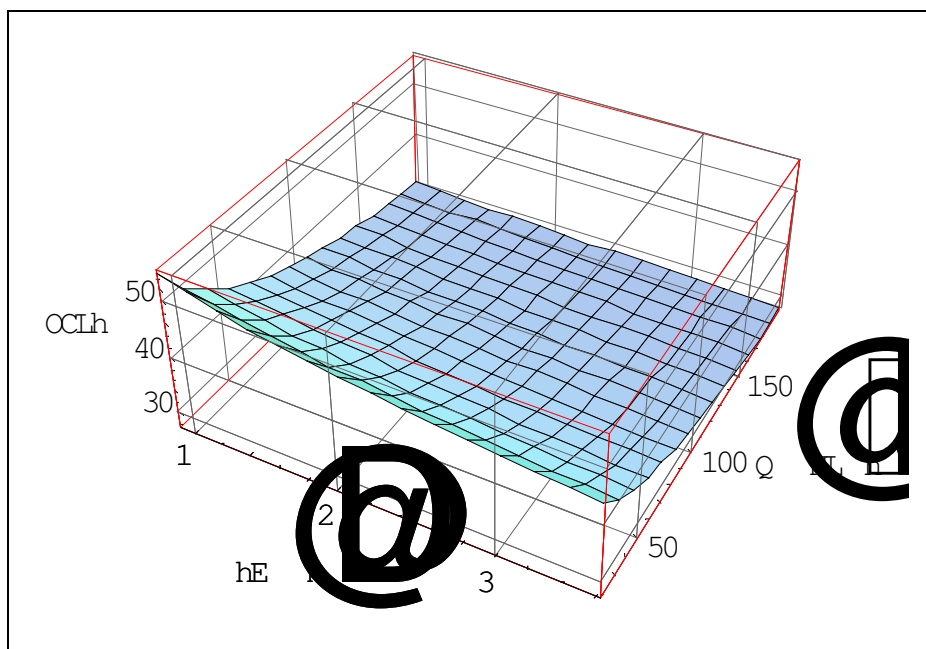


Abbildung 25: Ausgleichsebene für die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe

Abbildung 26 soll verdeutlichen, wie die einzelnen Messpunkte im dreidimensionalen Raum im Vergleich zur Ausgleichsebene liegen. Auf der Längsachse ist dabei die Luftmenge, auf der Tiefenachse die Einblastiefe und auf der Hochachse die spez. Sauerstoffzufuhr aufgetragen. Um die Krümmung der Ausgleichsebene deutlich zu machen, sind verschiedene Graustufen verwendet worden. Die Messpunkte bei den vier untersuchten Einblastiefen sind in unterschiedlichen Farben entsprechend dem Diagramm 23 dargestellt (gelb $\rightarrow h_E = 3,60$ m, grün $\rightarrow h_E = 2,70$ m, blau $\rightarrow h_E = 1,80$ m und rot $\rightarrow h_E = 0,90$ m). Man kann darin schon erkennen, dass die gefundene Ausgleichsfunktion die Messwerte in relativ guter Näherung widerspiegelt.

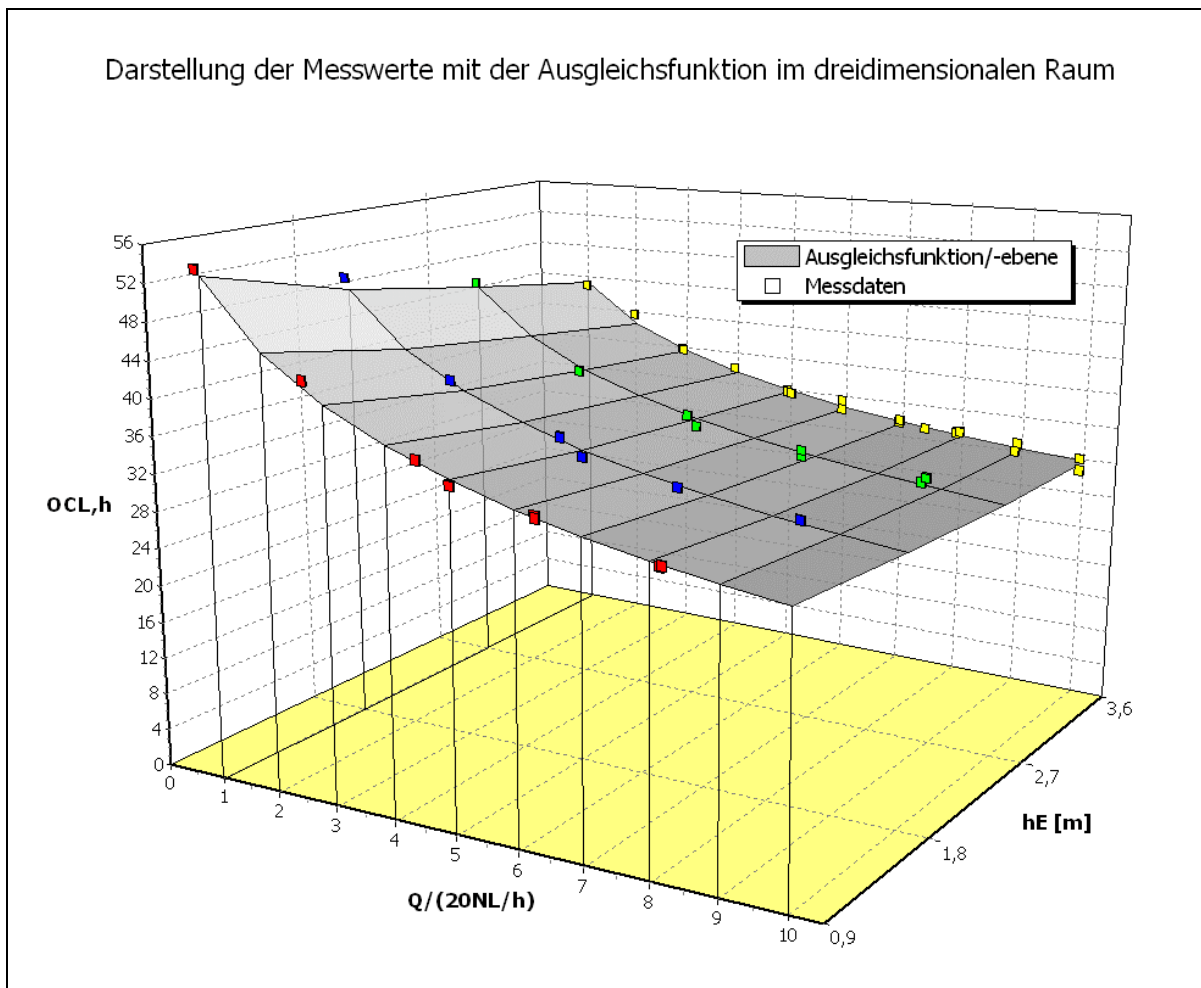


Abbildung 26: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe
- Messwerte mit Ausgleichsfunktion -

6.2.3.2 Fehlerbetrachtung: $OC_{L,h} = f(Q, h_E)$

$OC_{L,h} = 74,69 + 0,873 h_E + 0,041 Q - 0,272 \ln(h_E) - 6,365 \ln(Q) - 11,301 \ln(h_E + Q/40)$						
Nr.	h_E in m	Q in NL/h	$OC_{L,h,mess}$ in g/m_N^3 m	$OC_{L,h,theo}$ in g/m_N^3 m	f_{abs} in g/m_N^3 m	f_{rel} in %
1	0,90	17,7	54,02	54,61	- 0,59	- 1,1
2	0,90	53,3	44,20	43,31	0,89	2,0
3	0,90	89,4	37,98	37,66	0,32	0,8
4	0,90	100,0	35,96	36,46	- 0,50	- 1,4
5	0,90	125,9	34,36	34,09	0,27	0,8
6	0,90	126,2	34,17	34,07	0,10	0,3
7	0,90	162,8	31,49	31,64	- 0,16	- 0,5
8	0,90	163,4	31,57	31,61	- 0,04	- 0,1
9	1,80	18,3	49,64	49,14	0,50	1,0
10	1,80	55,3	39,86	39,74	0,12	0,3
11	1,80	92,6	35,44	35,09	0,35	1,0
12	1,79	100,0	33,67	34,43	- 0,75	- 2,2
13	1,80	130,5	31,96	32,12	- 0,16	- 0,5
14	1,80	130,6	31,91	32,11	- 0,20	- 0,6
15	1,80	168,2	30,56	30,12	0,44	1,4
16	2,71	19,0	45,94	45,73	0,21	0,5
17	2,71	57,8	36,79	37,24	- 0,45	- 1,2
18	2,71	96,8	33,24	33,17	0,07	0,2
19	2,69	100,0	32,09	32,95	- 0,85	- 2,6
20	2,69	135,5	30,96	30,69	0,27	0,9
21	2,71	135,5	30,33	30,67	- 0,33	- 1,1
22	2,71	174,1	29,39	28,99	0,40	1,3
23	2,71	175,4	29,88	28,95	0,94	3,1
24	3,62	19,5	42,81	43,45	- 0,64	- 1,5
25	3,60	39,0	39,49	38,58	0,91	2,3
26	3,60	58,3	35,76	35,68	0,08	0,2
27	3,60	58,5	35,56	35,65	- 0,09	- 0,3
28	3,60	78,6	33,94	33,53	0,42	1,2
29	3,60	98,5	31,90	31,94	- 0,05	- 0,1
30	3,60	98,6	31,68	31,94	- 0,26	- 0,8
31	3,59	100,1	31,61	31,84	- 0,24	- 0,7
32	3,62	118,1	30,37	30,70	- 0,32	- 1,1
33	3,60	118,4	31,42	30,69	0,72	2,3
34	3,60	138,4	29,59	29,69	- 0,10	- 0,4
35	3,60	138,6	29,91	29,68	0,23	0,8
36	3,60	147,3	29,17	29,31	- 0,13	- 0,5
37	3,60	159,1	29,36	28,85	0,51	1,7
38	3,60	177,3	27,92	28,25	- 0,33	- 1,2
39	3,60	178,1	28,85	28,23	0,62	2,2
40	3,62	158,0	29,20	28,88	0,31	1,1
41	3,62	198,2	26,61	27,68	- 1,07	- 4,0
42	3,62	198,3	27,96	27,68	0,29	1,0

⇒ Güte: $d = 3,051$
 ⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 4,0 \%$
 ⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 1,2 \%$

Tabelle 13: Fehlerberechnung für $OC_{L,h} = f(Q, h_E)$ in Reinwasser

Die Gesamt-Ausgleichsfunktion (siehe Gleichung 34 bzw. Tabelle 20), in der die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe zusammengefasst sind, führt zu einer recht guten Annäherung an die Messpunkte. Die maximale Abweichung beträgt hier 4 %. Dabei ist aber zu beachten, dass nur ein einzelner Wert eine solche Abweichung aufweist. Bei allen übrigen liegt sie unter 3 %, in den meisten Fällen sogar unter 2 %. Daraus ergibt sich eine mittlere relative Abweichung von 1,2 %.

6.2.4 Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Temperatur

6.2.4.1 Bestimmung der Ausgleichsfunktionen $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$

In Diagramm 29 ist die spezifische Sauerstoffzufuhr bezogen auf die Temperatur T ($OC_{T,L,h}$) in Abhängigkeit von der Temperatur bei drei unterschiedlichen Luftmengen dargestellt. Die Messungen zur Bestimmung der Temperaturabhängigkeit wurden bei einer konstanten Einblastiefe von 3,60 m durchgeführt.

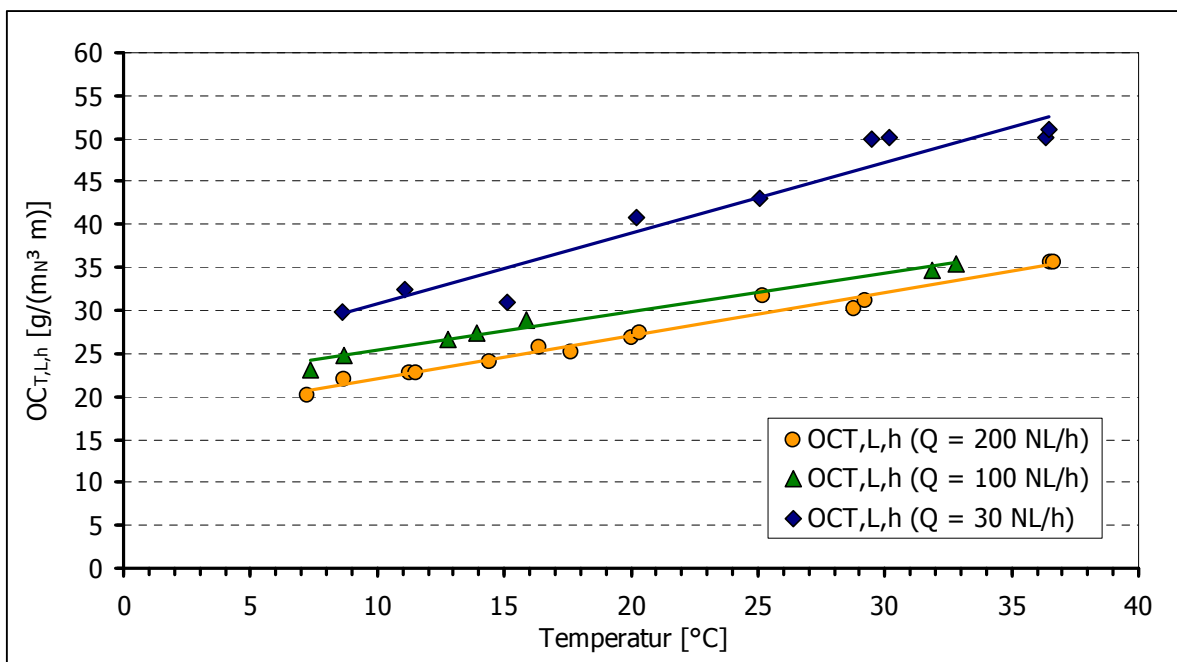


Diagramm 29: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{T,L,h}$ von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser mit Ausgleichsfunktionen

Aus den Messpunkten ergibt sich mit steigender Temperatur ein linearer Anstieg der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{T,L,h}$ mit den folgenden Ausgleichsfunktionen bei den unterschiedlichen Luftmengen:

Luftmenge Q in NL/h	Ausgleichsfunktion $OC_{T,L,h} = f(T)$	Bestimmtheitsmaß R^2
200	$OC_{T,L,h} = 0,505 T + 16,98$	0,977
100	$OC_{T,L,h} = 0,446 T + 20,85$	0,982
30	$OC_{T,L,h} = 0,824 T + 22,53$	0,930

Tabelle 14: Ausgleichsfunktionen: $OC_{T,L,h} = f(T)$ für unterschiedliche Luftmengen in Reinwasser

An den Bestimmtheitsmaßen (0,93 bis 0,98) kann man sehen, dass die Ausgleichsfunktionen für die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{T,L,h}$ von der Temperatur die Messwerte in relativ guter Näherung wiedergeben. Der geringste Wert wird dabei bei einer Luftmenge von 30 NL/h erreicht. Dieses war aber aufgrund der starken Schwankungen zwischen den einzelnen Messwerten nicht anders zu erwarten. Bei den beiden größeren Luftmengen sind die Abweichungen und damit auch das Bestimmtheitsmaß sehr ähnlich.

Die in Diagramm 29 enthaltenen Messwerte werden zum Vergleich mit Hilfe der von der ATV vorgegebenen Formel $k_L a_{20} = k_L a_T \cdot 1,024^{(20-T)}$ (bzw. $OC_{20,L,h} = OC_{T,L,h} \cdot 1,024^{(20-T)}$) wie im Beispiel auf 20 °C umgerechnet.

z. B.: 1) $OC_{T,L,h} = 24,84 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$ bei $T = 8,7 \text{ °C}$

$$\Rightarrow OC_{20,L,h} = 24,84 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) \cdot 1,024^{(20-8,7)} = 32,47 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

2) $OC_{T,L,h} = 27,44 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$ bei $T = 14,0 \text{ °C}$

$$\Rightarrow OC_{20,L,h} = 27,44 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) \cdot 1,024^{(20-14,0)} = 31,64 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

3) $OC_{T,L,h} = 34,69 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$ bei $T = 31,9 \text{ °C}$

$$\Rightarrow OC_{20,L,h} = 34,69 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m}) \cdot 1,024^{(20-31,9)} = 26,16 \text{ g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$$

Bei den aufgeführten Beispielen handelt es sich um drei Messungen mit unterschiedlichen Temperaturen bei konstanter Luftmenge ($Q = 100 \text{ NL/h}$). Schon bei der Betrachtung dieser drei berechneten Werte kann man feststellen, dass sich bei unterschiedlichen Temperaturen für $OC_{20,L,h}$ kein konstanter Wert ergibt. Dieses wird in Diagramm 30 bestätigt. Bei allen Luftmengen fällt die spez. Sauerstoffzufuhr bezogen auf 20 °C mit steigender Temperatur. Die entsprechenden Ausgleichsfunktionen für die unterschiedlichen Luftmengen sind in Tabelle 15 auf der folgenden Seite zusammengefasst.

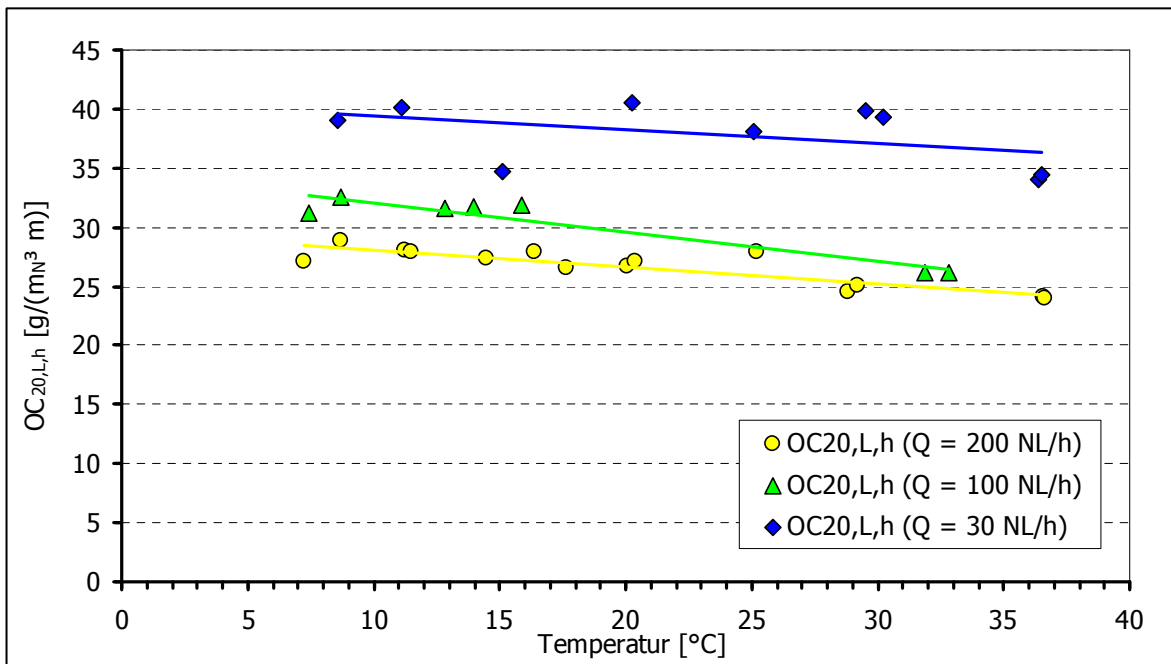


Diagramm 30: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{20,L,h}$ von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser mit Ausgleichsfunktionen

Luftmenge Q in NL/h	Ausgleichsfunktion $OC_{20,L,h} = f(T)$	Bestimmtheitsmaß R^2
200	$OC_{20,L,h} = - 0,143 T + 29,57$	0,752
100	$OC_{20,L,h} = - 0,249 T + 34,54$	0,892
30	$OC_{20,L,h} = - 0,114 T + 40,50$	0,203

Tabelle 15: Ausgleichsfunktionen: $OC_{20,L,h} = f(T)$ für unterschiedliche Luftmengen in Reinwasser

Bei den Bestimmtheitsmaßen der Ausgleichsfunktionen, die die Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr bezogen auf 20 °C ($OC_{20,L,h}$) von der Temperatur wiedergeben, zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei den Ausgleichsfunktionen für $OC_{T,L,h}$, d. h. vor der Umrechnung. Der höchste Wert wird hier ebenfalls bei 100 NL/h und der niedrigste aufgrund der starken Schwankungen zwischen den einzelnen Messwerten bei 30 NL/h erzielt. Auffällig ist aber, dass die Bestimmtheitsmaße der unterschiedlichen Luftmengen nach der Umrechnung sehr weit voneinander abweichen. Dieses lässt sich vermutlich auf die durchgeführte Umrechnung zurückführen. Im Gegensatz zu $OC_{T,L,h}$ handelt es sich bei $OC_{20,L,h}$ um eine sogenannte „indirekte“ Messgröße, die sich aus zwei mit Fehlern behafteten „Messwerten“ ($OC_{T,L,h}$ und T) errechnet. Nach Gauß (Fehlerfortpflanzungsgesetz) wirken sich diese Unsicherheiten der Messwerte bei der berechneten Größe im Allgemeinen verstärkt aus.

6.2.4.2 Fehlerbetrachtung: $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$

Nr.	Temperatur T in °C	Spez. O2-Zufuhr $OC_{L,h,mess}$ in $g/m_N^3 m$	Spez. O2-Zufuhr $OC_{L,h,theo}$ in $g/m_N^3 m$	Abweichung f_{abs} in $g/m_N^3 m$	Abweichung f_{rel} in %
Q = 200 NL/h: $OC_{T,L,h,theoretisch} = 0,505 T + 16,98$					
1	7,3	20,07	20,64	- 0,569	- 2,8
2	8,7	22,06	21,37	0,690	3,1
3	11,3	22,79	22,66	0,131	0,6
4	11,5	22,82	22,78	0,035	0,2
5	14,5	23,95	24,27	- 0,325	- 1,4
6	16,4	25,65	25,23	0,413	1,6
7	17,7	25,17	25,89	- 0,722	- 2,9
8	20,1	26,76	27,10	- 0,343	- 1,3
9	20,4	27,33	27,25	0,076	0,3
10	25,2	31,65	29,70	1,950	6,2
11	28,8	30,26	31,52	- 1,257	- 4,2
12	29,2	31,20	31,72	- 0,519	- 1,7
13	36,6	35,65	35,43	0,213	0,6
14	36,7	35,57	35,48	0,091	0,3
⇒ Güte: $d = 2,728$					
⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 6,2 \%$					
⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 1,9 \%$					

Nr.	Temperatur T in °C	Spez. O2-Zufuhr $OC_{L,h,mess}$ in $g/m_N^3 m$	Spez. O2-Zufuhr $OC_{L,h,theo}$ in $g/m_N^3 m$	Abweichung f_{abs} in $g/m_N^3 m$	Abweichung f_{rel} in %
Q = 200 NL/h: $OC_{20,L,h,theoretisch} = - 0,143 T + 29,57$					
1	7,3	27,15	28,53	- 1,381	- 5,1
2	8,7	28,84	28,33	0,512	1,8
3	11,3	28,04	27,96	0,082	0,3
4	11,5	27,91	27,93	- 0,011	0,0
5	14,5	27,32	27,50	- 0,187	- 0,7
6	16,4	27,96	27,23	0,732	2,6
7	17,7	26,61	27,05	- 0,437	- 1,6
8	20,1	26,73	26,70	0,023	0,1
9	20,4	27,10	26,66	0,442	1,6
10	25,2	27,98	25,97	2,012	7,2
11	28,8	24,56	25,45	- 0,890	- 3,6
12	29,2	25,09	25,39	- 0,308	- 1,2
13	36,6	24,07	24,34	- 0,269	- 1,1
14	36,7	23,97	24,33	- 0,361	- 1,5
⇒ Güte: d = 2,876					
⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 7,2 \%$					
⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 2,0 \%$					

Tabelle 16: Fehlerberechnung für $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$ bei Q = 200 NL/h in Reinwasser

Nr.	Temperatur T in °C	Spez. O2-Zufuhr $OC_{L,h,mess}$ in $g/m_N^3 m$	Spez. O2-Zufuhr $OC_{L,h,theo}$ in $g/m_N^3 m$	Abweichung f_{abs} in $g/m_N^3 m$	Abweichung f_{rel} in %
Q = 100 NL/h: $OC_{T,L,h,theoretisch} = 0,446 T + 20,85$					
1	7,4	23,07	24,15	- 1,078	- 4,7
2	8,7	24,84	24,73	0,107	0,4
3	12,8	26,65	26,56	0,087	0,3
4	14,0	27,44	27,07	0,369	1,3
5	15,9	28,94	27,94	1,000	3,5
6	31,9	34,69	35,06	- 0,366	- 1,1
7	32,9	35,43	35,50	- 0,072	- 0,2
⇒ Güte: d = 1,567					
⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 4,7 \%$					
⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 1,6 \%$					
Q = 100 NL/h: $OC_{20,L,h,theoretisch} = - 0,249 T + 34,54$					
1	7,4	31,11	32,69	- 1,585	- 5,1
2	8,7	32,47	32,37	0,099	0,3
3	12,8	31,61	31,36	0,247	0,8
4	14,0	31,68	31,08	0,598	1,9
5	15,9	31,90	30,60	1,302	4,1
6	31,9	26,19	26,66	- 0,466	- 1,8
7	32,9	26,12	26,41	- 0,287	- 1,1
⇒ Güte: d = 2,222					
⇒ maximale Abweichung: $f_{rel,max} = \pm 5,1 \%$					
⇒ mittlere Abweichung: $f_{rel,mittel} = \pm 2,2 \%$					

Tabelle 17: Fehlerberechnung für $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$ bei Q = 100 NL/h in Reinwasser

Nr.	Temperatur T in °C	Spez. O ₂ -Zufuhr OC _{L,h,mess} in g/m _N ³ m	Spez. O ₂ -Zufuhr OC _{L,h,theo} in g/m _N ³ m	Abweichung f _{abs} in g/m _N ³ m	Abweichung f _{rel} in %
Q = 30 NL/h: OC_{T,L,h,theoretisch} = 0,824 T + 22,53					
1	8,6	29,76	29,62	0,145	0,5
2	11,1	32,50	31,68	0,825	2,5
3	15,1	30,93	34,97	- 4,046	- 13,1
4	20,3	40,80	39,22	1,579	3,9
5	25,1	43,03	43,21	- 0,189	- 0,4
6	29,5	49,90	46,84	3,056	6,1
7	30,2	50,06	47,42	2,648	5,3
8	36,4	50,04	52,48	- 2,440	- 4,9
9	36,5	50,99	52,61	- 1,622	- 3,2
⇒ Güte: d = 6,673 ⇒ maximale Abweichung: f _{rel,max} = ± 13,1 % ⇒ mittlere Abweichung: f _{rel,mittel} = ± 4,4 %					
Q = 30 NL/h: OC_{20,L,h,theoretisch} = - 0,114 T + 40,50					
1	8,6	39,00	39,51	- 0,509	- 1,3
2	11,1	40,14	39,23	0,915	2,3
3	15,1	34,74	38,77	- 4,029	- 11,6
4	20,3	40,56	38,18	2,376	5,9
5	25,1	38,12	37,63	0,499	1,3
6	29,5	39,83	37,12	2,709	6,8
7	30,2	39,31	37,04	2,265	5,8
8	36,4	33,96	36,34	- 2,380	- 7,0
9	36,5	34,48	36,32	- 1,846	- 5,4
⇒ Güte: d = 6,691 ⇒ maximale Abweichung: f _{rel,max} = ± 11,6 % ⇒ mittlere Abweichung: f _{rel,mittel} = ± 5,3 %					

Tabelle 18: Fehlerberechnung für OC_{T,L,h} = f(T) und OC_{20,L,h} = f(T) bei Q = 30 NL/h in Reinwasser

Bei der Untersuchung der Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr OC_{T,L,h} bzw. OC_{20,L,h} von der Temperatur ergaben sich vor allem bei der niedrigen Luftmenge (Q = 30 NL/h) zum Teil doch relativ große Abweichungen (meist 5 bis 13 %) zwischen den Messpunkten und den mit Hilfe der entsprechenden Ausgleichsfunktion berechneten Werten. Dies ist aber aufgrund der starken Schwankungen der einzelnen Messwerte bei dieser Luftmenge nicht anders zu erwarten gewesen. Bei den beiden anderen Luftmengen liegen die Abweichungen mit wenigen Ausnahmen unter 3 %, im Mittel zwischen 1,6 und 2,2 %. Insgesamt ist dabei zu beobachten, dass sowohl die mittleren und als auch die maximalen relativen Abweichungen (Ausnahme: f_{rel,max} bei Q = 30 NL/h) bei den Ausgleichsfunktionen OC_{T,L,h} = f(T) niedriger sind als bei den auf 20 °C umgerechneten. Eine Erklärung dafür liefert vermutlich, wie bereits im vorigen Kapitel erwähnt, das Gaußsche Fehlerfortpflanzungsgesetz.

Die zum Teil recht großen Abweichungen spiegeln sich auch in der Güte der unterschiedlichen Funktionen wieder. Hier ist ebenfalls bei allen Luftmengen ein Anstieg der Güte nach der Umrechnung auf 20 °C zu erkennen.

Insgesamt kann man aber trotzdem sagen, dass die gefundenen Ausgleichsfunktionen (vor allem für 180 und 100 NL/h) die Messwerte in recht guter Näherung wiedergeben und sie deshalb für die weitere Auswertung verwendet werden können.

6.2.4.3 Gültigkeit des Temperaturkoeffizienten

Aus dem Abfall der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{20,L,h}$ mit steigender Temperatur (vgl. Diagramm 30, Seite 76) kann man schließen, dass der Temperaturkoeffizient der ATV mit $1,024$ für den untersuchten Temperaturbereich zwischen 8 und 36 °C zumindest für die hier verwendete Versuchsanlage zu hoch ist. Zur Überprüfung wurde mit Hilfe der Steigung Ausgleichsgeraden ($OC_{20,L,h}$ als Funktion von T) für jede Luftmengeneinstellung der Temperaturkoeffizient ermittelt, bei dem entsprechende Steigung nahezu Null ist. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 19 zusammengefasst. Eine genaue Abhängigkeit des Temperaturkoeffizienten von der Luftmenge lässt sich jedoch aus den ermittelten Daten nicht mit ausreichender Sicherheit ableiten. Dieses wird in Diagramm 31 noch einmal verdeutlicht. Der geringste Faktor wurde für die mittlere Luftmenge ermittelt. Die niedrige und die hohe Luftmenge lieferten jeweils etwas größere Werte.

Luftmenge [NL/h]	Temperaturfaktor [-]
200	1,018
100	1,015
100	1,017 ¹⁾
30	1,021

¹⁾Der zweite Wert bei $Q = 100$ NL/h stammt aus einer weiteren Messreihe, die zur Bestimmung des Einflusses von Temperaturen unter 4 °C diente (vgl. Seite 80)

Tabelle 19: Ermittelte Temperaturkoeffizienten

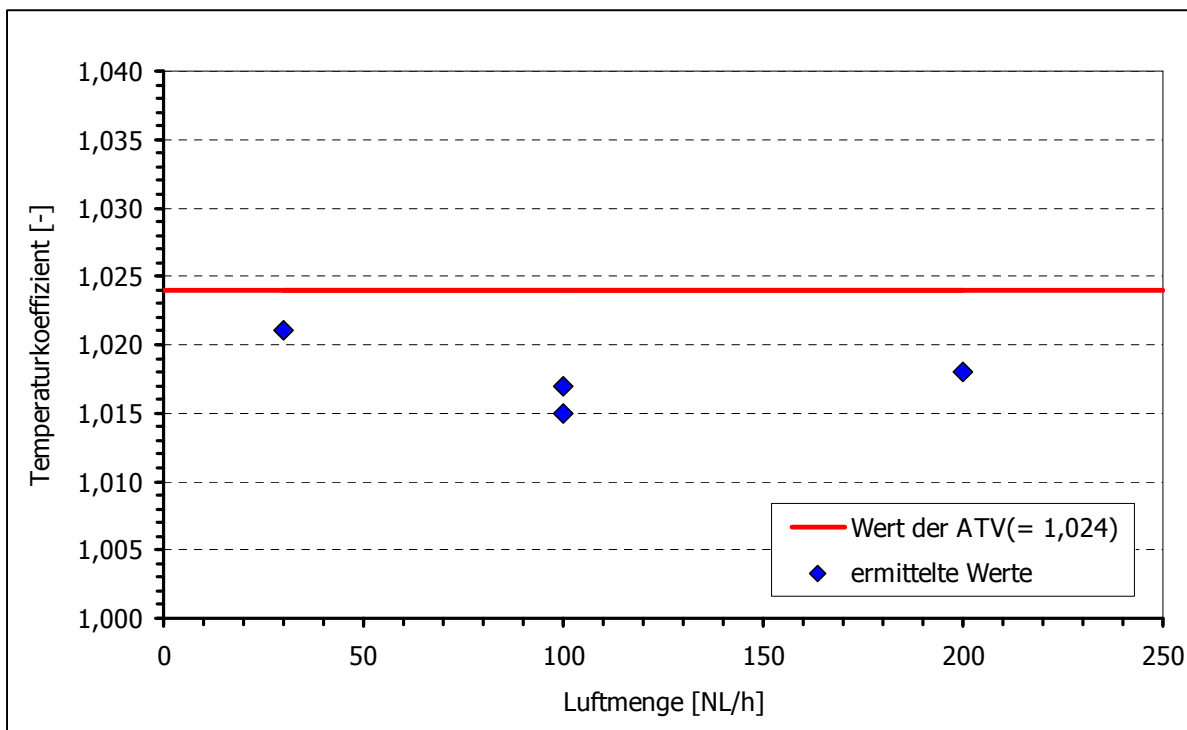


Diagramm 31: Abhängigkeit des Temperaturkoeffizienten von der Luftmenge

6.2.4.4 Einfluss von Temperaturen kleiner als 4 °C

Von der ATV wird für die Durchführung von Sauerstoffeintragsmessungen eine untere Wassertemperatur von 4 °C festgelegt, unterhalb der keine Messungen stattfinden sollten. Zur Überprüfung des Einflusses von Temperaturen von 4 °C oder weniger auf die Messergebnisse, wurde die Messreihe mit einer Luftmenge von 100 NL/h wiederholt und das Wasser dabei bis auf ca. 2 °C abgekühlt. Wie im Diagramm 32 zu erkennen, liegen die Werte für die spezifische Sauerstoffzufuhr bei diesen geringen Temperaturen nicht mehr auf der Ausgleichsfunktion, sondern deutlich darunter, d. h. die Umrechnungsformel der ATV wäre für diesen Bereich nicht mehr gültig. Ob die spezifische Sauerstoffzufuhr bei so niedrigen Temperaturen jedoch wirklich stark abfällt oder ob es sich um zufällige Messfehler handelt, kann aufgrund der geringen Anzahl an Messungen nicht sicher gesagt werden. Hierfür wären weitere Untersuchungen notwendig.

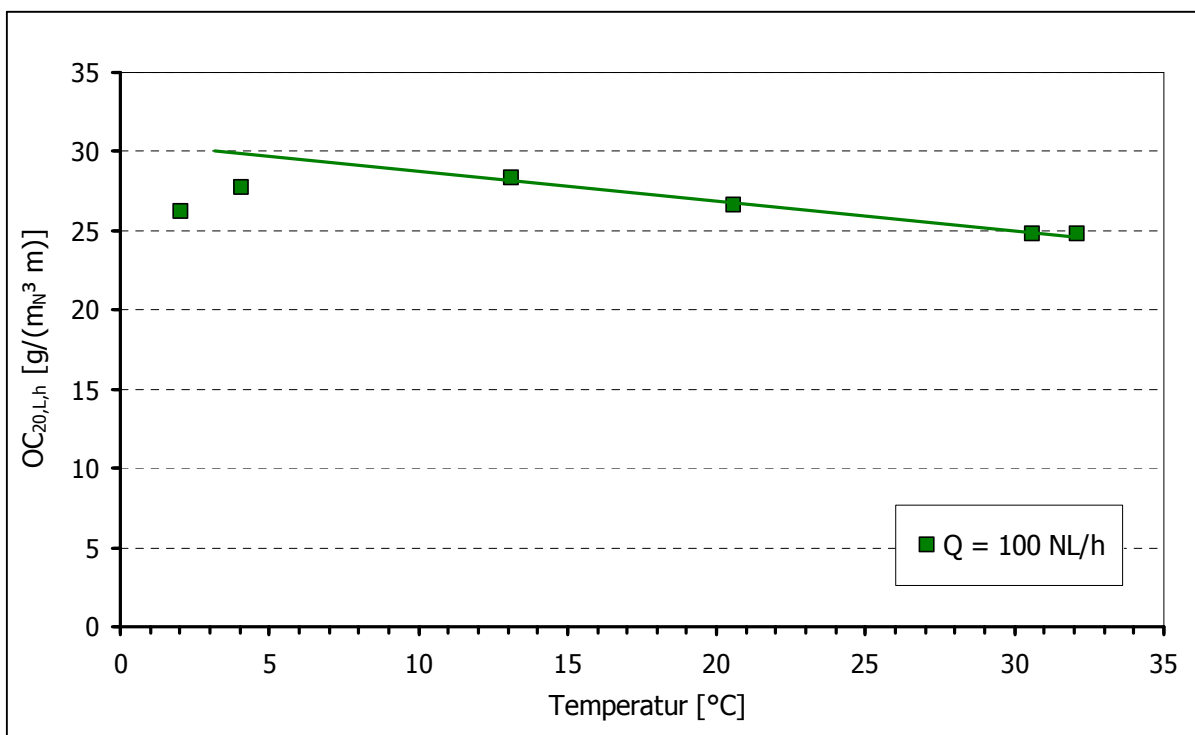


Diagramm 32: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{20,L,h}$ von der Temperatur bei $Q = 100 \text{ NL/h}$ und $T < 4 \text{ °C}$

6.3 Abwasser-/Belebtschlammversuche

6.3.1 Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe in Abwasser bzw. Belebtschlamm

Im Bezug auf den Einfluss der Luftmenge und der Einblastiefe auf die spezifische Sauerstoffzufuhr, ergibt sich bei allen Proben eine ähnliche Abhängigkeit wie bei Trinkwasser. Die spez. Sauerstoffzufuhr fällt mit steigender Luftmenge (vgl. Diagramm 12, 13, 15, 20 und 21) und steigender Einblastiefe (vgl. Diagramme 14, 17 und 22). Auf eine genaue Auswertung wird verzichtet, da die entscheidende Frage in diesem Kapitel nicht die Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr, sondern die des Alpha-Wertes von den genannten Faktoren ist.

Die Messungen mit biologisch gereinigtem Abwasser haben in allen Fällen einen Alpha-Wert ergeben, der bei den größeren Einblastiefen deutlich unterhalb von eins liegt (meist im Bereich zwischen 0,7 und 0,85). Dies bedeutet, dass die in der Praxis vereinzelt angewendete Methode, gereinigtes Abwasser für eine Reinwassermessung zu verwenden, zu zu niedrigen und damit verfälschten Messergebnissen führt. Es erweist sich daher als nicht sinnvoll, biologisch gereinigtes Abwasser für eine solche Reinwassermessung zu verwenden.

6.3.2 Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge

In Diagramm 33 sind die Ergebnisse aller Messungen mit Abwasser bzw. Belebtschlamm zur Bestimmung der Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge (vgl. Kapitel 5.4.2) zusammengefasst und durch die entsprechenden Ausgleichsfunktionen ergänzt.

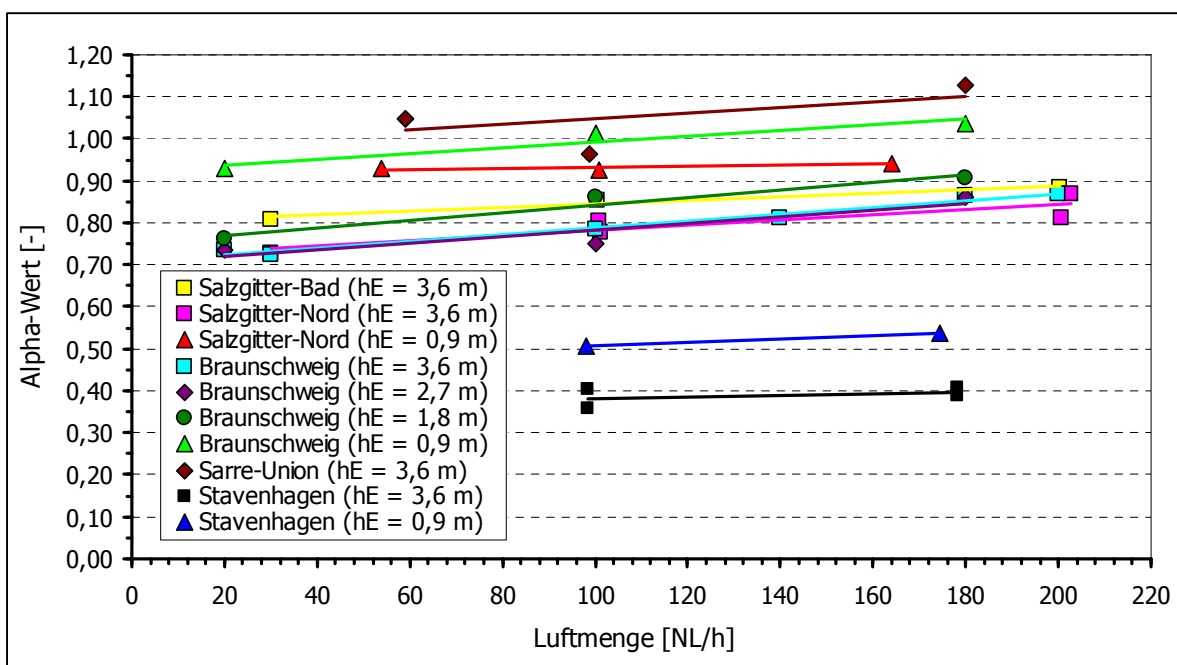


Diagramm 33: Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge bei unterschiedlichen Proben/Einblastiefen

Man kann daraus erkennen, dass sich bei fast allen untersuchten Abwasser- bzw. Belebtschlammproben (auch bei unterschiedlichen Einblastiefen) die gleiche Tendenz zeigt: der Alpha-Wert wird mit steigender Luftmenge größer. Bei den einzelnen Proben bzw. Einblastiefen ergeben sich die folgenden linearen Ausgleichsfunktionen für die Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge Q :

Kläranlage	Einblastiefe h_E in m	Ausgleichsfunktion $\alpha = f(Q)$	Bestimmtheitsmaß R^2
Salzgitter-Bad	3,60	$\alpha = 0,44 \cdot 10^{-3} Q + 0,801$	0,953
Salzgitter-Nord	3,60	$\alpha = 0,62 \cdot 10^{-3} Q + 0,719$	0,809
Salzgitter-Nord	0,90	$\alpha = 0,12 \cdot 10^{-3} Q + 0,920$	0,456
Braunschweig	3,60	$\alpha = 0,81 \cdot 10^{-3} Q + 0,708$	0,980
Braunschweig	2,70	$\alpha = 0,79 \cdot 10^{-3} Q + 0,703$	0,859
Braunschweig	1,80	$\alpha = 0,90 \cdot 10^{-3} Q + 0,753$	0,957
Braunschweig	0,90	$\alpha = 0,67 \cdot 10^{-3} Q + 0,925$	0,910
Sarre-Union	3,60	$\alpha = 0,65 \cdot 10^{-3} Q + 0,983$	0,312
Stavenhagen	3,60	$\alpha = 0,23 \cdot 10^{-3} Q + 0,357$	0,202
Stavenhagen	0,90	$\alpha = 0,39 \cdot 10^{-3} Q + 0,469$	1,000

Tabelle 20: Ausgleichsfunktionen: $\alpha = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen in Abwasser/Belebtschlamm

Die Höhe der Bestimmtheitsmaße ist bei den einzelnen Ausgleichsfunktionen recht unterschiedlich. Um diese Maße bewerten zu können, muss man zusätzlich die Anzahl an zugehörigen Messwerten berücksichtigen. Dabei stellt man z. B. fest, dass bei Stavenhagen/0,90 m nur zwei Messwerte zur Verfügung stehen und damit eine sichere Auswertung eigentlich gar nicht möglich ist. Auch bei den meisten anderen Reihen sind nur jeweils drei Messpunkte vorhanden. Weicht ein Wert etwas von den anderen ab, führt dieses gleich zu einem deutlichen Abfall des Bestimmtheitsmaßes (vgl. Sarre-Union oder Salzgitter-Nord/0,90 m). Die meisten Messpunkte stehen für die Auswertung der Messreihen Salzgitter-Nord/3,60 m und Braunschweig/3,60 m zur Verfügung. Vor allem bei der Reihe aus Braunschweig werden die Punkte durch die Ausgleichsfunktion sehr gut wiedergegeben (Bestimmtheitsmaß 0,98).

Wie bei den Reinwasserversuchen tritt die Schwierigkeit auf, dass die Ausgleichsfunktionen nicht auf einem gemeinsamen Niveau liegen und man deshalb die Steigungen nicht direkt miteinander vergleichen kann. Aus diesem Grund müssen die Funktionen zunächst auch hier auf ein gemeinsames Niveau gebracht, d. h. auf einen Wert normiert werden.

Bei der Bestimmung der „normierten“ Ausgleichsfunktionen wird wie folgt vorgegangen:

1) Festlegung eines Bezugspunktes:

Hier: Alpha-Wert für Salzgitter-Nord bei $h_E = 3,60$ m und $Q = 100$ NL/h

2) Bestimmung der Skalierfaktoren:

Zur Bestimmung der Skalierfaktoren SF werden nicht die „echten“ Messwerte bei der unter Punkt 1 gewählten Luftmenge von $Q = 100$ NL/h verwendet, da diese eine zufällige Schwankung am gewählten Punkt aufweisen könnten, sondern die entsprechenden Werte auf der jeweiligen Ausgleichsfunktion.

Es muss also zunächst der α -Wert bei $Q = 100 \text{ NL/h}$ für die verschiedenen Einblastiefen und Abwässer/Belebtschlämme mit der entsprechenden Ausgleichsfunktion (vgl. Tabelle 20) berechnet werden.

- a) Salzgitter-Bad ($h_E = 3,60 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,44 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,801 = 0,845$
- b) Salzgitter-Nord ($h_E = 3,60 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,62 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,719 = 0,781$
- c) Salzgitter-Nord ($h_E = 0,90 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,12 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,920 = 0,932$
- d) Braunschweig ($h_E = 3,60 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,81 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,708 = 0,789$
- e) Braunschweig ($h_E = 2,70 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,79 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,703 = 0,782$
- f) Braunschweig ($h_E = 1,80 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,90 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,753 = 0,843$
- g) Braunschweig ($h_E = 0,90 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,67 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,925 = 0,992$
- h) Sarre-Union ($h_E = 3,60 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,65 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,983 = 1,047$
- i) Stavenhagen ($h_E = 3,60 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,23 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,357 = 0,380$
- j) Stavenhagen ($h_E = 0,90 \text{ m}$) $\Rightarrow \alpha = 0,39 \cdot 10^{-3} \cdot 100 + 0,469 = 0,507$

Anschließend kann man daraus die Skalierfaktoren SF für die verschiedenen Proben bzw. Einblastiefen bestimmen, indem man den α -Wert bei Salzgitter-Nord/ $h_E = 3,60 \text{ m}$ durch die entsprechenden Werte bei den anderen Proben/Einblastiefen dividiert:

$$\text{Salzgitter-Bad}/h_E = 3,60 \text{ m} : SF_{\text{Bad}/0,9} = \frac{0,781}{0,845} = 0,924$$

$$\text{Salzgitter-Nord}/h_E = 3,60 \text{ m} : SF_{\text{Nord}/3,6} = \frac{0,781}{0,781} = 1,000$$

$$\text{Salzgitter-Nord}/h_E = 0,90 \text{ m} : SF_{\text{Nord}/0,9} = \frac{0,781}{0,932} = 0,838$$

$$\text{Braunschweig}/h_E = 3,60 \text{ m} : SF_{\text{BS}/3,6} = \frac{0,781}{0,789} = 0,990$$

$$\text{Braunschweig}/h_E = 2,70 \text{ m} : SF_{\text{BS}/2,7} = \frac{0,781}{0,782} = 0,999$$

$$\text{Braunschweig}/h_E = 1,80 \text{ m} : SF_{\text{BS}/1,8} = \frac{0,781}{0,843} = 0,926$$

$$\text{Braunschweig}/h_E = 0,90 \text{ m} : SF_{\text{BS}/0,9} = \frac{0,781}{0,992} = 0,787$$

$$\text{Sarre-Union}/h_E = 3,60 \text{ m} : SF_{\text{SU}/3,6} = \frac{0,781}{1,047} = 0,746$$

$$\text{Stavenhagen}/h_E = 3,60 \text{ m} : SF_{\text{Stav}/3,6} = \frac{0,781}{0,380} = 2,055$$

$$\text{Stavenhagen}/h_E = 0,90 \text{ m} : SF_{\text{Stav}/0,9} = \frac{0,781}{0,507} = 1,540$$

3) Multipliziert man nun, wie im Beispiel, alle Messwerte mit dem entsprechenden Skalierfaktor, erhält man die normierten Alpha-Werte.

z. B. A) Salzgitter-Nord/ $h_E = 3,60$ m, $Q = 100$ NL/h, $\alpha = 0,78$

$$\alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{Nord}/3,6} \cdot \alpha = 1,000 \cdot 0,78 = 0,78$$

B) Salzgitter-Nord/ $h_E = 0,90$ m, $Q = 164$ NL/h, $\alpha = 0,94$

$$\alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{Nord}/0,9} \cdot \alpha = 0,838 \cdot 0,94 = 0,79$$

C) Braunschweig/ $h_E = 0,90$ m, $Q = 180$ NL/h, $\alpha = 1,05$

$$\alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{Nord}/0,9} \cdot \alpha = 0,787 \cdot 1,05 = 0,83$$

D) Stavenhagen/ $h_E = 3,60$ m, $Q = 178$ NL/h, $\alpha = 0,40$

$$\alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{Nord}/0,9} \cdot \alpha = 2,055 \cdot 0,40 = 0,82$$

Da hier aber nicht die einzelnen Messpunkte von Interesse sind, werden im Folgenden auch nicht mehr die eigentlichen Messwerte, sondern die daraus resultierenden Ausgleichsfunktionen betrachtet. Diese normierten Funktionen lassen sich ebenfalls mit Hilfe der Skalierfaktoren direkt aus den in Tabelle 20 angegebenen Funktionen bestimmen.

z. B.: Salzgitter-Bad: $h_E = 3,60$ m $\Rightarrow \alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{Bad}/3,6} \cdot [0,44 \cdot 10^{-3} Q + 0,801]$

Salzgitter-Nord: $h_E = 0,90$ m $\Rightarrow \alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{Nord}/0,9} \cdot [0,12 \cdot 10^{-3} Q + 0,920]$

Mit den entsprechenden Faktoren erhält man die in Tabelle 21 zusammengefassten normierten Ausgleichsfunktionen.

Kläranlage	Einblastiefe h_E in m	Normierte Ausgleichsfunktion $\alpha_{\text{normiert}} = f(Q)$
Salzgitter-Bad	3,60	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,41 \cdot 10^{-3} Q + 0,740$
Salzgitter-Nord	3,60	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,62 \cdot 10^{-3} Q + 0,719$
Salzgitter-Nord	0,90	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,10 \cdot 10^{-3} Q + 0,771$
Braunschweig	3,60	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,80 \cdot 10^{-3} Q + 0,701$
Braunschweig	2,70	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,79 \cdot 10^{-3} Q + 0,702$
Braunschweig	1,80	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,83 \cdot 10^{-3} Q + 0,698$
Braunschweig	0,90	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,53 \cdot 10^{-3} Q + 0,728$
Sarre-Union	3,60	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,49 \cdot 10^{-3} Q + 0,733$
Stavenhagen	3,60	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,47 \cdot 10^{-3} Q + 0,735$
Stavenhagen	0,90	$\alpha_{\text{normiert}} = 0,60 \cdot 10^{-3} Q + 0,722$

Tabelle 21: Ausgleichsfunktionen: $\alpha_{\text{normiert}} = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen in Abwasser/Belebtschlamm

Um einen Eindruck davon zu bekommen, ob sich die Ausgleichsfunktion in Abhängigkeit von der Einblastiefe verändert, werden Mittelwerte über die Versuchsreihen mit gleichen Einblastiefen (3,60 m und 0,90 m) gebildet:

$$h_E = 3,60 \text{ m: } \alpha = 0,56 \cdot 10^{-3} Q + 0,726 \quad (38)$$

$$h_E = 0,90 \text{ m: } \alpha = 0,41 \cdot 10^{-3} Q + 0,740 \quad (39)$$

Betrachtet man sich die einzelnen Funktionen bei einer Einblastiefe von 0,90 m ist dabei zu beobachten, dass die Gleichung, d. h. die Steigung der Geraden, bei dem Abwasser Salzgitter-Nord sehr stark von den übrigen abweicht. Führt man aus diesem Grund die Berechnung des Mittelwertes für $h_E = 0,9$ m ohne den besagten Wert durch, ergibt sich die folgende Gesamt-Ausgleichsfunktion bei dieser Einblastiefe:

$$h_E = 0,90 \text{ m: } \alpha = 0,56 \cdot 10^{-3} Q + 0,725 \quad (40)$$

Beim Vergleich der Gleichungen 38 und 40, lässt sich hier zunächst kein Unterschied zwischen den einzelnen Einblastiefen feststellen (vgl. aber Kapitel 6.3.3). Aus diesem Grund wird aus allen in der Tabelle 21 enthaltenen normierten Ausgleichsfunktionen durch die Bildung eines Mittelwertes die Gesamt-Ausgleichsfunktion für die Abhängigkeit des α -Wertes von der Luftmenge berechnet. Da das gesamte Niveau bei verschiedenen Abwasser-/Belebtschlammproben jedoch recht unterschiedlich sein kann, ist für die Abhängigkeit des Alpha-Wertes nicht die gesamte Gleichung 41 entscheidend, sondern hauptsächlich die Steigung der Geraden.

$$\alpha = 0,56 \cdot 10^{-3} Q + 0,725 \quad (41)$$

Zur Verdeutlichung des Einflusses der Luftmenge auf den Alpha-Wert ist das Ergebnis dieser Normierung in Diagramm 34 dargestellt. Hierfür wurde der normierte Wert für Salzgitter-Nord mit $Q = 100$ NL/h und $h_E = 3,60$ m auf 100 % gesetzt und alle anderen Werte darauf bezogen. Alle Kurven schneiden sich aufgrund der Normierung bei der als Bezugspunkt gewählten Luftmenge von 100 NL/h. Betrachtet man die Steigungen der einzelnen Geraden in diesem Diagramm erhält man einen Mittelwert von etwa 0,08 (gestrichelte Linie), d. h. erhöht man die Luftmenge um 100 NL/h erhält man einen um 8 % höheren Alpha-Wert (vgl. auch Kapitel 7).

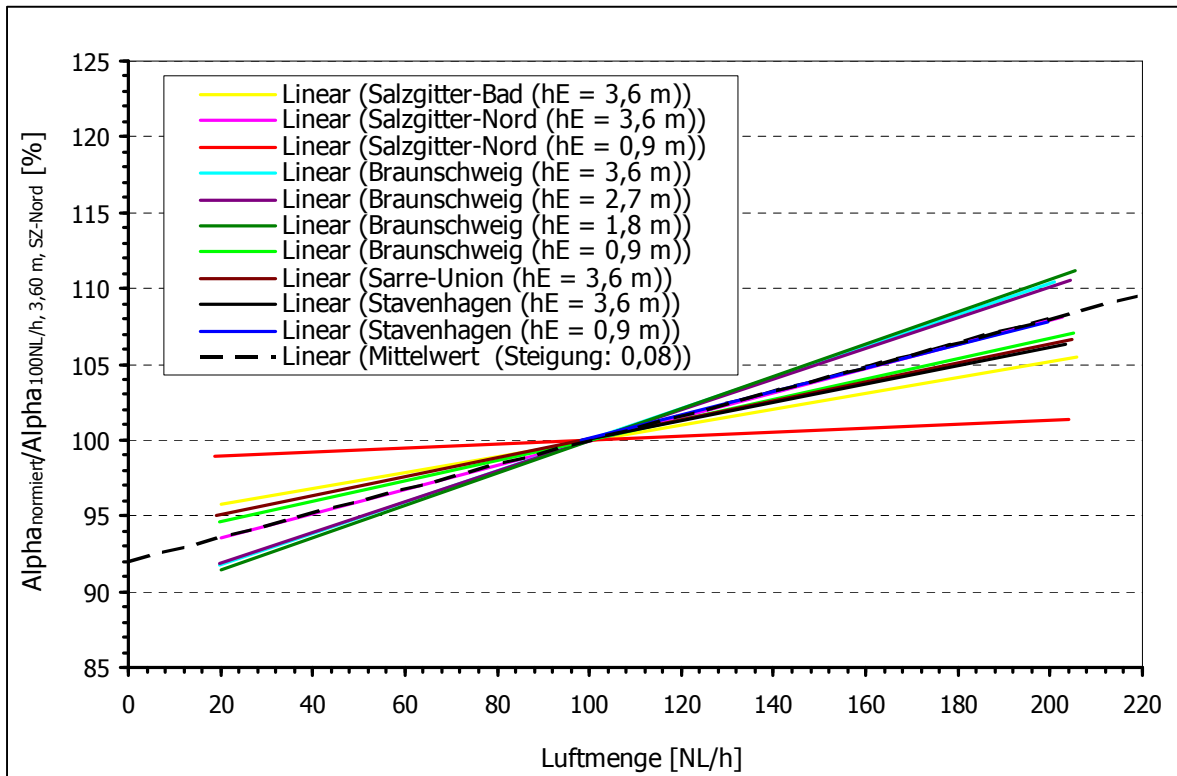


Diagramm 34: Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge bei unterschiedlichen Abwasser-/Belebtschlammproben
- normierte Ausgleichsfunktionen für α bezogen auf $\alpha_{100 \text{ NL/h}, 3,6 \text{ m}, \text{SZ-Nord}}$

6.3.3 Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe

Die Ergebnisse aller Messungen mit Abwasser bzw. Belebtschlamm, die im Verlauf dieser Diplom-Arbeit zur Bestimmung der Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe durchgeführt wurden (vgl. Kapitel 5.4.2), sind in Diagramm 35 zusammengefasst und durch die entsprechenden Ausgleichsfunktionen ergänzt.

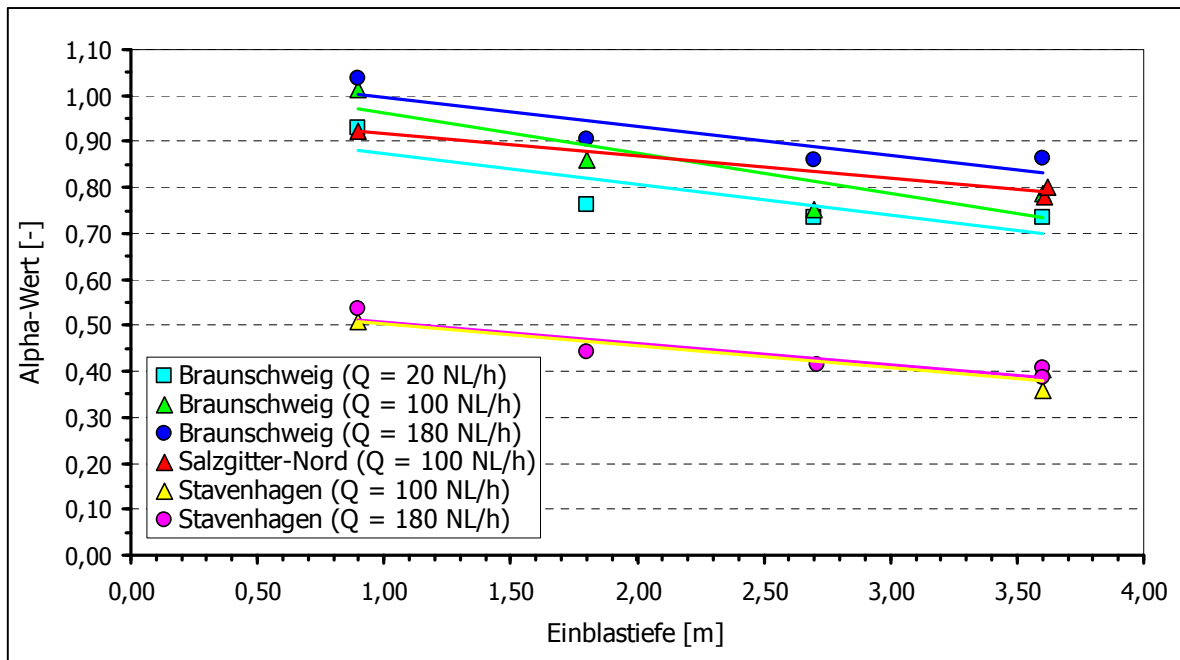


Diagramm 35: Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Proben/Luftmengen

Es zeigt sich bei fast allen untersuchten Proben (auch bei unterschiedlichen Luftmengen) die gleiche Abhängigkeit: mit sinkender Einblastiefe wird der Alpha-Wert größer. Bei den einzelnen Proben bzw. Einblastiefen ergeben sich die folgenden linearen Ausgleichsfunktionen für die Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe h_E :

Kläranlage	Luftmenge Q in NL/h	Ausgleichsfunktion $\alpha = f(h_E)$	Bestimmtheits- Maß R^2
Braunschweig	20	$\alpha = -0,068 h_E + 0,943$	0,711
Braunschweig	100	$\alpha = -0,088 h_E + 1,050$	0,777
Braunschweig	180	$\alpha = -0,063 h_E + 1,057$	0,775
Salzgitter-Nord	100	$\alpha = -0,049 h_E + 0,968$	0,976
Stavenhagen	100	$\alpha = -0,047 h_E + 0,550$	0,912
Stavenhagen	180	$\alpha = -0,046 h_E + 0,554$	0,841

Tabelle 22: Ausgleichsfunktionen: $\alpha = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen in Abwasser/Belebtschlamm

Das Bestimmtheitsmaß ist bei Salzgitter-Nord/100 NL/h und Stavenhagen/100 NL/h am größten. Hier existieren jedoch nur Messwerte für zwei Einblastiefen (0,90 m und 3,60 m), die von der entsprechenden Ausgleichsgeraden in guter Näherung wiedergegeben werden. Die beiden genannten Reihen sind daher eigentlich nicht sehr aussagekräftig.

Bei den vier anderen Versuchsreihen wurden jeweils noch zusätzliche Messungen bei 1,80 m und 2,70 m durchgeführt. Aufgrund der an diesen Stellen zum Teil recht deutlich nach unten abweichenden Alpha-Werte kommt es hier zu den niedrigeren Bestimmtheitsmaßen.

Sieht man sich die Verläufe und Bestimmtheitsmaße der entsprechenden vier Messreihen noch einmal genauer an, stellt man fest, dass sich bei allen ein ähnliches Bild ergibt. Es hat hier den Anschein, als würde der Alpha-Wert nicht, wie angenommen, linear sondern eher logarithmisch mit der Einblastiefe zusammenhängen. Dieses würde dann auch die geringeren Bestimmtheitsmaße erklären. Da aber die Datenmenge, die zur Auswertung des genauen Zusammenhangs zur Verfügung steht, zu gering ist, wird im Folgenden weiterhin mit einer linearen Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe gerechnet.

Zum Vergleich der verschiedenen Messreihen müssen diese Ausgleichsfunktionen auch hier auf ein gemeinsames Niveau gebracht, d. h. auf einen Wert normiert werden. Dabei wird wieder wie folgt vorgegangen:

1) Festlegung eines Bezugspunktes:

Hier: Alpha-Wert für Braunschweig bei $Q = 20 \text{ NL/h}$ und $h_E = 0 \text{ m}$

2) Bestimmung der Skalierfaktoren:

Zur Bestimmung der Skalierfaktoren SF wird zunächst wieder der α -Wert bei $h_E = 0 \text{ m}$ für die verschiedenen Luftmengen und Abwässer/Belebtschlämme mit der entsprechenden Ausgleichsfunktion (vgl. Tabelle 22) berechnet. Da man für $h_E = 0 \text{ m}$ einsetzt, entspricht der Alpha-Wert an dieser Stelle jeweils dem y-Achsenabschnitt der jeweiligen Ausgleichsfunktion.

$$\text{a) Braunschweig (} Q = 20 \text{ NL/h)} \Rightarrow \alpha = -0,068 \cdot 0 + 0,943 = 0,943$$

$$\text{b) Braunschweig (} Q = 100 \text{ NL/h)} \Rightarrow \alpha = -0,088 \cdot 0 + 1,050 = 1,050$$

$$\text{c) Braunschweig (} Q = 180 \text{ NL/h)} \Rightarrow \alpha = -0,063 \cdot 0 + 1,057 = 1,057$$

$$\text{d) Salzgitter-Nord (} Q = 100 \text{ NL/h)} \Rightarrow \alpha = -0,049 \cdot 0 + 0,968 = 0,968$$

$$\text{e) Stavenhagen (} Q = 100 \text{ NL/h)} \Rightarrow \alpha = -0,047 \cdot 0 + 0,550 = 0,550$$

$$\text{f) Stavenhagen (} Q = 180 \text{ NL/h)} \Rightarrow \alpha = -0,046 \cdot 0 + 0,554 = 0,554$$

Anschließend kann man daraus die Skalierfaktoren SF für die verschiedenen Proben bzw. Einblastiefen bestimmen, indem man den α -Wert bei Braunschweig/ $Q = 20 \text{ NL/h}$ durch die entsprechenden Werte bei den anderen Proben/Luftmengen dividiert:

$$\text{Braunschweig/Q = 20 NL/h} : SF_{BS/20} = \frac{0,943}{0,943} = 1,000$$

$$\text{Braunschweig/Q = 100 NL/h} : SF_{BS/100} = \frac{0,943}{1,050} = 0,898$$

$$\text{Braunschweig/Q = 180 NL/h} : SF_{BS/180} = \frac{0,943}{1,057} = 0,892$$

$$\text{Salzgitter-Nord/Q = 100 NL/h} : SF_{Nord/100} = \frac{0,943}{0,968} = 0,974$$

$$\text{Stavenhagen/Q} = 100 \text{ NL/h} : SF_{\text{Stav}/100} = \frac{0,943}{0,550} = 1,715$$

$$\text{Stavenhagen/Q} = 180 \text{ NL/h} : SF_{\text{Stav}/180} = \frac{0,943}{0,554} = 1,702$$

3) Multipliziert man nun, wie im Beispiel, alle Messwerte mit dem entsprechenden Skalierfaktor, erhält man die normierten Alpha-Werte.

z. B. A) Braunschweig/Q = 20 NL/h, $h_E = 3,60 \text{ m}$, $\alpha = 0,70$

$$\alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{BS}/20} \cdot \alpha = 1,000 \cdot 0,70 = 0,70$$

B) Braunschweig/Q = 180 NL/h, $h_E = 3,60 \text{ m}$, $\alpha = 0,83$

$$\alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{BS}/180} \cdot \alpha = 0,892 \cdot 0,83 = 0,74$$

C) Stavenhagen/Q = 180 NL/h, $h_E = 0,90 \text{ m}$, $\alpha = 0,51$

$$\alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{Stav}/180} \cdot \alpha = 1,702 \cdot 0,51 = 0,87$$

Da aber auch hier nicht die einzelnen Messwerte, sondern die daraus resultierenden normierten Ausgleichsfunktionen von Interesse sind, werden diese wieder mit Hilfe der Skalierfaktoren direkt aus den in Tabelle 22 angegebenen Funktionen bestimmt.

z. B.: Braunschweig: $Q = 180 \text{ NL/h} \Rightarrow \alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{BS}/180} \cdot [-0,063 h_E + 1,057]$

Salzgitter-Nord: $Q = 100 \text{ NL/h} \Rightarrow \alpha_{\text{normiert}} = SF_{\text{Nord}/100} \cdot [-0,049 h_E + 0,968]$

Mit den entsprechenden Faktoren erhält man die in Tabelle 23 zusammengefassten normierten Ausgleichsfunktionen.

Kläranlage	Einblastiefe h_E in m	Ausgleichsfunktion $\alpha_{\text{normiert}} = f(h_E)$
Braunschweig	20	$\alpha_{\text{normiert}} = -0,068 h_E + 0,943$
Braunschweig	100	$\alpha_{\text{normiert}} = -0,079 h_E + 0,943$
Braunschweig	180	$\alpha_{\text{normiert}} = -0,056 h_E + 0,943$
Salzgitter-Nord	100	$\alpha_{\text{normiert}} = -0,048 h_E + 0,943$
Stavenhagen	100	$\alpha_{\text{normiert}} = -0,081 h_E + 0,943$
Stavenhagen	180	$\alpha_{\text{normiert}} = -0,078 h_E + 0,943$

Tabelle 23: Ausgleichsfunktionen: $\alpha_{\text{normiert}} = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen in Abwasser/Belebtschlamm

Bildet man daraus einen Mittelwert, erhält man eine Gesamt-Ausgleichsfunktion für die Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe. Auch bei dieser Gleichung ist aufgrund des Niveaus nur die Steigung der Geraden entscheidend.

$$\alpha = -0,069 h_E + 0,943 \quad (42)$$

Um den Einfluss der Einblastiefe auf den Alpha-Wert zu verdeutlichen, ist das Ergebnis dieser Normierung in Diagramm 36 dargestellt. Hierfür wurde der normierte Wert für Braunschweig mit $Q = 20 \text{ NL/h}$ und $h_E = 0 \text{ m}$ auf 100 % gesetzt und alle anderen Werte darauf bezogen. Alle Kurven schneiden sich aufgrund der Normierung bei der als Bezugspunkt gewählten Einblastiefe von 0 m. Aus den Steigungen der einzelnen Geraden erhält man einen Mittelwert von etwa - 0,07 (gestrichelte Linie), d. h. verringert man die Einblastiefe um einen Meter, erhöht sich der Alpha-Wert um 7 % (vgl. auch Kap. 7).

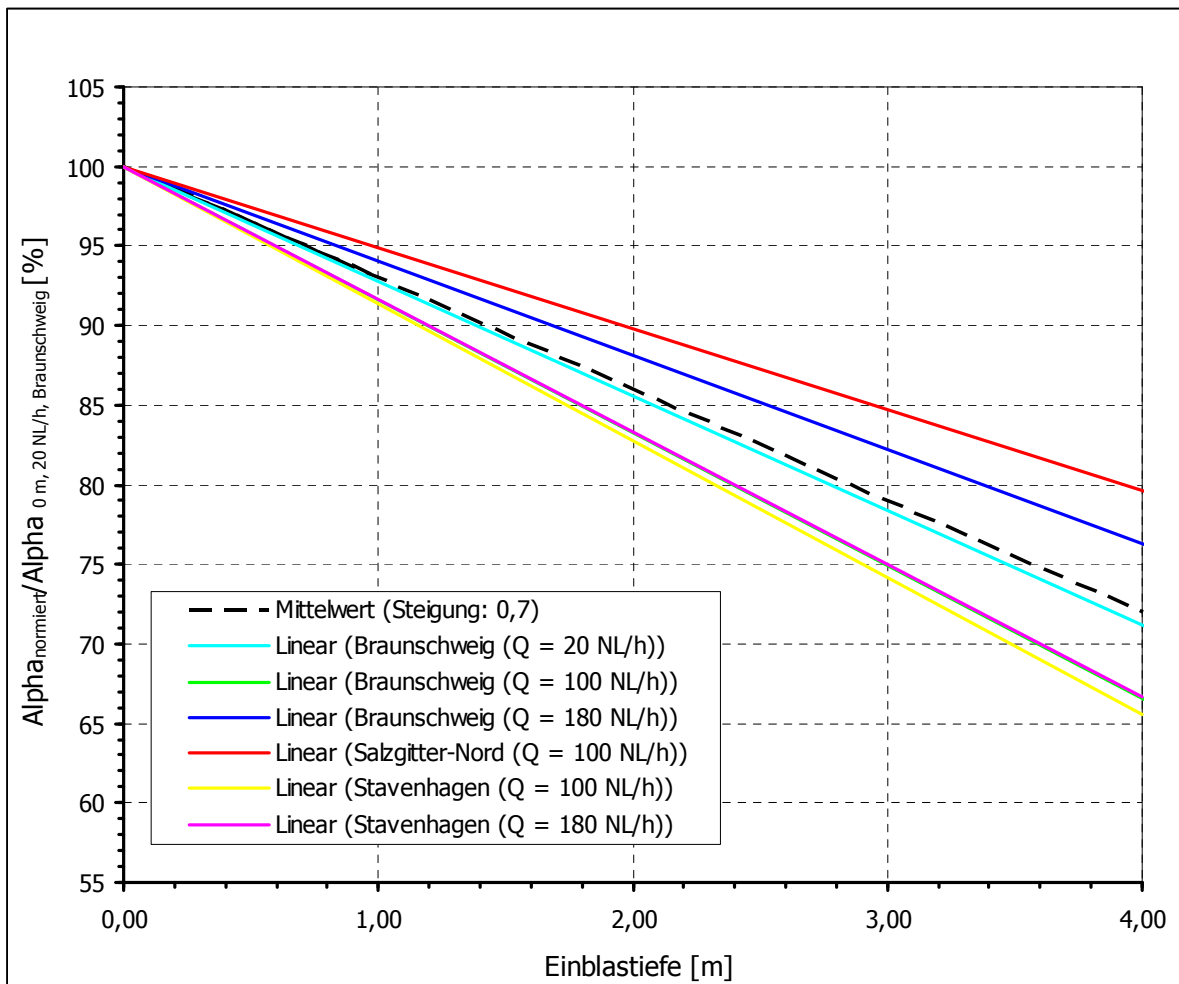


Diagramm 36: Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen – normierte Ausgleichsfunktionen für α bezogen auf $\alpha_{0 \text{ m}, 20 \text{ NL/h, Braunschweig}}$

7. Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Rahmen dieser Diplom-Arbeit wurden Untersuchungen zum Sauerstoffeintrag in Trinkwasser sowie in Abwasser bzw. Belebtschlamm und damit verbunden zum Alpha-Wert durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war es, die Abhängigkeit der Sauerstoffzufuhr (bei Trinkwasser) bzw. die Abhängigkeit des Alpha-Wertes (bei Abwasser und Belebtschlamm) von der Luftmenge, der Einblastiefe und der Temperatur näher zu bestimmen. Die Versuche fanden dabei in einer kleinen Versuchsanlage statt, die normalerweise zur Bestimmung von Alpha-Werten verwendet wird. Mit den in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnissen sollen die Versuchsbedingungen bei späteren Alpha-Wert-Messungen angepasst werden.

Die Messungen mit Trinkwasser zur Bestimmung der Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von Luftmenge, Einblastiefe und Temperatur führten zu folgenden Ergebnissen:

- 1) Die Untersuchung der Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge bzw. der Einblastiefe in Trinkwasser ergab, wie erwartet, einen Zusammenhang zwischen den beiden angegebenen Faktoren. Mit sämtlichen Daten aus den Trinkwassermessungen wurde die folgende Ausgleichsfunktion ermittelt, die die Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe für Reinwasser in der untersuchten Versuchsanlage wiedergibt (siehe Gleichung 37):

$$OC_{L,h} = 74,69 + 0,873 \cdot h_E + 0,041 \cdot Q - 0,272 \cdot \ln(h_E) - 6,365 \cdot \ln(Q) - 11,301 \cdot \ln\left(h_E + \frac{Q}{40}\right)$$

- 2) Eine Erhöhung der Wassertemperatur führt im Bereich von ca. 8 bis 36 °C zu einem Abfall der spezifischen Sauerstoffzufuhr bezogen auf 20 °C. Daraus folgt, dass der Temperaturfaktor der ATV (= 1,024) für die verwendete Versuchsanlage in diesem Temperaturbereich zu hoch ist. Die Messungen bei unterschiedlichen Luftmengen ergaben hier Werte zwischen 1,015 und 1,021. Eine Abhängigkeit des Temperaturkoeffizienten von der Luftmenge kann dabei nicht mit ausreichender Sicherheit festgestellt werden. Der geringste Faktor wurde für die mittlere Luftmenge ermittelt. Die niedrige und die hohe Luftmenge lieferten jeweils etwas größere Werte.
- 3) Sehr niedrige Wassertemperaturen (kleiner als 4 °C) führen vermutlich zu einem Einbruch der spezifischen Sauerstoffzufuhr bezogen auf 20 °C, d. h. die Umrechnungsformel der ATV wäre für diesen Bereich nicht mehr gültig. Aufgrund der geringen Anzahl an Messwerten kann dieses jedoch nicht genau bewiesen werden. Hierfür müssten noch weitere Untersuchungen auch mit unterschiedlichen Luftmengen durchgeführt werden.

Für die Untersuchungen zum Alpha-Wert wurde biologisch gereinigtes Abwasser und Belebtschlamm aus verschiedenen kommunalen Kläranlagen verwendet. Interessant ist dabei das unterschiedlich hohe Niveau der verschiedenen Versuchsreihen. Der Belebtschlamm aus der Kläranlage in Sarre-Union weicht mit $\alpha > 1$ nach oben und der aus Stavenhagen mit Alpha-Werten um 0,4 deutlich nach unten ab; die übrigen liegen alle im Bereich von 0,7 bis 1.

Aus sämtlichen zur Verfügung stehenden Daten wurden nach der Normierung die beiden folgenden Gesamt-Ausgleichsfunktionen für die Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge (a) bzw. von der Einblastiefe (b) ermittelt.

$$\text{a) } \alpha = 0,56 \cdot 10^{-3} \cdot Q + 0,725 \quad (\text{siehe Gleichung 41})$$

$$\text{b) } \alpha = -0,069 \cdot h_E + 0,943 \quad (\text{siehe Gleichung 42})$$

Aufgrund des unterschiedlichen Niveaus bei verschiedenen Abwasser- bzw. Belebtschlammproben ist eigentlich nur die Steigung der jeweiligen Geraden zur Bestimmung der Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge bzw. der Einblastiefe erforderlich.

Beispiele:

a) Luftmenge:

Eine Erhöhung der Luftmenge um 100 NL/h führt, absolut gesehen, zu einer Erhöhung des Alpha-Wertes um 0,056. Das entspricht je nach Niveau des Alpha-Wertes einer Erhöhung von 5 bis 8 % (im Bereich von $0,6 < \alpha < 1,0$).

b) Einblastiefe:

Eine Verringerung der Einblastiefe um einen Meter führt zu einer absoluten Erhöhung des Alpha-Wertes um 0,069. Das ergibt je nach Niveau einen um 6 bis 10 % höheren Alpha-Wert (gilt für $0,6 < \alpha < 1,0$).

Eine wichtige Erkenntnis ist auch die, dass biologisch gereinigtes Abwasser aufgrund des vorhandenen Alpha-Wertes von 0,7 bis 0,85 für den Einsatz bei Reinwasserversuchen unbrauchbar ist. Es sind noch zu viele Wasserinhaltsstoffe enthalten, die die Sauerstoffzufuhr im Vergleich zum Trinkwasser abmindern.

Alle im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse und Ausgleichsfunktionen gelten in erster Linie nur für die hier verwendete Versuchsanlage. Diese Anlage ist sicherlich zu klein, als dass man die gefundenen Abhängigkeiten der Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von den entsprechenden Faktoren uneingeschränkt auf Großanlagen übertragen könnte. Gerade im Hinblick auf die Strömungsverhältnisse ergeben sich wahrscheinlich doch starke Unterschiede. Prinzipiell kann man aber schon davon ausgehen, dass die untersuchten Zusammenhänge auch für große Anlagen zutreffend sein dürften. Allerdings haben die genauen Zahlenwerte, die für die verschiedenen Ausgleichsfunktionen berechnet wurden, dort keine Gültigkeit. Sie gelten nur im Zusammenhang mit der hier beschriebenen Versuchsanlage.

8. Anhang

8.1 Literaturverzeichnis

- [1] Aiba, S., u. a.: Oxygen transfer in the biological treatment of sewage; 1960 in [11]
- [2] ATV-Merkblatt M 209: Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebten Schlamm; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, St. Augustin 6/1996
- [3] Camp, T. R.: Water and its impurities; New York, 1963 in [11]
- [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 [11]
- [6] Dobbins, W. E.: Mechanism of gas absorption by turbulent liquids; 1962 in [11]
- [7] Downing, A. L. und Boon, A. G.: Oxygen transfer in the activated sludge process; 1960, in [11]
- [8] Hanel, R.: Der Sauerstoffeintrag und seine Messung beim Belebungsverfahren unter besonderer Beobachtung der Viskosität und Oberflächenspannung; Schriftenreihe des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt, Heft 13, 1983
- [9] Hosang W. und Bischof W.: Abwassertechnik; 11. Auflage 1998, Teubner Stuttgart /Leipzig
- [10] 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 [13]
- [11] Kayser, R.: Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen; Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, Heft 1, 1967
- [12] Lamb, M. Diskussionsbeitrag zu Dobbins, W. E.: Advances in water pollution research; Pergamon Press, 1964, Vol. 2, in [13]
- [13] 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
- [14] Mancy, K. H. und Okun, D. A.: The effects of surface active agents on aeration; Journal WPCF 37, 1965, in [13]
- [15] Papula: Mathematik für Ingenieure und Naturwissenschaftler; 3. Auflage 1999, Band 3, Vieweg-Verlag, Braunschweig/Wiesbaden
- [16] Steinmetz, H.: Einfluss von Abwasserinhaltsstoffen, Stoffwechselprozessen und Betriebsparametern von Belebungsanlagen auf den Sauerstoffeintrag in Abwasser-Belebtschlamm-Gemische; Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Uni Kaiserslautern, Heft 9, 1996
- [17] von Consbruch, H.-C.: Belagsbildung auf Belüfterelementen – Probleme und Lösungsmöglichkeiten; 2. Hannoversche Belüftertagung, Mai 2001
- [18] v. d. Emde, W.: Die Technik der Belüftung in Belebtschlammanlagen; Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie XXVI, 1964, in [13]
- [19] Wagner, M.: Entwicklungstendenzen bei Belüftungssystemen – eine Übersicht; 2. Hannoversche Belüftertagung, Mai 2001
- [20] Zlokarnik, M.: Koaleszenzphänomene im System gasförmig/flüssig und deren Einfluss auf den O₂-Eintrag bei der biologischen Abwasserreinigung; Korrespondenz Abwasser Heft 11, 1980 in [13]

8.2 Kurzzeichen

α	K	Konstante für verschiedene Gase
α	-	Grenzflächenfaktor (Sauerstoffübertragungsfaktor)
β	-	Salzfaktor
η	-	Sauerstoffausnutzung
ρ	kg/ m _N ³	Dichte
θ	-	Temperaturfaktor
κ	μS/cm	Leitfähigkeit
a	cm ⁻¹	Grenzflächen zwischen Luft und Wasser pro Volumeneinheit Luft
A	cm ²	Summe aller Grenzflächen Luft/Wasser
A	cm ² /s	Konstante, die die Gaseigenschaft wiedergibt
$c(i), c$	mg/l	Konzentration des Gases in der Flüssigkeit allgemein
c_0	mg/l	Konzentration an gelöstem Sauerstoff zur Zeit $t = 0$
c^*	mg/l	Bei der Auswertung eines Belebtschlammversuchs berechnete Sauerstoff-Sättigungskonzentration (scheinbarer O ₂ -Sättigungswert)
c_s	mg/l	Bei der Auswertung eines Reinwasserversuchs berechnete O ₂ -Sättigungskonzentration (O ₂ -Sättigungswert für Wasser)
$c_{S,T}$	mg/l	Sauerstoffsättigungskonzentration bei einer Temperatur T
$c_{S,20}$	mg/l	Sauerstoffsättigungskonzentration von Luft in Wasser bei 20 °C
$c_{SS,20}$	mg/l	Standard-Sauerstoff-Sättigungswert bei 20 °C
c_s^*	mg/l	wirksame Sauerstoffsättigungskonzentration
c_t	mg/l	Konzentration an gelöstem Sauerstoff zur Zeit t
c_x	mg/l	Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken
D	cm ² /h	Diffusionskoeffizient in Wasser
F	-	Umrechnungsfaktor für Skala des Schwebekörperdurchflussmessers
h_E	m	Einblastiefe
$K_H(i)$	g/(N m)	Henry-Konstante für Gase bei einer bestimmten Temperatur
k_L	cm/h	Diffusionsgeschwindigkeit
$k_L a_{20}$	h ⁻¹	Belüftungskoeffizient bei 20 °C
$k_L a_T$	h ⁻¹	Belüftungskoeffizient bei Temperatur T
$k_L a_{1000}$	h ⁻¹	Belüftungskoeffizient bei 20 °C und 1000 μS/cm
$k_L a_\kappa$	h ⁻¹	Belüftungskoeffizient bei 20 °C und Leitfähigkeit κ
L	cm	Dicke der hypothetischen Grenzsicht
OA_h	%/m	Sauerstoffausnutzung
OC	kg/h	Sauerstoffzufuhr unter Standardbedingungen
$OC_{L,h}$	g/(m _N ³ m)	spezifische Sauerstoffzufuhr
$OC_{T,L,h}$	g/(m _N ³ m)	spezifische Sauerstoffzufuhr bei Temperatur T
$OC_{20,L,h}$	g/(m _N ³ m)	spezifische Sauerstoffzufuhr bei 20 °C
OP	kg/kWh	Sauerstofftrag
OV_R	kg/(m ³ d)	spezifischer O ₂ -Verbrauch des Belebtschlamm-Abwasser-Gemisches

P	kW	Leistungsaufnahme der Belüftungs- und Mischeinrichtungen
p(i)	hPa	Partialdruck des Gases in der Gasphase
p	hPa	Absolutdruck am Schwebekörperdurchflussmesser
p _{amb}	hPa	Umgebungsdruck
p ₀	hPa	Normaldruck, 1013 hPa
Q _r , Q _L	m _N ³ /h	Normluftmenge
r	h ⁻¹	Anzahl der Grenzschichternewerungen pro Stunde
T	°C	Temperatur des Mediums
T _{amb}	°C	Umgebungstemperatur
t	h	Zeit
t _{90%}	h	Zeit in der 90 % der Sättigung erreicht werden
TDS	mg/l	Konzentration an gelösten Salzen
t _B	h	Laufzeit, Betriebsdauer
V	cm ³	Volumen sämtlicher im Wasser befindlicher Blasen
V _{BB}	m ³	Volumen des Belebungsbeckens
\dot{V}	NL/h	Luftvolumenstrom

8.3 Tabellenverzeichnis

	Seite
Tabelle 1: Vergleich verschiedener feinblasiger Belüftungssysteme hinsichtlich spez. Sauerstoffzufuhr und Sauerstofftrag	14
Tabelle 2: Richtwerte für die spez. Sauerstoffzufuhr und Sauerstofftrag bei tiefliegender mittelblasiger Belüftung	15
Tabelle 3: Richtwerte für die spezifische Sauerstoffzufuhr und Sauerstofftrag bei grobblasiger Belüftung	16
Tabelle 4: Richtwerte für den Sauerstofftrag von Kreiselbelüftern	19
Tabelle 5: Vergleich verschiedener Belüftungssysteme hinsichtlich der Sauerstoffzufuhr und des Sauerstofftrags in Reinwasser [12, 18]	19
Tabelle 6: Dosierbare Stoffe für die Vorbereitung	40
Tabelle 7: Ausgleichsfunktionen: $OC_{L,h} = f(Q)$ für unterschiedl. Einblastiefen in Reinwasser	59
Tabelle 8: Ausgleichsfunktionen: $OC_{L,h,normiert} = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen in Reinwasser	62
Tabelle 9: Fehlerberechnung für $OC_{L,h} = f(Q)$ bei unterschiedl. Einblastiefen in Reinwasser	64
Tabelle 10: Ausgleichsfunktionen: $OC_{L,h} = f(h_E)$ für unterschiedl. Luftmengen in Reinwasser	66
Tabelle 11: Ausgleichsfunktionen: $OC_{L,h,normiert} = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen in Reinwasser	69
Tabelle 12: Fehlerberechnung für $OC_{L,h} = f(h_E)$ bei unterschiedl. Luftmengen in Reinwasser	71
Tabelle 13: Fehlerberechnung für $OC_{L,h} = f(Q, h_E)$ in Reinwasser	74
Tabelle 14: Ausgleichsfunktionen: $OC_{T,L,h} = f(T)$ für unterschiedl. Luftmengen in Reinwasser	75
Tabelle 15: Ausgleichsfunktionen: $OC_{20,L,h} = f(T)$ für unterschiedl. Luftmengen in Reinwasser	77
Tabelle 16: Fehlerberechnung für $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$ bei $Q = 200$ NL/h in Reinwasser	78
Tabelle 17: Fehlerberechnung für $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$ bei $Q = 100$ NL/h in Reinwasser	78
Tabelle 18: Fehlerberechnung für $OC_{T,L,h} = f(T)$ und $OC_{20,L,h} = f(T)$ bei $Q = 30$ NL/h in Reinwasser	79
Tabelle 19: Ermittelte Temperaturkoeffizienten	80
Tabelle 20: Ausgleichsfunktionen: $\alpha = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen in Abwasser/Belebtschlamm	83
Tabelle 21: Ausgleichsfunktionen: $\alpha_{normiert} = f(Q)$ für unterschiedliche Einblastiefen in Abwasser/Belebtschlamm	85
Tabelle 22: Ausgleichsfunktionen: $\alpha = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen in Abwasser/Belebtschlamm	87
Tabelle 23: Ausgleichsfunktionen: $\alpha_{normiert} = f(h_E)$ für unterschiedliche Luftmengen in Abwasser/Belebtschlamm	89

8.4 Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abbildung 1: Schema der nachgeschalteten Denitrifikation	6
Abbildung 2: Schema der vorgeschalteten Denitrifikation	6
Abbildung 3: Schema der simultanen Denitrifikation	7
Abbildung 4: Schema der alternierenden Denitrifikation	7
Abbildung 5: Schema der intermittierenden Denitrifikation	7
Abbildung 6: Einfluss der Einblastiefe auf die O ₂ -Zufuhr in Reinwasser	14
Abbildung 7: Sauerstofftransport an der Phasengrenzfläche gasförmig – flüssig	23
Abbildung 8: Sauerstoffeintragskurve	24
Abbildung 9: Transportwege des Sauerstoffs	28
Abbildung 10: Verlauf des Sauerstoffsättigungswertes über die Tiefe	29
Abbildung 11: Abhängigkeit der Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe	30
Abbildung 12: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei zwei Absorptionsversuchen in Reinwasser und Einsatz von Natriumsulfit zur Absenkung des Sauerstoffgehaltes	36
Abbildung 13: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei zwei Absorptionsversuchen in Reinwasser und Einsatz von Stickstoff zur Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Wasser	37
Abbildung 14: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei zwei Absorptionsversuchen in belebtem Schlamm	38
Abbildung 15: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei zwei Absorptionsversuchen in belebtem Schlamm mit unterschiedlichem Sauerstoffverbrauch	38
Abbildung 16: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei sich ändernder Zehrung (Atmung)	39
Abbildung 17: Vergleich des Verlaufes des Sauerstoffgehaltes bei Absorptionsversuchen in Reinwasser und belebtem Schlamm	39
Abbildung 18: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Desorptionsversuch in belebtem Schlamm	40
Abbildung 19: Darstellung von t ₉₀ %	41
Abbildung 20: Verlauf der Residuen der Sauerstoffgehalte bei einem guten Versuch	42
Abbildung 21: Verlauf der Residuen der Sauerstoffgehalte bei einem gestörten Versuch	42
Abbildung 22: Aufbau der Versuchsanlage	43
Abbildung 23: Blasenbild bei 100 NL/h	47
Abbildung 24: Blasenbild bei 200 NL/h	47
Abbildung 25: Ausgleichsebene für die Abhängigkeit der spez. Luftzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe	72
Abbildung 26: Abhängigkeit der spez. Luftzufuhr von der Luftmenge und der Einblastiefe – Messwerte mit Ausgleichsfunktion –	73

8.5 Diagrammverzeichnis

	Seite
Diagramm 1: Zusammenhang von Grenzschichterneuerung und Grenzschichtdicke nach Dobbins [6]	25
Diagramm 2: Diffusionsgeschwindigkeit als Funktion der Grenzschichterneuerung r	25
Diagramm 3: Abhängigkeit des Restgliedes von der Grenzschichterneuerung r	26
Diagramm 4: Belüftungskonstante als Funktion der Grenzflächenerneuerung und der Temperatur	27
Diagramm 5: Einfluss der Temperatur auf den Sauerstoffeintrag bei verschiedenen Sauerstoffkonzentrationen	31
Diagramm 6: Reinwasser: Abhängigkeit des k_{La20} -Wertes von der Luftmenge	46
Diagramm 7: Reinwasser: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge	47
Diagramm 8: Reinwasser: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen	48
Diagramm 9: Reinwasser: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen	48
Diagramm 10: Reinwasser: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen	49
Diagramm 11: Reinwasser: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{20,L,h}$ bezogen auf 20 °C von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen	50
Diagramm 12: Ablauf Salzgitter-Bad: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Luftmenge	51
Diagramm 13: Salzgitter-Nord: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Luftmenge	52
Diagramm 14: Salzgitter-Nord: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Einblastiefe	52
Diagramm 15: Braunschweig: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen	53
Diagramm 16: Braunschweig: Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen	53
Diagramm 17: Braunschweig: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen	54
Diagramm 18: Braunschweig: Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen	54
Diagramm 19: Braunschweig: Zeitlicher Verlauf des Alpha-Wertes bei unterschiedlichen Luftmengen	54
Diagramm 20: Sarre-Union: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Luftmenge	55
Diagramm 21: Stavenhagen: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Luftmenge	56
Diagramm 22: Stavenhagen: Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr und des Alpha-Wertes von der Einblastiefe	56
Diagramm 23: Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen in Reinwasser mit Ausgleichsfunktionen	59

Diagramm 24:	Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen in Reinwasser – Messwerte für $OC_{L,h}$ bezogen auf $OC_{100\text{ NL/h, }3,6\text{ m}}$	61
Diagramm 25:	Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Luftmenge bei unterschiedlichen Einblastiefen in Reinwasser – normierte Ausgleichsfunktionen für $OC_{L,h}$ bezogen auf $OC_{100\text{ NL/h, }3,6\text{ m}}$	63
Diagramm 26:	Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen mit Ausgleichsfunktionen	66
Diagramm 27:	Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser – Messwerte für $OC_{L,h}$ bezogen auf $OC_{100\text{ NL/h, }2,7\text{ m}}$	68
Diagramm 28:	Abhängigkeit der spezifischen Sauerstoffzufuhr $OC_{L,h}$ von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser – normierte Ausgleichsfunktionen für $OC_{L,h}$ bezogen auf $OC_{100\text{ NL/h, }2,7\text{ m}}$	69
Diagramm 29:	Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{T,L,h}$ von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser mit Ausgleichsfunktionen	75
Diagramm 30:	Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{20,L,h}$ von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen in Reinwasser mit Ausgleichsfunktionen	76
Diagramm 31:	Abhängigkeit des Temperaturkoeffizienten von der Luftmenge	80
Diagramm 32:	Abhängigkeit der spez. Sauerstoffzufuhr $OC_{20,L,h}$ von der Temperatur bei unterschiedlichen Luftmengen und Temperaturen $< 4\text{ °C}$	81
Diagramm 33:	Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge bei unterschiedlichen Proben/Einblastiefen	82
Diagramm 34:	Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Luftmenge bei unterschiedlichen Abwasser-/Belebtschlammproben – normierte Ausgleichsfunktionen für α bezogen auf $\alpha_{100\text{ NL/h, }3,6\text{ m, SZ-Nord}}$	86
Diagramm 35:	Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Proben/Luftmengen	87
Diagramm 36:	Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Einblastiefe bei unterschiedlichen Abwasser-/Belebtschlammproben – normierte Ausgleichsfunktionen für α bezogen auf $\alpha_{0\text{ m, }20\text{ NL/h, Braunschweig}}$	90

8.6 Messergebnisse

Versuche mit Reinwasser (Luftmenge und Einblastiefe)

a) $h_E = 3,60 \text{ m}$; $V = 165 \text{ L}$; Leitfähigkeit = $160 \mu\text{S/cm}$

Datei		LM16	LM09	LM07	LM10	LM01	LM14	LM11	LM18	LM06	LM03	LM13
Luftmenge (berechnet)	NL/h	198,3	198,2	178,1	177,3	159,1	158,0	147,3	138,6	138,4	118,4	118,1
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	200	200	180	180	160	160	150	140	140	120	120
Wassertemperatur (Mittel)	°C	16,4	17,7	16,5	17,7	15,5	15,3	17,8	14,4	16,2	15,8	15,0
Umgebungsdruck	hPa	1003	997	1014	996	1018	1000	996	1018	1015	1018	1000
Absolutdruck	hPa	1526	1524	1523	1507	1535	1514	1498	1523	1520	1512	1505
Lufttemperatur	°C	20,0	19,8	20,5	19,9	19,8	20,0	20,0	20,0	20,4	19,9	20,0
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	10,158	10,098	9,543		8,578	8,383			7,544	7,037	6,484
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	10,606	10,288	9,639	9,813	8,523	8,450	8,191	7,394	7,742	6,725	6,518
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h		10,163	9,802	9,343	8,606	8,444	8,479	7,427	7,652		6,520
Mittelwert	1/h	10,382	10,183	9,661	9,578	8,569	8,426	8,335	7,411	7,646	6,881	6,507
Größte Abweichung	%	2,2	1,0	1,5	2,5	0,5	0,5	1,7	0,2	1,3	2,3	0,4
k_{La20}	1/h	11,321	10,767	10,498	10,115	9,545	9,419	8,781	8,473	8,367	7,602	7,327
C_{S20}	mg/l	10,68	10,68	10,67	10,67	10,67	10,68	10,67	10,67	10,67	10,67	10,68
OC_{20}	g/h	20,0	19,1	18,5	17,8	16,8	16,7	15,5	14,9	14,7	13,4	13,0
OA_h	%/m	9,35	8,90	9,65	9,34	9,82	9,77	9,76	10,00	9,90	10,51	10,16
$OC_{L,h}$	g/(m_N³ m)	27,96	26,61	28,85	27,92	29,36	29,20	29,17	29,91	29,59	31,42	30,37

Datei		LM19	LM17	LM05	LM02	LM08	LM12	LM04	LM15
Luftmenge (berechnet)	NL/h	100,1	98,6	98,5	78,6	58,5	58,3	39,0	19,5
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	100,5	100	100	80	60	60	40	20
Wassertemperatur (Mittel)	°C	12,8	14,0	15,9	15,7	16,7	17,9	15,9	15,9
Umgebungsdruck	hPa	997	1018	1015	1018	1011	996	1018	1003
Absolutdruck	hPa	1522	1509	1507	1500	1480	1464	1478	1469
Lufttemperatur	°C	16,6	20,0	20,2	19,8	20,4	19,6	19,9	20,0
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	5,326	5,609	5,688	4,970	3,858		2,895	1,575
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	5,384	5,450	5,907	4,870	3,970	4,026	2,819	1,529
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	5,641	5,521	5,874		3,970	4,078		1,525
Mittelwert	1/h	5,450	5,527	5,823	4,920	3,933	4,052	2,857	1,543
Größte Abweichung	%	3,5	1,5	2,3	1,0	1,9	0,6	1,3	2,1
k_{La20}	1/h	6,465	6,379	6,418	5,455	4,253	4,259	3,149	1,701
C_{S20}	mg/l	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,68
OC_{20}	g/h	11,4	11,2	11,3	9,6	7,5	7,5	5,5	3,0
OA_h	%/m	10,57	10,59	10,67	11,35	11,89	11,96	13,21	14,32
$OC_{L,h}$	g/(m_N³ m)	31,61	31,68	31,90	33,94	35,56	35,76	39,49	42,81

b) $h_E = 2,70 \text{ m}$; $V = 124 \text{ L}$; Leitfähigkeit = $160 \mu\text{S/cm}$

Datei		ET202	ET206	ET204	ET207	ET208	ET201	ET203	ET205
Luftmenge (berechnet)	NL/h	175,4	174,1	135,5	135,5	100,0	96,8	57,8	19,0
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	180	180	140	140	104	100	60	20
Wassertemperatur (Mittel)	°C	12,8	14,6	14,4	13,4	13,3	12,8	13,6	14,6
Umgebungsdruck	hPa	1019	1018	1021	1009	996	1019	1021	1020
Absolutdruck	hPa	1463	1444	1443	1443	1420	1444	1428	1391
Lufttemperatur	°C	17,8	18,3	17,8	17,7	16,5	18,0	17,6	18,0
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	9,290	9,464	7,735	7,551	5,705	5,608	3,836	1,646
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	9,298	9,291	7,425	7,443	5,811	5,745	3,830	1,605
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	9,453	9,753	7,630	7,711	5,826	5,821	3,778	1,606
k_{LaT} (Sonde 4)	1/h	9,268					5,698	3,980	
Mittelwert	1/h	9,327	9,503	7,597	7,568	5,781	5,718	3,856	1,619
Größte Abweichung	%	1,3	2,6	2,3	1,9	1,3	1,9	2,0	1,7
k_{La20}	1/h	11,064	10,801	8,676	8,861	6,784	6,791	4,488	1,842
C_{S20}	mg/l	10,28	10,28	10,28	10,27	10,27	10,28	10,28	10,28
OC_{20}	g/h	14,2	13,9	11,1	11,3	8,6	8,7	5,8	2,4
OA_h	%/m	9,99	9,83	10,15	10,35	10,73	11,12	12,31	15,37
$OC_{L,h}$	g/(m_N³ m)	29,88	29,39	30,33	30,96	32,09	33,24	36,79	45,94

c) $h_E = 1,80 \text{ m}$; $V = 84 \text{ L}$; Leitfähigkeit = $160 \mu\text{S/cm}$

Datei		ET304	ET301	ET306	ET307	ET303	ET302	ET305
Luftmenge (berechnet)	NL/h	168,2	130,6	130,5	100,0	92,6	55,3	18,3
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	180	140	140	107,5	100	60	20
Wassertemperatur (Mittel)	°C	14,1	13,5	13,4	12,8	13,9	13,7	13,4
Umgebungsdruck	hPa	1006	1008	997	994	1006	1007	997
Absolutdruck	hPa	1348	1343	1339	1328	1325	1312	1293
Lufttemperatur	°C	18,3	18,0	17,9	16,6	18,6	17,9	18,1
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	9,694	7,742	7,786	6,141	6,144	4,131	1,689
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	9,465	7,775	7,629	6,194	6,088	4,125	1,670
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	9,873	7,819	7,641	6,206	6,275	4,152	1,671
k_{LaT} (Sonde 4)	1/h	9,826		7,987		6,190		1,729
Mittelwert	1/h	9,715	7,779	7,761	6,180	6,174	4,136	1,690
Größte Abweichung	%	2,6	0,5	1,7	0,6	1,6	0,4	1,2
k_{La20}	1/h	11,187	9,075	9,076	7,331	7,144	4,803	1,978
C_{S20}	mg/l	9,88	9,88	9,88	9,88	9,88	9,88	9,88
OC_{20}	g/h	9,3	7,5	7,5	6,0	5,9	4,0	1,6
OA_h	%/m	10,22	10,67	10,69	11,26	11,85	13,33	16,60
$OC_{L,h}$	g/(m_N³ m)	30,56	31,91	31,96	33,67	35,44	39,86	49,64

d) $h_E = 0,90 \text{ m}$; $V = 43 \text{ L}$; Leitfähigkeit = $160 \mu\text{S/cm}$

Datei		ET405	ET407	ET406	ET401	ET408	ET403	ET402	ET404
Luftmenge (berechnet)	NL/h	163,4	162,8	126,2	125,9	100,0	89,4	53,3	17,7
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	180	180	140	140	111,5	100	60	20
Wassertemperatur (Mittel)	°C	13,2	13,2	13,2	13,6	12,5	14,0	13,9	13,5
Umgebungsdruck	hPa	1007	1007	1007	998	993	1000	999	1007
Absolutdruck	hPa	1270	1263	1254	1247	1235	1231	1216	1212
Lufttemperatur	°C	17,8	18,2	18,2	17,9	16,5	17,8	18,0	17,4
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	9,632	9,687	8,161	8,248	6,527	6,480	4,481	1,828
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	9,695	9,471	7,983	8,058	6,711	6,437	4,421	1,807
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	9,776	9,697	8,064	8,181	6,706	6,523	4,495	1,808
k_{LaT} (Sonde 4)	1/h	9,671	9,680	8,158	8,338		6,529	4,577	
Mittelwert	1/h	9,694	9,634	8,092	8,206	6,648	6,492	4,494	1,814
Größte Abweichung	%	0,9	1,7	1,3	1,8	1,8	0,9	1,6	0,8
k_{La20}	1/h	11,390	11,320	9,519	9,551	7,942	7,494	5,199	2,117
C_{S20}	mg/l	9,49	9,49	9,49	9,49	9,49	9,49	9,49	9,49
OC_{20}	g/h	4,6	4,6	3,9	3,9	3,2	3,1	2,1	0,9
OA_h	%/m	10,56	10,53	11,43	11,49	12,03	12,70	14,78	18,07
$OC_{L,h}$	g/(m_N³ m)	31,57	31,49	34,17	34,36	35,96	37,98	44,20	54,02

Versuche mit Reinwasser (Temperatur)

a) $Q = 200 \text{ NL/h}$; $h_E = 3,60 \text{ m}$; $V = 165 \text{ L}$; Leitfähigkeit = $160 \mu\text{S/cm}$

Datei		T21	T18	T01	T22	T03	LM16	LM09	T04	T05	T07
Luftmenge (berechnet)	NL/h	200,8	200,7	203,4	200,9	200,8	198,3	198,2	200,7	200,6	200,2
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	195	196	200	197	200	200	200	200	200	201
Wassertemperatur (Mittel)	°C	7,3	8,7	11,3	11,5	14,5	16,4	17,7	20,1	20,4	25,2
Umgebungsdruck	hPa	1018	1024	1024	1017	1023	1003	997	1021	1021	1019
Absolutdruck	hPa	1616	1598	1585	1590	1558	1526	1524	1537	1535	1525
Lufttemperatur	°C	14,6	14,5	16,0	15,4	18,5	20,0	19,8	15,0	15,0	16,9
k_{l,a_T} (Sonde 1)	1/h	8,299	9,114	9,696	9,197		10,158	10,098			
k_{l,a_T} (Sonde 2)	1/h	8,115	9,002		9,685	9,716	10,606	10,288	11,055	11,260	12,885
k_{l,a_T} (Sonde 3)	1/h	8,281	9,031		9,218			10,163	10,911	11,255	12,983
k_{l,a_T} (Sonde 4)	1/h			9,248		9,937			10,948	11,079	12,979
Mittelwert	1/h	8,232	9,049	9,472	9,367	9,827	10,382	10,183	10,971	11,198	12,949
Größte Abweichung	%	1,4	0,7	2,4	3,4	1,1	2,2	1,0	0,8	1,1	0,5
$k_{l,a_{20}}$	1/h	11,138	11,830	11,656	11,459	11,209	11,321	10,767	10,958	11,105	11,447
$c_{s_{20}}$	mg/l	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,68	10,68	10,67	10,67	10,67
OC_{20}	g/h	19,6	20,8	20,5	20,2	19,8	20,0	19,1	19,3	19,6	20,2
OA_h	%/m	9,08	9,64	9,38	9,34	9,14	9,35	8,90	8,94	9,06	9,36
$OC_{20,L,h}$	$g/(m_N^3 \cdot m)$	27,15	28,84	28,04	27,91	27,32	27,96	26,61	26,73	27,10	27,98
$OC_{T,L,h}$	$g/(m_N^3 \cdot m)$	20,07	22,06	22,79	22,82	23,95	25,65	25,17	26,76	27,33	31,65

Datei		T09	T10	T15	T16
Luftmenge (berechnet)	NL/h	200,4	200,5	199,7	199,6
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	201	202	203	203
Wassertemperatur (Mittel)	°C	28,8	29,2	36,6	36,7
Umgebungsdruck	hPa	1008	1008	993	993
Absolutdruck	hPa	1522	1515	1482	1483
Lufttemperatur	°C	15,9	17,0	16,0	16,5
k_{l,a_T} (Sonde 1)	1/h			14,607	14,594
k_{l,a_T} (Sonde 2)	1/h		12,758	14,507	14,409
k_{l,a_T} (Sonde 3)	1/h	12,362	12,511		
k_{l,a_T} (Sonde 4)	1/h	12,409	13,071	14,496	14,496
Mittelwert	1/h	12,386	12,780	14,537	14,500
Größte Abweichung	%	0,2	2,3	0,5	0,7
$k_{l,a_{20}}$	1/h	10,052	10,275	9,817	9,769
$c_{s_{20}}$	mg/l	10,68	10,68	10,68	10,68
OC_{20}	g/h	17,8	18,2	17,4	17,3
OA_h	%/m	8,21	8,39	8,05	8,02
$OC_{20,L,h}$	$g/(m_N^3 \cdot m)$	24,56	25,09	24,07	23,97
$OC_{T,L,h}$	$g/(m_N^3 \cdot m)$	30,26	31,20	35,65	35,57

b) $Q = 100 \text{ NL/h}$; $h_E = 3,60 \text{ m}$; $V = 165 \text{ L}$; Leitfähigkeit = $160 \mu\text{S/cm}$

Datei		T20	T19	LM19	LM17	LM05	T24	T25
Luftmenge (berechnet)	NL/h	100,9	100,9	100,1	98,6	98,5	100,6	100,2
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	99	100	100,5	100	100	102	102
Wassertemperatur (Mittel)	°C	7,4	8,7	12,8	14,0	15,9	31,9	32,9
Umgebungsdruck	hPa	1018	1024	997	1018	1015	1015	1015
Absolutdruck	hPa	1585	1554	1522	1509	1507	1482	1479
Lufttemperatur	°C	14,6	14,8	16,6	20,0	20,2	14,7	15,9
k_{l,a_T} (Sonde 1)	1/h	4,854	5,091	5,326	5,609	5,688		
k_{l,a_T} (Sonde 2)	1/h	4,705	5,166	5,384	5,450	5,907	7,082	7,225
k_{l,a_T} (Sonde 3)	1/h	4,718	5,115	5,641	5,521	5,874	7,172	7,288
k_{l,a_T} (Sonde 4)	1/h							
Mittelwert	1/h	4,759	5,124	5,450	5,527	5,823	7,127	7,257
Größte Abweichung	%	2,0	0,8	3,5	1,5	2,3	0,63	0,4
$k_{l,a_{20}}$	1/h	6,416	6,699	6,465	6,379	6,418	5,381	5,350
$c_{s_{20}}$	mg/l	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67
OC_{20}	g/h	11,3	11,8	11,4	11,2	11,3	9,5	9,4
OA_h	%/m	10,40	10,86	10,57	10,59	10,67	8,76	8,74
$OC_{20,L,h}$	$g/(m_N^3 \cdot m)$	31,11	32,47	31,61	31,68	31,90	26,19	26,12
$OC_{T,L,h}$	$g/(m_N^3 \cdot m)$	23,07	24,84	26,65	27,44	28,94	34,69	35,43

c) $Q = 30 \text{ NL/h}$; $h_E = 3,60 \text{ m}$; $V = 165 \text{ L}$; Leitfähigkeit = $160 \mu\text{S/cm}$

Datei		T17	T02	T23	T06	T08	T11	T12	T13	T14
Luftmenge (berechnet)	NL/h	30,1	29,7	29,6	29,4	29,3	29,2	29,2	30,0	29,9
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	30	30	30	30	30	30	30	31	31
Wassertemperatur (Mittel)	°C	8,6	11,1	15,1	20,3	25,1	29,5	30,2	36,4	36,5
Umgebungsdruck	hPa	1023	1022	1017	1020	1017	1007	1004	990	988
Absolutdruck	hPa	1536	1506	1495	1473	1465	1456	1454	1434	1432
Lufttemperatur	°C	15,0	16,7	16,1	15,8	15,9	16,5	16,7	16,5	16,5
k_{l,a_T} (Sonde 1)	1/h	1,830		1,873	2,467					
k_{l,a_T} (Sonde 2)	1/h	1,763	1,953		2,448	2,639				
k_{l,a_T} (Sonde 3)	1/h	1,899		1,872	2,444	2,520	3,040	3,025	3,079	3,144
k_{l,a_T} (Sonde 4)	1/h		1,993				2,916	2,945	3,047	3,093
Mittelwert	1/h	1,831	1,973	1,873	2,453	2,580	2,978	2,985	3,063	3,119
Größte Abweichung	%	3,7	1,0	0,0	0,6	2,3	2,1	1,3	0,5	0,8
$k_{l,a_{20}}$	1/h	2,399	2,437	2,103	2,438	2,286	2,377	2,344	2,078	2,109
$c_{s_{20}}$	mg/l	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,68	10,68	10,68	10,68
OC_{20}	g/h	4,2	4,3	3,7	4,3	4,0	4,2	4,1	3,7	3,7
OA_h	%/m	13,04	13,43	11,62	13,56	12,75	13,32	13,15	11,36	11,53
$OC_{20,L,h}$	$g/(m_N^3 m)$	39,00	40,14	34,74	40,56	38,12	39,83	39,31	33,96	34,48
$OC_{T,L,h}$	$g/(m_N^3 m)$	29,76	32,50	30,93	40,80	43,03	49,90	50,06	50,04	50,99

d) $Q = 100 \text{ NL/h}$; $h_E = 3,60 \text{ m}$; $V = 165 \text{ L}$; Leitfähigkeit = $160 \mu\text{S/cm}$

Datei		T30	T26	T32	T29	T27	T33	T34	T35	T36
Luftmenge (berechnet)	NL/h	30,0	29,9	200,5	200,4	200,8	100,5	100,9	100,6	100,5
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	30	30	193	194,5	196	100	101,5	102	102
Wassertemperatur (Mittel)	°C	4,0	5,1	2,0	4,1	5,2	13,2	20,6	30,6	32,1
Umgebungsdruck	hPa	1010	1000	1012	1009	1001	1011	1010	1010	1009
Absolutdruck	hPa	1516	1510	1624	1608	1591	1520	1493	1475	1472
Lufttemperatur	°C	12,2	13,0	11,0	12,8	13,0	11,0	12,0	13,0	13,0
k_{l,a_T} (Sonde 1)	1/h	1,313	1,711		6,973	8,147	5,143		6,352	6,654
k_{l,a_T} (Sonde 2)	1/h	1,336	1,594	5,856	6,964	7,849	4,943	5,496	6,641	6,975
k_{l,a_T} (Sonde 3)	1/h	1,286	1,546	5,881	6,990	7,521	4,840	5,685	6,665	6,696
k_{l,a_T} (Sonde 4)	1/h	1,291		5,905	6,773	7,538	4,841	5,517		
Mittelwert	1/h	1,307	1,617	5,881	6,925	7,764	4,942	5,566	6,553	6,775
Größte Abweichung	%	2,3	5,8	0,4	2,2	4,9	4,1	2,1	3,1	3,0
$k_{l,a_{20}}$	1/h	1,909	2,302	9,023	10,097	11,041	5,813	5,487	5,096	5,085
$c_{s_{20}}$	mg/l	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,67	10,68	10,68	10,68
OC_{20}	g/h	3,4	4,1	15,9	17,8	19,5	10,2	9,7	9,0	9,0
OA_h	%/m	10,40	12,59	7,37	8,25	9,00	9,47	8,91	8,29	8,28
$OC_{20,L,h}$	$g/(m_N^3 m)$	31,11	37,64	22,03	24,66	26,91	28,31	26,63	24,80	24,77
$OC_{T,L,h}$	$g/(m_N^3 m)$	21,28	26,43	14,36	16,91	18,92	24,06	27,01	31,89	33,00

(Diese Reihe wurde zur Untersuchung des Einflusses von Temperaturen $< 4 \text{ °C}$ zu einem deutlich späteren Zeitpunkt durchgeführt und ist deshalb nicht direkt mit den unter den Punkten a) bis c) aufgeführten Messreihen zu vergleichen.)

Versuche mit Abwasser (Luftmenge und Einblastiefe)

a) Abwasser der Kläranlage Salzgitter-Bad:

Leitfähigkeit = 2960 $\mu\text{S/cm}$

Datei		B02	B01	B03
Einblastiefe	m	3,63	3,63	3,63
Luftmenge (berechnet)	NL/h	30,1	100,6	200,4
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	30	99	196
Wassertemperatur (Mittel)	$^{\circ}\text{C}$	9,0	8,1	9,5
Umgebungsdruck	hPa	1013	1013	1013
Absolutdruck	hPa	1538	1571	1595
Lufttemperatur	$^{\circ}\text{C}$	14,7	14,0	14,8
k_{L,a_T} (Sonde 1)	1/h	1,533	4,216	7,767
k_{L,a_T} (Sonde 2)	1/h	1,540	4,235	7,644
k_{L,a_T} (Sonde 3)	1/h	1,542	4,258	7,715
Mittelwert	1/h	1,538	4,236	7,709
Größte Abweichung	%	0,3	0,5	0,8
$k_{L,a_{20}}$	1/h	1,999	5,618	9,888
$OC_{L,h,Probenwasser}$	$\text{g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$	32,51	27,36	24,18
$OC_{L,h,Trinkwasser}$	$\text{g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$	40,23	32,02	27,33
Alpha-Wert	-	0,81	0,85	0,88

b) Abwasser der Kläranlage Salzgitter-Nord:

Leitfähigkeit = 1170 $\mu\text{S/cm}$

Datei		N03	N01	N04	N02	N05	N08	N06	N07
Einblastiefe	m	3,61	3,61	3,62	3,61	3,62	0,90	0,90	0,90
Luftmenge (berechnet)	NL/h	30,1	101,2	100,9	202,6	200,7	53,8	100,7	164,1
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	30	99	99	196	198	60	111	179
Wassertemperatur (Mittel)	$^{\circ}\text{C}$	8,7	8,3	9,0	8,8	13,4	14,0	13,6	13,4
Umgebungsdruck	hPa	1009	1012	1006	1010	1007	1008	1008	1008
Absolutdruck	hPa	1505	1557	1553	1596	1560	1222	1251	1276
Lufttemperatur	$^{\circ}\text{C}$	14,6	14,4	14,2	14,8	15,2	16,0	15,7	15,9
k_{L,a_T} (Sonde 1)	1/h	1,379	3,881		7,497				9,503
k_{L,a_T} (Sonde 2)	1/h	1,373	3,948	4,063	7,460	7,773	4,110	6,465	9,046
k_{L,a_T} (Sonde 3)	1/h	1,372	3,862	4,085	7,508	7,770	4,134	6,431	9,086
Mittelwert	1/h	1,375	3,897	4,074	7,488	7,772	4,122	6,448	9,212
Größte Abweichung	%	0,3	1,3	0,3	0,4	0,02	0,3	0,3	3,2
$k_{L,a_{20}}$	1/h	1,799	5,143	5,288	9,778	9,099	4,758	7,514	10,773
$OC_{L,h,Probenwasser}$	$\text{g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$	29,25	24,89	25,67	23,63	22,20	40,07	33,78	29,73
$OC_{L,h,Trinkwasser}$	$\text{g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$	40,24	31,98	32,00	27,25	27,32	43,04	36,57	31,54
Alpha-Wert	-	0,73	0,78	0,80	0,87	0,81	0,93	0,92	0,94

c) Abwasser der Kläranlage Braunschweig:

Leitfähigkeit = 840 $\mu\text{S}/\text{cm}$

Datei		BS25	BS02	BS07	BS23	BS01	BS08	BS20	BS21	BS04	BS05	BS09
Einblastiefe	m	3,61	3,61	3,61	3,61	3,61	3,61	3,61	3,61	3,61	3,61	3,61
Luftmenge (berechnet)	NL/h	20,0	29,6	29,4	29,4	100,0	100,1	99,5	99,8	139,0	138,4	138,7
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	20,5	30	30	30	100	100,5	101	100	139	139	139
Wassertemperatur (Mittel)	°C	13,3	13,5	15,5	12,9	13,3	13,6	14,5	12,8	13,2	14,7	13,6
Umgebungsdruck	hPa	997	1006	1005	997	1007	1006	998	997	1006	1005	1006
Absolutdruck	hPa	1466	1483	1476	1474	1525	1521	1496	1524	1530	1521	1529
Lufttemperatur	°C	19,0	15,3	17,5	17,5	14,5	16,0	18,0	15,7	15,7	16,3	16,7
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	1,101		1,557	1,557	4,098	4,436	4,748	4,594		6,042	5,747
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	1,102	1,453	1,565	1,553	3,913	4,272	4,782	4,614	6,083	5,985	5,714
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	1,090	1,391	1,589	1,548	3,937		4,830	4,408	6,022	6,013	
k_{LaT} (Sonde 4)	1/h		1,496	1,570	1,539		4,245	4,764		6,095	5,985	5,667
Mittelwert	1/h	1,098	1,447	1,570	1,549	3,983	4,318	4,781	4,539	6,067	6,006	5,709
Größte Abweichung	%	0,7	3,8	1,2	0,5	2,9	2,7	0,7	2,9	0,7	0,6	0,7
k_{La20}	1/h	1,288	1,690	1,749	1,833	4,674	5,025	5,454	5,384	7,128	6,819	6,653
OC_{L,h} Probenwasser	g/(m³ m)	31,61	28,00	29,16	30,58	22,88	24,57	26,84	26,41	25,11	24,12	23,49
OC _{L,h} Trinkwasser	g/(m ³ m)	43,04	40,36	40,41	40,41	32,06	32,05	32,10	32,08	29,82	29,85	29,83
Alpha-Wert	-	0,73	0,69	0,72	0,76	0,71	0,77	0,84	0,82	0,84	0,81	0,79

Datei		BS24	BS03	BS06	BS22	BS12	BS10	BS11	BS15	BS13	BS14
Einblastiefe	m	3,61	3,61	3,61	3,61	2,71	2,71	2,71	1,80	1,80	1,80
Luftmenge (berechnet)	NL/h	180,3	200,9	200,3	199,9	19,9	100,0	179,5	20,2	100,2	180,4
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	181	198	200	199	21	104	185	22	107	191
Wassertemperatur (Mittel)	°C	13,3	12,7	14,6	12,7	13,3	13,5	13,4	12,1	12,3	12,3
Umgebungsdruck	hPa	997	1006	1005	997	1002	1006	1004	1001	1002	1002
Absolutdruck	hPa	1532	1571	1540	1549	1382	1422	1450	1298	1348	1373
Lufttemperatur	°C	18,3	14,8	16,7	16,7	18,3	17,4	17,6	18,3	17,0	17,4
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	7,509		8,487	7,960	1,180	4,516	8,044	1,347	5,428	8,549
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	7,659	7,482	8,270	8,110	1,174	4,499	7,963	1,353	5,337	8,640
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	7,699	7,422	8,326	8,255	1,182	4,479	8,041	1,350	5,343	8,730
k_{LaT} (Sonde 4)	1/h	7,584		8,350	8,242	1,193	4,524	8,001	1,348	5,424	8,753
Mittelwert	1/h	7,613	7,452	8,358	8,142	1,182	4,505	8,012	1,350	5,383	8,668
Größte Abweichung	%	1,4	0,4	1,5	2,2	0,9	0,6	0,6	0,3	0,9	1,4
k_{La20}	1/h	8,924	8,861	9,500	9,681	1,388	5,255	9,370	1,630	6,469	10,405
OC_{L,h} Probenwasser	g/(m³ m)	24,23	21,59	23,22	23,71	33,08	24,90	24,72	37,11	29,66	26,50
OC _{L,h} Trinkwasser	g/(m ³ m)	28,05	27,31	27,33	27,35	45,10	33,10	28,75	48,69	34,47	29,25
Alpha-Wert	-	0,86	0,79	0,85	0,87	0,73	0,75	0,86	0,76	0,86	0,91

Datei		BS19	BS16	BS18	BS17
Einblastiefe	m	0,90	0,90	0,90	0,90
Luftmenge (berechnet)	NL/h	19,9	99,9	99,8	180,1
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	22,5	111	110,5	198
Wassertemperatur (Mittel)	°C	12,1	12,2	12,5	12,3
Umgebungsdruck	hPa	998	1000	998	1000
Absolutdruck	hPa	1204	1250	1254	1278
Lufttemperatur	°C	18,0	18,3	16,8	18,3
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	1,803	6,893	6,936	10,473
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	1,795	6,786	6,781	10,487
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	1,800	6,845	6,734	10,570
k_{LaT} (Sonde 4)	1/h	1,799	6,828	6,703	10,422
Mittelwert	1/h	1,799	6,838	6,789	10,488
Größte Abweichung	%	0,2	0,8	2,2	0,8
k_{La20}	1/h	2,173	8,237	8,120	12,604
OC_{L,h} Probenwasser	g/(m³ m)	49,50	37,36	36,84	31,69
OC _{L,h} Trinkwasser	g/(m ³ m)	53,29	36,66	36,66	30,58
Alpha-Wert	-	0,93	1,02	1,00	1,04

Versuche mit Belebtschlamm (Luftmenge und Einblastiefe)

a) Belebtschlamm der Kläranlage Sarre-Union:

Leitfähigkeit = 3410 $\mu\text{S/cm}$

Datei		GRA02	GRA03	GRA01	GRA04
Einblastiefe	m	3,62	3,73	3,64	3,73
Luftmenge (berechnet)	NL/h	59,2	59,2	98,7	179,8
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	60	60	100	180
Wassertemperatur (Mittel)	$^{\circ}\text{C}$	15,4	15,8	17,7	15,8
Umgebungsdruck	hPa	1013	1013	999	1014
Absolutdruck	hPa	1502	1505	1503	1542
Lufttemperatur	$^{\circ}\text{C}$	18,4	18,6	18,3	18,6
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	3,979	4,029	6,068	10,352
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	4,030	4,039	5,758	10,775
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	4,137	4,139	5,854	10,269
k_{LaT} (Sonde 4)	1/h			5,961	
Mittelwert	1/h	4,049	4,069	5,910	10,465
Größte Abweichung	%	1,7	1,0	2,7	3,0
k_{La20}	1/h	4,515	4,501	6,242	11,561
$OC_{L,h,Probenwasser}$	$\text{g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$	37,37	37,39	31,01	31,63
$OC_{L,h,Trinkwasser}$	$\text{g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$	35,64	35,63	32,15	28,07
Alpha-Wert	-	1,05	1,05	0,96	1,13

b) Belebtschlamm der Kläranlage Stavenhagen:

Leitfähigkeit = 1620 $\mu\text{S/cm}$

Datei		sta01	sta03	sta02	sta04	sta05	sta06	sta08	sta07
Einblastiefe	m	3,60	3,60	3,60	3,60	2,71	1,80	0,90	0,90
Luftmenge (berechnet)	NL/h	98,4	98,5	178,2	178,0	174,7	174,5	98,0	174,5
Luftmenge (eingestellt)	NL/h	99	99,5	178	177,5	178	183	107,5	189
Wassertemperatur (Mittel)	$^{\circ}\text{C}$	9,5	9,6	9,7	8,9	9,8	9,5	8,4	8,9
Umgebungsdruck	hPa	1003	1002	1002	1003	1003	1003	1002	1002
Absolutdruck	hPa	1530	1522	1556	1555	1460	1373	1255	1287
Lufttemperatur	$^{\circ}\text{C}$	19,0	20,0	20,0	18,6	13,0	12,0	11,7	11,7
k_{LaT} (Sonde 1)	1/h	1,796	2,044	3,259	3,060	3,483	3,854	3,086	4,906
k_{LaT} (Sonde 2)	1/h	1,794	2,035	3,338	3,067	3,463	3,851	3,063	4,915
k_{LaT} (Sonde 3)	1/h	1,803	2,031	3,242	2,998	3,468	3,854	3,073	4,940
Mittelwert	1/h	1,798	2,037	3,280	3,042	3,471	3,853	3,074	4,920
Größte Abweichung	%	0,3	0,4	1,8	1,4	0,3	0,1	0,4	0,4
k_{La20}	1/h	2,309	2,606	4,187	3,958	4,421	4,943	4,047	6,402
$OC_{L,h,Probenwasser}$	$\text{g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$	11,48	12,95	11,50	10,88	11,99	13,01	18,70	16,61
$OC_{L,h,Trinkwasser}$	$\text{g}/(\text{m}_N^3 \text{ m})$	32,17	32,17	28,13	28,13	28,96	29,55	36,85	30,90
Alpha-Wert	-	0,36	0,40	0,41	0,39	0,41	0,44	0,51	0,54

8.7 „Mathematica“-Programm zur Ermittlung der Ausgleichsfunktion $OC_{L,h} = f(Q, h_E)$

(Siehe nächste Seite)