Die approbierte Originalversion dieser Diplom-/Masterarbeit ist in der Hauptbibliothek der Technischen Universität Wien aufgestellt und zugänglich.
http://www.ub.tuwien.ac.at

The approved original version of this diploma or master thesis is available at the main library of the Vienna University of Technology.
http://www.ub.tuwien.ac.at/eng

**Diplomarbeit**

# Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphat bei der Nachbehandlung von Faulschlamm

Ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades

einer Diplom-Ingenieurin (Dipl.-Ing. oder DI)

eingereicht an der TU Wien, Fakultät für Maschinenwesen und Betriebswissenschaften

von

**Nina TRAIDL**

Matr.-Nr.: 01201488

unter der Leitung von

Ass.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Karl Svardal

Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement E226-01

begutachtet von

Dipl.-Ing. Dr. Vanessa Parravicini

Institut für Wassergüte
und Ressourcenmanagement

Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Ass.Prof. Dipl-Ing. Dr. Karl Svardal

Institut für Wassergüte
und Ressourcenmanagement

Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Ich nehme zur Kenntnis, dass ich zur Drucklegung meiner Arbeit unter der Bezeichnung

Diplomarbeit

nur mit Bewilligung der Prüfungskommission berechtigt bin.

*Eidesstattliche Erklärung*

Ich erkläre an Eides statt, dass die vorliegende Arbeit nach den anerkannten Grundsätzen für wissenschaftliche Abhandlungen von mir selbstständig erstellt wurde. Alle verwendeten Hilfsmittel, insbesondere die zugrunde gelegte Literatur, sind in dieser Arbeit genannt und aufgelistet. Die aus den Quellen wörtlich entnommenen Stellen, sind als solche kenntlich gemacht.

Das Thema dieser Arbeit wurde von mir bisher weder im In- noch Ausland einer Beurteilerin/einem Beurteiler zur Begutachtung in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt. Diese Arbeit stimmt mit der von den Begutachterinnen/Begutachtern beurteilten Arbeit überein.

Wien, Oktober 2018

*Unterschrift*

# DANKSAGUNG

Das Erstellen dieser Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement hat mir große Freude bereitet, auch dank der liebenswerten und kompetenten Mitarbeiter/innen am Institut und im Labor, welche mir stets mit hilfreichen Ratschlägen und guter Laune zur Seite standen.

Mein größter Dank gilt hierbei Frau Dr. Parravicini - danke für deine Unterstützung, deine Hilfsbereitschaft und deine Zeit! Eine bessere Betreuung hätte ich mir nicht vorstellen können. Ein weiterer Dank gebührt Herrn Prof. Dr. Svardal, der bei meinen Anliegen immer mit Ratschlägen und Erklärungen weiterhalf. Außerdem möchte ich mich bei Ernis und Zdravka bedanken, den zwei guten Seelen im Labor, die stets mit Rat und Tat zur Hilfe eilten – Die Arbeit mit euch war ein wahres Vergnügen! Ein großes Dankeschön geht auch an Thomas und Ingrid für das Korrekturlesen der Arbeit.

Die Diplomarbeit ist der letzte Schritt eines großen Lebensabschnittes, welcher stark von meine lieben Studienkollegen und Studienkolleginnen geprägt wurde. Danke für diese tollen Jahre, fürs gemeinsam Durchhalten in stressigen Zeiten, fürs Aufmuntern, fürs Zusammenhalten und vor allem für die unzähligen Erlebnisse abseits der Uni - Ihr seid spitze! Auch bei meinen Mitbewohnerinnen möchte ich mich bedanken, da sie meine Zeit in Wien sehr bereichert haben. Ihr werdet mir sehr fehlen.

Darüber hinaus habe ich das Glück, in einer Familie großgeworden zu sein, die als Fels in der Brandung mir immerzu Rückhalt gibt und mir nicht nur das Studieren ermöglichte, sondern mir auch stets Verständnis und Zuspruch entgegenbringt. Mama und Papa, Julia und Helene – ein riesengroßes Dankeschön an euch fürs Zuhören und Dasein – und einfach für alles. Wie schön, dass es euch gibt!

Zu guter Letzt möchte ich noch meinem Freund Thomas danken. Ohne seine Nachhilfe bei sämtlichen mathematischen und mechanischen „Trivialitäten“ in den ersten Wochen hätte ich das Verfahrenstechnik-Studium gewiss im ersten Semester aufgegeben – wer weiß, wo ich ohne dich wär! Und wer hätte gedacht, dass daraus so etwas Wunderbares entstehen kann. Thomas, ein großes Danke dafür, dass du Freud und Leid, Reiselust und Abenteuer, so manch beschwerliche und vor allem unbeschwerte Zeiten mit mir teilst, mich unterstützt und vor allem immer, immer für mich da bist. Du bist einfach wundervoll.

# KURZFASSUNG

Das Ziel dieser Diplomarbeit besteht in der Untersuchung des Löslichkeitsverhaltens von Eisen und Phosphat bei der Nachbehandlung von Faulschlamm. Im Zuge der chemischen Phosphorentfernung auf kommunalen Kläranalagen wird dem Abwasser Eisen zudosiert. Bei der Rückgewinnung von Phosphordünger aus Klärschlämmen bzw. Aschen muss Eisen durch aufwändige Trennprozesse wieder vom Phosphat getrennt werden, da Eisen die Phosphor-Pflanzenverfügbarkeit im Boden einschränken kann. Außerdem kann Eisen die Phosphorextraktion bei Phosphor-Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlammaschen verhindern.

Die aerobe Behandlung von Faulschlamm wurde mit der Zielsetzung der Stickstoffentfernung über Nitritation und Denitritation auf einer österreichischen kommunalen Kläranlage bereits großtechnisch umgesetzt. Im Zuge dieser Diplomarbeit wurde nun untersucht, ob durch die Belüftung des Faulschlammes eine selektive Rücklösung von Eisen während der Nitritation erzielt werden kann. Eine selektive Rücklösung von Eisen wäre vorteilhaft, um Eisen im Zuge der Schlammentwässerung vom Faulschlamm abtrennen und über das Trübwasser in das Belebungsbecken rückführen zu können. Zu diesem Zweck wurden Versuche zur Belüftung von Faulschlämmen im Labormaßstab durchgeführt, um den Einfluss der Nitritation und der damit verbundenen pH-Wert-Senkung auf die Löslichkeit von Eisen und Phosphat zu untersuchen. Zusätzlich wurden belüftete Faulschlämme, anaerobe Referenz-Faulschlämme sowie Faulschlammaschen bis auf pH-Wert 2 angesäuert, um das Rücklösungsverhalten auch im stark sauren Milieu, ähnlich wie bei nasschemischen P-Extraktionsverfahren, zu bewerten.

Im Zuge dieser Arbeit wurden Faulschlämme zweier kommunaler Kläranlagen untersucht, welche jeweils einen hohen Gesamteisengehalt aufwiesen. Die Belüftung der verdünnten Faulschlämme wurde im Batch-Modus in 3L Plexiglas-Zylindern für eine Dauer von 15-20 Tagen durchgeführt. Für die Analyse des gelösten Eisens in den membranfiltrierten Faulschlammproben stellte sich die photometrische Methode mittels 1,10-Phenanthroliniumchlorid im Bestimmungsbereich von 0,03 - 4 mg Fe/L als geeignet heraus.

Bei der Ansäuerung der anaeroben Faulschlämme wurde keine selektive Rücklösung von Eisen und Phosphat festgestellt: Bei pH-Wert 2 lagen 75 bis 100 % des Eisen- und 84 bis 95 % des Phosphorpools im Faulschlamm in gelöster Form vor. Im aerob nachbehandelten Faulschlamm führten hingegen die oxidierenden Prozessbedingungen zur einer deutlichen Verringerung der Eisen- und Phosphatlöslichkeit. Der Vergleich mit theoretischen Löslichkeitsprodukten verschiedener Eisenverbindungen bekräftigte, dass im belüfteten Faulschlamm Eisen vor allem als schwerer lösliches Eisen(III)-hydroxid vorlag. Die pH-Wert-Senkung durch die Nitritation allein (pH-Wert 6) brachte sogar eine Verringerung der gelösten Eisenkonzentration mit sich. Somit konnte die selektive Rücklösung von Eisen im Faulschlamm und anschließende Ausschleusung über die Schlammentwässerung durch die Faulschlammbelüftung nicht erzielt werden. Bei der Ansäuerung mit Salzsäure bis pH-Wert 2 wurde eine selektive Rücklösung von Phosphat im belüfteten Faulschlamm erreicht, jedoch wurde dabei nur bis zu 40% des Gesamtphosphors in Lösung gebracht.

In den angesäuerten Aschen anaerober Faulschlämme wurde eine hohe Phosphatlöslichkeit festgestellt (87 – 96 %), während die in den Aschen vorliegenden Eisenverbindungen selbst im stark sauren Milieu eine sehr geringe Löslichkeit aufwiesen (< 0,7 %). Daher scheint in Hinblick auf die selektive Rücklösung von Phosphat bei der nasschemischen Extraktion die Behandlung von Faulschlammaschen anstelle von Faulschlämmen die zu favorisierende Option zu sein. Eine selektive Rücklösung von Phosphat wurde auch bei der Ansäuerung der Aschen der belüfteten Faulschlämme nachgewiesen. Beim Vergleich mit den Ergebnissen der Aschen aus anaeroben Faulschlämmen wurde jedoch deutlich, dass eine vorangehende Belüftung der Faulschlämme eine Limitierung der Löslichkeit von Phosphat sogar in den Aschen bewirkt. Somit zeigt die aerobe Nachbehandlung von Faulschlamm vor der nasschemischen Phosphor-Extraktion aus Faulschlämmen bzw. Aschen keine Eignung für den Einsatz bei der Rückgewinnung von Phosphor.

# ABSTRACT

The goal of this diploma thesis is to evaluate the solubility of iron and phosphate after a post-treatment of digested sludge. In the course of chemical phosphorus elimination at municipal sewage treatment plants, iron is added to the wastewater. When recovering phosphate fertilizers from sewage sludge or its ashes, iron has to be removed from the phosphorus through a complex separation process since iron can narrow the plant availability of phosphorus in the soil. Moreover, iron can inhibit the extraction of phosphorus during the phosphorus recovery process from sludge ashes.

The aerobic post-treatment of digested sludge has already been implemented on a large scale at a municipal sewage treatment plant in Austria, with the aim to remove nitrogen through nitritation and denitritation. In the course of this research work it was examined whether a selective dissolution of iron during nitritation can be achieved through the post-aeration of digested sludge. A selective dissolution of iron would be advantageous to separate dissolved iron from the digested sludge and recycle it as part of the sludge liquor back into the aeration tank. For this purpose, lab-scale experiments with the aeration of digested sludge were carried out to determine the influence of nitritation and the resulting pH-value decrease on the solubility of iron and phosphate. Furthermore, acidification down to pH-value 2 of aerated digested sludge, anaerobic reference sludge as well as of sludge ash was carried out to evaluate the solubility in strongly acidic environments as applied by the wet-chemical P-extraction processes.

Digested sludge of two different municipal sewage treatment plants – both with a high total iron content – were used for the lab-scale experiments. The post-aeration of digested sludge was performed in batch mode in 3L Plexiglas cylinders for a duration of 15 - 20 days. The photometric method using 1,10-phenanthroline chloride approved to be suitable for the analysis of the concentration of dissolved iron in membrane filtered samples of digested sludge in the range of 0,03 - 4 mg Fe/L.

By the acidification of anaerobic digested sludge samples, both iron and phosphate went in solution: 75 to 100 % of the iron pool and 84 to 95 % of the phosphorus pool were dissolved at pH value 2. On the contrary, oxidizing conditions in the aerobically treated digested sludge led to a significant reduction of the solubility of iron and phosphate. The comparison with the theoretical solubility product of different iron compounds confirmed that iron was mainly present as ferrous hydroxide in aerobically treated digested sludge. The pH-value decrease achieved by nitritation only (pH-value 6) even led to a reduction of the dissolution of iron. Therefore, a selective dissolution of iron in the digested sludge and a subsequent separation via sludge dewatering could not be achieved through post-aeration. When decreasing the pH-value to 2, a selective dissolution of phosphorus was obtained in the aerated sludge, however, only up to 40 % of the phosphorus pool was dissolved.

In acidified sludge ashes of anaerobic digested sludge a high solubility of phosphate was found (87 -96 % of the total P), whereas the present iron compounds showed very low solubility even in strongly acidic environments (< 0.7 %). Therefore, in view of the selective phosphate dissolution in wet-chemical extraction processes, treatment of sludge ashes rather than digested sludge seems to be the more suitable option. A selective dissolution of phosphate could be also achieved by acidifying the ashes of aerated digested sludge samples. The comparison with the results of the anaerobic sludge ashes reveals that the post-aeration of digested sludge led to a limitation of the phosphorus solubility in the sludge ashes. Hence the aerobic post-treatment of digested sludge prior to the wet-chemical extraction of phosphorus from digested sludge or sludge ashes showed to be not advantageous for the phosphorus recovery process.

# INHALTSVERZEICHNIS


**1 Einleitung** **1**

*1.1 Zielsetzung* *2*

**2 Grundlagen** **3**

*2.1 Phosphor und Phosphorrückgewinnung* *3*

2.1.1 Verwendung und Abbau von Phosphor 3

2.1.2 Abwasser als Phosphor-Quelle 4

2.1.3 Phosphatelimination bei der Abwasserreinigung 4

2.1.4 Möglichkeiten zur Phosphorrückgewinnung 8

2.1.5 Problemstoff Eisen 10

*2.2 Klärschlammbehandlung* *12*

2.2.1 Klärschlamm 12

2.2.2 Stabilisierung des Klärschlammes 12

2.2.3 Belüftung von Faulschlämmen 15

2.2.4 Thermische Verwertung von Faulschlämmen 16

**3 Untersuchungsmethoden** **17**

*3.1 Untersuchte Faulschlämme* *17*

*3.2 Durchgeführte Versuche* *18*

3.2.1 Belüftung der Faulschlämme 20

3.2.2 Belüftung von Eisenlösungen 22

3.2.3 Ansäuerung von Anaerobem Faulschlamm 23

3.2.4 Ansäuerung von Faulschlamm und Asche 24

3.2.5 Auswertung der Ansäuerung von Faulschlamm und Asche 27

*3.3 Berechnung der Löslichkeit von Eisenverbindungen* *29*

*3.4 Entnahme und Aufbereitung der Proben* *32*

*3.5 Analytik* *33*

3.5.1 Abwasserspezifische Parameter 33

3.5.2 Bestimmung von Eisen 33

**4 Ergebnisse und Diskussion** **41**

*4.1 Verifizierung der Eisen-Bestimmungsmethode* *41*

4.1.1 Probenaufbereitung 41

4.1.2 Validierung der externen Kalibration 41

4.1.3 Aufstockungsverfahren 43

4.1.4 Vergleich mit ICP-OES-Messwerten 46

*4.2 Versuchsergebnisse* *49*

4.2.1 Belüfteter Faulschlamm 49

4.2.2 Anaerober Faulschlamm 63

4.2.3 Vergleichende Zusammenfassung 65

4.2.4 Belüftung von Eisenlösungen (B5) 67

4.2.5 Vergleich der Versuchsergebnisse mit dem theoretischen Löslichkeitsverhalten von Eisenverbindungen 68
4.2.6 Ansäuerung von Faulschlammaschen 71
4.2.7 Vergleichende Zusammenfassung 78
4.2.8 Vergleich mit Werten aus der Literatur 80

**5 Zusammenfassung 82**

**6 Verzeichnisse 85**

*6.1 Abkürzungen 85*
*6.2 Literatur 87*
*6.3 Abbildungen 90*
*6.4 Tabellen 93*

**7 Anhang 94**

# 1 EINLEITUNG

Phosphor ist ein wesentlicher Nährstoff für jedes Lebewesen auf unserem Planeten. Vor allem in der Landwirtschaft spielt Phosphor (P) in Form von Bodendünger eine essentielle Rolle, um Nahrung für die stetig steigende Weltbevölkerung sicherzustellen. Da in den kommenden Jahrzehnten eine Knappheit des Rohstoffes prognostiziert wurde, wird immer mehr in Richtung Phosphorgewinnung aus Sekundärrohstoffen geforscht.

Im kommunalen Abwasser befinden sich große Mengen an Phosphor. Um eine Eutrophierung in den Meeren zu vermeiden, wird Phosphor in der Kläranlage gefällt und im Klärschlamm angereichert. Zur Phosphor-Fällung werden in der Kläranlage oft Eisensalze eingesetzt, welche mit den im Abwasser enthaltenen Phosphaten zu Eisenphosphat reagieren und als Feststoff im Klärschlamm ausfallen. Im Zuge der Faulung des Klärschlammes wird Phosphor zum Teil wieder frei und liegt anschließend im Faulschlamm anders gebunden vor. Die dadurch frei gewordenen Eisenionen binden sich anderweitig, z.B. zu Eisensulfid oder auch Vivianit. Eisen ist in großen Mengen im Faulschlamm bzw. den Faulschlammaschen vorzufinden.

Es stehen viele Möglichkeiten zur Verfügung, um Phosphor aus dem Abwasser, dem Klärschlamm oder der Klärschlammasche rückzugewinnen. Als mit derzeitigem Stand effektivste Methode wird die Rückgewinnung aus Klärschlammaschen angesehen, wodurch die größtmögliche Nutzung des abwasserbürtigen Phosphors ermöglicht wird (Egle et al., 2016). Dabei wird der im Faulturm anaerob stabilisierte Klärschlamm entwässert und anschließend in einer Monoverbrennungsanlage thermisch verwertet. Wie bei der Düngemittelherstellung als „State of the Art“ eingesetztes Verfahren kann auch bei der Rückgewinnung einer nasschemischer Aufschluss angewendet werden. Bei den nasschemischen Verfahren wird der Schlammasche Säure zugesetzt, wobei Phosphor in Lösung geht. Dabei werden allerdings auch simultan Schwermetalle sowie das zur Fällung eingesetzte Eisen rückgelöst. Eisen muss anschließend gemeinsam mit den Schwermetallen vom Phosphor abgetrennt werden, um das gewonnene Phosphatprodukt als Dünger einsetzen zu können.

Vorteilhaft wäre nun, vor der Veraschung Eisen im Faulschlamm in Lösung zu bringen. Somit könnte im Zuge der Schlammentwässerung das gelöste Eisen in flüssiger Form vom Schlamm getrennt werden. Das gelöste Eisen im Trübwasser würde anschließend in die Kläranlage zurückgeleitet und somit zur Phosphorelimination im Kreislauf geführt werden. Dies bringt nicht nur den Vorteil, dass eine geringere Menge an Eisen im Zuge der Phosphatfällung ins Belebungsbecken zudosiert werden muss, sondern auch, dass der Eisengehalt in der Schlammasche vor der Verbrennung von Klärschlamm reduziert wird.

## 1.1 ZIELSETZUNG

Ziel dieser Arbeit ist, im Labormaßstab das Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphat bei der Nachbehandlung von Faulschlamm zu untersuchen.

Zur Bearbeitung der Zielsetzung sind Versuche mit Faulschlämmen zweier verschiedener Kläranlagen durchzuführen, bei denen ein hoher Eisengehalt vorliegt, da im Zuge der Phosphorelimination auf diesen Kläranlagen Eisensalze zudosiert werden.

Da Faulschlämme eine komplexe Matrix aufweisen, soll eine Analysemethode zur Bestimmung von gelöstem Eisen im Faulschlamm ausgewählt und auf Eignung überprüft werden.

Versuche zur Belüftung der Faulschlämme sind durchzuführen. Dabei wird bei der aeroben Nachbehandlung der Faulschlämme der pH-Wert durch Nitritation abgesenkt, bis eine Hemmung der Bakterien auftritt. Im Anschluss daran ist durch Zudosieren von Säure eine weitere Senkung des pH-Wertes zu erreichen. Da der Einfluss der Faulschlammbelüftung auf das Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphat bei den verschiedenen pH-Werten zu evaluieren ist, werden – parallel zu den aeroben Faulschlämmen – anaerobe Faulschlämme angesäuert, um Vergleichswerte zu erhalten.

Zusätzlich ist eine Veraschung der aeroben bzw. anaeroben Faulschlämme sowie eine anschließende Ansäuerung der erhaltenen Aschen vorzunehmen, um auch das Löslichkeitsverhalten in Faulschlammaschen untersuchen zu können.

Ein Vergleich der in den Versuchen ermittelten Löslichkeit von Eisen mit den Löslichkeitsprodukten bekannter Eisenverbindungen soll Aufschluss darüber geben, ob trotz komplexer Faulschlammmatrix die tabellierten Löslichkeitsprodukte der Theorie anwendbar sind.

Anhand der ermittelten Ergebnisse ist anschließend festzustellen, ob die aerobe Nachbehandlung von Faulschlämmen einen Einfluss auf das Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphat in Faulschlämmen sowie deren Aschen ausübt. Ebenfalls soll evaluiert werden, ob durch eine Faulschlammbelüftung ein positiver Einfluss auf die weiteren Stufen im Prozess der Phosphorrückgewinnung erzielt werden kann.

# 2 GRUNDLAGEN

## 2.1 PHOSPHOR UND PHOSPHORRÜCKGEWINNUNG

### 2.1.1 VERWENDUNG UND ABBAU VON PHOSPHOR

Phosphor ist ein essentieller Nährstoff und spielt in vielen physiologischen biochemischen Prozessen eine wesentliche Rolle. Vor allem in Form von Düngemittel für die weltweite Lebensmittelproduktion hat er im letzten Jahrhundert an Wichtigkeit gewonnen und ist aus der Landwirtschaft nicht mehr wegzudenken (Egle et al., 2016).

Früher war der Ernteertrag abhängig vom natürlichen Phosphor-Gehalt im Boden. Natürlicher Dünger wurde nur in Form von tierischen oder menschlichen Exkrementen auf die Felder ausgebracht. Im 19. Jahrhundert stieg mit dem zunehmenden Bevölkerungswachstum der Bedarf an Lebensmittel, analog dazu auch der Bedarf an Dünger. So wurde mit dem Abbau von Phosphatgestein und Guano (Exkremente von Seevögeln) und der flächendeckenden Ausbringung als Düngemittel auf Nutzflächen begonnen. Vor allem in der Nachkriegszeit stieg der Phosphatgesteinsabbau rapide an, um den Nährstoff in Form von schnell verfügbarem mineralischen Dünger auf landwirtschaftlichen Nutzböden auszutragen und Nahrungs- sowie Futtermittel in großem Stil erzeugen zu können (Cordell et al., 2009; Egle et al., 2016).

Mit dieser Entwicklung geht allerdings das Problem einher, dass Phosphatgestein eine endliche Ressource darstellt. Seit 2017 steht Phosphor auf der Liste der kritischen Rohstoffe der EU (EU-Kommission, 2017). Viele Studien der letzten Jahre weisen darauf hin, dass in den kommenden Jahrzehnten – ähnlich wie beim Erdölabbau – beim Phosphorabbau ein „Peak“ auftreten könnte (Cordell et al., 2009). Eine statistische Lebensdauer der bekannten wirtschaftlich abbaubaren Lagerstätten wird aktuell auf 300 Jahre geschätzt. Allerdings steigt die Abbaumenge stetig an. Unter Berücksichtigung dieser Änderung schrumpft die dynamische Lebensdauer der Lagerstätten auf unter 100 Jahre, falls keine neuen Lagerstätten entdeckt werden (Egle et al., 2016). Da Phosphor in der EU als Primärrohstoff so gut wie nicht vorkommt, ist die Phosphor-Versorgung zu 100 % vom Import abhängig (EU-Kommission, 2017).

Der Großteil des jährlich abgebauten Phosphorgesteines kommt aus China, USA, Marokko, Russland, Syrien oder Vietnam (U.S. Geological Survey, 2018). Die größten Vorkommen der Welt liegen demnach in politisch instabilen Regionen, einige Lagerstätten davon wurden aus strategischen Gründen geschützt. Neben der Knappheit stellt auch Umweltzerstörung durch Phosphor-Tagebau und Gesteinsaufbereitung eine Problematik dar (Egle et al., 2016). Die Gründe, warum immer mehr in Richtung Gewinnung des Phosphats aus Sekundärrohstoffen geforscht wird, sind demnach vielfältig.

Tiermehl, biogene Abfälle und Klärschlamm werden heutzutage nur in einem sehr begrenzten Ausmaß im Sinne einer Kreislaufwirtschaft wieder in die Landwirtschaft zurückgeführt. Sie beinhalten aber beträchtliche Mengen an Phosphor, welche z.B. nach der thermischen Verwertung bei der Entsorgung der Aschen auf Deponien verloren gehen (Egle et al., 2014a).

### 2.1.2 Abwasser als Phosphor-Quelle

Durch menschliche Exkremente, Essensrückstände und Industrieabwässer landet viel ungenutzter Phosphor in den Kläranlagen. Im kommunalen Abwasser Österreichs sind jährlich etwa 7.800 t Phosphor enthalten. 6.660 t davon finden sich im kommunalen Klärschlamm wieder. Dies entspricht etwa 40 % der jährlich in Österreich verbrauchten mineralischen Phosphordünger (Egle et al., 2014a).

Es wäre der direkte Einsatz von Klärschlamm als Dünger ein naheliegender Ansatz. Ca. 16 % des kommunalen Klärschlammes in Österreich werden laut einer Studie aus 2014 der Landwirtschaft zugeführt (Egle et al., 2014a). Der Klärschlamm enthält neben den gewünschten Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor allerdings viele unerwünschte Schadstoffe, wie z.B. Schwermetalle oder endokrine, aktive organische Verbindungen. Außerdem ist die tatsächliche Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors in den im Klärschlamm vorliegenden Verbindungen wie z.B. Eisenphosphat sehr oft nicht gegeben. Der direkte Einsatz von Klärschlamm als Dünger auf landwirtschaftlichen Flächen ist daher sehr eingeschränkt und findet aufgrund möglicher Umweltrisiken oft wenig Akzeptanz (Egle et al., 2014b).

Da Phosphatgestein eine endliche Ressource ist, stellt die Rückgewinnung aus Sekundärrohstoffen für die Zukunft eine sinnvolle und notwendige Alternative zum Primärrohstoff dar (Egle et al., 2014b). Eine naheliegende Maßnahme wäre daher, die Phosphorfracht aus Klärschlamm oder Klärschlammaschen als Sekundärrohstoff rückzugewinnen, um den Phosphor nach der Aufbereitung in pflanzenverfügbarer Form als Dünger einsetzen zu können (Schönberg et al., 2015).

### 2.1.3 Phosphatelimination bei der Abwasserreinigung

In stehenden oder langsam fließenden Gewässern führen hohe Konzentrationen an Phosphor zu vermehrtem Algenwachstum. Abgestorbene Algen werden bakteriell zersetzt, wodurch ein Mangel an Sauerstoff im Gewässer entsteht, welcher wiederum zu Fischsterben führen kann. Im Zuge der Abwasserreinigung wird deshalb Phosphor aus dem Abwasser entfernt, um einer Eutrophierung insbesondere stehender bzw. langsam fließender Gewässer vorzubeugen (Bever et al., 2002).

*Tabelle 1: Maximale Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit von den Größenklassen der Abwasserreinigungsanlage (ARA)* (BGBl.210/1996, 2018).

| | I<br>>50 $EW_{60}$ | II<br>>500 $EW_{60}$ | III<br>>5 000 $EW_{60}$ | IV<br>>50 000 $EW_{60}$ |
|---|---|---|---|---|
| Gesamtphosphor [mg P/L] | – * | 2 ** | 1 ** | 1 |

* Ist für eine ARA mit einem Bemessungswert von größer als 1 000 $EW_{60}$ gültig. Für eine Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert < 1 000 EW sind keine Emissionsbegrenzungen gegeben.

** Für eine Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert >10 000 $EW_{60}$ im Einzugsgebiet eines nationalen oder internationalen Sees gilt eine Emissionsbegrenzung von 0,5 mg P/L.

Grenzwerte für Phosphor im Kläranlagenablauf für Österreich sind in der Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (ARA) für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser) geregelt

(BGBl.210/1996, 2018). Diese sind in Tabelle 1 angeführt. Mit Hilfe der Einwohnerwerte „$EW_{60}$“[1] wird die Kläranlagengröße mit einer der Einwohnerzahl entsprechenden Schmutzfracht definiert.

Phosphor liegt im Abwasser in folgenden Fraktionen vor (Gujer, 2007):

- Anorganisches Orthophosphat (bei neutralem pH-Wert hauptsächlich in Form von $H_2PO_4^-$ und $HPO_4^{2-}$). Dieses stammt großteils aus dem Urin.

- Organisch gebundener Phosphor als Bestandteil organischer Verbindungen: Nukleinsäuren, Phosphorlipide, Kohlenhydratphosphate, aber auch industriell hergestellte Verbindungen wie Phosphonate (Ersatzstoff für Polyphosphat). Ca. 1 % der trockenen Biomasse besteht aus Phosphor.

- Anorganisches Polyphosphat (früher als Bestandteil von Wasch- und Reinigungsmitteln)

In gereinigten Abwässern und natürlichen Gewässern liegt Phosphor meist in Form von Orthophosphat vor (Ludwig, 2009).

Ein großer Teil des abwasserbürtigen Phosphors wird durch den Aufbau und Erhalt der Biomasse von Mikroorganismen in der Kläranlage verbraucht. Dies passiert ohne gezielte Maßnahme und wird als „konventionelle biologische Phosphorelimination“ bezeichnet (Lemmer et al., 1996). Ungefähr 30 - 40 % des Phosphors werden so durch das Wachstum der Biomasse bereits eliminiert (Levin et al., 1965). Damit können die vorgegebenen Grenzwerte aus Tabelle 1 in der Regel nicht erreicht werden. Deshalb werden gezielt biologische oder chemisch-physikalische Verfahren zur Phosphatelimination eigesetzt.

Bei der sogenannten „vermehrten biologischen Phosphorelimination“, auch Luxus-Aufnahme oder „Bio-P“ bezeichnet, werden Polyphosphate von heterotrophen Bakterien als Speicherstoff bzw. Energie eingelagert. Somit kann der Phosphorgehalt dieser Bakterien bis zu 15 % betragen (anstatt normalerweise 1 - 2 %). Diese Bakterien müssen in der Abwasserreinigungsanlage angereichert und, wenn ihr Phosphorspeicher voll ist, über den Abzug von Überschussschlamm vom Abwasser abgetrennt werden. Die Bakterien stellen allerdings komplexe Anforderungen an das System. So muss ein anaerobes Becken vorgeschaltet werden, in dem Rohabwasser und Belebtschlamm vermischt werden. In der Abwesenheit von Sauerstoff und Nitrat nehmen dort die Bakterien unter Verbrauch von Polyphosphat organische Stoffe zu sich und lagern diese in den Zellen ein. Der Abbau von Polyphosphaten liefert den Organismen Energie. Phosphat wird dabei ans Abwasser abgegeben und lässt den Phosphatgehalt im Abwasser kurzfristig ansteigen. Danach folgt eine Denitrifikationszone mit anoxischen Bedingungen (Nitrat, aber kein Sauerstoff) sowie das aerobe Belebungsbecken, in dem die Nitrifikation stattfindet. Dort wird der gespeicherte Kohlenstoff abgebaut (veratmet), wobei die gewonnene Energie zur Zunahme an Biomasse sowie dem vermehrten Aufbau von Polyphosphaten eingesetzt wird. Dabei wird dem Abwasser Phosphat entzogen und in den Zellen eingelagert. Die Organismen haben nun viel mehr Phosphat als üblich eingelagert und können als Überschussschlamm abgezogen werden bzw. als Rücklaufschlamm in das anoxische Becken zurückgeleitet werden (Gujer, 2007). So können bis zu 90 % des

[1] $EW_{60}$: das tägliche, häuslich anfallende Abwasser verursacht durchschnittlich eine Schmutzfracht von 60 g $BSB_5$ pro Einwohnerwert (EW) und Tag und wird als Vergleichswert für einen Einwohner herangezogen.

Phosphors aus dem Abwasser aufgenommen und im Belebtschlamm gebunden werden (Röske et al., 2005).

Bei der biologischen P-Elimination hängt der Erfolg von der Temperatur ab und liefert deshalb in unseren Breiten im Winter keinen Erfolg. Um die P-Abwassergrenzwerte das ganze Jahr über einhalten zu können, ist in Europa der Einsatz von chemischer Phosphorelimination üblich. Dabei wird gelöstes anorganisches Phosphat ($PO_4^{3-}$) durch Zugabe von Eisen- oder Aluminiumsalzen ausgefällt (Egle et al., 2015). Der Chemische Prozess dahinter ist im nächsten Unterkapitel erklärt.

Organische Phosphorverbindungen sowie Polyphosphate sind nicht fällbar, werden aber teilweise an Fällungsprodukte adsorbiert und so durch Flockungsprozesse vom Abwasser getrennt (Baumann, 2003). Durch biologische und chemische P-Elimination ist eine Entfernung von bis zu 95 % des abwasserbürtigen Phosphors möglich, welcher anschließend in Form von Biomasse oder an Al/Fe gebunden im Klärschlamm ausgetragen wird.

### PHOSPHORELIMINATION MIT EISENSALZEN (Gujer, 2007)

Häufig kommen bei der P-Elimination Eisensalze wie z.B. zweiwertiges Eisen in Form von Eisen(II)-Sulfat ($FeSO_4$) zum Einsatz. Es liegt in fester Form vor und muss vor dem Einsatz als gesättigte, wässrige Lösung aufbereitet werden, bevor es zum Abwasser dazudosiert wird. Anhand von Eisen(II)-Sulfat wird im Folgenden der chemische Vorgang der P-Elimination erläutert.

Durch die Anwesenheit von Sauerstoff im Abwasser wird zweiwertiges Eisen ($Fe^{2+}$) zu dreiwertigem ($Fe^{3+}$) oxidiert:

$$4Fe^{2+} + O_2 + 4H^+ \rightarrow 4Fe^{3+} + 2H_2O \quad (1)$$

Dreiwertiges Eisen ist dementsprechend das eigentliche Fällmittel, mit dem Phosphat $PO_4^{3-}$ gefällt wird. Gelegentlich wird in kleineren Kläranlagen direkt dreiwertiges Eisen zum Abwasser dazudosiert. Dies passiert z.B. mittels Zuführen einer Eisenchlorid-Lösung ($FeCl_3$) zum Abwasser.

Das dreiwertige Eisen in Lösung verbindet sich im Abwasser mit Phosphat $PO_4^{3-}$ zu unlöslichem Eisenphosphat $FePO_4$:

$$Fe^{3+} + PO_4^{3-} \rightarrow FePO_4 \quad (2)$$

Diese Reaktion steht in Konkurrenz zur Eisenhydroxid-Bildung:

$$Fe^{3+} + 3OH^- \rightarrow Fe(OH)_3 \quad (3)$$

Es entstehen flockige, suspendierte Fällprodukte, eine Mischung aus Eisenphosphat ($FePO_4$) sowie Eisenhydroxid ($Fe(OH)_3$). Aus diesem Grund muss das Fällungsmittel überstöchiometrisch zudosiert werden. Das molare Verhältnis zwischen Fällmittel Eisen $Fe^{3+}$ und gefälltem Phosphat $PO_4^{3-}$ wird mit dem β-Wert (spezifische Fällmittelmenge) beschrieben. Je höher der β-Wert, desto geringer ist die Restkonzentration an gelösten Phosphaten im Abwasser. Da das Fällungsprodukt flockige, suspendierte Stoffe sind, nimmt gleichzeitig die Schlammproduktion zu. Durch Sedimentation können sie zusammen mit anderen Schlämmen vom Abwasser abgetrennt werden.

Die Fällung kann in verschiedenen Stufen der Abwasserreinigung vorgenommen werden:

- Bei der Vorfällung wird die chemische Stufe der biologischen vorgeschaltet und das Fällmittel dem Zufluss der Vorklärung zugegeben. Wegen fehlender Oxidationsmöglichkeit können keine Fe(II)-Salze verwendet werden. Da andere Prozesse in Konkurrenz zur Fällung stehen (z.B. Eliminierung suspendierter Stoffe durch Flockung), muss eine größere Menge an Metallsalzen zudosiert werden (β= 2-3). Die Vorfällung wird meist bei Biofilmverfahren (z.B. Tropfkörper) eingesetzt, sie erhöhte die CSB-Entfernung im Vorklärbecken.

- Die Simultanfällung findet simultan zum biologischen Abbau (CSB-, N-Entfernung) statt. Sie ist die gängigste Form der Phosphorelimination. Die Metallsalze werden dabei zur biologischen Reinigungsstufe zugegeben (β=1,5) – entweder in den Zulauf zum Belebungsbecken, in das Belebungsbecken selbst oder zum Rücklaufschlamm. Die Fällprodukte werden im biologischen Schlamm eingeschlossen.

- Bei der Nachfällung wird dem biologisch vorgereinigten Abwasser Fällmittel zudosiert (β=1). Fällprodukte werden anschließend durch Filtration abgetrennt.

### 2.1.4 MÖGLICHKEITEN ZUR PHOSPHORRÜCKGEWINNUNG

Am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien wurde von L. Egle ein Vergleich der verschiedenen Rückgewinnungsmöglichkeiten aufgestellt und der Stand des Wissens zusammengefasst (Egle et al., 2016, 2014c, 2014b;). Darauf basierend folgt in diesem Kapitel ein Überblick über Technologien zur Rückgewinnung von Phosphor aus dem Abwasser.

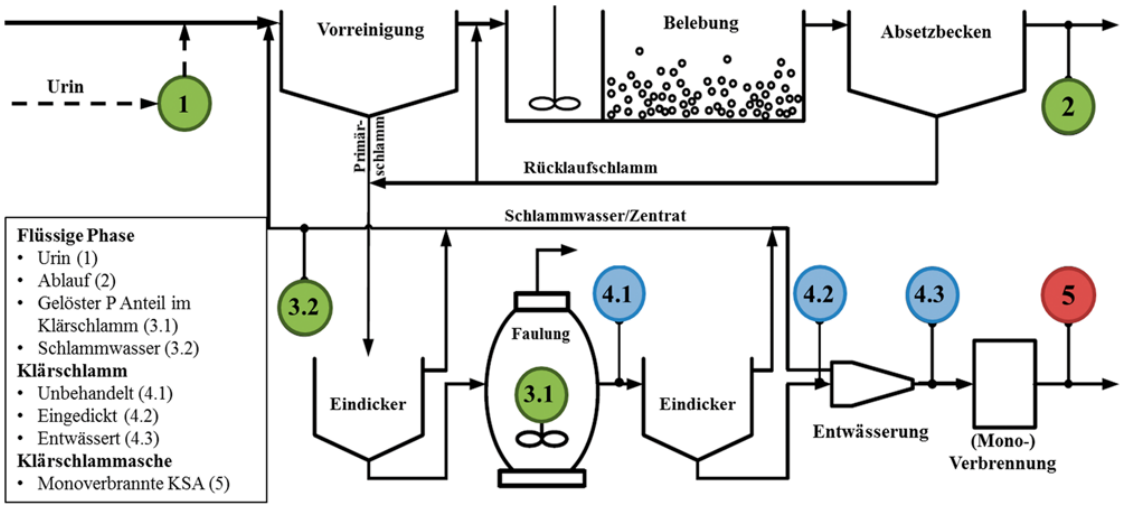



*Abbildung 1: Stoffströme in der Kläranlage, aus denen Phosphor rückgewonnen werden kann* (Egle et al., 2016).

Wie in Abbildung 1 ersichtlich, existieren in einer Kläranlage verschiedene Stoffströme, aus denen eine Rückgewinnung von Phosphor erfolgen kann. Es gibt daher auch zahlreiche unterschiedliche Möglichkeiten, Phosphor aus dem Abwasser, dem Schlamm oder der Faul- bzw. Klärschlammasche zu gewinnen.

#### 2.1.4.1 AUS DER FLÜSSIGEN PHASE:

Der gelöst vorliegende Phosphor ($PO_4^{3-}$) kann aus dem Urin (Abbildung 1 (1)), dem Schlammwasser (3.2) bzw. dem Ablauf (2) ohne großen verfahrenstechnischen Aufwand gewonnen werden. In einem eigenen Reaktor wird dabei Mg- oder Ca-haltiges Fällmittel zudosiert und eine Anhebung des pH-Wertes auf 7,8 - 9 mit Natronlauge oder $CO_2$-Stripping durchgeführt. In Anwesenheit von Aufwuchskörpern, bereits ausgefallenen Struvitkristallen oder Sand als Kristallisationskeimen werden schwer lösliche Salze wie Struvit (MAP) gezielt zum Ausfall gebracht. Bei mehreren Tagen Aufenthaltszeit werden so MAP-Kristalle gezüchtet. Oft kommt es in Kläranlagen vor, dass bei nicht optimalen Prozessbedingungen MAP unkontrolliert aus dem Schlammwasser ausfällt und zu Inkrustationen der Rohrleitungen führt. Durch gezieltes Fällen wird dieses Problem als positiver Nebeneffekt gelöst. Die P-Rückgewinnung beträgt 10 - 30% des Anlagenzulaufes. Dieses Verfahren wird weltweit bereits in mehreren Anlagen kostendeckend bzw. gewinnbringend betrieben. Allerdings ist diese Form von Rückgewinnung nur auf Anlagen < 200.000 EW rentabel, eine vermehrte biologische Phosphorelimination (Bio-P) ist Voraussetzung und es wird nur ein kleiner Anteil des abwasserbürtigen Phosphors damit rückgewonnen (Egle et al., 2016)

Im Klärschlamm bzw. nach der anaeroben oder aeroben Stabilisierung (Abbildung 1, (4.1) - (4.3)) sind durch die Phosphorfällung große Mengen an Phosphor biologisch und chemisch gebunden. Der Klärschlamm an sich ist ein komplexes Gemisch mit unterschiedlichsten organischen und anorganischen Stoffen und sehr hohem Gehalt an Wasser (70 - 97 % in Abhängigkeit davon, ob mechanisch entwässert wurde oder nicht). Auch bei der Abwasserreinigung entnommene Schwermetalle, Verunreinigungen sowie organische Verbindungen sind neben der Biomasse im Klärschlamm zu finden. Um davon Phosphor abtrennen zu können, sind komplexe und ressourcenaufwändige Technologien notwendig. Viele davon haben die Rücklösung von Phosphor im ersten Schritt und anschließen die Ausfällung als schwer lösliches Salz (z.B. MAP, CaP) gemeinsam. Theoretisch wäre mit einigen Methoden eine Rückgewinnung von bis zu 90% des abwasserbürtigen Phosphors möglich. Es gibt viele verfahrenstechnische Ansätze, um Phosphor aus dem Klärschlamm zu entfernen:

- Bei nasschemischen Verfahren wird der Schlamm mit starker Säure versetzt, um bei niedrigem pH-Wert Phosphor in Lösung zu bringen. Ein zu niedriger pH-Wert bringt große Nachteile bei weiteren Verfahrensschritten mit sich, daher wird meist bis zu pH-Wert 4 oder 3 angesäuert. Metalle und Schwermetalle können im Zuge einer Fällung oder Komplexbildung abgetrennt werden. Phosphor wird als MAP ausgefällt. Das Rückgewinnungspotential fällt mit 40 - 50 % bezogen auf den Zulauf eher gering aus.

- Bei den nassoxidativen Verfahren wird die gesamte Klärschlammmatrix aufgeschlossen, die Organik darin zersetzt und Phosphor in Lösung gebracht. In manchen Verfahren wird der Klärschlamm in einem komplexen Verfahren in einen überkritischen Zustand gebracht, um danach Phosphorverbindungen mit Fe oder Ca zu gewinnen. Andere erfordern einen geringeren Druck, dafür aber die Zugabe von Säure vor der Oxidation. Nassoxidative Verfahren sind technologisch schwer beherrschbar. Ein Vorteil dieser Verfahren ist eine direkte Inertisierung des Schlammes. In verschiedenen Filtrationsstufen werden Störionen abgetrennt, bevor anschließend MAP oder CaP gefällt wird. Es können 40 - 60 % des Phosphors rückgewonnen werden, theoretisch können diese Anlagen wirtschaftlich betrieben werden.

- Im Zuge metallurgischer Verfahren reichert sich Phosphor in gewissen Schlackeschichten an, wenn der Klärschlamm in einen Reaktor mit flüssigem Eisenbad eingebracht wird. Nach dem Abstechen wird die Schlacke in ein Wasserbad geleitet. Dabei entsteht ein granuliertes Endprodukt, während die Schwermetalle im Eisenbad angereichert bleiben. Das Rückgewinnungspotential beträgt 70 %, ein kostenneutraler bzw. wirtschaftlicher Betrieb ist theoretisch möglich. Es besteht aber noch Forschungsbedarf bei diesen Verfahren.

#### 2.1.4.2 Aus der Klärschlammasche

Ist eine Monoverbrennungsanlage für Klärschlamm vorhanden, kann Phosphor auch aus den Klärschlammaschen (Abbildung 1 (5)) rückgewonnen werden. Dazu darf Klärschlamm nicht zeitgleich mit anderen Abfallstoffen niedrigerer Phosphor-Konzentration thermisch behandelt werden. Es muss eine Monoverbrennung stattfinden, um eine Phosphoranreicherung in der Asche zu garantieren. Die Verbrennung bringt den Vorteil, dass pathogene Keime und organische Spurenstoffe weitestgehend zerstört werden. Die Aufbereitungsverfahren haben zum Ziel, Schwermetalle aus dem Dünger zu entfer-

nen und die Verfügbarkeit des Phosphors für Pflanzen zu steigern. Folgende Möglichkeiten stehen zur Auswahl:

- Nasschemische Verfahren: Phosphor wird gemeinsam mit Schwermetallen und Metallen bei einem pH-Wert < 2 mit Salz- oder Schwefelsäure aus der Asche gelöst. Schwermetalle müssen anschließend durch aufwändige Prozessschritte wie Ionentauscher, oder flüssig-flüssig-Extraktion abgeschieden werden. Als Produkt bleiben hochreine Phosphorsäuren oder Calciumphosphate. 80 - 90% des Phosphors können so wirtschaftlich rentabel rückgewonnen werden.

- Bioleaching: Lithotrophe Mikroorganismen produzieren Schwefelsäure und setzen innerhalb kurzer Zeit Phosphor und Schwermetalle frei. Phosphor kann anschließend selektiv bakteriell rückgewonnen werden.

- Thermo-chemische Extraktion: Phosphor wird in eine pflanzenverfügbare Form übergeführt, während Aschen von Schwermetallen entfrachtet werden. Dies passiert mittels Zugabe geeigneter Chloride (verringern Verdampfungstemperatur der Schwermetalle, Abscheidung über Gasphase) oder $Na_2SO_4$ (bessere Pflanzenverfügbarkeit aber geringere Schwermetall-Entfrachtung) bei 850 - 2000°C. Neben dem Aschestrom fällt ein mit Schwermetallen beladener Rauchgasstrom an. Insgesamt ist bei diesem Verfahren mit Mehrkosten zu rechnen.

2013 wurde eine ganzheitliche vergleichende Bewertung von Rückgewinnungsverfahren an der TU Wien durchgeführt. Es wurden dabei sämtliche Ansatzpunkte potentieller Stoffströme hinsichtlich Technologie, Ökonomie, und Ökologie untersucht. Der Einfluss weiterführender Prozesse, Behandlung neu erzeugter Stoffströme sowie Chemikalien- und Energieaufwand sind unter anderem Kriterien, die in die Bewertung mit eingeflossen sind. Das Ergebnis zeigte, dass mit die Phosphor-Rückgewinnung aus Klärschlammaschen das größte Phosphornutzungspotential mit sich bringt. Der Klärschlamm muss allerdings separat von anderen Abfallstoffen niedrigerer Phosphor-Konzentration thermisch verwertet werden, um eine Phosphor-Anreicherung in der Asche zu garantieren. Vorrausetzung dafür ist daher, dass eine Monoverbrennungsanlage für Klärschlämme vorhanden ist. Eine Verbrennung gemeinsam mit Abfällen der Tierkörperverwertung bietet sich an, da diese auch sehr hohe Konzentrationen an Phosphor enthalten (Egle et al., 2014b).

### 2.1.5 Problemstoff Eisen

Nach der Phosphoreliminiation mit Eisen befinden sich große Mengen an Eisen im Klärschlamm bzw. in den Aschen. Wird im Zuge der Phosphorrückgewinnung Eisen nicht oder nur teilweise vom Phosphorprodukt getrennt, so wird eine große Menge an Eisen auf die landwirtschaftlichen Felder ausgebracht. Dies führt zu einem großen Problem: Anorganischer Phosphor kommt meist in eher niedrigen Konzentrationen in der Bodenlösung vor, während ein großer Teil an Phosphor mehr oder weniger stark von diversen Bodenmineralien gebunden ist. Im Boden vorkommende Phosphationen können dabei von Eisen- und Aluminiumverbindungen wie Oxiden oder Hydroxiden adsorbiert werden. Auch können Metalle wie Ca, Fe und Al eine Reihe verschiedener Mineralien zusammen mit Phosphationen bilden (Hinsinger, 2001).

Die Bindung an Materialien wie Eisenoxiden ist notwendig, damit bei Absättigung der Sorptionskapazität des Bodens oder bei Konzentrationsabsenkung in der Bodenlösung Phosphationen wieder freigesetzt werden. Allerdings werden Phosphationen über längere Zeit hinweg immer fester gebunden. Sie werden von neu gebildeten Oxiden überdeckt und eingeschlossen. Damit wird, langfristig gesehen, die Verfügbarkeit von Phosphor im Boden immer schlechter ("Mangel und Überschuss direkt nebeneinander," 2016). Die Adsorptions- und Desorptionsvorgänge bzw. Ausfällungs- und Lösungsreaktionen bestimmen dementsprechend die Konzentration von Phosphor in der Bodenlösung und damit die chemische Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit. Neben der Konzentration an Phosphorionen und anderen Faktoren wie z.B. dem pH-Wert ist folglich die Konzentration von Metallen wie Ca, Fe und Al an der Phosphorverfügbarkeit maßgeblich beteiligt (Hinsinger, 2001).

Eine Studie zeigte, dass bei Austragung von stark eisenhaltigem Klärschlamm nicht nur die Düngewirkung verloren geht, sondern durch den hohen Anteil an Eisenverbindungen auch die Phosphorverfügbarkeit in der Bodenlösung im Vergleich zu vor der Austragung verringert wird. Dies ist zurückzuführen auf das spezifische Phosphat-Sorptionsvermögen von Oxidhydraten und führt zu einer vermutlich auch längerfristigen verringerten Phosphorverfügbarkeit für Pflanzen (Römer et al., 2001).

Aus gegebenen Gründen ist eine Abtrennung des im Klärschlamm bzw. in den Aschen vorliegenden Eisens bei der Rückgewinnung von Phosphor notwendig, um die gewünschte Düngewirkung des gewonnenen Produktes zu erzielen.

## 2.2 KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNG

### 2.2.1 KLÄRSCHLAMM

Unter Klärschlamm versteht man ungelöste Stoffe, die vom Abwasser abgetrennt werden und auf kommunalen Kläranlagen anfallen (Rechengut ausgenommen). Der Begriff Klärschlamm ist dabei ein Sammelbegriff für alle Schlämme, die in der Kläranlage vorkommen, sowie deren Stoffströme. Beispiele dafür sind:

- Primärschlamm (aus mechanischer Behandlungsstufe abgezogen)
- Sekundärschlamm bzw. Überschussschlamm (aus biologischer Abwasserbehandlung)
- Rohschlamm (unbehandelter Schlamm, Primärschlamm + Sekundärschlamm)
- Faulschlamm (durch anaerobe Verfahren stabilisiert)

Klärschlamm besteht nicht nur aus ursprünglich im Abwasser vorhandenen Feststoffen aus dem menschlichen Lebensbereich (z.B. Fäzes, Küchenabfälle), sondern vorwiegend aus organischen Feststoffen, die während der biochemischen Umwandlung organischer Verbindungen in der Kläranalage entstehen und anfallen (Koppe et al., 1998). Er enthält neben Nährstoffen wie Phosphor, Stickstoff und Kalium auch viele Verunreinigungen. Diese können organischer Natur sein wie pathogene Keime oder organische Mikroverunreinigungen, aber auch anorganische wie Schwermetalle oder Nano-Partikel (Egle et al., 2014c). Metall- und Schwermetallgehalt von Klärschlämmen finden ihren Ursprung meist in betrieblichen Einleitern, Oberflächenabschwemmungen bei Mischwassersystemen oder Haushalten. Sie weisen eine hohe Schwankungsbreite in Klärschlämmen auf (Egle et al., 2014c). Es gibt generell eine große Vielfalt bei Klärschlämmen – sie unterscheiden sich oft beachtlich in Menge, Beschaffenheit und Eigenschaften. Dies ist zurückzuführen auf zahlreiche Faktoren. Einerseits können die jeweilige Abwasserbelastung bzw. die vielen Abwasserinhaltsstoffe je nach Herkunft und Beschaffenheit sehr unterschiedlich sein, andererseits tragen die verschiedenen zur Abwasserreinigung eingesetzten Prozesse mit ihrer Art, dem Ausmaß und der Wirkung dazu bei – nicht zu vergessen die in den Prozessen zugeführten Stoffe (ATV, 1996).

### 2.2.2 STABILISIERUNG DES KLÄRSCHLAMMES

60-70 % der Trockensubstanz von Rohschlamm sind organische Substanzen wie Kohlenhydrate, Fette und Eiweiße – ein idealer Nährboden für Mikroorganismen, welche in großer Anzahl und Vielfalt enthalten sind. Diese beginnen im abgelagerten, anaeroben Rohschlamm spontan mit der Umsetzung organischer Substanzen, was zu einer starken, unangenehmen Geruchsbildung und einer schlechteren Entwässerbarkeit des Schlammes führt. Das primäre Ziel der Klärschlammbehandlung besteht darin, den Rohschlamm soweit zu verändern, dass unerwünschte mikrobiologische Umsetzungen verhindert werden oder kontrolliert ablaufen. Gleichzeitig soll die Masse verkleinert und die Entwässerbarkeit verbessert werden (ATV, 1996).

Bei der Rohschlammstabilisierung können entweder chemisch-physikalische oder biologische Verfahren angewendet werden. Chemisch-physikalische Verfahren werden zur Änderung des Milieus

eingesetzt. Als Beispiel kann mittels Zugabe von Kalk eine Anhebung des pH-Wertes über 10 erfolgen, um einen Abbau durch Bakterien zu verhindern. Diese Maßnahmen hemmen allerdings nur den Faulprozess und bewirken keine endgültige Stabilisierung des Schlammes. Auch der Feststoffgehalt wird dabei nicht vermindert. Sie kommen heutzutage nur mehr selten zum Einsatz (ATV, 1996).

Bei den biologischen Verfahren erfolgt eine echte Stabilisierung des Schlammes. Diese kann entweder aerob oder anaerob durchgeführt werden. Dabei wird durch kontrollierte mikrobiologische Stoffwechselprozesse der Anteil an biologisch abbaubaren organischen Substanzen so weit verringert, dass der Schlamm keinen geeigneten Nährboden für die Mikroorganismen mehr darstellt und Umsetzungsprozesse nur noch eingeschränkt und ohne Geruchsbildung stattfinden (ATV, 1996).

Bei kleinen Anlagen ist die simultane aerobe Schlammstabilisierung weit verbreitet. Dieses Verfahren kombiniert im Belebungsbecken die biologische Reinigung des Abwassers mit der Schlammstabilisierung. Dabei wird das Nährstoffangebot für die Belebtschlammorganismen so gering gehalten, dass der größte Teil der organischen Stoffe veratmet wird, nur ein geringes Wachstum von Mikroorganismen auftritt (wenig Überschussschlamm) und bei der anschließenden aeroben Lagerung des Schlammes nur mehr geringe Entwicklungsmöglichkeiten für die Fäulnisorganismen geboten werden (ATV, 1996). Um eine vollständige Stabilisierung zu erreichen, muss ein höheres Schlammalter von mindestens 25 Tagen eingehalten werden. Nachteilig bei dieser Stabilisierungsart ist die schlechte Entwässerbarkeit des Schlammes.

Bei Kläranlagen mit einer Ausbaugröße >30.000 EW passiert die Stabilisierung des Klärschlammes anaerob im Faulturm. Bei dieser Art von Schlammstabilisierung, kurz „Faulung“ genannt, werden anaerobe mikrobiologische Stoffwechselprozesse eingesetzt, welche in mehreren Teilschritten ablaufen. Das Ziel dabei ist, den Energiegehalt des Rohschlammes möglichst weit herabzusetzen und hochmolekulare reduzierte zu niedermolekularen oxidierten Verbindungen überzuführen. Dies passiert über mehrere Abbauschritte, die nacheinander von verschiedenen Organismengruppen durchgeführt werden. Bei vollständigem anaeroben Abbau wird Methan gebildet, welches zwei Drittel des Klärgases ausmacht, gasförmig aus dem System entweicht und thermisch verwertet werden kann. Die Faulbehälter werden überwiegend im mesophilen Bereich (30 - 38° C) betrieben. Der Schlamm wird dabei regelmäßig vollständig durchmischt und verbleibt für ca. 20 - 30 Tage im Faulturm (ATV, 1996).

#### 2.2.2.1 FAULSCHLAMM

Der behandelte Rohschlamm wird nach der anaeroben Stabilisierung als Faulschlamm bezeichnet. Aufgrund der reduzierenden Verhältnisse im Faulturm liegt im Faulschlamm Eisen teilweise gebunden in seiner zweiwertigen Form als schwarzes, ungelöstes Eisen(II)-sulfid (FeS) vor. Dieses verleiht dem Faulschlamm seine dunkle, schwarze Farbe und lässt ihn allein durch das äußere Erscheinungsbild schon vom Klärschlamm unterscheiden. Faulschlamm riecht sehr wenig, während Klärschlamm einen unangenehmen Geruch verbreitet (Koppe et al., 1998).

In der folgenden Tabelle 2 sind typische Werte von Nährstoffen, Schwermetallen und Metallen pro kg Faulschlamm-Trockensubstanz (TS) aufgelistet. Sie wurden im Rahmen einer Studie aus 17 Faulschlammproben verschiedener Kläranlagen Österreichs mit einer Ausbaugröße ≥ 30.000 EW bestimmt. Der Mittelwert beschreibt dabei das arithmetische Mittel, der Medianwert jenen Wert, der

bei größenmäßig geordneten Daten in der Mitte liegt. Anhand des angegebenen Variationskoeffizienten lässt sich die Varianz bzw. Standardabweichung beurteilen. Es ist erkennbar, dass die einzelnen Werte der verschiedenen Faulschlämme teilweise einer großen Schwankungsbreite unterliegen. Zum Beispiel weisen nach Art des Abwassers und vor allem nach Art der Phosphorfällung die Faulschlämme einen verschiedenen Eisengehalt auf. Der kleinste Wert betrug in dieser Studie 3.500 mg Fe/kg TS, der größte Wert mit 79.000 mg Fe/kg TS ein Vielfaches davon.

*Tabelle 2: Werte von Nährstoffen, Schwermetallen und Metallen im Faulschlamm, angegeben pro kg TS des Faulschlammes* (Scharf et al., 1997).

| | | Mittelwert [mg/kg TS] | Median [mg/kg TS] | Variations-koeffizient |
|---|---|---|---|---|
| Ammonium-N | $NH_4^+$-N | 17.050 | 12.900 | 66 % |
| Stickstoff | N | 56.450 | 43.550 | 39 % |
| Phosphor | P | 26.894 | 28.100 | 15 % |
| Mangan | Mn | 313 | 320 | 53 % |
| Kupfer | Cu | 264 | 240 | 37 % |
| Zink | Zn | 1.188 | 1.250 | 27 % |
| Molybdän | Mo | 5,8 | 5,2 | 59 % |
| Kobalt | Co | 5,9 | 5,6 | 52 % |
| Arsen | As | 5,0 | 4,0 | 80 % |
| Blei | Pb | 109 | 100 | 56 % |
| Cadmium | Cd | 1,5 | 1,2 | 66 % |
| Chrom | Cr | 62 | 54 | 47 % |
| Quecksilber | Hg | 5,1 | 2,1 | 225 % |
| Aluminium | Al | 27.308 | 22.250 | 59 % |
| Eisen | Fe | 21.575 | 11.800 | 117 % |
| Nickel | Ni | 39 | 35 | 54 % |

In der Organik des Rohschlammes liegt viel Stickstoff vor. Werden diese organischen Stoffe bei der Faulung abgebaut, wird Ammoniak freigesetzt und zu Ammonium dissoziiert, je nach vorliegendem pH-Wert und gegebener Temperatur. Das vollständig dissoziierte $NH_4^+$ steht mit Hydrogencarbonat im Gleichgewicht und erhöht somit die Pufferkapazität, was zu einer Stabilisierung des Faulungsprozesses und Anstieg des pH-Wertes im Faulturm führt.

### 2.2.3 BELÜFTUNG VON FAULSCHLÄMMEN

Ein Verfahren zur Belüftung von Faulschlamm wurde an der TU Wien entwickelt und in großem Maßstab auf einer österreichischen kommunalen Kläranlage erprobt. Die Absicht der Faulschlammbelüftung war, Ammonium partiell aus dem Trübwasser durch eine aerobe Nachbehandlung von Faulschlamm über Nitrifikation und Denitrifikation zu entfernen (Parravicini et al., 2008). Daraus entstand die Idee, den Einfluss der Belüftung auf die Löslichkeit von $PO_4^{3-}$ und Eisen zu untersuchen (wie in Kapitel 1.1 erläutert).

Nitrifikation sowie Denitrifikation sind zwei Prozesse, die im Belebungsbecken durchgeführt werden, um eine Stickstoff-Umwandlung zu elementarem Stickstoff zu erreichen. Im Zuge der Nitrifikation findet in zwei Schritten eine Stickstoff-Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat statt. Der erste Schritt davon wird als Nitritation bezeichnet. Dort oxidieren autotrophe Bakterien, vor allem Nitrosomonas, Ammonium zu Nitrit (Koppe et al., 1998):

$$NH_4^+ + 1{,}5\ O_2 \rightarrow NO_2^- + 2\ H^+ + H_2O \quad (4)$$

Diese Bakteriengruppe wird unter dem Begriff „Ammoniumoxidierende Bakterien“, kurz AOB, zusammengefasst. Damit AOB nicht ausgewaschen werden, ist ein hohes Schlammalter notwendig. Der Folgeschritte wird als Nitratation bezeichnet. Es oxidieren Nitritoxidierende Bakterien (kurz NOB, z.B. Nitrobacter) Nitritionen weiter zu Nitrat:

$$NO_2^- + 0{,}5\ O_2 \rightarrow NO_3^- \quad (5)$$

Die Gesamtreaktion kann angeschrieben werden als:

$$NH_4^+ + 2\ O_2 \rightarrow NO_3^- + 2\ H^+ + H_2O \quad (6)$$

Wie in der Gesamtgleichung ersichtlich, werden während der Nitrifikation 2 Mol Sauerstoff pro Mol $NH_4^+$-N verbraucht (Koppe et al., 1998). Ein zu niedriger Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Reaktor stellt daher einen limitierenden Faktor dar. Eine Limitierung der Nitrifikanten durch Sauerstoffmangel kann mit einem Sauerstoffgehalt >2 mg/L im Reaktor vermieden werden (Bever et al., 2002). Im ersten Schritt – der Nitritation – entsteht durch die Bildung von $H^+$-Ionen Säure. Pro abgebautem Mol $NH4^+$-N werden somit 2 Mol Säurekapazität in Form von Hydrogenkarbonat verbraucht, ein Absinken des pH-Werts ist die Folge, sobald kein Puffer mehr vorhanden ist Da der optimale pH-Wert-Bereich für Nitrifikanten zwischen 7,5 und 8,5 liegt, tritt ab einem pH-Wert von ca. 6 eine Selbsthemmung der Nitrifikanten auf und kein Abbau von Ammonium findet mehr statt (Gujer, 2007).

Die Denitrifikation ist ein anaerober Prozess, bei dem organische Stoffe von heterotrophen Bakterien oxidiert werden. Dabei wird Organik abgebaut ($CH_2O$) und eine Reduktion der oxidierten N-Verbindungen zum elementaren Stickstoff $N_2$ durchgeführt, welcher an die Atmosphäre abgegeben werden kann (Gujer, 2007):

$$5\ CH_2O + 4\ NO_3^- + 4H^+ \rightarrow 2N_2 + 5CO_2 + H_2O \quad (7)$$

Die Denitrifikation tritt entweder bei intermittierender Belüftung, simultan in sauerstoffarmen Zonen oder in einem vorgeschalteten anoxischen Becken auf.

### 2.2.4 Thermische Verwertung von Faulschlämmen

Der thermischen Behandlung geht eine Trocknung des entwässerten Faulschlammes voraus, um den Wasseranteil zu reduzieren. Für die anschließende Verbrennung werden hauptsächlich Wirbelschichtöfen eingesetzt. Wie im Kapitel 2.1.4.2 bereits erwähnt ist eine Monoverbrennung – eine Verbrennung in eigens dafür vorgesehenem Ofen – Voraussetzung, um Phosphor aus der Asche zurückgewinnen zu können. Die Verbrennung findet bei einer Temperatur zwischen 850 und 950° C statt. Ab 950° C ist mit einer Versinterung der Asche zu rechnen. Bei der thermischen Verwertung werden Inhaltsstoffe in anorganische Substanzen umgewandelt. Gleichzeitig kann der Brennwert genutzt werden, um Energie zu gewinnen (Tietz, 2007).

Bei der Verbrennung entstehen vor allem Wasser und Kohlendioxid, auch Metallsalze bilden sich (Tietz, 2007). Organische Substanzen sowie im Faulschlamm vorliegende organische Verunreinigungen werden im Zuge der thermischen Behandlung beinahe vollständig oxidiert und somit zerstört. Schwermetalle, welche im Schlamm enthalten sind, werden bei der Verbrennung in annähernd gleichem Umfang in der Asche angereichert wie Phosphor. Eine Ausnahme bildet Quecksilber, da es aufgrund seines niedrigen Siedepunktes bei der Veraschung verdampft. Phosphor ist in der Asche stark chemisch gebunden und kommt in Konzentrationen von 50 - 100 g/kg TS vor. Er liegt je nach pH-Wert in schwer löslichen Verbindungen vor und weist deshalb eine niedrige Pflanzenverfügbarkeit auf.

2010 wurden in Österreich 43 % des anfallenden Klärschlammes der thermischen Verwertung zugeführt (Egle et al., 2014c).

# 3 UNTERSUCHUNGSMETHODEN

## 3.1 UNTERSUCHTE FAULSCHLÄMME

Im Zuge dieser Arbeit wird die Löslichkeit von Eisen und Phosphor in Faulschlämmen zweier Kläranlagen untersucht:

- Kläranlage Bruck:

  An die Kläranlage Bruck ist ein Kanalnetz von 45.000 Einwohnern (EZ) angeschlossen. Täglich wird eine Abwassermenge von 16.000 - 22.000 $m^3$ gereinigt, wobei der Großteil aus kommunalen Abwässern besteht. Die jährliche Belastung beträgt 70.000 - 90.000 EW. Zur Phosphorelimination wird – neben Bio-P in den wärmeren Monaten – Eisenchlorid zur Fällung verwendet.

- Kläranlage Schwechat

  An Trockentagen durchlaufen täglich 48.000$m^3$ Abwasser die Kläranlage Schwechat. Die Schmutzfracht beträgt dabei bis zu 300.000 EW. Die vergleichsweise geringe Phosphor-Fracht (siehe Tabelle 3) ist auf den großen Anteil an Industrieabwässern zurückzuführen. Die Phosphorelimination findet ebenfalls durch Zudosierung von Eisensalzen statt.

Die Ergebnisse der Analyse beider Faulschlämme auf abwassertechnisch relevante Parameter sind in Tabelle 3 zu finden. Laut Literatur liegt das Verhältnis P/TS bei Faulschlamm typischerweise im Bereich von 15 - 40 g P/kg TS (Egle et al., 2015). In einer weiteren Studie mit 16 Faulschlämmen verschiedener Kläranlagen wurden zwischen 3,5 und 75,0 g Fe/kg TS analysiert (Scharf et al., 1997). Diese breite Streuung ist auf verschiedene Phosphoreliminations-Methoden zurückzuführen. Somit liegt Phosphor und Eisen in den Faulschlämmen der Kläranlage Bruck und Schwechat in üblichen Konzentrationsbereichen bei Faulschlämmen vor.

*Tabelle 3: Analytische Charakterisierung von Faulschlämmen der Kläranlagen Bruck (Mai 2018) sowie Schwechat (Juli 2018)*

| | | | FS Bruck | FS Schwechat |
|---|---|---|---|---|
| *Parameter* | | *Einheit* | *Mittelwert [n=Anzahl]* | *Mittelwert [n=Anzahl]* |
| Eisen | Fe | [mg Fe/L] | 1303 [n=4] | 1557 [n=2] |
| Phosphor | GP | [mg P/L] | 943 [n=5] | 633 [n=2] |
| Stickstoff | TKN | [mg N/L] | 2504 [n=5] | 2293 [n=2] |
| Trockensubstanz | TS | [g/L] | 29,9 [n=5] | 28,6 [n=2] |
| Organische Trockensubstanz | OTS | [g/L] | 17,5 [n=5] | 17,3 [n=2] |
| Chemischer Sauerstoffbedarf | CSB | [g/L] | 25,9 [n=5] | 27,9 [n=2] |
| Verhältnis P/TS | | [g P/kg TS] | 31,5 | 22,1 |
| Verhältnis Fe/TS | | [g Fe/kg TS] | 43,6 | 54,4 |

## 3.2 DURCHGEFÜHRTE VERSUCHE

Um einen allgemeinen Überblick zu geben, sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 alle Versuche aufgelistet, welche im Zuge dieser Arbeit durchgeführt wurden. Eine detaillierte Beschreibung ist in den nachfolgenden Unterkapiteln zu finden.

*Tabelle 4: Durchgeführte Versuche zur Löslichkeit von Eisen und Phosphat (Versuchbeszeichnung A...anaerob, B...belüftet; R... Reaktor)*

| VERSUCHE ZUR FAULSCHLAMMBELÜFTUNG | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Medium** | **Versuchs-bezeichnung** | **Beschreibung** | | | |
| FasFaulschlamm Bruck | A1 | anaerob<br>Senkung des pH-Wertes auf 2 | | | |
| | B1 | R1: | Belüftung bis Nitrifikation beendet ist | R2: | Belüftung bis Nitrifikation beendet ist |
| | B2 | R1: | Belüftung bis Nitrifikation beendet ist | R2: | Belüftung mit ATH ohne Nitrifikation |
| | B3 | R1: | Belüftung, nach Nitrifikation Senkung des pH-Wertes auf 2 | R2: | Belüftung, nach Nitrifikation Senkung des pH-Wertes auf 2 |
| Faulschlamm Schwechat | A2 | anaerob<br>Senkung des pH-Wertes auf 2 | | | |
| | B4 | R1: | Belüftung, nach Nitrifikation Senkung des pH-Wertes auf 2 | R2: | Belüftung, nach Nitrifikation Senkung des pH-Wertes auf 2 |
| Eisen-lösung | B5 | R3: | Deionisiertes Wasser, Belüftung, pH-Senkung auf 2 | R4: | Leitungswasser, Belüftung, pH-Senkung auf 2 |

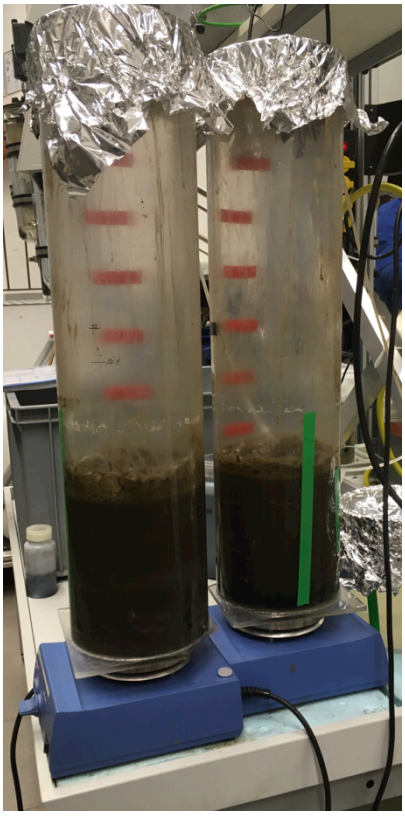
*Tabelle 5: Durchgeführte Versuche mit Faulschlammaschen*
*(Versuchbezeichnung C...Ansäuerung des Faulschlammes; D...Ansäuerung der Asche)*

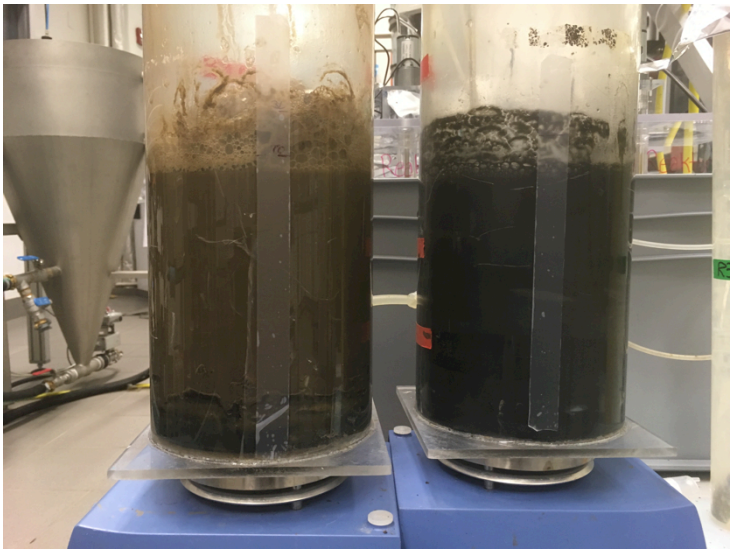
| VERSUCHE MIT FAULSCHLAMMASCHEN | | | |
|---|---|---|---|
| Medium | | Versuchs-bezeichnung | Beschreibung |
| Faulschlamm Bruck | belüftet | C1 | Ansäuerung des belüfteten Faulschlamms auf pH-Wert 3 bzw. 2 |
| | | D1 | Veraschung des belüfteten Faulschlammes, Ansäuerung der Asche auf pH-Wert 3 bzw. 2 |
| | anaerob | C2 | Ansäuerung des anaeroben Faulschlamms auf pH-Wert 3 bzw. 2 |
| | | D2 | Veraschung des anaeroben Faulschlammes, Ansäuerung der Asche auf pH-Wert 3 bzw. 2 |
| Faulschlamm Schwechat | anaerob | C3 | Ansäuerung des anaeroben Faulschlamms auf pH-Wert 3 bzw. 2 |
| | | D3 | Veraschung des anaeroben Faulschlammes, Ansäuerung der Asche auf pH-Wert 3 bzw. 2 |

### 3.2.1 Belüftung der Faulschlämme

#### 3.2.1.1 Versuchsaufbau

Die Versuche wurden parallel in zwei 12 L-Säulenreaktoren aus Plexiglas (R1 und R2, siehe Abbildung 3) und 3 L Füllvolumen durchgeführt. Der Inhalt der Reaktoren wurde mittels Magnetrührer kontinuierlich durchmischt. Eine Verdünnung des Faulschlammes war notwendig, da der Schlamm zu dickflüssig war, um vom Magnetrührstäbchen ausreichend durchmischt zu werden. Es wurde mit Leitungswasser verdünnt, da der Faulschlamm eine sehr komplexe Matrix mit Salzen in hohen Konzentrationen aufweist und die vergleichsweise geringe Anzahl an Ionen im Leitungswasser keinen Einfluss auf den Faulschlamm ausüben.





*(oben)*
*Abbildung 2: Veränderung der Farbe des Faulschlammes im Laufe der Belüftung (Prozesstag 3 im linken Reaktor, Prozesstag 0 im rechten Reaktor)*

*(links)*
*Abbildung 3: Belüftung von Faulschlamm Bruck in Reaktoren R1 und R2.*

Bei allen Versuchen der vorliegenden Arbeit erfolgte die Messung des pH-Wertes potentiometrisch, die der Sauerstoff-Konzentration (DO, Dissolved Oxygen) optisch. Dabei kam eine zweikanalige portable Handsonde der Firma Hach zum Einsatz (HQ40D), an welche die Elektroden angeschlossen wurden. Einmal täglich wurde vor der Verwendung eine Kalibrierung des Geräts durchgeführt.

Um den Faulschlamm belüften zu können, wurden Schlauchbelüfter am Boden der Reaktoren platziert. Da diese während der Versuchsdurchführung zu Auftrieb neigten, wurden sie mit Gewichten beschwert. Die Druckluftzufuhr erfolgte über PCV- bzw. flexiblere Silikonschläuche zu den Schlauchbelüftern. Ein Schwebekörper-Durchflussmesser wurde angebracht, um den Luftstrom einstellen zu können. Mittels Klemmen an den Schläuchen ist eine gleichmäßige Aufteilung der Luft auf beide Reaktoren erzielt worden. Eine DO-Konzentration von 2 mg/L wurde angestrebt, konnte aber beim vorliegenden Versuchsaufbau kaum erreicht werden. Daher wurde die Luftzufuhr so angepasst, dass sich eine stabile DO-Konzentration nahe 8 mg/L einstellte.

Die Versuche wurden bei Raum- bzw. Umgebungstemperatur durchgeführt. Um die Verdunstung von Wasser zu reduzieren, erfolgte die Abdeckung der Reaktoren mit Alufolie. Außerdem wurden Füllstandsmarkierungen am Reaktor angebracht, um das verdunstete Wasser wieder mit DW ausgleichen zu können (siehe Probenahme auf Seite 32).

#### 3.2.1.2 VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

##### BELÜFTUNG VON FAULSCHLAMM

Versuch B1, B3: R1, R2: 1500 mL Faulschlamm Kläranlage Bruck
1500 mL Leitungswasser

Versuch B4: R1, R2: 1500 mL Faulschlamm Kläranlage Schwechat
1500 mL Leitungswasser

Die Versuchsdurchläufe B1 und B3 wurden mit Faulschlamm der Kläranlage Bruck durchgeführt. Um festzustellen, ob ein ähnliches Verhalten bei der Belüftung eines anderen Faulschlammes auftritt, wurde der gleiche Versuch mit Faulschlamm der Kläranlage Schwechat zu einem späteren Zeitpunkt wiederholt (B4).

Der Magnetrührer wurde eingeschaltet und die Belüftung aufgedreht. Schon eine geringe Belüftung führte zu einer ausgeprägten Schaumbildung. Daher war bei den Versuchen stets darauf zu achten, dass die Belüftung nicht zu einem Austreten des Schaumes aus den Reaktoren führte.

Der Faulschlamm wurde über ca. zwei Wochen hinweg belüftet. Es wurden täglich Proben entnommen und die DO-Konzentration sowie der pH-Wert in den Reaktoren gemessen.

Ca. drei Tage nach dem Einsetzen der Nitrifikation pendelte sich der pH-Wert bei ca. 6 ein. Um die Löslichkeit bei kleinerem pH-Wert feststellen zu können, wurde bei den Versuchen B3 und B4 der pH-Wert künstlich durch Zugabe von Salzsäure (5 M) herabgesetzt. Dies erfolgte in mehreren pH-Schritten. Es wurde darauf geachtet, dass regelmäßig Säure nachdosiert wurde, bis der gewünschte pH-Wert sich einpendelte.

##### BELÜFTUNG VON FAULSCHLAMM MIT ATH

Versuch B2: R1: 1500 mL Faulschlamm Kläranlage Bruck
1500 mL $H_2O$

R2: 1500 mL Faulschlamm Kläranlage Bruck
1500 mL $H_2O$
15 mg/L ATH

Der Versuchsdurchlauf B2 wurde analog zum Versuch B1 durchgeführt. Als einzige Änderung wurde ATH im Reaktor R2 zum Faulschlamm zudosiert. ATH ist eine Abkürzung für Allylthioharnstoff. Im Folge der Anwesenheit von ATH waren die Ammoniumoxidierenden Bakterien (AOB) gehemmt, somit fand

keine Nitrifikation statt. Diese Maßnahme sollte einen Einfluss der Nitrifikation (abgesehen von der der pH-Wert-Änderung) auf die Löslichkeit von Eisen und Phosphat im Reaktor R1 im Vergleich zu Reaktor R2 ohne Nitrifikation zeigen.

Die anfängliche ATH-Konzentration im Reaktor R2 betrug 15 mg/L. Um sicherzustellen, dass die Nitrifikanten gehemmt blieben, wurde diese Konzentration täglich zugegeben, sobald im parallelen Versuch ohne ATH die Nitrifikation eingesetzt hatte.

Durch das Fehlen der Nitrifikation fand keine Änderung des pH-Wertes statt. Daher wurde die Senkung des pH-Wertes über den ganzen Versuch hinweg künstlich durch eine mehrmalige Zudosierung von Salzsäure erreicht, bis sich der gewünschte pH-Wert eingependelt hatte. Ansonsten wurde analog zu Versuch B1 vorgegangen.

### 3.2.2 Belüftung von Eisenlösungen

Um den Einfluss der Belüftung ohne Faulschlammmatrix feststellen zu können, wurden Lösungen mit einer bestimmten Eisenkonzentration über einen längeren Zeitraum einerseits in deionisiertem Wasser (DW) und andererseits in Leitungswasser belüftet.

#### Versuchsaufbau und Durchführung

Versuch B5:
- R3: 1000 mL deionisiertes Wasser, 140,55 mg Ammoniumeisen(II)-sulfat
- R4: 1000 mL Leitungswasser, 140,55 mg Ammoniumeisen(II)-sulfat

Zwei Säulenreaktoren aus Polypropylen mit je 1,5 L Fassungsvermögen (R3, R4) wurden für diesen Versuch verwendet. Die Luftzufuhr erfolgte über Belüftungssteine am Boden der Säulen.

Für den Versuch wurde Ammoniumeisen(II)-sulfat eingewogen und in einer Konzentration von 20 mg Fe/L in einem Liter DW in R3 bzw. einem Liter Leitungswasser in R4 gelöst. Nach dem Zudosieren des Ammoniumeisen(II)-sulfats zum Leitungswasser war sofort erkennbar, dass Eisen in Form einer gelborangen Verbindung ausgefallen war (siehe Abbildung 4, rechter Reaktor). Im deionisierten Wasser (linker Reaktor) war mit freiem Auge kaum eine Farbänderung erkennbar.

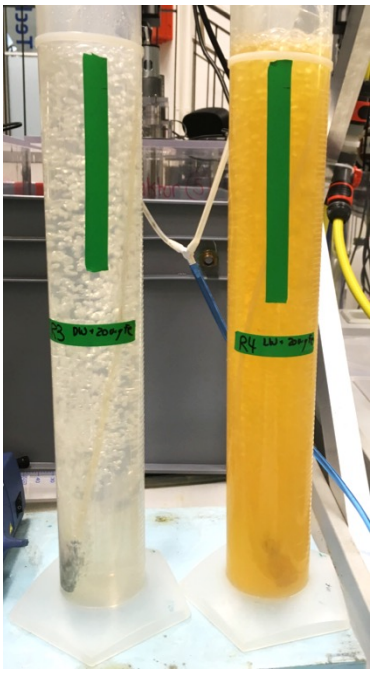


*Abbildung 4: Belüftung von deionisiertem Wasser (R3, links) und Leitungswasser (R4, rechts) mit 20 mg Fe/L. Im R4 ist der Ausfall einer gelben Eisenverbindung zu erkennen.*

Die Eisenlösungen in den Reaktoren wurden nun über ca. zwei Wochen hinweg belüftet, dabei lag immer eine Sauerstoffsättigung (DO-Konzentration bei ca. 8 mg/L) vor. Es wurden täglich Proben entnommen, um die Veränderung des Eisengehalts feststellen zu können. Nach der Probenentnahme

wurde der aktuelle Füllstand markiert. Am nächsten Tag wurde vor der Probenentnahme der Wasserstand bis zur letzten Füllmarke mit DW aufgefüllt, um den Einfluss von Verdunstung zu vermeiden.

Um das Löslichkeitsverhalten von Eisen im Leitungswasser bewerten zu können, wurde nach einigen Tagen schrittweise der pH-Wert abgesenkt, bis pH=2 erreicht war. Dies erfolgte mittels Zudosierung von Salzsäure (5M) in den Säulenreaktor.

### 3.2.3 Ansäuerung von Anaerobem Faulschlamm

Um den Einfluss der Belüftung feststellen zu können, wurden Versuche mit anaerobem Faulschlamm, durchgeführt, das heißt ohne Luftzufuhr in den Reaktor.

#### Versuchsaufbau und Durchführung

Versuch A1: 500 mL Faulschlamm Kläranlage Bruck
500 mL Leitungswasser

Versuch A2: 500 mL Faulschlamm Kläranlage Schwechat
500 mL Leitungswasser

Es wurden dazu Faulschlamm und Leitungswasser in einen verschließbaren Behälter mit 1l Fassungsvermögen gefüllt. Der Behälter wurde auf einem Magnetrührer platziert.

Da ohne Belüftung keine Nitrifikation stattfand, veränderte sich der pH-Wert nicht. Es wurde daher schrittweise mit Salzsäure (5M) der pH-Wert auf 6, 5, 4, 3 und 2 abgesenkt. Während der Zudosierung von Säure wurde die Magnetrührung kurzzeitig eingeschaltet, um die Säure im Faulschlamm zu verteilen. Da Faulschlamm wegen der hohen Ammonium-Konzentration stark gepuffert ist, musste der pH-Wert regelmäßig und mehrmals kontrolliert und Säure nachdosiert werden. War das Einpendeln des pH-Wertes abgeschlossen, so wurde eine Probe entnommen.

Anschließend wurde der pH-Wert auf den nächsttieferen Wert herabgesetzt. Sobald erneut eine Stabilisierung des pH-Werts eingetreten war (frühestens zwei Stunden danach bzw. spätestens am Folgetag), konnte eine Probe entnommen werden. Dies wurde so lange fortgeführt, bis ein pH-Wert von ca. 2 erreicht war. Nach 2 - 3 Tagen mit einem pH-Wert von 2 wurde der Versuch beendet, die Behälter wurden geleert und gereinigt.

### 3.2.4 Ansäuerung von Faulschlamm und Asche

Die Phosphorrückgewinnung ist, wie bereits in Kapitel 2.1.4 erwähnt, nicht nur aus Faulschlämmen, sondern auch deren Aschen möglich. Aus diesem Grund wurde beschlossen, die Löslichkeit von Aschen ebenfalls zu überprüfen. Zu diesem Zweck wurde eine Veraschung der verschiedenen Faulschlämme in den folgenden Versuchen durchgeführt. Anschließend wurde der pH-Wert der Aschen gesenkt und analog dazu erneut der pH-Wert der Faulschlämme, um die Rücklösung von Eisen bzw. Phosphat sowie den Säurebedarf bei der Ansäuerung quantifizieren und einen direkten Vergleich der Methoden aufstellen zu können.

Für diese Versuchsreihe wurden drei Faulschlämme herangezogen: Wie auch schon in den vorherigen Versuchen wurden die anaeroben Faulschlämme Bruck und Schwechat verwendet. Außerdem wurde ein Versuch mit belüftetem Faulschlamm aus Bruck durchgeführt (aus Versuch B2, Reaktor R1 stammend – siehe Kapitel 3.2.1), um den Einfluss der Belüftung auf den Säurebedarf abschätzen zu können.

Eine Übersicht zu den durchgeführten Versuchen ist in Tabelle 5 auf Seite 17 gegeben. Im Folgenden werden diese Versuche genauer beschrieben.

#### 3.2.4.1 Ansäuerung der Faulschlämme

##### Versuchsdurchführung (analog zur Aschen-Ansäuerung)

Versuch C1: 250 g belüfteter Faulschlamm aus Versuch B2, Reaktor R1
(1:1 mit Leitungswasser verdünnt, Nitritation beendet)

Versuch C2: 250 g Faulschlamm Bruck, anaerob
250 mL deionisiertes Wasser

Versuch C3: 250 g Faulschlamm Schwechat, anaerob
250 mL deionisiertes Wasser

Für die Versuche C1, C2 und C3 wurden Faulschlämme und Wasser in Bechergläser eingewogen (siehe Auflistung oben). Der Bechergläserinhalt wurde mittels Magnetrührer kontinuierlich durchmischt, um die zudosierte Säure später unter den Faulschlamm mischen zu können.

Im ersten Schritt wurde Salzsäure (2 M) zu den Bechergläsern zugegeben, bis der pH-Wert auf 3 abgesunken war. Mehrmaliges Nachdosieren über mehrere Stunden hinweg war notwendig, bis der pH-Wert bei 3 stabil wurde. Bei der Probenentnahme wurden beschriftete Probengefäße auf einer Waage tariert und 50 g Probe aus den Bechergläsern in die Probengefäße überführt. Vor der Entnahme wurde auf eine ordentliche Durchmischung der Faulschlämme geachtet, um eine homogene Probe zu erhalten. Das genaue Abwiegen der entnommenen Probe war notwendig, um das verbleibende Volumen im Reaktor zu kennen.

Danach wurde durch weiteres Zudosieren von Salzsäure über mehrere Stunden hinweg eine Ansäuerung bis zu einem pH-Wert von 2 durchgeführt. Anschließend wurden wiederum Proben entnommen danach und die Versuche beendet.

Die Proben wurden aufbereitet und danach auf Konzentration an gelöstem Eisen bzw. an Phosphat analysiert (siehe Kapitel 3.4 auf Seite 32). Die Versuche C1, C2 und C3 wurden zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wiederholt.

#### 3.2.4.2 Ansäuerung der Faulschlammaschen

*Abbildung 5: Muffelofen während des Aufheizvorganges mit Temperatursensor zur Kontrolle*

*Abbildung 6: (von links nach rechts) Tiegel mit Asche des belüfteten Klärschlammes Bruck (D1), des unbelüfteten Klärschlammes Bruck (D2) und des unbelüfteten Klärschlammes Schwechat (D3)*

*Abbildung 7: pH-Messung während der Ansäuerung von Faulschlammaschen*

#### Veraschung der Faulschlämme

Versuch D1: Faulschlamm Bruck, belüftet (aus Versuch B2, Reaktor R1)

Versuch D2: Faulschlamm Bruck

Versuch D3: Faulschlamm Schwechat

Für die Ansäuerung in den Versuchen D1, D2 und D3 musste im ersten Schritt Faulschlamm verascht werden. Es standen dafür Keramiktiegel in zwei verschiedenen Größen zur Verfügung (ca. 70 mL und 130 mL Volumen), welche sich zur Veraschung im Muffelofen eigneten. Die Keramiktiegel wurden im Trockenschrank getrocknet und nach dem Auskühlen im Exsikkator gewogen. Anschließend wurden die Tiegel zu ca. 90 % mit Faulschlamm befüllt und das Nettogewicht des Schlammes notiert. Die Tiegel wurden über Nacht in den Trockenschrank (104° C) gestellt, um das Wasser im Faulschlamm abzudampfen.

Im nächsten Schritt wurden die Tiegel mit getrocknetem Faulschlamm für acht Stunden bei 700°C in den Muffelofen gegeben (siehe Abbildung 5). Nach dem Abkühlen des Muffelofens wurden die Tiegel entnommen. Die rote Färbung der Faulschlammasche ist deutlich zu erkennen (siehe Abbildung 6). Danach wurden Bechergläser beschriftet und auf einer Waage eingewogen. Im nächsten Schritt wurden die Aschen mit deionisiertem Wasser in Bechergläser überführt. Dabei war es hilfreich, mit einer Spachtel die an den Tiegelwänden haftende Asche zu lösen und die Tiegel mehrmals mit DW auszuschwenken. Anschließend wurden die Bechergläser mit so viel DW gefüllt, bis das ursprüngliche Füllgewicht der Faulschlämme erreicht war.

### Ansäuerung der Aschen

Die Bechergläser wurden im nächsten Schritt unter einer Abzugshaube auf einem Magnetrührer platziert (siehe Abbildung 7).

Bei den Faulschlammaschen war kein unangenehmer Geruch zu vernehmen, da Eisen in Form von Eisen(II)-sulfid vorlag und somit kein Schwefelwasserstoff bei der Ansäuerung freigesetzt wurde.

Der Faulschlamm wurde mittels Magnetrührstäbchen durchmischt, um mechanisch die Auflösung der Aschenagglomerate während der Ansäuerung zu fördern. Es waren anfangs feste, dunkelrot gefärbte Klumpen am Boden der großteils transparenten Flüssigkeit zu erkennen (siehe Abbildung 8).

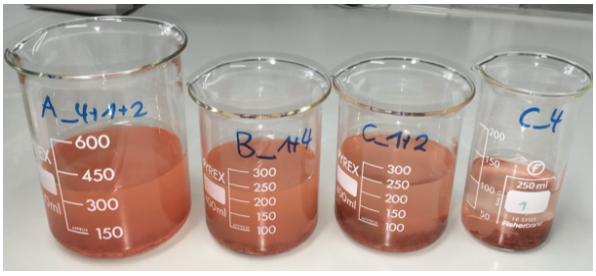



*Abbildung 8: Faulschlammaschen vor der Ansäuerung (D1, D2, D3/1, D3/2)*

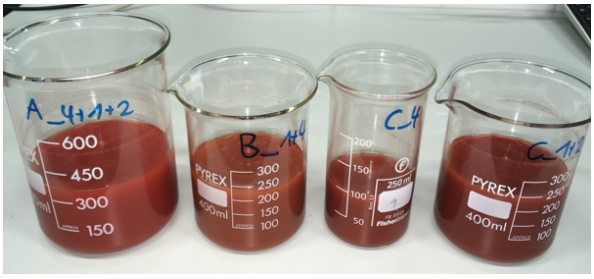



*Abbildung 9: Faulschlammaschen nach der Ansäuerung auf pH-Wert 3 (D1, D2, D3/2, D3/1)*

Anschließend wurde unter Notierung des verwendeten Volumens regelmäßig und über mehrere Stunden hinweg Salzsäure (2 M) zudosiert, bis ein stabiler pH-Wert von 3 erreicht war. Die Auflösung der Ascheklumpen schritt dabei immer weiter voran, bis eine trübe, stark rot gefärbte Suspension vorlag und nur mehr wenige feine Aschepartikel zu beobachten waren. Beim unbelüfteten Faulschlamm war die Lösung dunkelrot gefärbt, beim belüfteten Faulschlamm trat eine etwas hellere Färbung auf (siehe Abbildung 9).

Bei stabilem pH-Wert 3 wurde eine Probenahme durchgeführt: Beschriftete Probenbehälter wurden dazu auf der Waage tariert. Da nach Abstellen der Magnetrührung bald ein Absinken und Sedimentieren roter Partikel zu beobachten war, wurde stets darauf geachtet, dass vor der Probenahme die Lösungen gut durchmischt und homogen waren. Dies ist nicht relevant für die Probe selbst, jedoch wäre ansonsten bei der Fortführung der Versuche der Gesamtgehalt an Eisen und Phosphat beeinflusst worden.

Im nächsten Schritt wurde – analog zur Ansäuerung bis pH-Wert 3 – eine weitere Ansäuerung durchgeführt. Nach mehrmaligem Nachdosieren von HCl über mehrere Stunden hinweg hat sich der pH-Wert bei 2 eingependelt und weitere Proben konnten entnommen werden.

Die Proben der Versuche wurden lt. Kapitel 3.4 aufbereitet und auf Konzentration an gelöstem Eisen bzw. an Phosphat analysiert. Die Versuche D1, D2 und D3 wurden zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse in einem zweiten Versuchsdurchgang wiederholt.

### 3.2.5 Auswertung der Ansäuerung von Faulschlamm und Asche

Es wurden nach der Versuchsdurchführung der Säurebedarf sowie die Konzentrationen an gelöstem Eisen und Phosphat unter Beachtung der verwendeten Faulschlammvolumina und Verdünnungen berechnet. Dabei musste berücksichtigt werden, dass beim Versuch D1 mit belüftetem Faulschlamm eine Verdünnung von 1:1 mit Leitungswasser vorlag, die Faulschlämme in D2 und D3 wurden unverdünnt verascht.

Das Volumen an Faulschlamm bei der Faulschlammansäuerung bzw. das Volumen an Faulschlamm, welches zur Veraschung eingesetzt wurde, wird im weiteren Verlauf als $V_{FS}$ bezeichnet. Das Volumen an Wasser zur Verdünnung des Faulschlammes wird mit $V_{H2O}$ bezeichnet. Um einen pH-Wert von 3 zu erreichen, wurde Salzsäure mit dem Volumen $V_{HCl_pH3}$ zudosiert. Bei pH-Wert 3 wurde eine Probe mit Volumen $V_{Probe}$ entnommen – sie weist eine bestimmte Konzentration an gelöstem Eisen ($c_{Fe_pH3_roh}$) und $PO_4^{3-}$-P ($c_{PO4_pH2_roh}$) auf. Bei der Ansäuerung von pH-Wert 3 auf 2 wurde das Volumen $V_{HCl_pH2}$ an Salzsäure zugegeben. Beim pH-Wert von 2 wurde eine Probe mit der Konzentration an gelöstem Eisen ($c_{Fe_pH3_roh}$) sowie an $PO_4^{3-}$-P ($c_{PO4_pH2_roh}$) entnommen. Es wird bei den Berechnungen eine Faulschlammdichte von 1000 g/L angenommen.

Der Säurebedarf in mL HCl /kg Faulschlamm zum Einstellen von pH-Wert 3 wird folgendermaßen berechnet:

$$HCl_{pH3} = \frac{V_{HCl_pH3_roh} \cdot 1000 \ \frac{g}{kg}}{V_{FS}} \qquad [mL/kg\ FS] \qquad (8)$$

Um den Säurebedarf bis zu pH-Wert 2 berechnen zu können, musste ein Faktor $F_1$ eingeführt werden, mit dem die Volumenänderung durch Verdünnung und Probenahme berücksichtigt wurde:

$$F_1 = \frac{V_{FS} + V_{H2O}}{V_{FS} + V_{H2O} - V_{Probe}} \qquad [-] \qquad (9)$$

Mit diesem Faktor wurde das HCl-Volumen zur Ansäuerung von pH-Wert 3 auf pH-Wert 2 korrigiert:

$$V_{HCl_pH2_korr} = V_{HCl_pH2_roh} \cdot F_1 \qquad [mL] \qquad (10)$$

Damit kontte nun der Säurebedarf an Salzsäure $HCL_{pH2}$ berechnet werden, um den Faulschlamm bzw. die Asche bis zum pH-Wert von 2 anzusäuern:

$$HCl_{pH2} = \frac{\left(V_{HCl_pH3_roh} + V_{HCl_pH2_korr}\right) \cdot 1000 \frac{g}{kg}}{V_{FS}} \qquad [ml/kg\ FS] \qquad (11)$$

Es wurde außerdem der Säurebedarf, bezogen auf 1 g Trockensubstanz, berechnet. Dabei wurde der Wert TS mitverwendet, er beschreibt die Trockensubstanz (an Faulschlamm bzw. Asche) pro kg Faulschlamm.

$$HCl_{pH3_TS} = \frac{HCl_{pH3}}{TS} \qquad [ml/g\ TS] \qquad (12)$$

$$HCl_{pH2_TS} = \frac{HCl_{pH2}}{TS} \qquad [ml/g\ TS] \qquad (13)$$

Zur Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen und Phosphat in Lösung wurden zuerst die Verdünnungsfaktoren $F_2$ und $F_3$ benötigt:

$$F_2 = \frac{V_{Fs} + V_{H2O} + V_{HCl_pH3}}{V_{FS}} \qquad [-] \qquad (14)$$

$$F_3 = \frac{V_{Fs} + V_{H2O} + V_{HCl_pH3} - V_{Probe} + V_{HCl_pH2}}{V_{Fs} + V_{H2O} + V_{HCl_pH3} - V_{Probe}} \qquad [-] \qquad (15)$$

Der analysierte Eisengehalt der Proben ($c_{Fe_pH3_roh}$, $c_{Fe_pH2_roh}$) ließ unter Berücksichtigung der Verdünnungen und Probenahmen nun auf den Gehalt an gelöstem Eisen im angesäuerten Faulschlamm bzw. in der Asche bei jeweiligem pH-Wert schließen:

$$c_{Fe_pH3} = c_{Fe_pH3_roh} \cdot F_2 \qquad [mg/l] \qquad (16)$$

$$c_{Fe_pH2} = c_{Fe_pH2_roh} \cdot F_2 \cdot F_3 \qquad [mg/l] \qquad (17)$$

Bei den Phosphorkonzentrationen $c_{PO4_pH3}$ und $c_{PO4_pH2}$ wurde analog vorgegangen.

$$c_{PO4_pH3} = c_{PO4_pH3_roh} \cdot F_2 \qquad [mg/l] \qquad (18)$$

$$c_{PO4_pH2} = c_{PO4_pH2_roh} \cdot F_2 \cdot F_3 \qquad [mg/l] \qquad (19)$$

## 3.3 Berechnung der Löslichkeit von Eisenverbindungen

Eisen kann im Faulschlamm in verschiedenen Verbindungen vorliegen, zu denen Löslichkeitsprodukte aus der Literatur zugeordnet werden können. Als Löslichkeitsprodukt versteht man die Gleichgewichtskonstanten für eine Reaktion, bei der feste Salze aufgelöst werden und dabei Ionen in Lösung gehen (Harris et al., 2014). Sie sind von der Temperatur abhängig. Folgende Löslichkeitsprodukte bei 25 °C wurden aus der Literatur entnommen:

*Tabelle 6: Löslichkeitsprodukte* (Mortimer et al., 2007)

| Verbindung | Löslichkeitsprodukt L |
|---|---|
| $Fe(OH)_2$ | $L_1 = 1{,}8 \cdot 10^{-15}\ \frac{mol^3}{L^3}$ |
| $Fe(OH)_3$ | $L_2 = 6 \cdot 10^{-38}\ \frac{mol^4}{L^4}$ |
| FeS | $L_3 = 4 \cdot 10^{-19}\ \frac{mol^2}{L^2}$ |

Mit Hilfe der Löslichkeitsprodukte lassen sich Löslichkeiten der Verbindungen bei bestimmten pH-Werten berechnen und in der Folge grafisch darstellen. Berechnungen der Eisen-Ionen-Konzentration von $Fe(OH)_2$, $Fe(OH)_3$ sowie FeS wurden, wie in den folgenden Unterkapiteln beschrieben, durchgeführt.

### Eisen(II)-Hydroxid

Eisen(II)-hydroxid dissoziiert mit der folgenden Gleichung:

$$Fe(OH)_2 \leftrightarrow Fe^{2+} + 2OH^- \tag{20}$$

Damit konnte das Massenwirkungsgesetz mit der Geschwindigkeitskonstante $K_1$ angeschrieben werden:

$$K_1 = \frac{c(Fe^{2+}) \cdot c^2(OH^-)}{c(Fe(OH)_2)} \tag{21}$$

Die Konzentration im reinen Feststoff $c(Fe(OH)_2$ ist eine Konstante und konnte daher konnte in die Gleichgewichtskonstante miteinbezogen werden. Daraus ergibt sich die Konstante L – das Löslichkeitsprodukt – welche aus der Literatur entnommen werden könnte.

$$c(Fe^{2+}) \cdot c^2(OH^-) = K_1 \cdot\ c(Fe(OH)_2) = L_1 \qquad [mg/l] \tag{22}$$

Mit Hilfe der Definition des pH-Wertes ließen sich verschiedene $OH^-$Konzentrationen bei den jeweiligen pH-Werten berechnen.

$$pH = -\log c(H^+) \qquad [-] \tag{23}$$

$$pOH = 14 - pH \qquad [-] \qquad (24)$$

$$c(OH^-) = 10^{-pOH} \cdot c_0 \qquad mit\ c_0 = 1\ mol/L \qquad [mol/L] \qquad (25)$$

Damit konnte anschließend die Konzentration $c(Fe^{2+})$ an gelöstem Eisen bei einem bestimmten pH-Wert berechnet werden:

$$c(Fe^{2+}) = \frac{L_1}{c^2(OH^-)} \qquad [mol/l] \qquad (26)$$

Um die Löslichkeit von Fe(II)-hydroxid mit der Konzentration an gelöstem Eisen in den Reaktoren vergleichen zu können, wurde die theoretische Konzentration $c(Fe^{2+})$ mit der molaren Massen von Eisen (55,85 g/mol) multipliziert und auf mg Fe/L umgerechnet.

### Eisen(III)-Hydroxid

$$Fe(OH)_3 \leftrightarrow Fe^{3+} + 3OH^- \qquad (27)$$

Die Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen bei bestimmten pH-Werten wurde mithilfe des Löslichkeitsprodukts von Eisen(III)-hydroxid ($L_2$) analog zur Berechnung oben (siehe Eisen(II)-hydroxid) durchgeführt.

### Eisen(II)-sulfid

$$FeS \leftrightarrow Fe^{2+} + S^{2-} \qquad (28)$$

Um die Löslichkeit von Eisen(II)-sulfid (FeS) bestimmen zu können, muss die Konzentration an $S^{2-}$ bekannt sein. Diese ist abhängig von der Schwefelwasserstoff-Konzentration c($H_2S$) in der Lösung und lässt sich aus dem Dissoziationsgleichgewicht von $H_2S$ bestimmen. Eine $H_2S$-Konzentration von c($H_2S$) = 0,1 mmol/L wurde angenommen (entspricht 3,4 mg $H_2S$/L). Die Bruttoreaktion lautet:

$$H_2S \leftrightarrow 2H^+ + S^{2-} \qquad (29)$$

$H_2S$ dissoziiert in zwei Schritten, da es als mehrprotonige Säure mehr als ein dissoziierbares Wasserstoffatom pro Molekül enthält. Im ersten Schritt wird das erste Proton abgegeben, im zweiten Schritt das zweite. Jeder Schritt besitzt seine eigene Dissoziationskonstante (Bezeichnung: $K_{S1}$, $K_{S2}$, …). Diese Konstanten drücken aus, wie leicht Protonen abgegeben werden können. Die zwei Teilreaktionen und die zugehörigen Dissoziationskonstanten, welche sich mit dem Massenwirkungsgesetz formulieren lassen, lauten wie folgt (Mortimer et al., 2007):

1. Schritt: $H_2S \leftrightarrow H^+ + HS^-$ (30)

$$K_{S1} = \frac{c(H^+) \cdot c(HS^-)}{c(H_2S)} = 1{,}1 \cdot 10^{-7} mol/L \qquad [mol/L] \qquad (32)$$

2. Schritt: $HS^- \leftrightarrow H^+ + S^{2-}$ (33)

$$K_{S2} = \frac{c(H^+) \cdot c(S^{2-})}{c(HS^-)} = 1{,}0 \cdot 10^{-14} mol/L \qquad [mol/L]$$

HCl dissoziiert folglich zu $HS^-$ sowie $S^{2-}$. Die prozentuellen Anteile $f(H_2S)$, $f(HS^-)$ sowie $f(S^{2-})$ sind vom pH-Wert abhängig und werden folgendermaßen berechnet:

$$f(H_2S) = \left(1 + \frac{K_{S1}}{c(H^+)} + \frac{K_{S1} \cdot K_{S2}}{c^2(H^+)}\right)^{-1} \cdot 100 \qquad [\%] \qquad (34)$$

$$f(HS^-) = \frac{K_{S1}}{c(H^+)} \cdot f(H_2S) \cdot 100 \qquad [\%] \qquad (35)$$

$$f(S^{2-}) = \frac{K_{S1} \cdot K_{S2}}{c^2(H^+)} \cdot f(H_2S) \cdot 100 \qquad [\%] \qquad (36)$$

Somit ist die Konzentration der $S^{2-}$Ionen folgendermaßen berechenbar:

$$c(S^{2-}) = c(H_2S) \cdot f(S^{2-}) \qquad [mol/l] \qquad (37)$$

Die Löslichkeit von Eisensulfid wird mit Hilfe des Löslichkeitsprodukts $L_3$ aus Tabelle 6 folgendermaßen definiert:

$$L_3 = K_{FeS} \cdot c(FeS) = c(Fe^{2+}) \cdot c(S^{2-}) = 4 \cdot 10^{-19}\, mol^2/l^2 \qquad [mol^2/L^2] \qquad (38)$$

Durch Umformen und Einsetzen der Konzentration von $S^{2-}$ ließ nun die Konzentration an gelöstem Eisen berechnen, welche bloß eine Abhängigkeit vom pH-Wert aufweist:

$$c(Fe^{2+}) = \frac{L_3}{c(S^{2-})} \qquad [mol/l] \qquad (39)$$

## 3.4 Entnahme und Aufbereitung der Proben

Bei den Versuchen wurde täglich – bzw. gegebenenfalls mehrmals täglich – eine Probe gezogen. Vor der Probenahme wurden Probengefäße vorbereitet und beschriftet. Außerdem wurde der Füllstand im Reaktor kontrolliert und bei Bedarf wieder bis zur letzten Füllstandsmarke mit DW aufgefüllt. Somit wurde verhindert, dass Verdunstung des Wassers die Versuchsergebnisse verfälschte. Bei der Probenahme wurde außerdem darauf geachtet, dass der Magnetrührer in Betrieb war, damit der Faulschlamm gut durchmischt vorlag.

Sollte die Probe auf Eisen, Phosphat und Stickstoff analysiert werden, war ein Volumen von 80 - 100 mL Faulschlamm ausreichend. War eine TS und OTS-Bestimmung zusätzlich erforderlich, so waren ca. 300 mL notwendig.

Mit Hilfe einer Spritze mit 100 mL Fassungsvermögen und einem angesteckten Kunststoffschlauch (40 cm Länge) wurden die Proben gezogen und in die Probenbehälter gefüllt. Der Schlauch diente als Verlängerung bei der Probeentnahme aus den tiefen Reaktoren R1 und R2.

Die Proben wurden unmittelbar nach der Entnahme mit 14.000 rpm bei 20°C für zehn Minuten zentrifugiert. Danach wurde der Überstand druckbetrieben membranfiltriert (0,45 µm Filter), um Feststoffe wie z.B. feste Eisenverbindungen aus den Proben zu entfernen.

Die Proben des Versuches B5 „Belüftung von Eisenlösungen“ (siehe Kapitel 3.2.2) mussten nicht zentrifugiert werden, eine Membranfiltration war hier ausreichend. Da nur kleine Probenvolumina aus dem Versuch B5 zur Verfügung standen, wurde die Membranfiltration mit einem kleinen Filtergehäuse durchgeführt. Die Proben wurden dabei mittels einer 12mL-Spritze händisch durch den Filter gepresst.

Die Analyse der Phosphor- und Stickstoffparameter wurde am Tag der Probenahme durchgeführt. Bis zur analytischen Bestimmung von Eisen wurden die membranfiltrierten Proben im Kühlschrank bei 5°C aufbewahrt.

*(links)*
*Abbildung 10:*
*Druckbetriebene Membran-Filtration der zentrifugierten Faulschlamm-Proben (0,45 µm)*

*(rechts)*
*Abbildung 11:*
*Händische Membran-Filtration (0,45 µm) einer angesäuerten und zentrifugierten Faulschlammaschen-Probe*

## 3.5 ANALYTIK

### 3.5.1 ABWASSERSPEZIFISCHE PARAMETER

Im Labor des Forschungsbereichs für Wassergütewirtschaft wurde einer Analyse der Proben auf folgende abwasserspezifische Parameter durchgeführt:

*Tabelle 7: Übersicht der analysierten Parameter inklusive zugehöriger Normen*

| Parameter | | Analysemethode | Norm |
|---|---|---|---|
| $PO_4^{3-}$-P | Phosphat-P | Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat | DIN EN ISO 6878:2004-09 |
| $NH_4^+$-N | Ammonium-N | Verfahren mittels Fließanalytik und spektrometrischer Detektion | DIN EN ISO 11732:2005-05 |
| $NO_x$-N | Summe Nitrit-N + Nitrat-N | Fließanalyse und spektrometrische Detektion | DIN EN ISO 13395:1996-10 |
| $NO_2^-$-N | Nitrit-N | Fließanalyse und spektrometrische Detektion | DIN EN ISO 13395:1996-10 |
| GP | Gesamtphosphor | Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat | DIN EN ISO 6878:2004-09 |
| TKN | Totaler Kjeldahl-Stickstoff | Aufschluss mit Selen, Destillation und Titration | DIN EN ISO 25663:1993-11 |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf | Aufschluss mit Kaliumdichromat (Kurzzeitverfahren) | DIN 38409-43:1981-12 |
| TS | Trockensubstanz | Trocknung und gravimetrische Analyse | DIN EN 12880:2001-02 |
| OTS | Organische Trockensubstanz | Veraschung und gravimetrische Analyse | DIN EN 12879:2001-02 |

### 3.5.2 BESTIMMUNG VON EISEN

Die Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen ist mittels verschiedener Verfahren möglich, wie z.B.:

- Atomabsorptionsspektrometrie (AAS)
- induktiv gekoppelter Plasma-Atom-Emissionspektrometrie (ICP-OES)
- Komplexbildung und Photometrie
- Küvettentests

Aufgrund der großen Anzahl zu analysierender Proben schieden Bestimmungen mittels ICP-OES, AAS oder Küvettentests aus Kostengründen aus. Bestimmungen mithilfe der Photometrie sind unter über-

schaubarem Aufwand und kostengünstig durchzuführen. Dabei werden Komplexbildner eingesetzt, welche je nach Eisengehalt der Probe eine charakteristische Färbung bestimmter Intensität verleihen. Als Komplexbildner stehen z.B. 1,10-Phenanthroliniumchlorid, 2,2'-Bipyridin oder Thiocyanat zur Auswahl.

Da die photometrische Bestimmungsmethode mittels 1,10-Phenanthroliniumchlorid heutzutage vorwiegend zur Ermittlung des Eisengehalts in Wasserproben eingesetzt wird, wurde sie für die Eisen-Bestimmung im Rahmen der vorliegenden Arbeit ausgewählt (Kölle, 2010). Vor Durchführung der Versuche zur Nachbehandlung des Faulschlammes wurde getestet, ob diese Bestimmungsmethode sich zur Analyse von gelöstem Eisen in membranfiltrierten Faulschlammproben eignet. Es wurden parallele Analysen einzelner Proben mittels ICP-OES im Labor des Forschungsbereiches für Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement in Auftrag gegeben, um einen Vergleich der Analysemethoden zu erhalten und eine Aussage über die Eignung der Bestimmungsmethode treffen zu können (siehe Kapitel 4.1.4). Es stellte sich dabei heraus, dass diese Methode die Anforderungen erfüllt und für den Zweck dieser Arbeit geeignet ist.

Es wurde ein Photometer der Firma Hach Lange (Modell „DR 2800") verwendet. Die folgende Methodenanweisung wurde aus Merck (1975) entnommen, wurde an das gegebene Probenvolumen angepasst und entspricht einer Adaption der Norm DIN 38406-1:1983-05:

#### REAGENZIEN

Schwefelsäure-Lösung ($H_2SO_4$ 2M):

5,5 mL Schwefelsäure ($H_2SO_4$)
auf 50 mL mit deionisiertem Wasser aufgefüllt

Natriumacetat-Eisessiglösung:

16,5 g Natriumacetat ($C_2H_3NaO_2$)
11,5 mL Eisessig ($C_2H_4O_2$)
auf 100 mL mit deionisiertem Wasser aufgefüllt

Ascorbinsäure-Lösung:

10 g Ascorbinsäure
auf 100 mL mit deionisiertem Wasser aufgefüllt

1,10-Phenanthroliniumchlorid-Lösung:

0,5 g 1,10-Phenanthrolin ($C_{12}H_8N_2$)
1 mL Salzsäure (HCl)
auf 100 mL mit deionisiertem Wasser aufgefüllt

Die Haltbarkeit von Ascorbinsäure und 1,10-Phenanthroliniumchlorid-Lösung ist beschränkt. Daher musste die Ascorbinsäure-Lösung täglich und die 1,10-Phenanthroliniumchlorid-Lösung wöchentlich neu hergestellt werden (Merck, 1975).

#### DURCHFÜHRUNG

Als erster Schritt wurden 5 mL der Probe in eine Eprouvette überführt. Bei der membranfiltrierten Faulschlammprobenmatrix war wegen ihrer Komplexität eine Eisen-Aufstockung notwendig (siehe Kapitel 3.5.2.4). Daher mussten mehrere Reagenzgläser mit der selben Probe vorbereitet werden (je 5 mL) und mit dem Eisen-Standard der gewünschten Konzentrationen aufgestockt werden.

Danach wurden 0,1 mL an Schwefelsäure (2M) dazupipettiert und mit dem Vortex-Schüttler durchmischt.

Anschließend wurden 0,2 mL der Natriumacetat-Eisessig-Lösung zu den Proben pipettiert und mit dem Vortex-Schüttler durchmischt. Nach Zugabe von 0,1 mL der Ascorbinsäure-Lösung wurden die Proben erneut geschüttelt.

Im nächsten Schritt wurden die pH-Werte mit Hilfe von pH-Teststreifen kontrolliert. Die pH-Werte sollten im Bereich 3,5 - 5,5 liegen, optimalerweise bei 4,5.

Im letzten Schritt wurden 0,2 mL der 1,10-Phenanthroliniumchlorid-Lösung zupipettiert und die Proben erneut geschüttelt. Daraufhin folgte die Lagerung im Temperierschrank für mindestens 15 Minuten bei 20°C Dunkelheit. Danach war die Komplexbildung abgeschlossen, erkennbar an der deutlichen Färbung der Proben mit höherer Eisen-Konzentration.

Die Messung der Extinktion der Proben erfolgte bei einer Wellenlänge von 500 nm mit dem Photometer.

Diese Methode nach der DIN 38406-1:1983-05 Norm ist geeignet für die Eisenbestimmung im Bereich von 0,02 - 4 mg Fe/L unter der Voraussetzung, dass $PO_4^{3-}$-P mit einer Konzentration > 100 mg P/L in der zu analysierenden Probe vorhanden ist (Merck, 1975).

#### 3.5.2.1 THEORETISCHE GRUNDLAGEN ZUR BESTIMMUNGSMETHODE

Eisen kann in drei- und zweiwertiger Form gelöst in den Proben vorliegen. Da der eingesetzte Komplexbildner nur mit zweiwertigem Eisen Komplexe bilden kann, muss Eisen(III) zuvor zu Eisen(II) reduziert werden (Kölle, 2010). Das eingesetzte Reduktionsmittel ist dabei Ascorbinsäure, als Puffer wird eine Natriumacetate-Eisessig-Lösung verwendet.

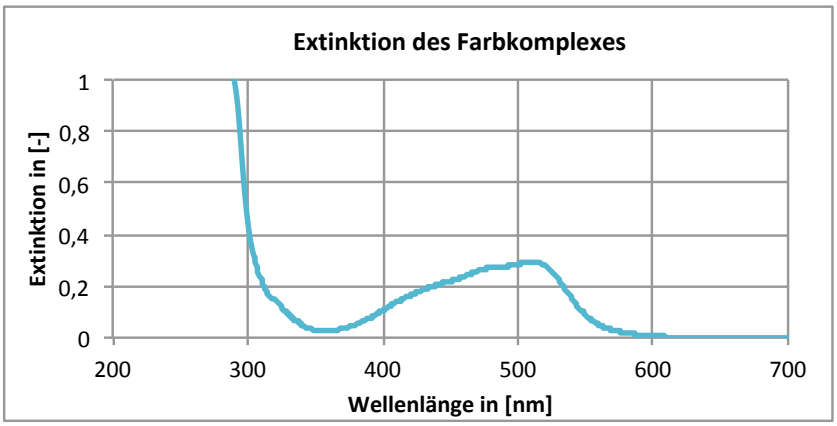



*Abbildung 12: Das Spektrum der Extinktionen bei 200 - 700 nm Wellenlänge zeigt den Peak des Eisen-Phenanthroliniumchlorid-Farbkomplexes bei ca. 500 nm*

Bei der Zugabe von 1,10-Phenanthroliniumchlorid wird mit dem vorhandenen zweiwertigen Eisen ein Ferroin-Komplex gebildet, welcher für die auftretende orangerote Färbung der Lösung verantwortlich ist (siehe Abbildung 15). Diese ist in Form von Extinktion laut Methodenanweisung bei einer Wellenlänge zwischen 492 und 508 nm photometrisch messbar. Das erstellte Spektrum zwischen 200 nm und 700 nm in Abbildung 12 bestätigt, dass die Extinktion, welche auf den Farbkomplex zurückzuführen ist, bei ca. 500 nm zu messen ist.

##### PHOTOMETRIE

Lichtdurchlässige Medien absorbieren bestimmte Wellenlängen und sind durchlässig für das Restlicht, welches als Komplementärfarbe vom Auge wahrgenommen bzw. vom Photometer gemessen werden kann. Genauer genommen misst das Photometer, wie in Abbildung 13 dargestellt, die Schwächung des Lichtstrahls beim Durchgang durch das Probenmedium in der Küvette mit der Schichtdicke d. $I_0$ beschreibt dabei die Anfangsintensität des Lichtes, welche beim Probendurchgang durch die Absorption der Strahlung (Intensität $I_A$), die Reflektion ($I_R$) und das Streulicht ($I_S$) der Probe oder des Küvettenmaterials ($I_{AK}$) geschwächt wird (Otto, 2011). I bezeichnet die gemessene Intensität des durchgelassenen Lichtes.

Durch Vergleichsmessungen mit einer mit Lösungsmittel (z.B. deionisertem Wasser) gefüllten Küvette ließ sich der Nullwert ermitteln und somit konnten die Anteile von Streulicht, Reflexion und Absorption des Küvettenmaterials korrigiert werden.

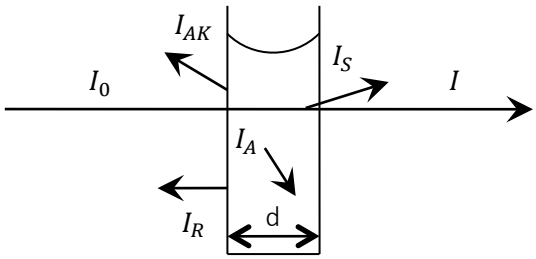



*Abbildung 13: Durchgang des Lichts durch das Probenmedium (vergl. Otto 2011)*

Die Extinktion E ist das Maß für die Absorption einer bestimmten Wellenlänge durch das Medium. Vollständiger Lichtdurchgang bedeutet somit eine Extinktion von 0.

$$E = log\ \frac{I_0}{I} \qquad [-] \qquad (40)$$

#### LAMBERT BEER'SCHES GESETZ

Das Lambert-Beer'sche Gesetz (Otto, 2011) beschreibt die Abhängigkeit der Extinktion von der Schichtdicke des durchstrahlten Mediums und der molaren Konzentration des Analyten:

$$E = \varepsilon(\lambda) \cdot d \cdot c \qquad [-] \qquad (41)$$

Dabei bezeichnet $\varepsilon(\lambda)$ den molaren dekadischen Extinktionskoeffizienten bei Wellenlänge $\lambda\ in$ l/mol/cm, d die Schichtdicke der Küvette in cm und c die Konzentration des Analyten in mol/l. Es wurden im Zuge dieser Arbeit standardgemäß Küvetten mit 1 cm Schichtdicke verwendet, folglich ist $d = 1$. Somit kann die Konzentration nur als Funktion der Extinktion und dem Extinktionskoeffizienten, welcher bei der externen Kalibrierung ermittelt wird, berechnet werden.

### 3.5.2.2 EXTERNE KALIBRATION

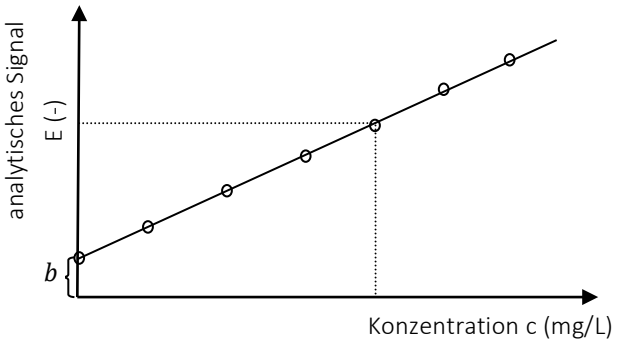



*Abbildung 14: Kurve der externen Kalibration (vergl. Gey 2008)*

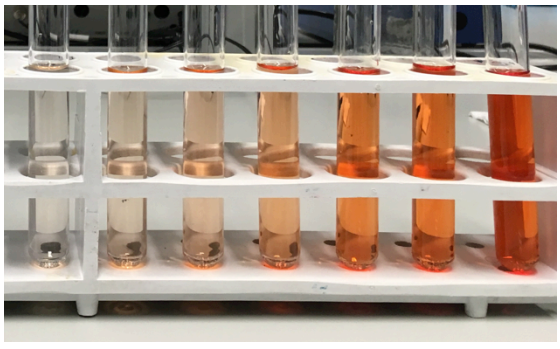


*Abbildung 15:Deutliche orange-rote Färbung der Standards durch den Komplexbildner 1,10-Phenanthroliniumchlorid.*

Eine externe Kalibration wurde durchgeführt, um aus der Intensität des analytischen Signals die Konzentration des Analyten (in diesem Fall Eisenionen) im Medium berechnen zu können. Dazu wurden Standards des Analyten benötigt. Es wurde dazu eine Serie von Lösungen bestimmter Konzentrationen

aus einer Stammlösung mit definierter Konzentration erstellt und danach das analytische Signal dieser Verdünnungsreihe photometrisch gemessen (Gey, 2008), wobei dieses Signal dem Wert der Extinktion entspricht. Mit den Extinktions-Messwerten auf der Ordinate und den bekannten Konzentrationen an gelöstem Eisen auf der Abszisse konnte eine Kalibrierfunktion mit der Geradengleichung $y = ax + b$ erstellt werden (siehe Abbildung 14). Dabei ist der Blindwert als Ordinatenabschnitt $b$ auslesbar. Der Faktor $a$ ist ein Maß für die Empfindlichkeit der Analysemethode und bestimmt den Anstieg der Geraden (Gey, 2008). Die Extinktion der Probe ist bekannt und es kann mittels der Geradengleichung der Konzentrationsgehalt an gelöstem Eisen berechnet werden.

#### 3.5.2.3 Blindwert

Die komplexe Matrix des Faulschlammes (z.B. Eigenfärbung, Huminstoffe) kann einen erheblichen Anteil der Extinktion an der gemessenen Gesamtextinktion einer Probe ausmachen. Dieser Anteil führt zu einer Verfälschung der Ergebnisse und muss deshalb von der Gesamtextinktion der Proben als „Blindwert“ subtrahiert werden. Zu jeder Probe wurde daher eine zweite Probe (Blindprobe) mit gleicher Verdünnung vorbereitet. Im Fall der angewendeten Eisen-Bestimmungsmethode wurde bei der Blindprobe wie mit normalen Proben vorgegangen – bis auf den Komplexbildner 1,10-Phenanthroliniumchlorid wurden alle Reagenzien zudosiert. Die Extinktion der Blindprobe wurde photometrisch bei der gleichen Wellenlänge gemessen und von der Extinktion der dazugehörigen Probe abgezogen.

#### 3.5.2.4 Aufstockungsverfahren

Standards für die Bestimmung des Eisens können nur auf Wasserbasis angerichtet werden. Allerdings war für dieses Arbeit die Konzentration an gelöstem Eisen in membranfiltrierten Faulschlammproben zu bestimmen – solche matrixangepassten Kalibrierstandards standen nicht zur Verfügung. Aus diesem Grunde bot sich das Aufstockungsverfahren an, auch Additionsverfahren genannt. Bei diesem internen Kalibrationsverfahren können die Matrixeffekte des Faulschlammes korrigiert werden.

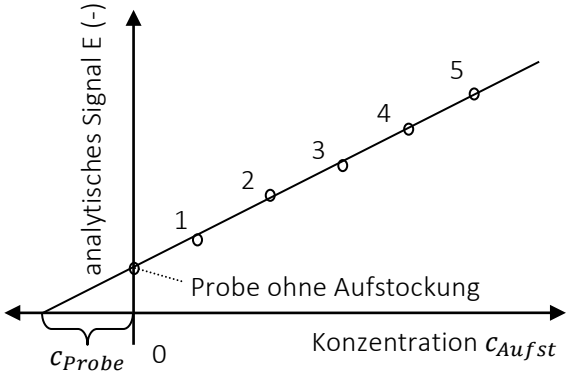



*Abbildung 16: Aufstockungsverfahren*

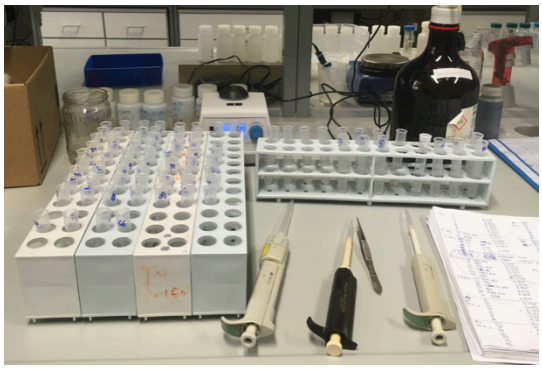


*Abbildung 17: Durchführung einer Probenaufstockung*

Jedoch war der Arbeitsaufwand bei diesem Verfahren erheblich größer: Anstatt nur einer Bestimmung müssten pro Probe mehrere Bestimmungen durchgeführt werden. Zuvor wurde die Originalprobe mit bekannten Eisenkonzentrationen aufgestockt. Die Originalprobe wurde dazu aufgeteilt und – wie beim

Anrichten der Standards – jeweils eine bestimmte Eisen-Konzentration ($c_{Aufst}$) hinzugefügt (siehe Punkte 1-5 in Abbildung 16). Dabei sollte die hinzugefügte Konzentration im ähnlichen Konzentrationsbereich wie die Originalprobe liegen.

Im nächsten Schritt wurde die Extinktion der aufgestockten Proben sowie der Originalprobe gemessen und eine Kalibrierfunktion erstellt: Auf der Abszisse wurden die aufgestockten Konzentrationen aufgetragen, auf der Ordinate die dazugehörigen Extinktionen der aufgestockten Proben (Messsignale abzüglich Blindwert). Die Kalibrierfunktion wurde bis zum Schnittpunkt mit der Abszisse verlängert, wobei der Betrag $|c_{Probe}|$ nun der Konzentration der Originalprobe entsprach.

#### 3.5.2.5 AUSWERTUNG

Um die Konzentration von gelöstem Eisen aus der gemessenen Extinktion bestimmen zu können, müssen sowohl für die externe Kalibrierung als auch das Aufstockungsverfahren Berechnungen durchgeführt werden. Der gemessene Extinktionswert $E_{roh}$ konnte einerseits durch den Blindwert verfälscht sein, andererseits mussten Verdünnungen berücksichtigt werden. Deshalb wurden folgende Berechnungen zur Korrektur durchgeführt. Das Volumen $V_{Anw}$ in der Eprouvette laut adaptierter Methodenanweisung betrug:

$$\begin{aligned} &5\ ml\ Probe \\ &+ 0{,}1\ ml\ Schwefelsäure \\ &+ 0{,}2\ ml\ Natriumacetatlösung \\ &+ 0{,}1\ ml\ Ascorbinsäure \\ &\underline{+ 0{,}2\ ml\ Phenanthroliniumchlorid} \\ V_{Anw} &= 5{,}6\ ml \qquad [ml] \end{aligned} \tag{42}$$

Beim Aufstockungsverfahren wurde der Probe ein bestimmtes Volumen $V_{Aufst}$ an Eisenstandard hinzugefügt, um die Probe mit der gewünschten Eisenkonzentration zu versetzen.

Der pH-Wert musste vor der Zudosierung von 1,10-Phenanthroliniumchlorid bei 3,5 - 5,5 liegen, idealerweise bei 4,5. War dies nicht der Fall, wurde konzentrierte Säure oder Base mit dem Volumen $V_{pH}$ hinzugefügt, um den pH-Wert in den geforderten Bereich zu bewegen. Dieses addierte Volumen führte zu einer Verdünnung. Das Gesamtvolumen $V_{Ist}$ in der Eprouvette betrug nun:

$$V_{Ist} = V_{Anw} + V_{Aufst} + V_{pH} \qquad [ml] \tag{43}$$

Mittels Einführung des Korrekturfaktors $F_{gesV}$ wurde der Einfluss der Verdünnung eliminiert:

$$F_{gesV} = \frac{V_{Ist}}{V_{Anw}} \qquad [-] \tag{44}$$

Mit jeder Probe wurde eine Blindprobe analysiert. Der ermittelte Messwert $E_{BW}$ (Blindwert) wurde vom Messwert der Probe abgezogen, um den Einfluss der Matrix zu minimieren. Die Extinktion der Probe $E_{roh}$ wurde von $E_{BW}$ bereinigt und mit dem Korrekturfaktor $F_{gesV}$ multipliziert, um die korrigierte Extinktion der Probe $E_{korr}$ zu erhalten:

$$E_{korr} = (E_{roh} - E_{BW}) \cdot F_{gesV} \qquad [-] \tag{45}$$

Die Werte $E_{korr}$ wurden gemeinsam mit den Werten der Konzentrationen $c_{Aufst}$ zur Erstellung der externen Funktion sowie Aufstockungsfunktion verwendet, aus denen die Konzentrationen, welche in den Eprouvetten vorlagen, berechnet werden konnten ($c_{Kali_Epi}$ bzw. $c_{AV_Epi}$).

Überschritt die Konzentration der Probe den Messbereich der angewandten Methode (> 4 mg Fe/L) bzw. den Linearitätsbereich der externen Kalibration (E > 1,5), so musste die Messung mit einer verdünnten Probe durchgeführt werden (z.B. 1/5, 1/100 Probe in deionisiertem Wasser mit $F_{H2O}$=5 bzw. $F_{H2O}$=100), um korrekte Werte zu erhalten. Diese Verdünnung wurde in der Berechnung berücksichtigt, indem die ermittelte Konzentration aus der externen Kalibration bzw. dem Aufstockungsverfahren mit dem Verdünnungsfaktor $F_{H2O}$ multipliziert wurde:

$$c_{Kali} = c_{Kali_Epi} \cdot F_{H2O} \qquad [mg\ Fe/L] \qquad (46)$$

$$c_{AV} = c_{AV_Epi} \cdot F_{H2O} \qquad [mg\ Fe/L] \qquad (47)$$

Die Werte $c_{Kali}$ und $c_{AV}$ entsprachen den Konzentrationen an gelöstem Eisen in den Originalproben.

#### 3.5.2.6 Vergleich mit ICP-OES-Messwertern

Zur Überprüfung der gemessenen Daten der 1,10-Phenanthroliniumchlorid-Bestimmungsmethode wurden Eisenkonzentration auch mittels ICP-OES laut der Norm DIN EN ISO 11885:2009-09 bestimmt. Dabei wurden Messungen bei einer Wellenlänge von 273,955 nm durchgeführt. Der Vergleich der Ergebnisse beider Methoden ist in Kapitel 4.1.4 beschrieben.

#### 3.5.2.7 Bestimmung des Gesamteisengehaltes der Faulschlämme

Ein Aufschluss der Faulschlämme wäre idealerweise mit Wasserperoxid durchzuführen, um zu vermeiden, dass sich Eisenchlorid-Komplexe bilden, welche bei der photometrischen Bestimmung stören könnten. Da allerdings der Aufschluss mittels Königswasser bessere Ergebnisse lieferte, wurde diese Methode eingesetzt, um den Gesamteisengehalt in den Faulschlämmen zu bestimmen. Dazu wurden je zwei Proben der Faulschlämme aus Bruck und Schwechat mit Königswasser, einer Mischung aus Salzsäure und Salpetersäure, laut der Norm DIN EN ISO 5961:1995-05 aufgeschlossen. Dabei ging die Matrix verloren und das gesamte Eisen lag in seiner gelösten Form vor. Anschließend wurden die Proben abgeraucht, auf 100ml mit DW aufgefüllt und konnten somit für die Bestimmung des Gesamteisengehaltes im Faulschlamm verwendet werden.

Da Faulschlämme der Kläranlage Bruck an zwei verschiedenen Tagen (Mai bzw. August 2018) entnommen worden waren, wurden beide auf den Gesamteisengehalt analysiert. Parallel zu den Faulschlämmen Schwechat und Bruck II wurden Standards mit 2 bzw. 1000 mg Fe/L Eisenkonzentration aufgeschlossen, um Fehler der Messmethoden feststellen zu können.

Wegen einem zu hohen Eisengehalt für die Bestimmungsmethode mittels *1,10-*Phenanthroliniumchlorid wurde ein Verdünnungsfaktor von 200 bzw. 500 in den Eprouvetten verwendet. Somit bestand die Matrix fast nur aus deionisiertem Wasser und konnte keinen Einfluss mehr auf die Extinktion haben – kein Blindwert war messbar ($E_{BW}$=0,000). Da das Aufstockungsverfahren somit überflüssig war, wurden die Werte mittels externer Kalibration berechnet.

# 4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

## 4.1 VERIFIZIERUNG DER EISEN-BESTIMMUNGSMETHODE

### 4.1.1 PROBENAUFBEREITUNG

Um die Konzentration des gelösten Eisens mit der 1,10-Phenanthroliniumchlorid-Methode bestimmen zu können, ist eine Vorbereitung der Proben lt. Kapitel 3.4 notwendig (Membranfiltrierung bzw. Zentrifugierung der Proben). Damit wird ausgeschlossen, dass durch den Zusatz der notwendigen Chemikalien (Schwefelsäure) partikuläres Eisen miterfasst wird.

Zur Quantifizierung dieser Problematik wurde folgender Versuch durchgeführt: Eine Faulschlammprobe wurde in zwei Teile geteilt. Der erste Teil wurde nur zentrifugiert, während der zweite Teil zusätzlich membranfiltriert wurde. Die Analyse ergab einen Eisengehalt von 6,21 mg Fe/L in der zentrifugierten und 1,87 mg Fe/L in der zusätzlich membranfiltrierten Teilprobe. Die Ergebnisabweichung von +232 % legt dar, dass die Membranfiltration ein wesentlicher Schritt der Probenaufbereitung ist.

Eine Verdünnung der Probe mit deionisiertem Wasser muss durchgeführt werden, wenn die Konzentration an gelöstem Eisen die Bestimmungsgrenze von 4 mg Fe/L übersteigt. Falls eine Konzentration > 100 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P in der Probe vorhanden ist, muss die Probe ebenfalls verdünnt werden, um einen Störeinfluss der Orthophosphationen zu vermeiden. Dieser Störeinfluss wurde bei der Analyse der Faulschlamm- und Ascheproben aus Versuchsreihe C bzw. D in Form von stark abweichenden Messergebnissen der unverdünnnten Proben deutlich.

### 4.1.2 VALIDIERUNG DER EXTERNEN KALIBRATION

Proben mehrerer Versuchstage wurden jeweils im Kühlschrank aufbewahrt und chargenweisen analysiert. An jedem Analysetag wurde zusätzlich eine Eisen-Standardreihe in deionisiertem Wasser mit den in Tabelle 8 aufgelisteten Konzentrationen an gelöstem Eisen analysiert.

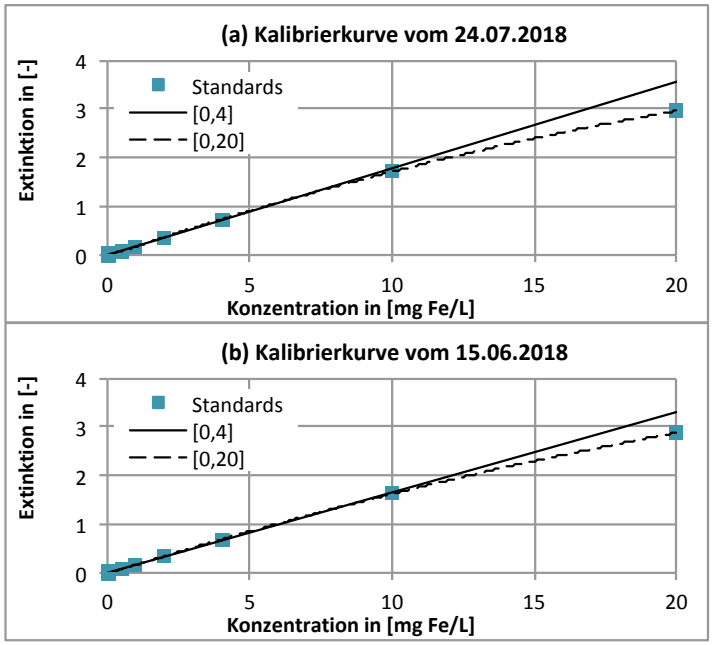
*Tabelle 8: Konzentration der Fe-Standardreihe bei der Erstellung einer externen Kalibration*

| | | | |
|---|---|---|---|
| 0 mg Fe/L | 0,05 mg Fe | 0,5 mg Fe/L | 1 mg Fe /L |
| 2 mg Fe/L | 4 mg Fe/L | 10 mg Fe/L | 20 mg Fe/L |

Diese wurden zur Erstellung einer Kalibrierkurve verwendet und dienen auch der Überprüfung der Methodik bzw. des Geräts. Als Beispiel sind in Abbildung 18 Kalibrierkurven von zwei verschiedenen Tage abgebildet, welche im Folgenden auf Linearität überprüft werden.

In den Grafiken wurden zwei Trendlinien eingefügt. Eine lineare Trendlinie wurde aus den Werten der Konzentrationen 0 - 4 mg/L erstellt. Sie repräsentiert den linearen Teil der Kalibrierkurve und wurde für Konzentrationsberechnungen herangezogen. Als zweite Trendlinie wurde ein Polynom zweiten

Grades aus den Konzentrationen 0 - 20 mg Fe/L erstellt, um die Abflachung der Extinktionen bei höheren Konzentrationen ersichtlich zu machen. Eine Verlängerung der Lineare lässt Vergleiche zur üblichen polynomischen Kurve anstellen. Es ist erkennbar, dass bei beiden Kurven der 20 mg Fe/L-Wert bereits eine hohe Abweichung zur Geraden aufweist, der 10 mg Fe/L-Wert jedoch noch gut mit der Geradengleichung angenähert werden kann. Der Arbeitsbereich lt. Externer Kalibrierung wäre demnach mit ca. 10 mg Fe/L beschränkt – Im Gültigkeitsbereich der Bestimmungsmethode bis 4 mg Fe/L ist eine Linearität daher auf jeden Fall gegeben. Die verschiedenen Steigungen der Kurven können auf Temperaturschwankungen bzw. den Zustand der Chemikalien zurückzuführen sein.




Externe Kalibration [0,4]:

- Linear Trendlinie:
  y = 0,1781x + 0,0019
  Bestimmtheitsmaß: $R^2$ = 0,99987
- Polynom 2. Grades:
  $y = -0{,}0024x^2 + 0{,}1959x - 0{,}0095$
  Bestimmtheitsmaß: $R^2$ = 0,99983

Externe Kalibration [0,4]:

- Linear Trendlinie:
  y = 0,1653x + 0,0012
  Bestimmtheitsmaß: $R^2$=0,99993
- Polynom 2. Grades:
  $y = -0{,}0019x^2 + 0{,}1826x - 0{,}0108$
  Bestimmtheitsmaß: $R^2$ = 0,99977

*Abbildung 18: Kalibrierkurven der externen Kalibration verschiedener Analysetage (Konzentrationen der Standards auf der Abszisse, dazugehörige Extinktionen auf der Ordinate aufgetragen)*

Die verwendete Methode der externen Kalibrierung wurde laut DIN 32645:2008-11 validiert. Dafür wurde eine Verdünnungsreihe mit den in Tabelle 9 aufgelisteten Konzentrationen in deionisiertem Wasser erstellt.

*Tabelle 9: Eisen-Konzentrationen der für die Validierung herangezogenen Standards*

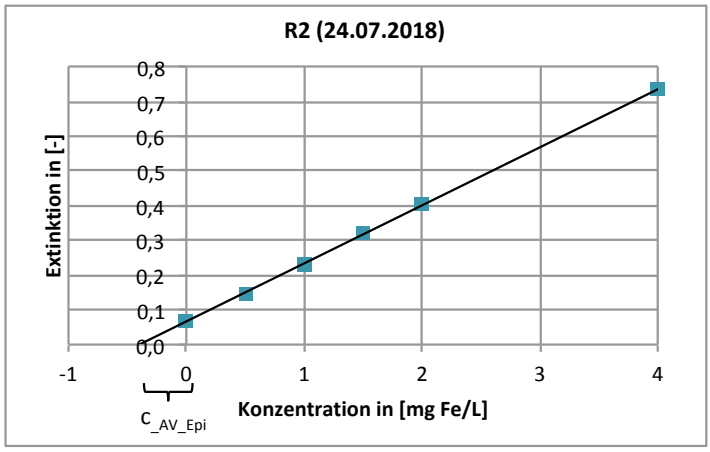
| | | |
|---|---|---|
| 0,01 mg Fe/L | 0,05 mg Fe/L | 0,2 mg Fe/L |
| 0,5 mg Fe/L | 1 mg Fe/L | 4 mg Fe/L |

Die Ergebnisse der Validierung sind in Tabelle 10 zu finden. Da die Bestimmungsgrenze bei 0,0273 mg Fe/L lag und der Gültigkeitsbereich der Bestimmungsmethode (0,02 - 4 mg Fe/L) somit unterschritten wurde, wurde die Bestimmungsgrenze der Validierung mit ca. 0,03 mg Fe/L als untere Grenze der Bestimmbarkeit angenommen.

*Tabelle 10: Ergebnisse der Validierung der externen Kalibration*

| | |
|---|---|
| Nachweisgrenze | 0,0137 mg Fe/L |
| Bestimmungsgrenze | 0,0273 mg Fe/L |
| Standardabweichung des Analyseverfahrens | 0,0104 mg Fe/L |

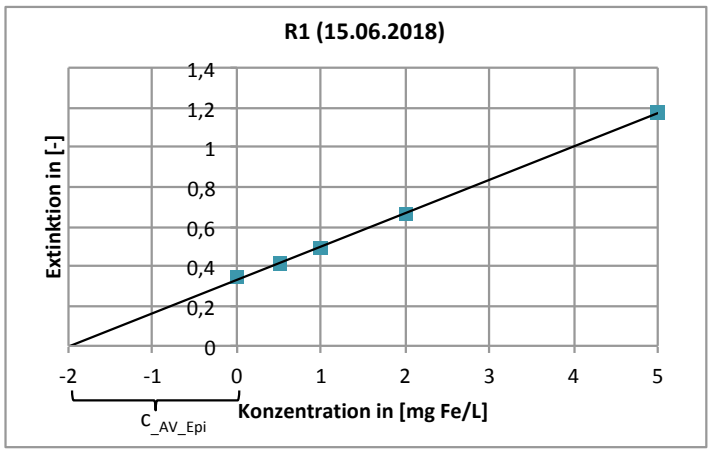
### 4.1.3 AUFSTOCKUNGSVERFAHREN




Aufstockungsverf.:
y = 0,1672x + 0,0667
$R^2$ = 0,99991
$c_{AV_Epi}$ = 0,40 mg Fe/L

Externe Kalibration:
$c_{Kali_Epi}$ = 0,37 mg Fe/L

*Abbildung 19: Aufstockungsverfahren der Probe R2 vom 24.07.2018 aus dem Versuch B4*




Aufstockungsverf.:
y = 0,1682x + 0,3325
$R^2$ = 0,99933
$c_{AV_Epi}$ = 1,98 mg Fe/L

Externe Kalibration:
$c_{Kali_Epi}$ = 2,07 mg Fe/L

*Abbildung 20: Aufstockungsverfahren der Probe R1 vom 15.06.2018 aus dem Versuch B2*

Eine Standard-Reihe kann in DW erstellt werden. Um den Einfluss der Matrix der Faulschlammproben auf die Analytik zu berücksichtigen, wurde, wie in Kapitel 3.5.2.4 beschrieben, das Aufstockungsverfahren bei den membranfiltrierten Faulschlammproben angewendet. In den Diagrammen der Abbildung 19 Abbildung 20 sind Beispiele des Aufstockungsverfahrens dargestellt, wobei Proben jener Analysetage gewählt wurden, deren externe Kalibration in Abbildung 18 zu finden ist. Somit können die mit beiden Methoden ermittelten Konzentrationen verglichen werden.

Die Proben wurden mit bekannten Konzentrationen aufgestockt und deren Extinktionen gemessen. Der von Blindwert und Verdünnungsfehlern bereinigte Extinktionswert $E_{korr}$ ist auf der Ordinate aufgetragen, auf der Abszisse die Aufstockungskonzentrationen. Der Betrag der Konzentration der zu analysierenden Probe ist nun aus dem Schnittpunkt der Abszisse mit der Kalibriergerade auslesbar.

Rechts neben den Abbildungen sind die Ergebnisse aus dem Aufstockungsverfahren bzw. der externen Kalibration angeführt sowie das Bestimmtheitsmaß ($R^2$) der Verfahren angegeben. Die $R^2$-Werte bestätigen die Eignung der Trendlinien.

Das Aufstockungsverfahren bringt eine höhere Genauigkeit als die externe Kalibrierung mit DW-Matrix. Aus diesem Grund werden die Analyseergebnisse des Aufstockungsverfahrens ($c_{AV}$) in den Versuchsergebnissen verwendet. Bei einer fehlerhaften Analyse mittels Aufstockungsverfahren kann bei Bedarf auf die Werte der externen Kalibrierung zurückgegriffen werden.

Sind Messwerte des Aufstockungsverfahrens fehlerhaft und können für die Auswertung nicht herangezogen werden, sind diese anhand einer grafischen Darstellung der Extinktionen $E_{Aufst}$ feststellbar. Da beim Aufstockungsverfahren die Extinktion der Originalprobe sowie jene der aufgesteockten Proben bestimmt wird, ist es möglich, Messignale bzw. Extinktionen, welche ausschließlich auf die Aufstockungen zurückzuführen sind ($E_{Aufst}$), zu berechnen:

$$E_{Aufst} = E_{OrigP} - E_{aufgestP} \qquad [-] \qquad (48)$$

Zu jeder Probe werden aufgestockte Proben mit denselben Konzentrationen angefertigt und die Extinktionen ($E_{aufgestP}$) davon gemessen. Werden Extinktionen berechnet, welche rein auf die Aufstockungen zurückzuführen sind ($E_{Aufst}$), so können diese über den ganzen Versuch hinweg verglichen werden.

Als Beispiel sind die Extinktionen der Probenaufstockungen aus Versuchsdurchlauf B2 (R1 und R2 abwechselnd) in der Abbildung 21 grafisch dargestellt. Bei diesen Proben wurden je fünf Aufstockungen durchgeführt, deren Konzentrationen in Tabelle 11 aufgelistet sind.

*Tabelle 11: Konzentrationen der Eisen-Aufstockungen im Zuge des Aufstockungsverfahrens*

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| 0,5 mg Fe/L | 1 mg Fe/L | 2 mg Fe/L | 5 mg Fe/L | 10 mg Fe/L |

Die verschiedenen Konzentrationen der Aufstockungen sind anhand der unterschiedlichen Balkenhöhe erkennbar. Stand nicht genügend Probe für alle fünf Aufstockungen zur Verfügung, so wurden weniger Probenaufstockungen durchgeführt. Dies war bei der dritte Probe der Fall, sie wurde mit nur zwei unterschiedlichen Konzentrationen aufgestockt: 2 und 5 mg Fe/L.

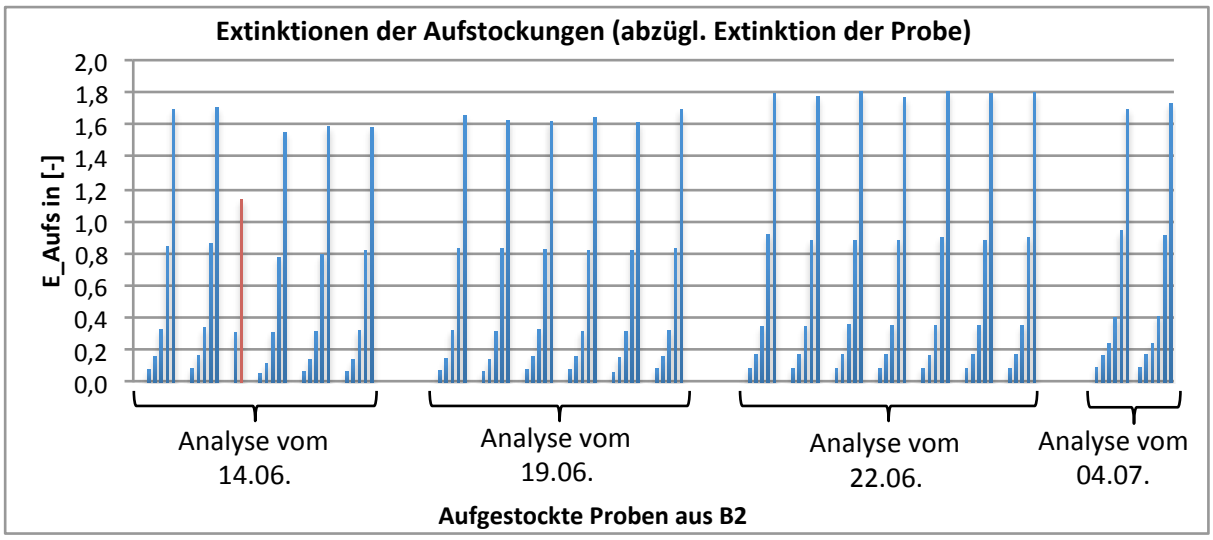



*Abbildung 21: Beispiel eines Vergleichs von Extinktionen der Probenaufstockungen (Versuchsdurchlauf B2)*

Die Extinktion der 5 mg Fe/L-Aufstockung der dritten Probe (rot markierter Balken) weicht deutlich von anderen Aufstockungen derselben Konzentration ab – sie ist zu hoch. Bei den 2 mg Fe/L-Aufstockungen der Analyse vom 14.06. lässt der Balken der 3. Probe, im Vergleich zu den anderen, keinen Fehler feststellen. Da ohnehin das Aufstockungsverfahren mit nur einer Aufstockung wenig sinnvoll ist, wurde entschieden, für diese Probe den Wert aus der externen Kalibration zu übernehmen. Die aus der Kurve der externen Kalibration ermittelte Konzentration dieser Probe beträgt 1,41 mg Fe/L. Aus der Aufstockung mit nur einer aufgestockten Probe ergibt sich zum Vergleich eine Konzentration von 1,64 mg Fe/L.

Es ist in Abbildung 21 zu erkennen, dass Unterschiede der jeweiligen Balkenhöhe zwischen den Analysetagen bestehen. Dies ist vermutlich, wie schon erwähnt, auf Temperaturschwankungen bzw. Unterschiede der Reagenzien zurückzuführen. Am Analysetag 14.06. wurden die ersten Proben am Vormittag analysiert, die restlichen Proben am Nachmittag. Der Unterschied der Balkenhöhe zwischen den beiden Analysezeitpunkten ist vermutlich auf den Temperaturanstieg im Labor im Laufe des Tages zurückzuführen.

Mit diesem Verfahren werden somit auf einfache Weise fehlerhafte Messwerte erkannt. Proben mit fehlerhaften Messwerten werden erneut einer Analyse unterzogen.

### 4.1.4 Vergleich mit ICP-OES-Messwerten

Die Messung des Eisengehalts mittels ICP-OES von verschiedenen Proben aus Versuch B1 wurde im Labor des Forschungsbereiches für Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement in Auftrag gegeben, um einen Vergleich mit den photometrisch ermittelten Werten aufstellen und eventuelle Fehler der Messmethode feststellen zu können.

Ein Vergleich zwischen den zwei Analysemethoden ist am besten anhand von Standards mit bekannten Konzentrationen zu erstellen. Im Zuge der Analyse des Gesamteisengehalts der mittels Königswasser aufgeschlossenen Faulschlämme wurden daher zusätzlich zwei DW-Standards einer hohen Konzentration von 1000 mg Fe/L sowie ein Standard einer niedrigen Konzentration von 2 mg Fe/L mitgemessen. Die Proben wurden jeweils mittels photometrischer Bestimmungsmethode bzw. ICP-OES analysiert. Die Analyseergebnisse dieser Standards sind in Abbildung 22 dargestellt.

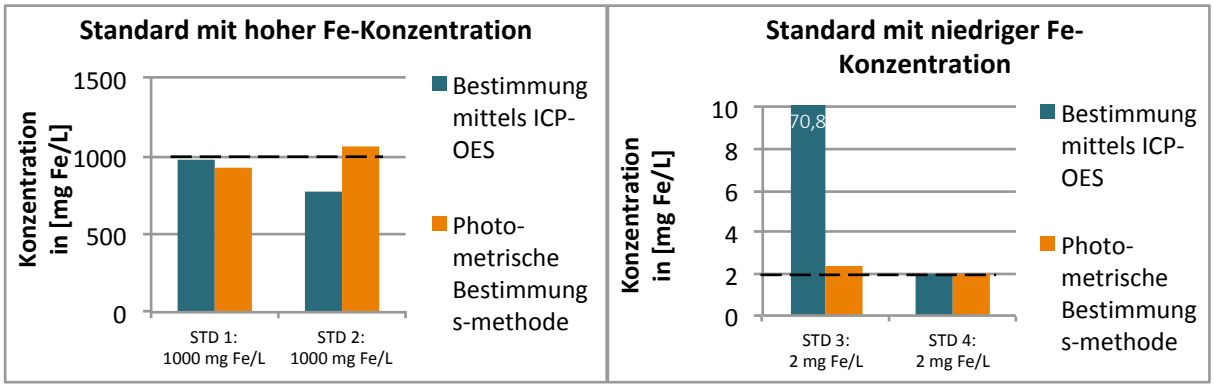



*Abbildung 22: Standards hoher sowie niedriger Konzentration (1000 mg Fe/L bzw. 2 mg Fe/L), mittels ICP-OES bzw. photometrischer Bestimmungsmethode analysiert*

Ein mittels ICP-OES analysierter Wert des 1000 mg Fe/L-Standards wies eine sehr hohe Abweichung auf (-22,5 %), während der zweite Messwert präzise war (-1,5 %). Die Werte der photometrischen Messung wichen beide in geringem Ausmaß vom wahren Wert ab (+5,6 % bzw. -6,6 %), obwohl eine sehr hohe Verdünnung des Faktors 200 bzw. 500 vorlag. Beim 2 mg Fe/L-Standard lieferten nur die photometrische Messmethode zufriedenstellende Werte mit einer Abweichung von -1,5% bzw. 20 %. Mittels ICP-OES wurde ein präziser Wert gemessen (2,5 % Abweichung), jedoch beim anderen 2 mg Fe/L-Standard eine Konzentration von 70,8 mg Fe/L analysiert. Vermutlich ist dieser Wert auf eine fehlerhafte Verdünnung oder Probleme bei der Messung (Verschleppung, Kalibrierung) zurückzuführen, da parallel dazu hohe Konzentrationen gemessen wurden und eventuell dabei niedrige Werte nicht gut messbar waren.

Wie in Abbildung 22 ersichtlich, lieferten beide Methoden Ergebnisse mit gewissen Abweichungen vom Sollwert. Der Vergleich der Analysewerte beider Methoden zeigte, dass aufgrund einer geringeren Abweichung und besseren Konsistenz der Werte eine Bestimmung an gelöstem Eisen mittels photometrischer Bestimmungsmethode zu bevorzugen ist. Photometrische Bestimmungen können außerdem kostengünstiger durchgeführt werden (siehe Kapitel 3.5.2). Aus diesen Gründen wurde die Bestimmungsmethode mittels 1,10-Phenanthroliniumchlorid für die Analyse des gelösten Eisens in den membranfiltrierten Faulschlammproben eingesetzt.

Um feststellen zu können, ob ähnliche Ergebnisse auch bei der Bestimmung von gelöstem Eisen in membranfiltrierten Faulschlammproben auftreten, wurden Analysen von Proben niedriger sowie hoher Konzentrationsbereiche mit beiden Methoden durchgeführt.

Für den Bereich niedriger Konzentrationen (0 – 6 mg Fe/L) wurden Proben aus dem ersten Versuchsdurchlauf herangezogen. Wie in Abbildung 23 ersichtlich, wiesen die Bestimmungsmethoden zueinander im Bereich < 1 mg Fe/L eine Abweichung von < 0,4 mg/L auf, wobei die Abweichungen– prozentuell gesehen – bis zu ca. 50 % des analysierten Wertes ausmachten. Eine Reproduzierbarkeit der ICP-OES-Messergebnisse war somit bei niedrigen Konzentrationen nicht gegeben. Die teilweise hohen Unterschiede zwischen den beiden ICP-OES-Messwerten können darauf zurückzuführen sein, dass Konzentrationen < 0,4 mg Fe/L nicht weit von der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg Fe/L entfernt lagen. Der größte Unterschied zwischen den beiden Messmethoden bei geringen Konzentrationen war bei Probe R1 vom 11.06. gegeben – die ICP-Werte lagen bei dieser Probe deutlich niedriger als der Wert des photometrisch analysierten Aufstockungsverfahrens.

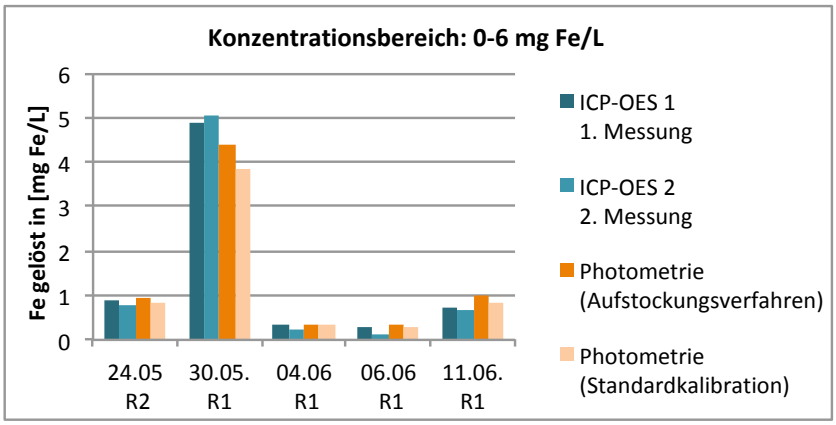



*Abbildung 23: Bereich niedriger Konzentrationen – Vergleich der mittels ICP-OES bzw. Photometrie analysierten Konzentrationen an gelöstem Eisen von Proben aus dem ersten Versuch B1 (verschiedene Proben aus Reaktor R1 sowie R2)*

Bei der Probe mit einer Konzentration von ca. 5 mg Fe/L (R1 vom 30.05.) war zu erkennen, dass die Werte der photometrischen Messung tiefer lagen als die ICP-OES-Werte. Vor allem der aus der Kurve der externen Kalibrierung bemessene Wert war deutlich unter 4 mg Fe/L, während der 1. Messwert der ICP-OES-Analyse über 5 mg Fe/L lag. Welche Analyse-Methode am ehesten die tatsächlichen Konzentrationswerte liefert, war anhand dieses Vergleichs nicht feststellbar. Da die Ergebnisse der beiden Analysemethoden im selben Größenbereich lagen, wurde die Photometrischen Bestimmungsmethode mittels 1,10-Phenanthroliniumchlorid bei der Analyse von gelöstem Eisen im Bereich geringer Konzentrationen angewendet.

Um die Messmethoden im Bereich hoher Konzentrationen (0 - 2.000 mg Fe/L) vergleichen zu können, wurden Analysen des Gesamteisengehalts im Faulschlamm mit beiden Methoden vorgenommen. Wie in Kapitel 3.5.2.7 beschrieben, wurden dazu die bei den Versuchen verwendeten Faulschlämme aufgeschlossen und danach die in den Faulschlämmen enthaltene Konzentration an Eisen bestimmt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 24 grafisch dargestellt.

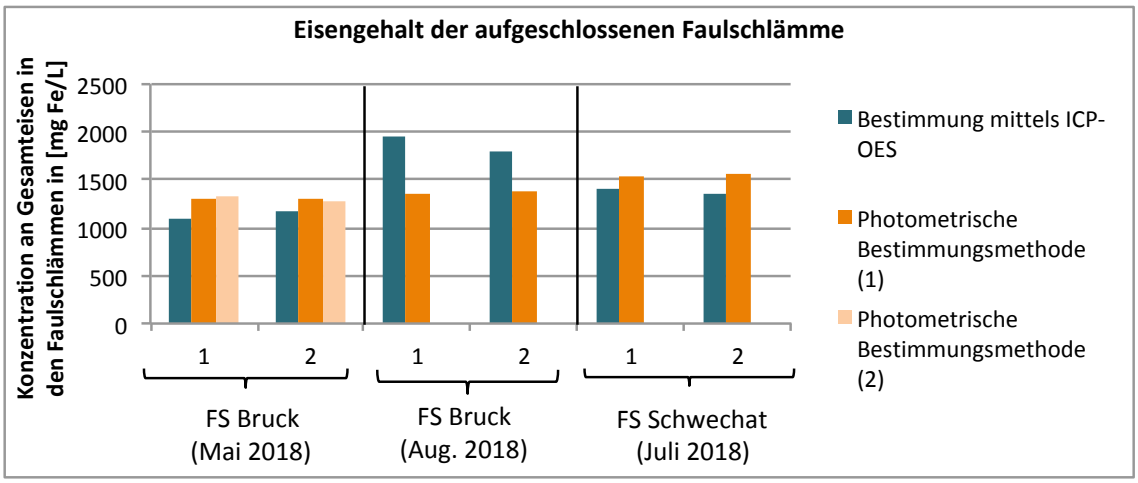



*Abbildung 24: Bereich hoher Konzentrationen – Vergleich der mittels ICP-OES bzw. Photometrie analysierten Konzentration an Gesamteisen in den Faulschlämmen Bruck (Entnahmezeitpunkt Mai bzw. August 2018) und Schwechat (Juli 2018)*

Die zwei unabhängig voneinander durchgeführten photometrischen Analysen des Faulschlamms Bruck (Mai) lieferten mit einer Abweichung von < 3 % ähnliche Ergebnisse und zeugten somit von einer guten Reproduzierbarkeit. Der dazugehörige Wert der ICP-Messung lag um ca. 20 % niedriger. Beim Faulschlamm Bruck (Aug. 2018) wichen die mittels ICP-OES bestimmten Werte um 30 bzw. 45 % von den mittels Photometrie bestimmten Werten ab und wiesen eine hohe Streuung auf. Es ist davon auszugehen, dass bei der Kläranlage Bruck im Sommer (Aug. 2018) die Zudosierung von Eisen nicht wesentlich erhöht wurde im Vergleich zum Frühjahr (Mai 2018), da im Sommer vermutlich die vermehrte biologische Phosphorelimination (Bio-P) durch erhöhte Temperaturen einen größeren Anteil ausmachte und daher weniger Eisensalze zudosiert werden mussten. Die mittels Photometrie ermittelten Werte der beiden filtrierten Faulschlammproben aus Bruck entsprachen nicht nur einem üblichen Eisengehalt im Faulschlamm, sondern wiesen auch eine gute Reproduzierbarkeit auf. Da die photometrische Bestimmungsmethode damit zufriedenstellende Ergebnisse lieferte, wurde eine Eignung der 1,10-Phenanthroliniumchlorid-Bestimmungsmethode für die Analyse von Proben hoher Eisenkonzentrationen bestätigt .

## 4.2 VERSUCHSERGEBNISSE

### 4.2.1 BELÜFTETER FAULSCHLAMM

#### 4.2.1.1 BELÜFTUNG VON FAULSCHLAMM BRUCK (B1)

Im Zuge des ersten Versuchs (B1) wurde in beiden Reaktoren R1 und R2 Faulschlamm der Kläranlage Bruck belüftet. Die gemessenen bzw. analysierten Ergebnisse des Versuches sind in Abbildung 25 dargestellt.

Trotz Regulierung des Belüftungsvolumenstroms schäumte der Faulschlamm sehr stark auf. Dies führte in beide Reaktoren über Nacht zwischen Prozesstag 0 und 1 zu einem Überlaufen der Reaktoren und folglich zu einem Austritt von Faulschlamm. Sowohl Feststoff als auch Flüssigkeit traten dabei in undefinierter Menge aus den Reaktoren aus. Da ein Einfluss dessen auf den Versuch nicht auszuschließen ist, sind die Daten dieses Versuchsdurchlaufs nur qualitativ und nicht quantitativ zu bewerten.

Die Belüftung des anaeroben Faulschlammes bewirkte, dass an Prozesstag 0 nach Start der Belüftung $CO_2$ ausgestrippt wurde. Infolgedessen stieg der pH-Wert in beiden Reaktoren auf 9 an (siehe Abbildung 25b). Die Konzentration an Phosphat-P fiel während der ersten Tage stark ab, zurückzuführen auf den steigenden pH-Wert, welche offenbar zu einem Ausfallen von $PO_4^{3-}$-P führte. Da währenddessen ein Anstieg der Konzentration an gelöstem Eisen zu beobachten war, ist zu vermuten, dass Eisen nicht aus einer Verbindung mit $PO_4^{3-}$-P gelöst wurde bzw. nach dem Freiwerden wieder anders gebunden vorlag.

Beim Betrachten des Verlaufes der Ammonium-N-Konzentration ($NH_4^+$-N) wurde ein Absinken über die ersten Tage festgestellt. Ammonium wird während dem aeroben Abbau des Schlammes im Faulturm gebildet und steht in Abhängigkeit des pH-Wertes mit Ammoniak ($NH_3$) im Gleichgewicht (Koppe et al., 1998):

$$NH_4^+ \leftrightarrow NH_3 + H^+ \tag{49}$$

Im analysierten Wert „$NH_4^+$-N“ wird sowohl Ammonium als auch Ammoniak erfasst und gemeinsam angegeben. Bei pH-Werten < 7 liegt vor allem $NH_4^+$, bei pH-Werten > 7 auch $NH_3$ im Faulschlamm vor. Im Zuge der Belüftung findet eine Verschiebung des Gleichgewichts in Richtung $NH_3$ statt. Da beim vorliegenden Versuch stark belüftet wurde (stärker als bei den anderen Versuchen), konnte das Ausstrippen einer großen $NH_3$-N-Konzentration beobachtet werden. Ein Absinken des $NH_4^+$-N-Wertes war an den ersten Analysetagen zu erkennen, bis der pH-Wert wieder abgesunken war und ab einem pH-Wert von ca. 7 nur noch $NH_4^+$ vorlag und somit kein Ausstrippen von $NH_3$ mehr möglich war.

Die Oxidation von $NH_4^+$-N zu $NO_2^-$-N im Zuge der Nitrifikation setzte im Reaktor R1 nach Tag 6 ein, im Reaktor R2 am Tag 12. Der unterschiedliche Aktivierungszeitpunkt der Nitrifikanten ist vermutlich auf den Verlust einer ungleichen Menge an Faulschlamm und somit auf unterschiedliche Bedingungen in den Reaktoren zurückzuführen.

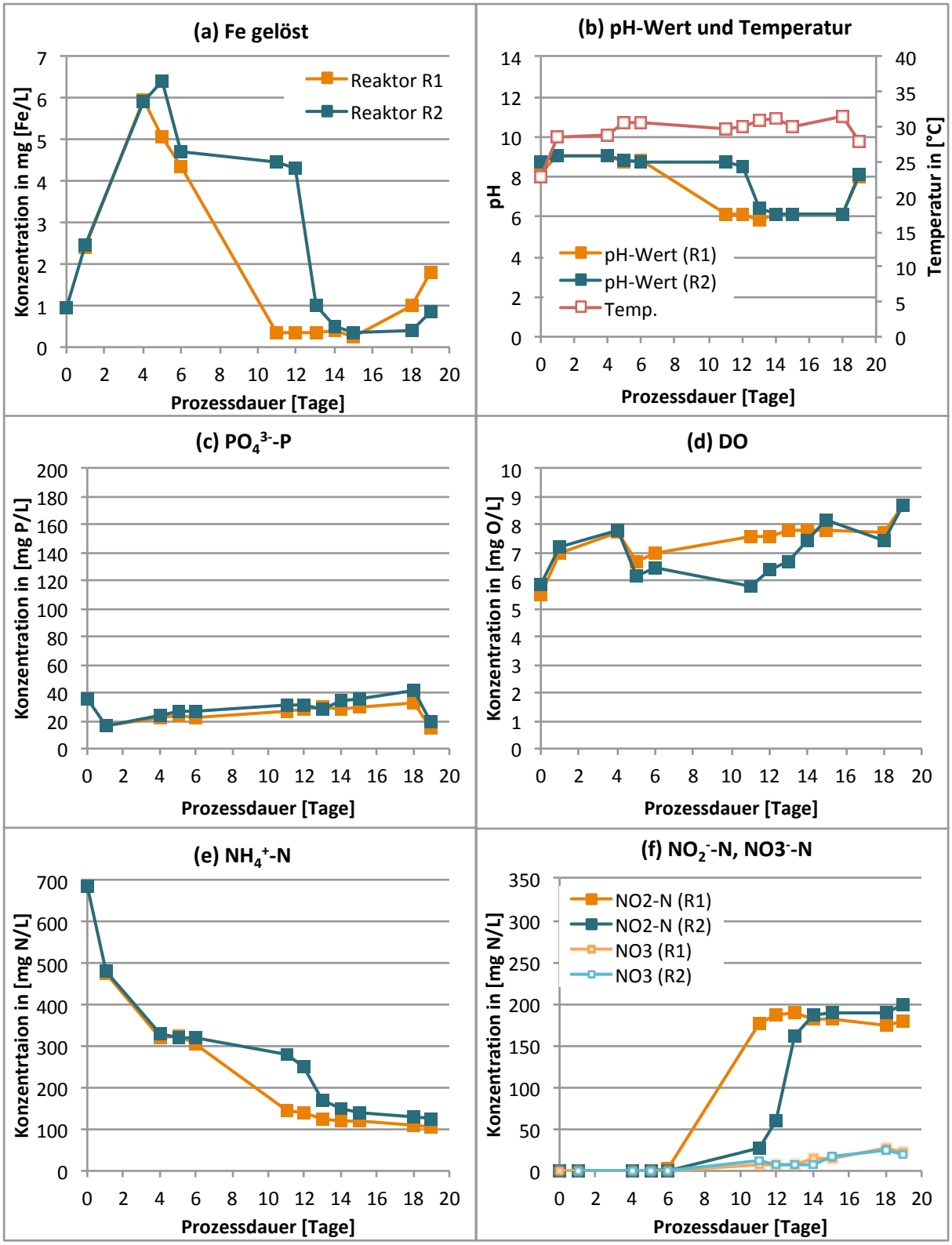



*Abbildung 25: Ergebnisse des Versuchs B1 – Belüftung von Faulschlamm der Kläranlage Bruck in R1 (orange) und R2 (blau). (a) Konzentration an Eisenionen (b) pH-Wert und Temperatur (c) Konzentration an Phosphationen (d) DO-Konzentration (e) Konzentration an Ammonium-N (f) Konzentration an Nitrit-N und Nitrat-N; Ergebnisse sind qualitativ zu bewerten.*

Wie in Kapitel 2.2.3 erklärt, wurde im Zuge der Nitritation die Alkalität im System verändert, daher war ein Absinken des pH- Wertes erkennbar. Zwischen Tag 6 und 14 fand eine Nitritation in den Reaktoren statt – die $NO_2^-$-N-Konzentration stieg an. Dabei wurde beinahe dieselbe Stoffmenge an $NO_2^-$-N gebildet, wie an $NH_4^+$-N verbraucht wurde. Beim leicht sauren pH-Wert von 6 setzte eine Hemmung der AOB ein, somit fand keine weitere Oxidation von $NH_4^+$-N mehr statt. Kleine Mengen an $NO_2^-$-N wurden in $NO_3^-$-N umgesetzt, allerdings blieb eine vollständige Nitratation aus. Dies ist vermutlich auf eine Inhibierung durch $HNO_2$ bzw. den pH-Wert zurückzuführen. Wie bereits erwähnt sind diese Ergebnisse nur qualitativ zu beurteilen.

Obwohl theoretisch die Löslichkeit von Eisen mit niedrigerem pH-Wert steigt, war nach Beendung der Nitritation kaum gelöstes Eisen in den Reaktoren nachzuweisen, auch deutlich weniger als während der Nitritation. Für die Dauer des restlichen Versuchsdurchlauf konnte eine steigende Tendenz des $PO_4^{3-}$-P-Wertes beobachtet werden.

An Prozesstag 19 wurde eine Base (NaOH) zudosiert und damit eine Anhebung des pH-Wertes auf 8 erreicht, um eine durch Nitrifikation bewirkte Veränderung im Vergleich zum Versuchsbeginn (mit ca. pH-Wert 8) feststellen zu können. Die Anhebung des pH-Wertes führte zu einem deutlichen Absinken der Konzentration an $PO_4^{3-}$-P bzw. zu einem geringen Anstieg der Konzentration an gelöstem Eisen. Die dadurch erhaltenen Werte sind ähnlich den Werten von Prozesstag 1 (nach der $CO_2$-Ausstrippung), an dem ein ähnlicher pH-Wert vorlag. Somit konnte festgestellt werden, dass die Nitrifikation keinen irreversiblen Einfluss auf die Konzentration von $PO_4^{3-}$-P im Reaktor ausübt. Da durch die Anhebung des pH-Wertes die Eisen-Konzentration anstieg, zeigte diese ebenfalls eine ähnliche Tendenz wie an Prozesstag 1.

#### 4.2.1.2 BELÜFTUNG VON FAULSCHLAMM BRUCK UNTER NITRITATIONSHEMMUNG (B2)

Ziel des Versuchsdurchlaufs B2 war, den Einfluss der Nitrifikation auf die Löslichkeit von Eisen und Phosphat festzustellen. Dazu wurde im Reaktor R2 verdünnter Faulschlamm der Kläranlage Bruck mit zudosiertem Allylthioharnstoff (ATH) als Nitritationshemmer belüftet, parallel dazu im Reaktor R1 verdünnter Faulschlamm ohne ATH. Die Mess- und Analyseergebnisse zu diesem Versuch sind in den Diagrammen der Abbildung 26 dargestellt.

Während des Versuchsdurchlaufs wurde probiert, die Luftzufuhr so einzustellen, dass eine Sauerstoffkonzentration zwischen 2 und 4 mg/L erreicht wurde. Bei dieser DO-Konzentration war kein Überangebot an Sauerstoff vorhanden aber dennoch genug Sauerstoff im Faulschlamm, um sicherzustellen, dass es zu keiner Einschränkung der Nitritation kommt. Das Limitieren der Luftzufuhr gestaltete sich schwierig, , wie in Abbildung 26 (d) am sprunghaften Verlauf der DO-Konzentration erkennbar ist. Große Schwankungen der Sauerstoffkonzentration im Faulschlamm waren trotz regelmäßiger Anpassung des Luftvolumenstromes die Folge. Es stellte sich heraus, dass das Einstellen einer konstant niedrigen DO-Konzentration unterhalb der Sättigungskonzentration beim vorliegenden Versuchsaufbau nicht möglich war. Im Reaktor R1 war mit Einsetzen der Nitrifikation nach Tag 3 ein vermehrter Sauerstoffbedarf erkennbar, da die DO-Konzentration im Faulschlamm absank. Am Prozesstag 8 war die Nitrifikation beendet und somit der $O_2$-Verbrauch im Reaktor wieder geringer, daher pendelte sich die DO-Konzentration bei ca. 6 – 7 mg/L ein. Um ähnliche Bedingungen in beiden Reaktoren zu schaffen, wurde im R2 eine ähnliche DO-Konzentration nahe der Sättigung eingestellt.

Nach dem Start der Belüftung wurde aufgrund der $CO_2$-Ausgasung der pH-Wert auf ca. 9 erhöht. Dadurch folgte eine Strippung von $NH_3$, somit fielen die $NH_4^+$-N-Konzentrationen beider Reaktoren in den ersten Tagen von 650 und 700 mg N/L auf ca. 530 mg N/L ab. Durch die einsetzende Nitritation im R1 sank der pH-Wert wieder ab, womit sich das Gleichgewicht wieder Richtung $NH_4^+$ verschob und somit keine $NH_3$-Strippung mehr stattfinden konnte.

Bis Tag 3 verliefen die Kurven beider Reaktoren zum Großteil parallel. Nach Prozesstag 3 setzte die Nitritation im R1 ein. Dabei wurden in den Folgetagen ca. 300 mg N/L an $NO_2^-$-N gebildet (Abbildung 26f), bis eine Hemmung der AOB durch das leicht saure Milieu auftrat und diese ihre Aktivität einstellten. Es konnte keine Aktivierung der NOB festgestellt werden: Die $NO^-_2$-N-Konzentration verharrte ab Tag 8 bei ca. 300 mg/L und $NO_3^-$-N wurde kaum gebildet, da vermutlich eine Hemmung durch den pH-Wert bzw. $HNO_2$ vorlag.

Im Reaktor R2 wurde die Nitrifikation durch ATH erfolgreich gehemmt – es wurden nur 20 mg/L $NO_2^-$-N gebildet. Infolgedessen fand auch keine reaktionsbedingte pH-Senkung statt. Daher wurde ab Tag 8 durch Zugabe von HCl in den R2 der pH-Wert schrittweise abgesenkt, um die Konzentrationen von gelöstem Eisen und $PO_4^{3-}$-P mit jenen nach der Nitritation in Reaktor R1 vergleichen zu können. Da Faulschlamm stark gepuffert ist, war ein mehrmaliges Nachdosieren erforderlich, bis sich der gewünschte pH-Wert einpendelte.

Während der Nitritation stieg die Konzentration an gelöstem Eisen im Reaktor R1 auf ein Maximum von 5,6 mg Fe/L an, sank aber bei pH-Wert 6 an Tag 8 wieder auf < 1 mg Fe/L ab. Sowohl mit als auch ohne Nitritation konnte keine Steigerung der Konzentration von Eisen beobachtet werden.

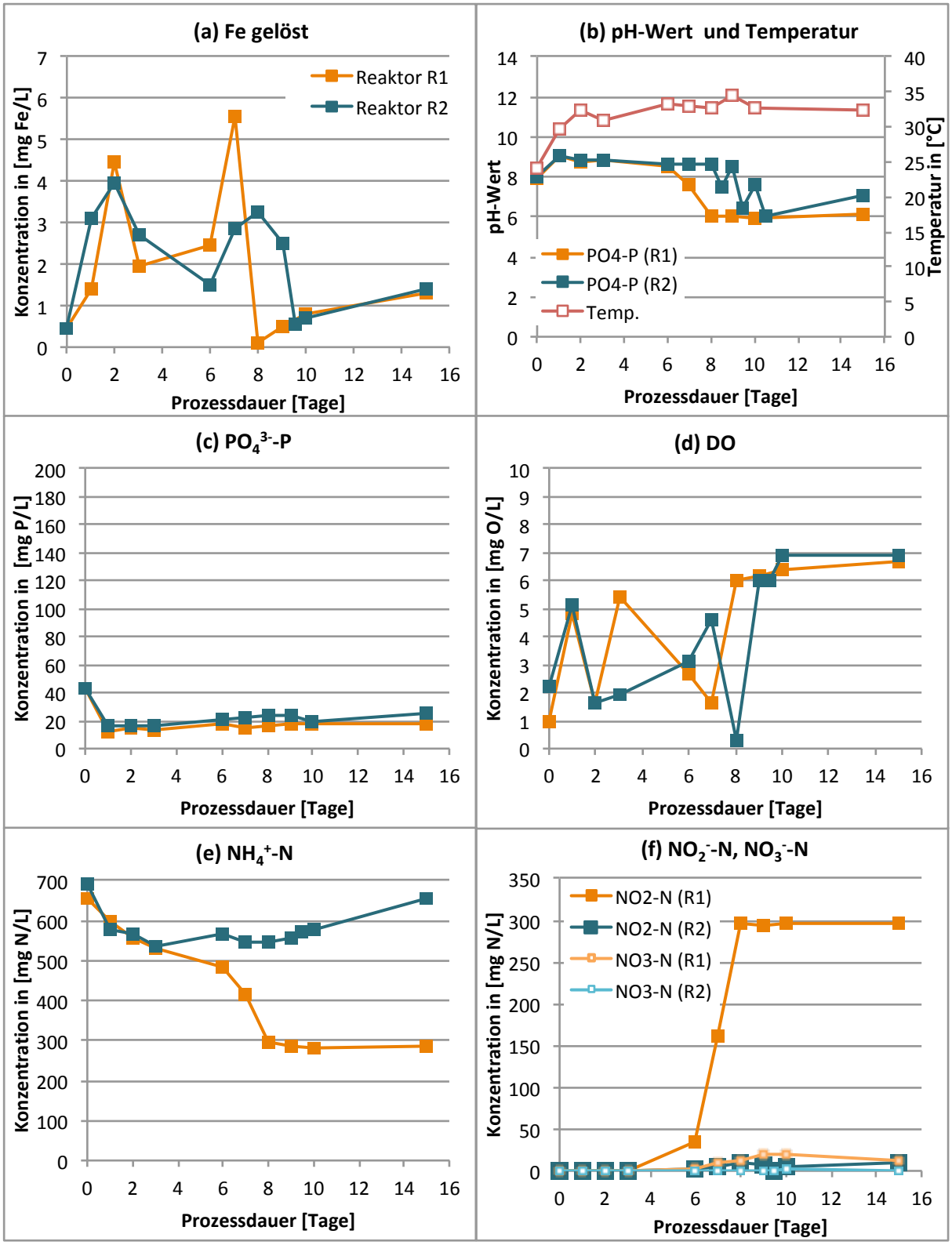



*Abbildung 26: Ergebnisse des Versuchs B2 – Belüftung von Faulschlamm der Kläranlage Bruck in R1 (orange) und R2 (unter Nitritationshemmung, blau) (a) Konzentration an gelöstem Eisen (b) pH-Wert und Temperatur (c) Konzentration an Phosphat-P (d) DO-Konzentration (e) Konzentration an Ammonium-N (f) Konzentration an Nitrit-N und Nitrat-N*

Die $NH_4^+$-N-Kurve des R2 stieg nach dem anfänglichen Abfall an den Folgetagen leicht an. Diese Zunahme ist vermutlich auf die Rücklösung aus dem Abbau von Biomasse zurückzuführen. Bis zum Einsetzen der Nitritation nach Tag 7 wies die Konzentration an gelöstem Eisen in beiden Reaktoren einen qualitativ ähnlichen Verlauf mit zwei lokalen Maxima auf. An den Folgetagen konnte durch Zudosierung von Salzsäure in den R2 trotz ausbleibender Nitritation ein ähnlicher Verlauf der Konzentration an gelöstem Eisen wie in Reaktor R1 erzielt werden. Bei pH-Wert 6 lag gelöstes Eisen in beiden Reaktoren nur in geringen Konzentrationen (< 2 mg Fe/L) vor, somit war weniger als 1 % des Gesamteisens in Lösung. Da trotz Anwesenheit von ATH mittels manueller Ansäuerung ein ähnliches Verhalten der Konzentration an gelöstem Eisen auftrat, ist davon auszugehen, dass die Nitrifikation nicht der entscheidende Parameter ist, welcher einen störenden Einfluss auf die Eisenrücklösung ausübt, sondern dass der pH-Wert die entscheidende Rolle dabei spielt.

Die $PO_4^{3-}$-Konzentration sank an Prozesstag 1 in beiden Reaktoren von ca. 43 mg P/L auf ca. 15 mg P/L ab, zurückzuführen auf die $CO_2$-Ausstrippung. Bei Versuchsende war im R2 mit ca. 25 mg P/L eine größere $PO_4^{3-}$-Konzentration vorhanden als im R1 mit 18 mg P/L. Damit befanden sich in beiden Reaktoren weniger als 3 % des Gesamtphosphors in Lösung. Somit ist festzustellen, dass eine Rücklösung von Eisen und $PO_4^{3-}$-P bis zu einem pH-Wert von 6 unabhängig voneinander stattfand. Es kann daher vermutet werden, dass keine Lösung aus $FePO_4$-Verbindungen stattfindet. Der Versuch zeigte außerdem, dass bei der Löslichkeit von Eisen und Phosphat während der Faulschlamm-Belüftung der pH-Wert maßgebend ist, und nicht der Prozess der Nitrifikation.

Um bewerten zu können, ob die Analyseergebnisse plausibel sind, wird im Folgenden der Stickstoffverlauf im System betrachtet und bilanziert. Dabei wurden die Werte bei Prozessbeginn mit jenen bei Prozesstag 10 vergleichen, da am Prozesstag 10 die Proben auf alle relevanten Parameter analysiert wurden.

Bei Versuchsbeginn wurde ein Gesamtsickstoff ($N_{Gesamt}$) von 1240 mg N/L im R1 und von 1266 mg N/L im R2 festgestellt. Bei Prozesstag 10 wurde ein $N_{Gesamt}$ von 964 mg N/L (Aufaddition von TKN und $NO_x$) im R1 bzw. 973 mg N/L im R2 berechnet. Im R2 verringerte sich die $N_{Gesamt}$-Konzentration auf 973 mg N/L. Dies entspricht einer Abnahme von 21 % im R1 bzw. 23 % im R2. Die Plausibilität dieser Abnahme an Stickstoff in den Reaktoren wird im Folgenden analysiert.

Veränderungen der Konzentration an $NH_4^+$-N können nun einerseits, wie bereits erwähnt, durch eine Ausstrippung von $NH_3$ bei hohem pH-Wert entstehen – dies erklärt den Verlust von 10 % im R1 und 12 % im R2 des anfänglichen $N_{Gesamt}$. Die Konzentration an $NH_4^+$-N verändert sich andererseits durch den Abbau von CSB und dem folgenden Freisetzen des Stickstoffes aus der abgestorbenen Biomasse. Ein Verhältnis des partikulären Gesamtstickstoffes zu CSB von ca. 0,044 wurde in beiden Reaktoren berechnet. Dies bedeutet, dass Stickstoff ca. 4,4 % des CSB-Wertes im Faulschlamm ausmacht. Der Erfahrungswert liegt bei 6 %, wobei die Abweichung durch eine andere Faulschlammzusammensetzung oder möglicherweisen einem erhöhten Anteil z.B. an Fasern neben der Biomasse erklärbar ist. Der berechnete CSB-Abbau beträgt ca. 31 % im R1 bzw. 36 % im R2. Dies bedeutet, dass ein Verlust von ca. 14 % des $N_{Gesamt}$ im R1 bzw. 16 % im R2 auf den Abbau von CSB zurückzuführen sind.

Ein CSB-Abbau von üblicherweise 15 - 25 % wäre zu erwarten gewesen (Parravicini et al., 2006). Diese erhöhten Werte können eventuell darauf zurückzuführen sein, dass sich Faulschlamm während des

Versuchs am Boden rund um den Schlauchbelüfter festgesetzt hat und so bei der Probenahme geringere Konzentrationen gemessen wurden, als eigentlich im Reaktor vorhanden waren. Eine Abnahme des Gesamtphosphors von ca. 10 % in beiden Reaktoren deutet ebenfalls darauf hin – da keine Phosphorsenke vorhanden ist, dürfte eigentlich keine große Änderung des Phosphorgehalts im Reaktor feststellbar sein.

Im R1 kann nun das verbrauchte $NH_4^+$-N mit dem gebildeten $NO_x^-$-N verglichen werden. Obwohl zusätzliches $NH_4^+$-N im Zuge des CSB-Abbaus in Lösung ging, wurde eine $NH_4^+$-N-Abnahme im Reaktor durch die Nitritation gemessen. Die Summe des somit verbrauchten $NH_4^+$-N beträgt 430 mg N/L im R1 und kann nun der Zunahme an $NO_x^-$-N (315 mg N/L) gegenübergestellt werden. Die Differenz von 115 mg N/kann vermutlich einerseits damit erklärt werden, dass anaerobe Zonen im Reaktor vorhanden waren und somit eine partielle Denitrifikation möglich war, welche Stickstoff aus dem System entfernen würde. Andererseits ist mit einer Fortführung der $NH_3$-N-Strippung zwischen Tag 3 und Tag 6 zu rechnen, da an diesen Tagen noch ein pH-Wert < 8 gemessen wurde. Dieser Zeitraum wurde in den Berechnungen der $NH_3$-N-Strippung nicht berücksichtigt, da nach Tag 3 die Nitrifikation eingesetzt hat und somit kein Wert dazu mehr aus den Daten auslesbar war. Eine weitere Rolle kann spielen, dass eventuell der beim CSB-Abbau freigewordene Stickstoff gleich als $NH_3$ ausgestrippt wurde und somit nicht in der Bilanz aufscheint.

Somit ließ sich für 19 von 21 % des Verlustes eine Erklärung finden. Die restlichen 2 % Verlust, welche nicht mittels Bilanzierung erklärt werden können, werden, wie bereits erwähnt, auf die Unstimmigkeiten beim CSB-Abbau bzw. Ungenauigkeiten in der Bilanzierung oder der Analyse zurückzuführen sein.

Im R2 betrug die Abnahme des $N_{Gesamt}$ bis Prozesstag 10, wie bereits erwähnt, 23 %. Davon sind 12 % auf die Strippung von $NH_3$ bis Prozesstag 3 zurückzuführen, für die restlichen 11 % muss nun eine Erklärung gefunden werden.

Es wird nun des Verlaufs der $NH_4^+$-N-Konzentration betrachtet. Nach Berücksichtigung der Lösung von Stickstoff im Zuge des CSB-Abbaus liegt eine Differenz von 165 mg N/L vor. Diese kann folgedermaßen erklärt werden: Da der pH-Wert bis Tag 8,5 zwischen 8 und 9 lag, kann angenommen werden, dass bis dahin weiter $NH_3$ ausgegast wurde, welches in den Berechnungen nicht beachtet wurde, aber einen erheblichen Anteil ausmachen könnte. Ein weiterer Grund für die Differenz zwischen Soll- und Ist-Wert kann wiederum der zu erhöhte Wert des CSB-Abbaus sein – die Abnahme von 10 % des Gesamtphosphors belegt diese Vermutung. Wiederum ist zu bemerken, dass die Ausgasung von $NH_3$ aus dem CSB-Abbau nicht berücksichtigt wurde. All diese Faktoren werden zusammenspielen und liefern eine plausible Erklärung für die vorgefundenen Abweichung in der Gesamtphosphor- bzw. $NH_4^+$-N-Bilanz.

#### 4.2.1.3 BELÜFTUNG UND ANSÄUERUNG VON FAULSCHLAMM BRUCK (B3)

Ziel des Versuchsdurchlaufes B3 war, im Anschluss an die Nitritation eine schrittweise Absenkung des pH-Wertes mittels Zudosierung von Salzsäure bis auf pH-Wert 2 zu erreichen, um die Konzentrationen von gelöstem Eisen und Phosphat im sauren Milieu evaluieren zu können.

Da der Faulschlamm im Reaktor R2 trotz Regulierung der Belüftung durch eine starke Schaumbildung übergelaufen war, wurde der Versuch im Reaktor R2 nach drei Tagen abgebrochen und danach mit neuem Faulschlamm gestartet. Zur besseren Vergleichbarkeit der Daten beider Reaktoren wurde dieser Prozesszeitpunkt von R2 auch als Anfangszeitpunkt (Prozesstag 0) festgelegt. Durch die Zeitverzögerung um drei Tage wurde der Versuch in R2 schon bei Tag 14,5 beendet, während der Versuch in R1 über 17 Prozesstage hinweg durchgeführt wurde. Die Ergebnisse des Versuchsverlaufs sind in Abbildung 27 sowie Abbildung 28 grafisch dargestellt.

Die Nitrifikation setzte im R2 bereits nach Prozesstag 2 ein, im R1 erst nach Tag 3 – unter anderem am Absinken des pH-Wertes erkennbar. Im Gegensatz zu B1 und B2 fand eine Aktivierung der AOB zu einem früheren Zeitpunkt statt. Dies ist vermutlich auf höhere Umgebungstemperaturen im Labor zurückzuführen. Es wurde keine manuelle Änderung des Luftdurchsatzes vorgenommen. Daher ist das Absinken der DO-Konzentration in Abbildung 28c an diesen Tagen auch ein eindeutiges Indiz für das Einsetzen der Nitrifikation. In den Grafiken ist erkennbar, dass bei den Änderungen der Konzentrationen im R1 im Vergleich zu R2 eine Zeitverzögerung von ca. zwei Tagen auftrat. Äußere Einflüsse wie z.B. verschiedene Umgebungstemperaturen – zurückzuführen auf den Prozessstart an unterschiedlichen Tagen – können zum verspäteten Start der Nitritation in Reaktor R1 beigetragen haben.

Nach Beendigung der Nitritation an Tag 6 in R1 bzw. 7 in R2 pendelte sich der pH-Wert bei 6 ein, die DO-Konzentration stieg auf 7-8 mg/L an. Zu diesem Zeitpunkt war gelöstes Eisen mit der Konzentration < 1 mg Fe/L in den Reaktoren vorhanden (Abbildung 27b). Eine $PO_4^{3-}$-P-Konzentration < 20 mg P/L war in beiden Reaktoren nach Beendigung der Nitritation vorzufinden.

Die pH-Senkung durch Nitritation alleine reichte folglich nicht aus, um die Löslichkeit von Eisen anzuheben. Auch übte sie wenig Einfluss auf die Löslichkeit von Phosphat aus. Um die Löslichkeit von Eisen und Phosphat bei niedrigerem pH-Wert zu untersuchen, wurde nach Beendigung der Nitritation an den Folgetagen schrittweise Salzsäure zudosiert. Ab einem pH-Wert < 3 stieg die Konzentration an gelöstem Eisen sprunghaft an: Im R1 wurde nach mehreren Tagen mit einem pH-Wert von 2 - 2,5 eine Konzentration von ca. 62 mg Fe/L an Eisen in Lösung festgestellt. Dies entspricht ca. 10 % des Gesamteisens im Reaktor. Da die Verlaufskurve von gelöstem Eisen in Abbildung 27a gegen Ende hin etwas abflachte, ist davon auszugehen, dass sich ein Gleichgewicht eingestellt hat und somit eine bei diesen Bedingungen gesättigte Lösung vorlag.

Mit der pH-Senkung stieg gleichzeitig die Konzentration an $PO_4^{3-}$-P in R1 bis zum Versuchsende auf ca. 190 mg P/L an. Dies entspricht ca. 40 % des Gesamtphosphors im Reaktor.

Da der Versuch in R2 schon bei Prozesstag 14,5 beendet wurde, konnte der pH-Wert von 2 zwar erreicht, allerdings nicht für einen längeren Zeitraum stabil gehalten werden. Die Analyse der Proben auf gelöstes Eisen wurde an einem Folgetag durchgeführt. Aus diesem Grund war nicht offensichtlich, dass eine Weiterführung des Versuchs um mindestens drei Tage sinnvoll gewesen wäre, um einen

Vergleich der beiden Reaktoren anstellen zu können. Der pH-Wert im R2 war bei Prozesstag 14 noch nicht stabil. Ein Vergleich mit den Werten von R1 deutet darauf hin, dass eine weitere Säurezugabe sowie ein Konstanthalten des pH-Wertes bei 2 über mehrere Tage hinweg nötig gewesen wäre, um die maximale Löslichkeit bei pH-Wert 2 messen zu können.

Mit Prozesstag 8 bzw. 10 wurde Nitrit zu Nitrat umgewandelt. Beim vorliegenden sauren pH-Wert < 6 ist keine biologische Aktivität möglich, daher ist eine Nitratation ausgeschlossen. Dennoch wurde jeweils das gesamte vorliegende $NO_2^-$-N (311 bzw. 339 mg N/L) oxidiert. Dies lässt sich damit erklären, dass anstatt der biologischen Oxidation bei der Nitratation eine chemische Oxidation stattgefunden hat. Jedoch wurden nur 195 bzw. 215 mg N/L an $NO_3^-$-N gebildet. Bei einer DO-Konzentration von 8 mg/L (siehe Abbildung 28c) herrschten eindeutig aerobe und somit keine anoxischen Bedingungen in den Reaktoren, bei denen Nitrit zu elementarem Stickstoff denitrifiziert worden wäre.

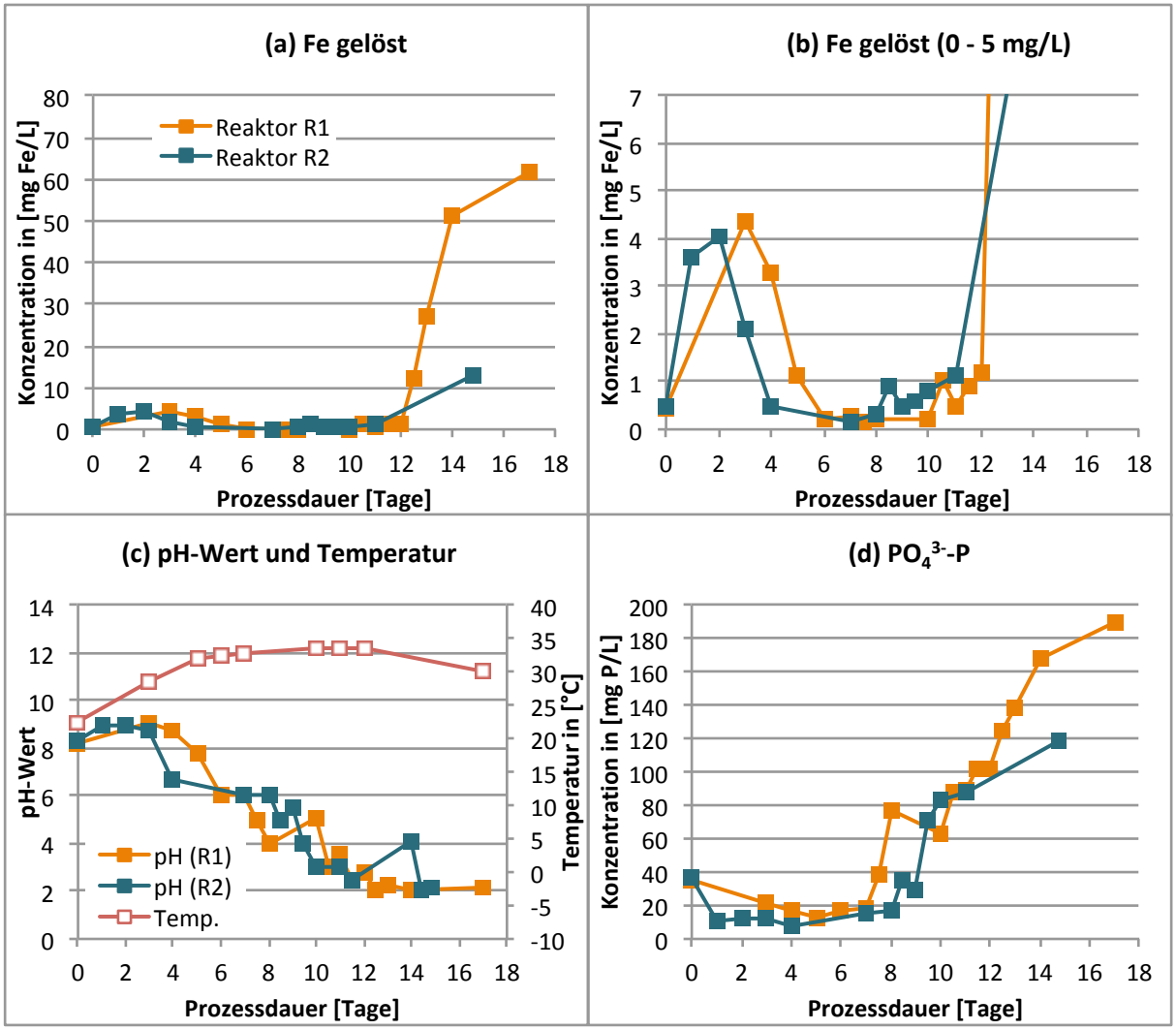



*Abbildung 27: Ergebnisse des Versuchs B3 –Belüftung von Faulschlamm Bruck in Reaktor R1 (orange) und R2 (blau); (a) Konzentration an gelöstem Eisen (b) Konzentration an gelöstem Eisen im Bereich von 0 - 5 mg Fe/L (c) pH-Wert und Temperatur (d) Konzentration an Phosphat-P*

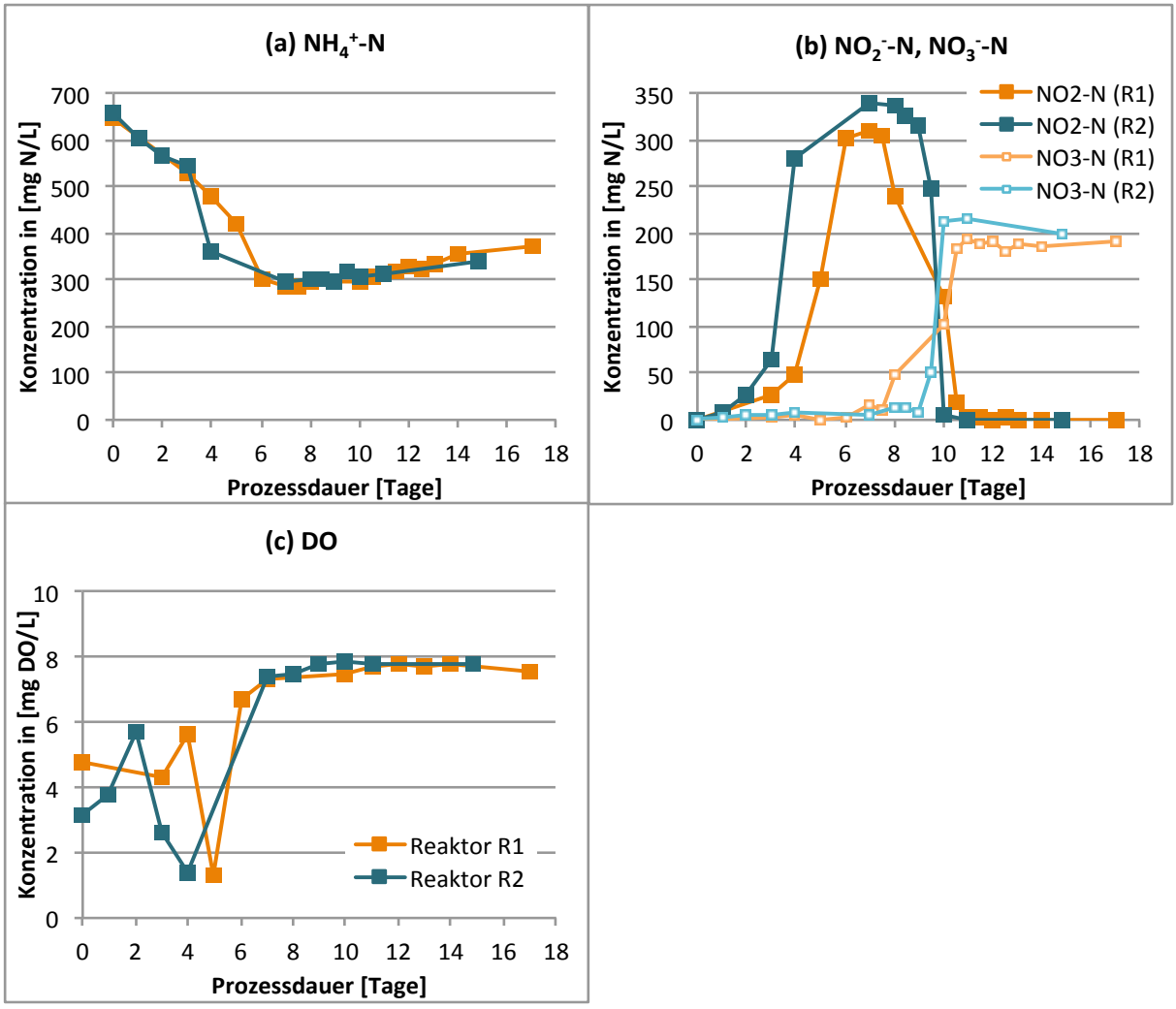



*Abbildung 28: Ergebnisse des Versuchs B3 – Belüftung von Faulschlamm Bruck im Reaktor R1 (orange) und R2 (blau); (a) Konzentration an Ammonium-N (b) Konzentration an Nitrit-N und Nitrat-N (c) DO-Konzentration*

Nitrit steht allerdings mit seiner undissoziierten Form, der salpetrigen Säure, im Gleichgewicht. Somit wird vermutet, dass ein Teil des $NO_2^-$-N – anstatt mit Sauerstoff zu $NO_3^-$-N zu oxidieren – aufgrund des niedrigen pH-Wertes nicht als Ion, sondern in seiner undissoziierten Form als salpetrige Säure ($HNO_2$) vorlag und dadurch teilweise ausgestrippt wurde.

Der CSB-Abbau bis Prozesstag 10 liegt bei 27 % (R1) bzw. 22 % (R2), auch die Abweichung des Gesamtphosphor von 5 bzw 3 % ist akzeptabel. Eine Bilanzierung des Stickstoffes erfolgte analog zu jener bei Reaktor R1 aus Versuch B2 und zeigt, dass die Daten stimmig sind. Im Reaktor R2 konnte der Gesamte Stickstoffverlust mit nur geringen Abweichungen auf die Ausgasung von $NH_3$ zurückgeführt werden. Die Ergebnisse im R1 sind jenen aus Versuch B2 ähnlich und können auf gleiche Weise erklärt werden (siehe Kapitel 4.2.1.2).

Die ähnlichen Werte und Tendenzen in beiden Reaktoren im Laufe des Versuchs B3 lassen auf eine gute Reproduzierbarkeit der Versuchsergebnisse schließen. Die Ergebnisse des Versuchs zeigten, dass nicht nur mittels aerober Nachbehandlung, sondern auch bei darauffolgender Ansäuerung des Faulschlamms Bruck nicht mehr als 40% des Gesamtphosphats bzw. 10% des Gesamteisens im Reaktor gelöst werden konnten.

#### 4.2.1.4 BELÜFTUNG UND ANSÄUERUNG VON FAULSCHLAMM SCHWECHAT (B4)

In diesem Versuchsdurchlauf wurde Faulschlamm Schwechat in zwei Reaktoren belüftet. Der Versuch wurde analog zum Versuch B3 durchgeführt, um feststellen zu können, ob bei Faulschlämmen unterschiedlicher Kläranlagen ein vergleichbarer Verlauf der Konzentrationen auftritt. Die Ergebnisse des Versuches B4 sind in Abbildung 29 sowie Abbildung 30 grafisch dargestellt.

In beiden Reaktoren betrug die Anfangskonzentration an gelöstem Eisen 0,4 mg Fe/L. Durch Ausstrippen von $CO_2$ stieg der pH-Wert und gleichzeitig auch die Konzentration an gelöstem Eisen bis Tag 1 leicht an, während die Konzentration an $PO_4^{3-}$-P leicht absank.

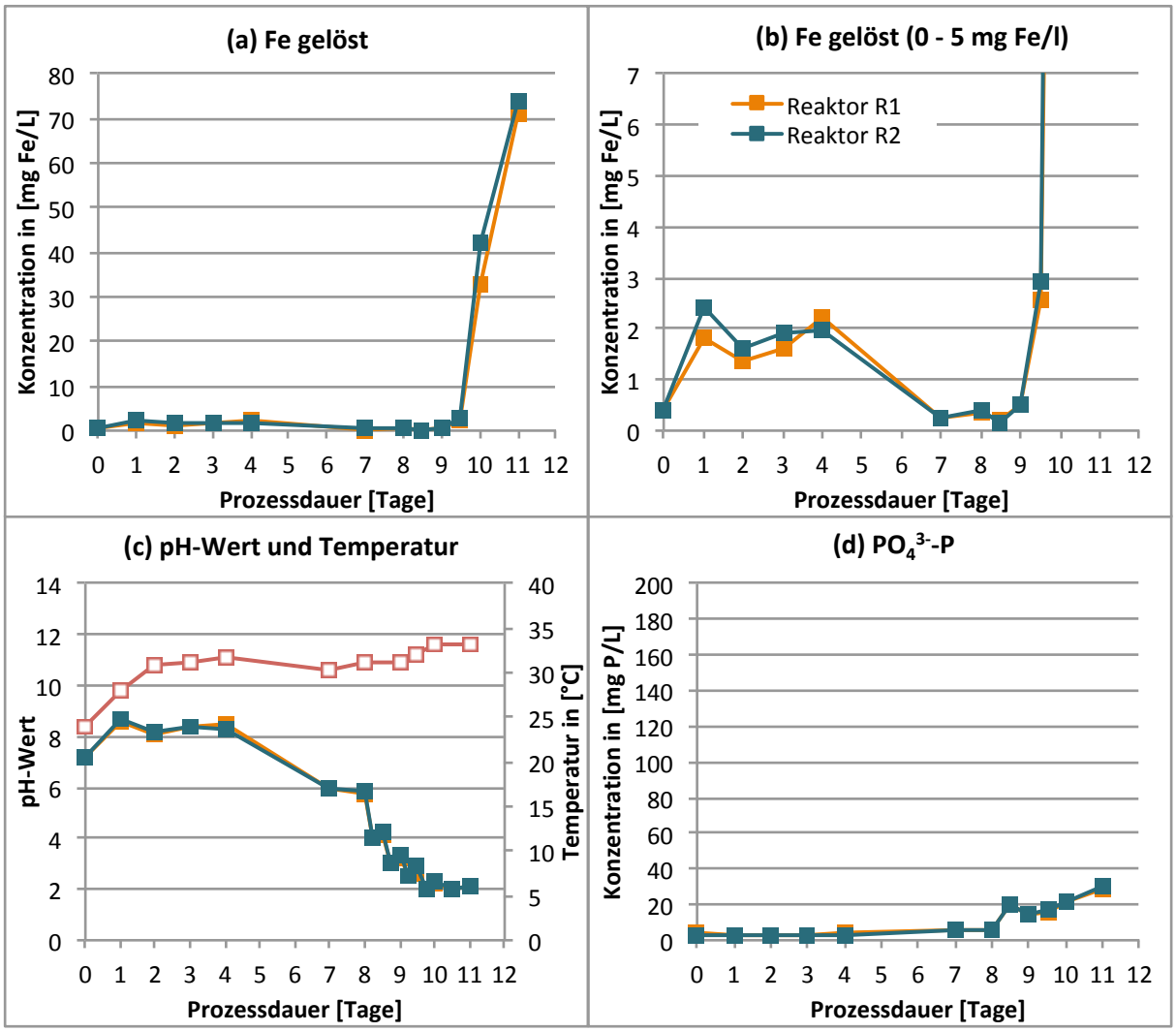



*Abbildung 29: Ergebnisse des Versuchs B4 –Belüftung von Faulschlamm Schwechat in Reaktor R1 (orange) und R2 (blau); (a) Konzentration an gelöstem Eisen (b) Konzentration an gelöstem Eisen im Bereich 0 - 5 mg Fe/L (c) pH-Wert und Temperatur (d) Konzentration an Phosphat-P*

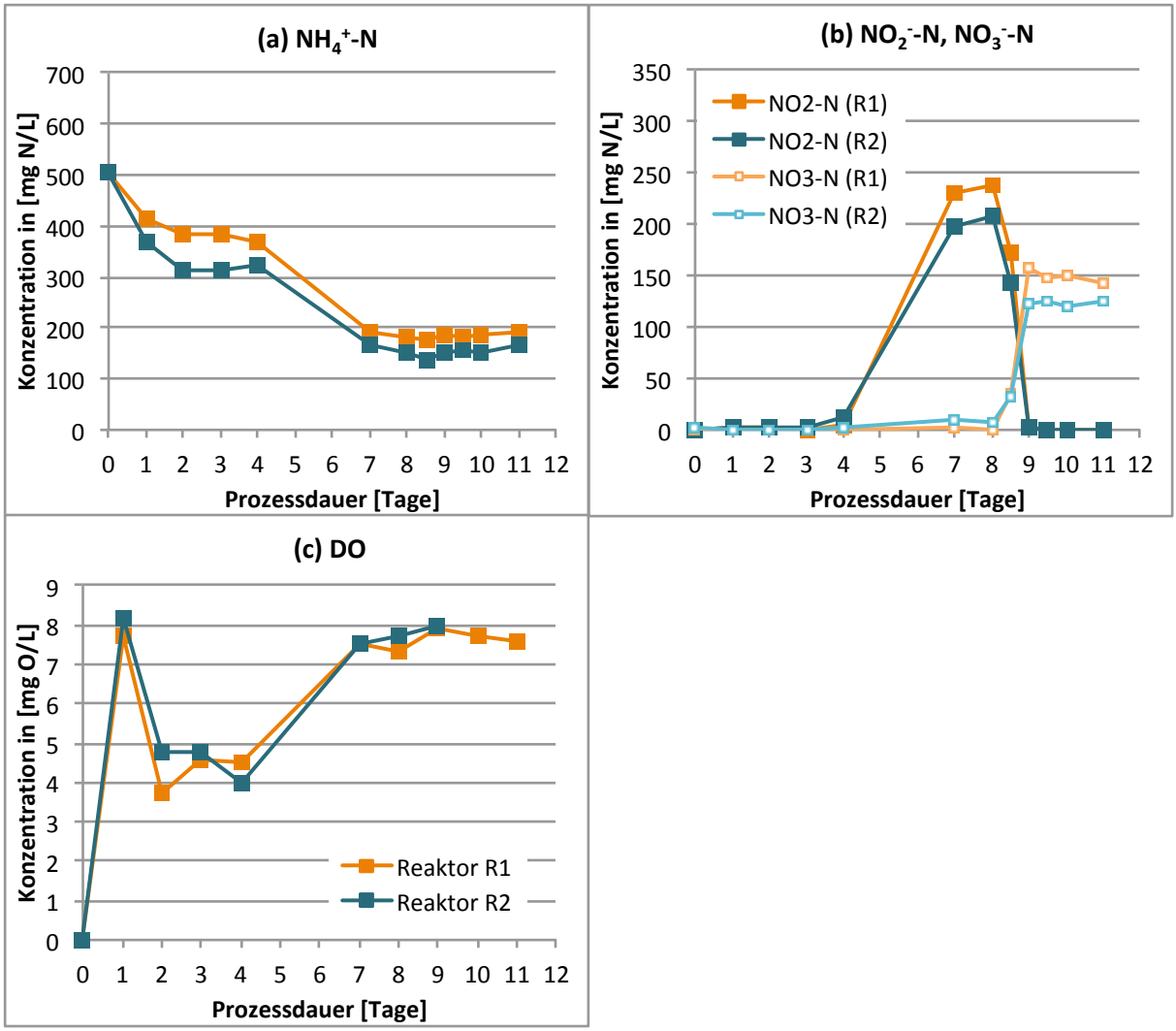



*Abbildung 30: Ergebnisse des Versuchs B4 –Belüftung von Faulschlamm Schwechat in Reaktor R1 (orange) und R2 (blau); (a) Konzentration an Ammonium-N (b) Konzentration an Nitrit-N und Nitrat-N (c) DO-Konzentration*

Mit Einsetzen der Nitritation an Tag 3 bzw. 4 sank der pH-Wert an den Folgetagen auf 6 ab ( Abbildung 29c). Gleichzeitig wurde $NH_4^+$-N zu $NO_2^-$-N umgewandelt. Ab Prozesstag 8 und einem pH-Wert < 7 setzte die Selbsthemmung der AOB ein. In diesem sauren Milieu ist auch keine Aktivität der NOB möglich. Wie bereits beim Versuch B3 erwähnt, wurde $NO_2^-$-N durch eine chemische Oxidation zu $NO_3^-$-N umgesetzt. Die Differenz der beiden Werte ist auf eine Ausgasung des beim niedrigen pH-Wert vorliegenden $HNO_2$ zurückzuführen.

An den Tagen 8 - 10 wurde durch Zugaben von Salzsäure der pH-Wert schrittweise bis 2 abgesenkt. Ein starker Anstieg der $PO_4^{3-}$-P-Konzentration fand in beiden Reaktoren an Prozesstag 8,5 statt, gefolgt von einem erneuten Absinken am Tag 9. Danach stieg die $PO_4^{3-}$-P-Konzentration kontinuierlich an. Ein Fehler bei der Analytik ist hierbei ausgeschlossen, da Analysen mit anderen Verdünnungen die erhaltenen Werte bestätigten. Bei Versuchsende lag die Konzentration an $PO_4^{3-}$-P in beiden Reaktoren bei ca. 30 mg P/L. Eine Weiterführung des Versuches um 2 - 3 paar Tage hätte Vorteile mit sich gebracht, um die Löslichkeit bei pH-Wert 2 nach einem längeren Zeitraum feststellen zu können. Eventuell wäre

dadurch, wie bei Versuch B3 zu beobachten war, eine Abflachung der $PO_4^{3-}$-P-Kurve zu beobachten gewesen – das wäre ein Indiz dafür gewesen, dass die Sättigungskonzentration erreicht ist.

Ein sprunghafter Anstieg der Konzentration an gelöstem Eisen ist ab einem pH-Wert < 2,5 zu erkennen. An Prozesstag 11 wurde bei einem pH-Wert von ca. 2 eine Konzentration an gelöstem Eisen von 71 mg Fe/L in R1 bzw. 74 mg Fe/L in R2 festgestellt.

Die Ergebnisse des Versuchs zeigten, dass bei der Ansäuerung des Faulschlamms Schwechat nicht mehr als 10 % des Gesamteisens bzw. 9% des Gesamtphosphors im Reaktor gelöst werden konnten.

Die Stickstoffbilanz lieferte auch bei diesem Versuch zufriedenstellende Ergebnisse. Die Änderung des Gesamtstickstoffs von 20 % ließ sich durch den Verlust von $NH_3$ sowie die Strippung von $NHO_2$ erklären.

#### 4.2.1.5 VERGLEICHENDE ZUSAMMENFASSUNG

Die Verlaufskurven der Parameter beider Reaktoren innerhalb eines Versuches verliefen teilweise äußerst parallel zueinander und wiesen nahezu immer die selbe Tendenz auf. Auch beim Vergleich mit Ergebnissen anderer Versuche ist erkennbar, dass die Verläufe eine große qualitative Ähnlichkeit aufweisen. Somit ist eine Reproduzierbarkeit des Versuches mit anderen Faulschlämmen gegeben.

Es wurde festgestellt, dass im Zuge der Nitritation eine Rücklösung von Eisen bis zu einem pH-Wert von 6 unabhängig von der Rücklösung von $PO_4^{3-}$-P stattfand, was darauf hindeutet, dass sich keine Eisen-$PO_4^{3-}$-Verbindungen lösten. Ein Versuch mit ATH im Faulschlamm zeigte, dass während der Faulschlamm-Belüftung der pH-Wert hinsichtlich Löslichkeit von Eisen und Phosphat maßgebend ist und nicht der Prozess der Nitrifikation.

Durch die aerobe Nachbehandlung allein wurden in den Versuchen Konzentrationen von < 1 mg Fe/L an gelöstem Eisen bzw. < 20 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P in den verdünnten Faulschlämmen festgestellt. Die aerobe Nachbehandlung der Faulschlämme bewirkte somit keinen Anstieg der Löslichkeit von Eisen bzw. Phosphat.

Bei der Faulschlammansäuerung traten bezüglich der Rücklösung von Eisen erst ab pH-Wert 2 bzw. bei Phosphor bereits bei pH-Wert < 6 relevante Konzentrationen auf.

Bei der Ansäuerung der aeroben Faulschlämme bis pH-Wert 2 wurde eine höhere Löslichkeit von ca. 10 % des Gesamteisens sowie 10-40 % des Gesamtphosphors erreicht. Der höhere Phosphor-Wert bei Faulschlamm Bruck ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass bei der Phosphorelimination Bio-P zum Einsatz kam, dort daher Phosphor auch biologisch gebunden vorlag und dadurch mobiler und weniger stark gebunden war als in chemischen Verbindungen.

Die Rücklösung von Eisen mittels einer vorangeschalteten Belüftung des Faulschlammes vor der Schlammentwässerung ist damit somit nicht erreichbar. Die aerobe Nachbehandlung brachte allerdings den Vorteil, dass bei einer chemischen Extraktion Phosphat in Lösung ging, gleichzeitig aber kaum Eisen, sofern Bio-P zur Phosphorelimination eingesetzt wurde. So waren z.B. beim Faulschlamm Bruck bei pH-Wert 3 bereits ca. 20 % des Gesamtphosphors gelöst, während sich Eisen nur mit weniger als 0,1 % in Lösung befand. Somit konnte bei pH-Wert 3 eine selektive Rücklösung erreicht werden. Jedoch ist die vorliegende Rücklösung von Phosphor im Faulschlamm nicht zufriedenstellend genug, um damit einen bedeutenden Vorteil beim Prozess der Phosphorrückgewinnung erreichen zu können.

### 4.2.2 Anaerober Faulschlamm

#### 4.2.2.1 Ansäuerung von Faulschlamm Bruck (A1)

Im Versuch A1 wurde durch Zugabe von Salzsäure zum Faulschlamm Bruck im anaeroben Zustand eine Absenkung des pH-Wertes erreicht. In Abbildung 31 sind die Konzentrationen an gelöstem Eisen bzw. $PO_4^{3-}$-P sowie der pH-Wert über die Prozesszeit dargestellt.

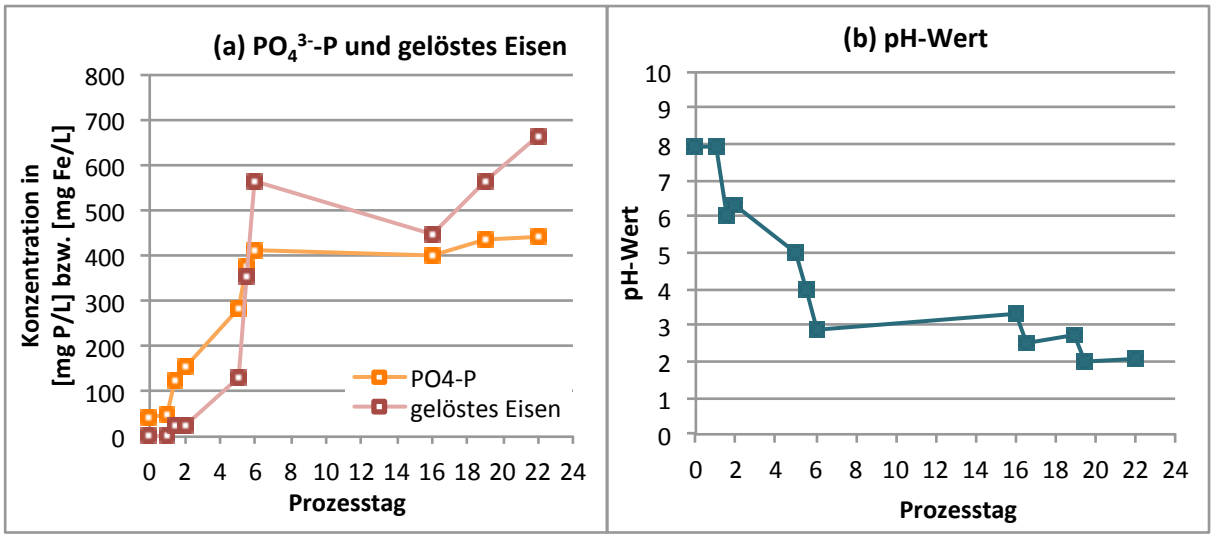



*Abbildung 31: Ansäuerung von anaerobem Faulschlamm Bruck*
*(a) Konzentration an gelöstem Eisen und Phosphat-P (b) pH-Wert*

Der pH-Wert des verdünnten Faulschlammes wurde im Laufe des Versuchs schrittweise abgesenkt. Auch hier war ein mehrmaliges Nachdosieren von Salzsäure wegen der starken Pufferkapazität des Faulschlammes notwendig, um eine langfristige pH-Senkung zu bewirken.

Durch Zugabe von Salzsäure wurden Verbindungen im Faulschlamm gelöst bzw. bei niedrigerem pH-Wert teilweise aufgeschlossen. Bei pH-Wert 6 war bereits eine Konzentration von 123 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P vorliegend, höhere Konzentrationen an gelöstem Eisen hingegen erst ab einem pH-Wert von 5 (132 mg P/L). Ab pH-Wert 4 war ein starker Geruch nach faulen Eiern zu vernehmen, da als Folge der pH-Wert-Senkung eine starke Ausgasung von $H_2S$ stattfand.

Es ist erkennbar, dass während der Versuchsdurchführung eine Pause von 8 Tagen eingelegt wurde, an dem keine weitere Ansäuerung vorgenommen wurde. Da die Werte danach keine Auffälligkeiten zeigten, wurde mit der Ansäuerung fortgesetzt. Beim pH-Wert von 3 war bereits eine Konzentration von 563 mg Fe/L an gelöstem Eisen (86 % des Gesamteisens) bzw. 411 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P (87 % des Gesamtphosphors) vorhanden.

Eine Ansäuerung bis pH-Wert 2 wurde durchgeführt. Der Schwefelgeruch ließ nicht nach, da vermutlich weiterhin Eisen aus FeS-Verbindungen in Lösung ging. Bei pH-Wert 2 stellte sich eine Konzentration von 664 mg Fe/L an gelöstem Eisen und 444 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P ein. Dies entspricht ca. einer 100%igen Lösung des Gesamteisens sowie einer Lösung von 94 % des Gesamtphosphors im Reaktor.

#### 4.2.2.2 Ansäuerung von Faulschlamm Schwechat (A2)

Analog zum Versuch A1 wurde im Versuch A2 verdünnter Faulschlamm der Kläranlage Schwechat angesäuert. Die Ergebnisse des Versuches A2 sind in der Abbildung 32 grafisch dargestellt.

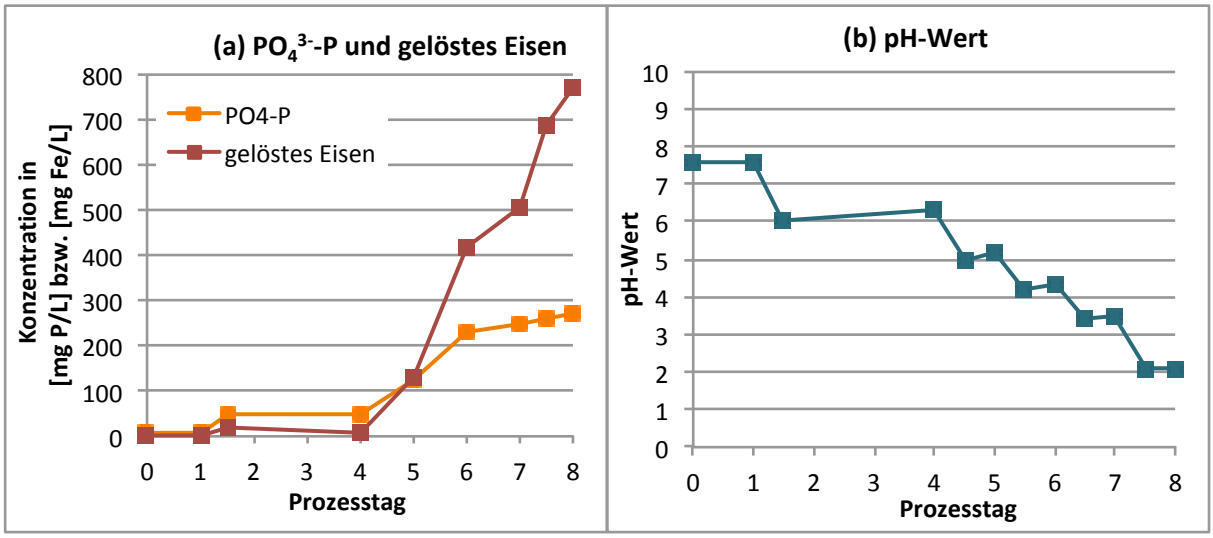



*Abbildung 32: Ergebnisse der Ansäuerung von anaerobem Faulschlamm Schwechat (a) Konzentration an gelöstem Eisen und Phosphat-P (b) pH-Wert*

Eine Ansäuerung bis pH-Wert 6 bewirkte einen geringen Anstieg an gelöstem Eisen bzw. einen Anstieg der Konzentration auf bis zu 50 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P. Ab Prozesstag 5 und pH-Wert 5 war ein Anstieg der Löslichkeiten zu verzeichnen: Sowohl Eisen auch $PO_4^{3-}$-P waren mit einer Konzentration von ca. 130 mg P/L in der Lösung zu finden.

Bei einem pH-Wert von 4 war bereits eine Konzentration von 420 mg Fe/L an gelöstem Eisen und 230 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P vorzufinden. Die $PO_4^{3-}$-P-Kurve flachte daraufhin ab, da beinahe der gesamte Phosphor im Reaktor sich in Lösung befand. Auch bei diesem Versuch war ab pH 3 – 4 der intensive Geruch von Schwefel zu vernehmen, sobald sich Eisen(II)-sulfid löste.

Bei Versuchsende mit pH-Wert 2,1 waren 772 mg Fe/L an gelöstem Eisen und 263 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P vorzufinden – dies entsprach ca. 99 % des Gesamteisens und 83 % des Gesamtphosphors im Reaktor.

Sowohl bei Faulschlamm Bruck als auch bei Faulschlamm Schwechat konnte unter anaeroben Bedingungen mit einem pH-Wert von 2 beinahe das gesamte Eisen im Reaktor in Lösung gebracht werden. Gleichzeitig wurden hohe Konzentrationen an $PO_4^{3-}$-P im Reaktor festgestellt: 94 % des Gesamtphosphors im Faulschlamm Bruck bzw. 83 % im Faulschlamm Schwechat lagen bei pH-Wert 2 als $PO_4^{3-}$-P im Faulschlamm vor. Zwar war die Versuchsdauer beim Versuch A1 wesentlich länger als bei A2, da allerdings die Parameter beim Standby des Versuches A2 (Prozesstag 7 - 15) sich nicht wesentlich änderten, kann davon ausgegangen werden, dass die Dauer keinen Einfluss auf die Ergebnisse ausübte.

### 4.2.3 VERGLEICHENDE ZUSAMMENFASSUNG

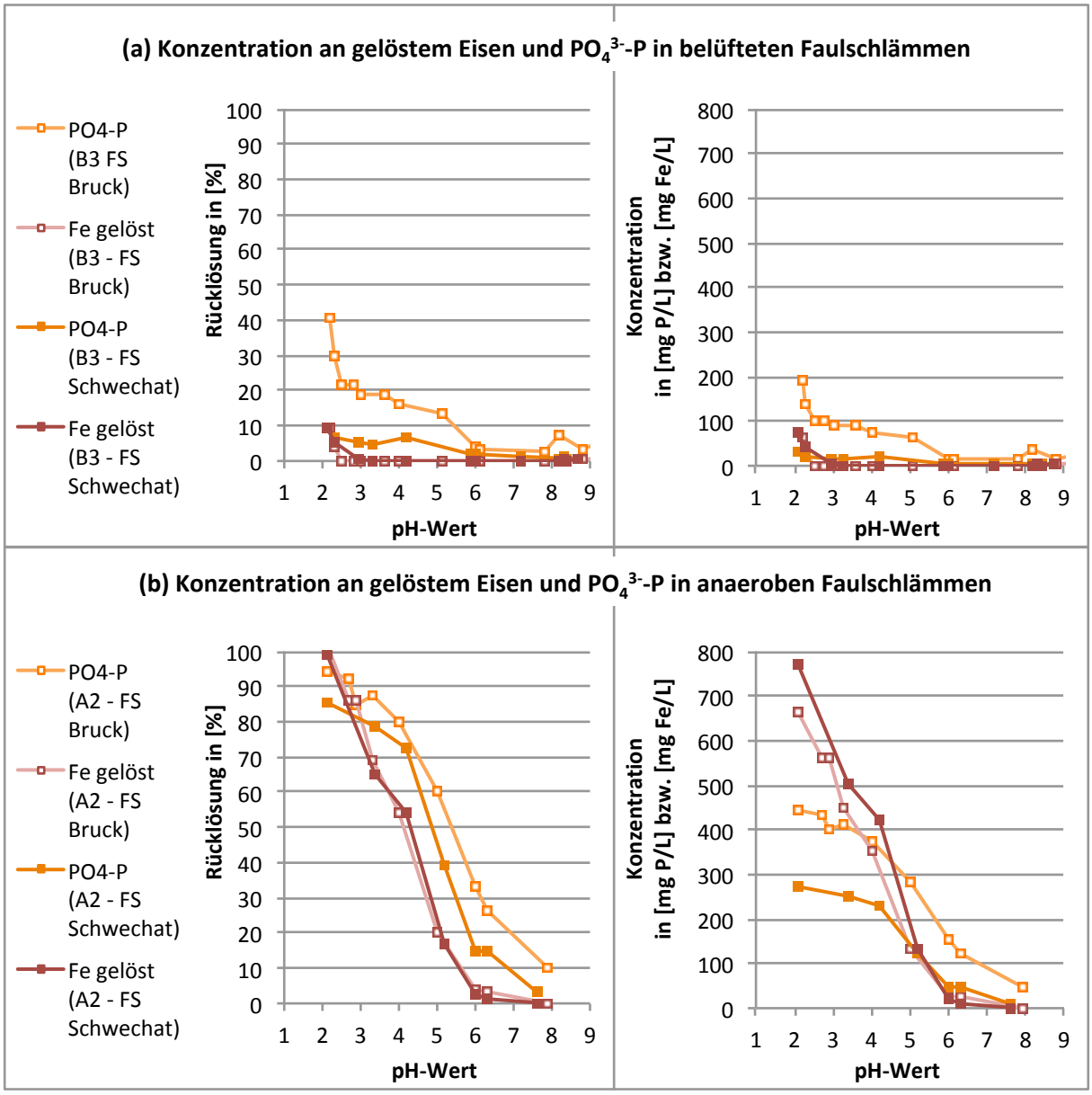



*Abbildung 33: Konzentrationen an gelöstem Eisen und $PO_4^{3-}$-P (a) in den belüfteten Faulschlämmen aus den Versuchen B3 sowie B4 (b) in den anaeroben Faulschlämmen Bruck und Schwechat bei den jeweiligen pH-Werten aus den Versuchen A1 und A2*

In Abbildung 33 ist die Löslichkeit von Eisen und Phosphat in beiden Faulschlämmen sowohl unter Belüftung (a) als auch unter anaeroben Bedingungen (b) dargestellt. In den Versuchen mit aerober Nachbehandlung wurde festgestellt, dass die Faulschlammbelüftung alleine keine zufriedenstellende Rücklösung von Eisen oder Phosphat bewirkt. Jedoch konnte dank der Belüftung bei pH-Wert < 6 eine selektive Rücklösung von Eisen und Phosphat beim Faulschlamm Bruck erreicht werden, da dort Phosphor unter anderem mittels Bio-P gefällt wird und somit Phosphat weniger stark gebunden ist: Bei pH-Wert 3 wurde eine 20%ige Rücklösung des Gesamtphosphors erzielt, während nur < 0,1 % des Gesamteisens in Lösung gingen. In beiden Faulschlämmen trat eine erhöhte Löslichkeit von Phosphat bereits ab einem pH-Wert < 6, von Eisen allerdings erst ab pH-Wert < 3 auf. Bei pH-Wert 2 waren beim

Faulschlamm Bruck 10 % des Eisens sowie 40 % des Phosphors, beim Faulschlamm Schwechat ohne Bio-P jeweils ca. 10 % gelöst.

Diese Ergebnisse können nun jenen des anaeroben Faulschlammes aus Abbildung 33b gegenübergestellt werden: Bei pH-Wert 2 wurde unter anaeroben Bedingungen eine vollkommene Rücklösung von Eisen erreicht sowie eine Rücklösung von 94 % bzw. 83 % des Gesamtphosphors. Beide Kurven des gelösten Eisens weisen einen ähnlichen Verlauf auf, nur waren im Faulschlamm Bruck etwas höhere Konzentration an gelöstem Eisen vorzufinden. Qualitativ ähnlich sind auch beide $PO_4^{3-}$-P-Kurven, jedoch wurde im Faulschlamm Bruck eine bessere Löslichkeit festgestellt, welche wiederum auf Bio-P zurückzuführen sein kann. Vermutlich liegt $PO_4^{3-}$-P im Faulschlamm Schwechat in einer schwerer löslichen Verbindung vor. Bis zu pH-Wert 6 war in den anaeroben Faulschlämmen Eisen bis zu 5 mg Fe/L in Lösung, $PO_4^{3-}$-P schon zu 15 bzw. 33 %. Somit wurde keine deutlich selektive Rücklösung beider Komponenten beim anaeroben Faulschlamm beobachtet.

Der Vorteil der Faulschlammbelüftung bestand also darin, dass nur eine geringer Menge an Säure dazudosiert werden musste, um den pH-Wert abzusenken, jedoch ist die Rücklösung von Phosphat eingeschränkt und eine gleichzeitige Rücklösung an Eisen muss in Kauf genommen werden muss.

In Abbildung 33a ist zu erkennen, dass bei pH-Wert 2,5 sozusagen ein „Knick“ in der Kurve der $PO_4^{+}$-P-Konzentration auftrat, ebenfalls in Abbildung b bei pH-Wert 4. Die Werte vor und nach dem Knick können durch Linearen angenähert werden. Sie beschreiben eine Änderung im Löslichkeitsverhalten, was auf die Bildung bzw. Lösung bestimmter Verbindungen zurückzuführen sind. Im aeroben Faulschlamm Bruck gingen bei pH-Wert < 4 Eisen und $PO_4^{+}$-P im molaren Verhältnis von 2,6 bzw. im Faulschlamm Bruck im Verhältnis von 4,7 in Lösung. Zwischen pH-Wert 5 und 7,5 betrug das molare Verhältnis bei Bruck 0,3 bzw. bei Schwechat 0,6. Würde das Verhältnis 1 betragen, wäre die Bildung bzw. Lösung von Verbindungen wie z.B. Eisen(III)-phosphat naheliegend gewesen, in denen dasselbe molare Verhältnis vorliegt. Bei Vivianit entspräche dieses Verhältnis 1,5. Die gleichzeitige Lösung verschiedener Verbindungen ist möglich. Auch können unter Anwesenheit von Huminsäure unterschiedliche Komplexe mit Eisen und Phosphat gebildet werden, zu denen oft wenige Details bekannt sind und welche in der Literatur meist nicht näher beschrieben werden (Wilfert et al., 2015). Es konnte demnach nicht festgestellt werden, um welche Verbindungen es sich bei den gegebenen molaren Verhältnissen handelt. Im belüfteten Faulschlamm Bruck lagen bei pH-Wert < 2,5 Fe-$PO_4^{+}$-P-Verhältnisse von 0,38 vor, bei höheren pH-Werten ging nur $PO_4^{+}$-P in Lösung. Bei Faulschlamm Schwechat war bei pH-Werten < 3,3 ein molares Lösungsverhältnis von 2,7 anzutreffen, bei höheren pH-Werten wurden wiederum nur Verbindungen mit $PO_4^{+}$-P gelöst.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass unter anaeroben Bedingungen im sauren Milieu wesentlich höhere Konzentrationen an $PO_4^{3-}$-P und gelöstem Eisen im Faulschlamm vorlagen als es bei aeroben Bedingungen der Fall war, allerdings wurde keine selektive Rücklösung erzielt. Auch wurde die Erkenntnis gewonnen, dass durch eine aerobe Nachbehandlung und Säure-Zudosierung zwar eine selektive Rücklösung möglich war, dabei allerdings nur ein kleiner Prozentsatz des Gesamtphosphors gelöst wurde. Somit konnten anhand der aeroben Nachbehandlung von Faulschlämmen bei diesen Versuchen keine relevanten Verbesserungen hinsichtlich des Löslichkeitsverhaltens von Eisen und Phosphat in Faulschlämmen für den Prozess der Phosphorrückgewinnung festgestellt werden.

### 4.2.4 Belüftung von Eisenlösungen (B5)

Anhand des Versuches B5 wurde die Löslichkeit von Eisen in deionisiertem Wasser (R3) bzw. Leitungswasser (R4) untersucht. Die dazugehörigen Ergebnisse sind in Abbildung 34 dargestellt.

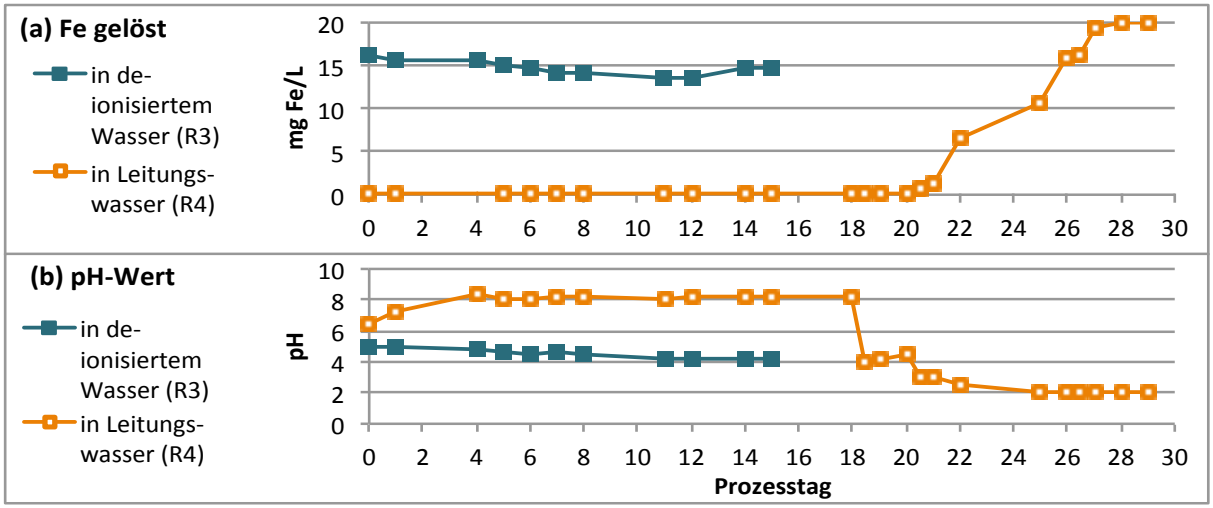



*Abbildung 34: Belüftungen von 20 mg Fe/L-Eisenlösungen in Leitungswasser bzw. deionisiertem Wasser (a) Konzentration an gelöstem Eisen (b) pH-Wert*

In beiden Reaktoren wurde Eisen in einer Konzentration von 20 mg Fe/L hinzugefügt. Beim Zudosieren von Ammoniumeisen(II)-sulfat zum Leitungswasser in R4 fiel Eisen sofort in Form einer gelborangen Verbindung aus – vermutlich Eisen(III)-hydroxid. Die Analyse der Anfangsproben zeigte, dass das gesamte Eisen im Leitungswasser eine Verbindung eingegangen war und nun kaum mehr in gelöster Form vorlag. Bei der Eisenlösung in deionisiertem Wasser war keine deutliche Färbung zu erkennen. Der pH-Wert pendelte sich im Reaktor R4 nach der Ausgasung von $CO_2$ bei 8,2 ein.

Der niedrige pH-Wert von 4,9 im R3 war auf das Lösen von $CO_2$ im DW zurückzuführen. Aufgrund der fehlenden Salze im deionisierten Wasser war keine Pufferung vorhanden, somit war ein pH-Wert im sauren Bereich vorzufinden. Im R3 waren anfangs noch ca. 80 % des Eisens gelöst. Über den Zeitraum des Versuches hinweg bewegte sich die Konzentration im Bereich 13,5 - 16 mg Fe/L, der pH-Wert zwischen 4 und 5. Zum Reaktor R4 wurde ab Prozesstag 18 schrittweise Salzsäure zudosiert, um den pH-Wert zu senken. Im pH-Bereich > 4 blieb das Eisen weiterhin gebunden. Bei einem pH-Wert von 3 war Eisen mit einer Konzentration von ca. 1,3 mg Fe/L gelöst, bei pH-Wert 2,5 waren bereits 6,6 mg Fe/L an gelöstem Eisen vorhanden. Die Lösung nahm eine deutlich hellere Farbe an. Nach ca. einem Tag mit pH-Wert 2 waren 100 % des Eisens (20 mg Fe/L) rückgelöst und die Lösung wieder farblos.

Ähnlich wie im belüfteten Faulschlamm war auch im belüfteten Leitungswasser mit vergleichsweise geringer Eisenfracht eine höhere Löslichkeit von Eisen erst ab einem pH-Wert von 2 vorzufinden. Im anaeroben Faulschlamm trat mit hohen Konzentrationen bereits bei einem pH-Wert von 3 - 4 ein gänzlich anderes Löslichkeitsverhalten auf. Somit wurde festgestellt, dass nicht der Einfluss der komplexen Faulschlammmatrix und der darin enthaltenen Salze zu dieser späten Löslichkeit von Eisen führten, sondern dass vor allem die Belüftung und die damit folgenden oxidierenden Bedingungen eine große Rolle spielen und dabei einen negativen Einfluss auf das Löslichkeitsverhalten von Eisen ausüben.

### 4.2.5 Vergleich der Versuchsergebnisse mit dem theoretischen Löslichkeitsverhalten von Eisenverbindungen

Mit Hilfe von Löslichkeitsprodukten (bei 25° C) wurden in Kapitel 3.3 die gesättigten Konzentrationen der folgenden drei Eisen-Verbindungen berechnet: Eisen(II)-hydroxid, Eisen(II)-sulfid sowie Eisen(III)-hydroxid. Diese Verbindungen weisen unterschiedliche Löslichkeiten bei verschiedenen pH-Werten auf. Herrscht ein Gleichgewicht zwischen Feststoff und gelöstem Eisen bei gegebener Temperatur, so ist die Lösung gesättigt. Die in den Versuchen ermittelten Konzentrationen an gelöstem Eisen konnten nun mit theoretischen Sättigungskonzentrationen von Eisenverbindungen bei den jeweiligen pH-Werten verglichen werden.

Zu erwähnen ist, dass in realen Lösungen das Löslichkeitsprodukt aber nicht nur von Temperatur und pH-Wert abhängig ist. Auch andere Parameter wie z.B. Kristallisationsbedingungen oder die Anwesenheit anderer Ionen bzw. organischer Verbindungen üben einen Einfluss auf das Löslichkeitsprodukt aus. Messungen belegen, dass im Faulschlamm bzw. Abwasser durchaus eine höhere Löslichkeit vorzufinden ist (Svardal, 1991).

#### Anaerobe Faulschlämme

Im Diagramm der Abbildung 35 ist die Konzentration an gelöstem Eisen bei den Versuchen mit anaeroben Faulschlämmen aus Bruck und Schwechat auf einer logarithmischen Skala dargestellt. Auch sind jene Konzentrationen an gelöstem Eisen eingezeichnet, welche bei Eisen(II)-hydroxid, Eisen(III)-hydroxid sowie Eisen(II)-sulfid theoretisch in gesättigten Lösungen vorliegen.

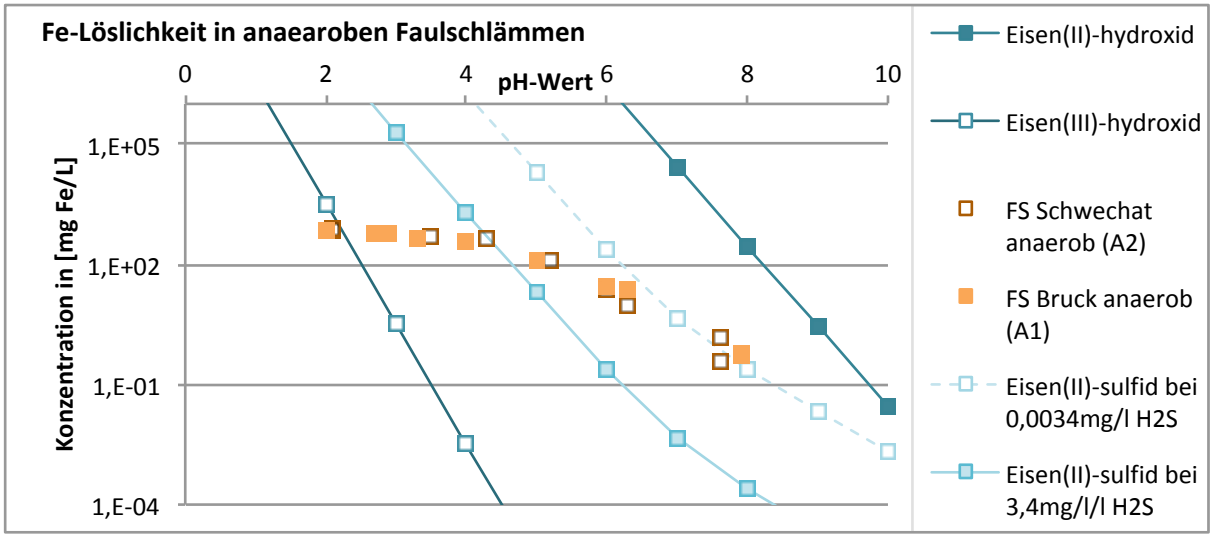



*Abbildung 35: Löslichkeit von Eisen in anaeroben Faulschlämmen*

Da im anaeroben Faulschlamm reduzierende Bedingungen herrschen, ist davon auszugehen, dass Eisen nicht als Eisen(III)-hydroxid vorliegt.

Eisen kann im anaeroben Faulschlamm zum Teil als Eisen(II)-hydroxid gebunden vorkommen. Es ist erkennbar, dass Eisen aber nicht nur in Form dieser Verbindung vorliegt. Als Beispiel wären bei einem

pH-Wert von 7,6 in einer gesättigten Lösung laut Löslichkeitsprodukt 1700 mg Fe/L an gelöstem Eisen vorhanden. Würde das gesamte Eisen im Faulschlamm als Eisen(II)-hydroxid vorliegen, so wäre bei pH-Wert 7,6 bereits das gesamte Eisen in Lösung – was nicht der Fall ist.

Die Löslichkeit des Eisen(II)-sulfids ist von der Schwefelwasserstoff-Konzentration im Faulschlamm abhängig. Bei der im Diagramm eingezeichneten Löslichkeit wurde eine $H_2S$-Konzentration von 3,4 mg $H_2S$/L (= 0,1 mmol $H_2S$/L) angenommen. Eine niedrigere Konzentration bewirkt eine parallele Verschiebung der Kurve hin zu höheren Bereichen. Um dies zu veranschaulichen, wurde die Löslichkeit bei Anwesenheit von $3{,}4 \cdot 10^{-3}$ mg $H_2S$/L (= $10^{-4}$ mmol $H_2S$/L) ebenfalls eingezeichnet (siehe Kurve mit gestrichelter Linie). Die Konzentrationen an gelöstem Eisen in den anaeroben Faulschlämmen nahmen bei sinkendem pH-Wert annähernd parallel zur Löslichkeit von Eisen(II)-sulfid zu. Dies lässt vermuten, dass ein Teil des Eisens im Reaktor als Eisen(II)-sulfid gebunden ist – was zusätzlich anhand der Geruchsentwicklung bestätigt werden konnte – und bei sinkendem pH-Wert zunehmend als gelöstes Eisen vorzufinden ist.

Bei pH-Wert < 4 ist eine Änderung der Steigung bei der Konzentrationsänderung im logarithmischen Diagramm ersichtlich, was auf die Lösung bzw. Bildung von anderen Eisenverbindungen hindeutet.

Es gibt in der Literatur Hinweise darauf, dass zweiwertiges Eisen und Phosphat gemeinsam als Vivianit gebunden im Faulschlamm vorliegen. Vivianit ist eine Verbindung ($Fe_2(PO_4)_3 \times 8H_2O$), die unter aeroben Bedingungen bei Anwesenheit hoher Phosphat- und Eisenkonzentrationen, aber nur geringen Schwefel-Konzentrationen vorkommt, wie von Rothe et al., (2016) bei der Untersuchung von Feuchtböden und Gewässersedimenten festgestellt wurde. Diese Bedingungen liegen auch im Faulschlamm vor, sofern Eisensalze zur Phosphorelimination eingesetzt wurden der Faulschlamm somit einen hohen Eisengehalt aufweist. Eisen wird im Faulschlamm vorrangig von Schwefel gebunden, da Eisensulfid höhere Bindungskräfte aufweist (Nriagu, 1972). Ist darüber hinaus noch Eisen im Faulschlamm vorhanden, so ist die Bildung von Vivianit oder Vivianit-ähnlichen Verbindungen möglich, welche einen Großteil des im Faulschlamm vorkommenden Phosphats binden können und möglicherweise die thermodynamisch stabilsten Phosphat-Verbindungen darstellen (Wilfert et al., 2018). Dabei spielt das molare Fe:P-Verhältnis laut Wilfert et al. (2018) eine große Rolle: Beim molaren Fe:P-Verhältnis von 0,76 im anaeroben Faulschlamm Bruck könnten laut der Studie ca. 40 % des Phosphors als Vivianit vorliegen, beim Faulschlamm Schwechat mit einem Verhältnis von 1,36 sogar 70 %. Ist ein molares Verhältnis von 2,5 im Faulschlamm vorzufinden, so können sogar 70 – 90 % des Phosphors in Vivianit gebunden sein. Da in der Literatur kein Löslichkeitsprodukt von Vivianit zu finden war, konnte kein Vergleich mit den vorliegenden Versuchsergebnissen aufgestellt werden. Jedoch ist laut Wilfert et al. (2018) davon auszugehen, dass Phosphat im anaeroben Faulschlamm großteils als Vivianit vorliegt und dadurch auch ein großer Teil des Eisens im Faulschlamm in seiner zweiwertigen Form gebunden vorkommt.

### Belüftete Faulschlämme

In Abbildung 36 ist die Eisen-Löslichkeit aus den Versuchen B3 sowie B4 mit belüftetem Faulschlamm aus Bruck bzw. Schwechat auf logarithmischer Skala dargestellt. Auch die Konzentrationen an gelöstem Eisen bei der Belüftung einer 20 mg Fe/L-Lösung (Versuch B5 mit Leitungswasser) sind

eingezeichnet, genauso wie entsprechende Löslichkeiten von Eisen(II)-sulfid, Eisen(II)-hydroxid sowie Eisen(III)-hydroxid.

Da $Fe^{2+}$ in Anwesenheit von Luft nicht beständig ist, wird bei der Belüftung von Faulschlämmen durch den hohen Sauerstoffgehalt das in anaeroben Bedingungen vorhandene $Fe^{2+}$ zu $Fe^{3+}$ oxidiert. Die geringen Konzentrationen an gelöstem Eisen (< 10 mg Fe/L) zwischen pH-Wert 4 und 7 könnten möglicherweisen auf eine Komplexbildung zurückzuführen sein. Bei Anwesenheit von organischem Material in der Faulschlamm-Matrix, wie z.B. Huminsäure, kann dreiwertiges Eisen Komplexe ausbilden, die das Eisen-Ion in Lösung halten. Somit wird ein Ausfallen von Eisenhydroxid verhindert (Pohling, 2015). Diese Komplexe können auch bei niedrigerem pH-Wert vorliegen und Eisen-Ionen in Lösung halten. Dies würde die ständige Anwesenheit einer kleinen Konzentration an gelöstem Eisen (< 0,4 mg Fe/L) zwischen pH-Wert 4 und 7 erklären. Eisen-Phosphat-Verbindungen wurden nicht abgebildet, da wegen der Komplexbildung das Löslichkeitsprodukt wenig Aussagekraft bietet.

Ab einem pH-Wert von ca. 3 - 4 geht vermehrt Eisen in Lösung. Bei einem pH-Wert von < 3 verlaufen die Werte nahe an und vor allem parallel zu jener Kurve, welche die theoretische Löslichkeit von Eisen(III)-hydroxiden beschreibt. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass Eisen vor allem als Eisen(III)-hydroxid bei den aeroben Bedingungen der Faulschlammbelüftung vorliegt und daher bei sinkendem pH-Wert Eisen in Lösung geht. Es kann angenommen werden, dass bei einer weiteren pH-Wert-Senkung die Konzentration mit konstanter Steigung im logarithmischen Diagramm zunehmen würde und dann bei einem pH-Wert 1,8 und 1,5 bereits das gesamte Eisen im Reaktor in Lösung wäre.

In der Eisenlösung mit Leitungswasser waren bei pH-Wert 2 bereits 100 % des vorhandenen Eisens gelöst (20 mg Fe/L). Daher ist davon auszugehen, dass sich die Konzentration in der Lösung unterhalb der Sättigungskonzentration befand. Eine weitere pH-Wert-Senkung hätte keine Veränderung bezüglich Eisen mehr gebracht. Der Verlauf der Konzentrationen in der Eisenlösung deutete auch in diesem Fall darauf hin, dass das Eisen als Eisen(III)-hydroxid gebunden vorlag.

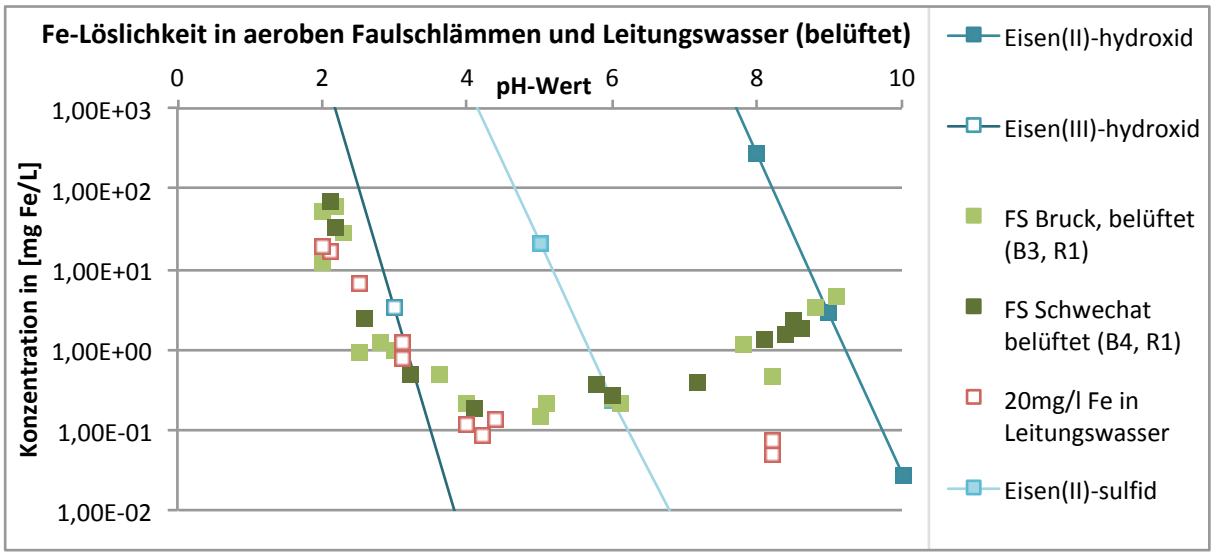



*Abbildung 36: Löslichkeit von Eisen während der Belüftung von Faulschlämmen*

### 4.2.6 Ansäuerung von Faulschlammaschen

Um das Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphor nicht nur in aeroben bzw. anaeroben Faulschlämmen, sondern auch in deren Aschen zu untersuchen und anschließend vergleichen zu können, wurden zwei weitere Versuchsreihen durchgeführt: In den Versuchen C1-C3 wurde wieder eine Ansäuerung von belüfteten sowie unbelüfteten Faulschlämmen durchgeführt. Diese diente nicht nur der Überprüfung bereits ausgewerteter Versuche, sondern auch der Aufzeichnung des Säurebedarfs bei der pH-Wert-Senkung. Für die Versuche D1-D3 wurden die Faulschlämme verascht, um anschließend die dabei erhaltenen Faulschlammaschen ebenfalls einer Ansäuerung bis pH-Wert 3 bzw. 2 zu unterziehen. Neben der Evaluierung der Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphat wurde auch der Säurereverbrauch bei den durchgeführten Ansäuerungen untersucht, um feststellen zu können, inwiefern die Belüftung einen Einfluss auf den Säurebedarf ausübt.

In den folgenden Unterkapiteln werden die Ergebnisse aus den Versuchen C1-C3 und D1-D3 abgebildet bzw. diskutiert und anschließend zusammengefasst. Dabei zeigt Abbildung 37 auf Seite 72 die Konzentration an $PO_4^{3-}$-P beim jeweiligen pH-Wert, Abbildung 38 auf Seite 74 die Konzentration an gelöstem Eisen und in Abbildung 39 auf Seite 76 ist der ermittelte Säurebedarf zum Einstellen der gewünschten pH-Werte ersichtlich.

Es ist zu erwähnen, dass jeder der sechs Versuche zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse doppelt durchgeführt wurde (z.B. „C1: FS1“ und „C1: FS2“ bei Faulschlamm Bruck, unbelüftet). Zur besseren Übersicht wurden die Ergebnisse aller Versuche des gleichen Faulschlamms (sowohl C als auch D), in den folgenden Diagrammen in einem „Block“ zusammengefasst dargestellt (z.B. 1. Block: Faulschlamm Bruck, belüftet).

#### 4.2.6.1 LÖSLICHKEITSVERHALTEN VON PHOSPHAT

In Abbildung 37 ist die Lösung von Phosphat während der pH-Senkung der Faulschlämme (Versuche C1-C3) sowie deren Aschen (Versuche D1-D3) ersichtlich. In Grafik (a) ist dabei die Konzentration an $PO_4^{3-}$-P in mg P/g $TS_{FS}$ dargestellt, in Grafik (b) der prozentuelle Anteil von $PO_4^{3-}$-P am Gesamtphosphorgehalt des verwendeten Faulschlammes (siehe Tabelle 3 auf Seite 17).

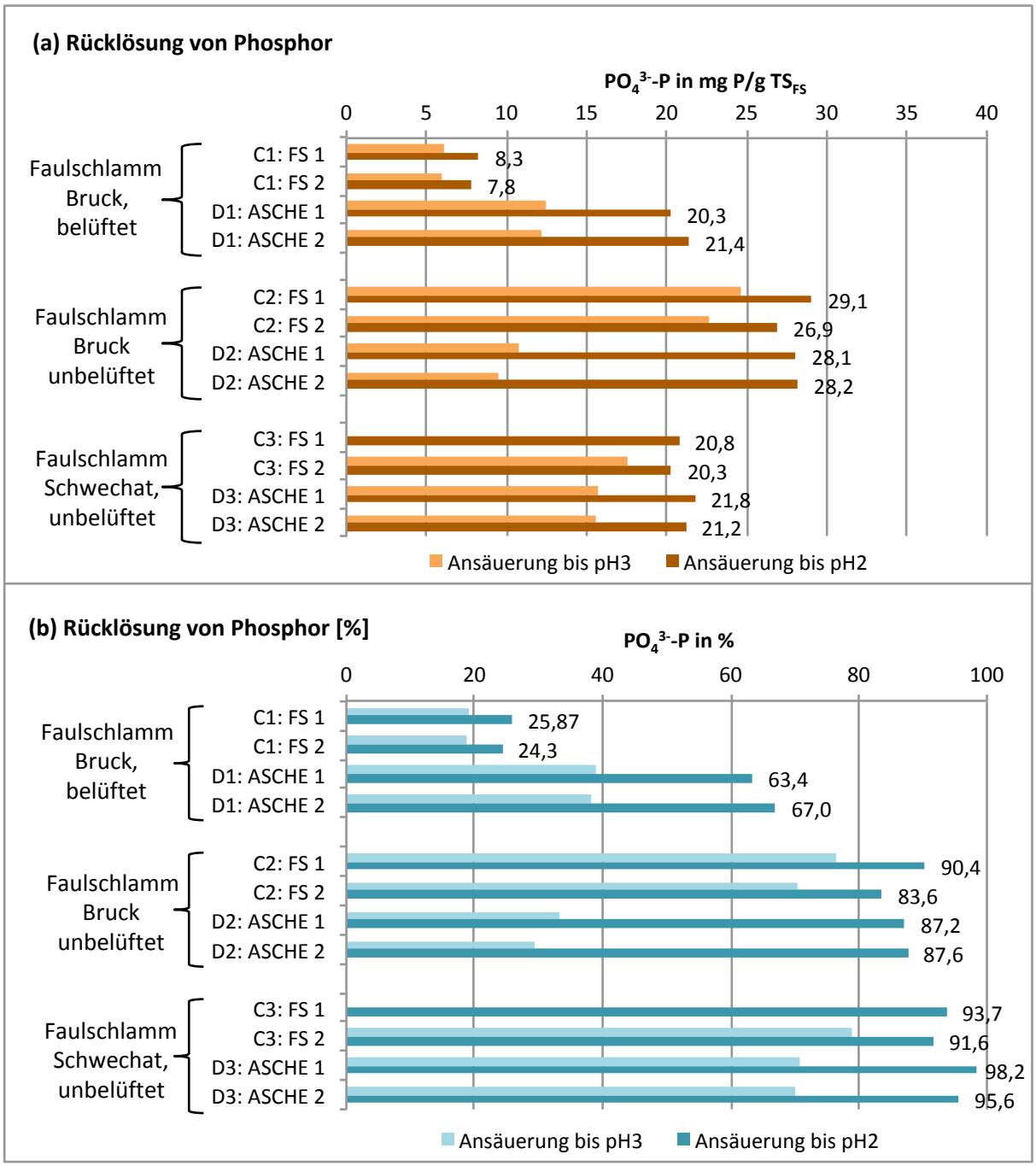



*Abbildung 37: Rücklösung von Phosphor in Form von $PO_4^{3-}$-P bei der Ansäuerung von Faulschlamm und deren Aschen in den Versuchen C1-C2, D1-D3; dargestellt (a) in mg P/g $TS_{FS}$ (b) in % des Gesamtphosphors*

Im belüfteten Faulschlamm Bruck wurde im Versuch C1 die niedrigste $PO_4^{3-}$-P-Konzentration festgestellt: Bei pH-Wert 3 waren ca. 19 %, bei pH-Wert 2 25 % des Gesamtphosphors in der Lösung zu finden. Dieser Wert ist mit jenem aus Versuch B3 vergleichbar (siehe Seite 56). Dort wurde nach einigen Stunden mit pH2 eine $PO_4^{3-}$-P-Konzentration von 120 mg P/L gemessen – es lag dort jedoch eine Faulschlammverdünnung von 1:1 mit Wasser vor. Dies entsprach umgerechnet 8,5 mg P/g $TS_{FS}$ und ist dem in Versuch C1 analysierten Wert sehr ähnlich. Beim Versuch B3 ist auch erkennbar, dass die Konzentration bei pH-Wert 2 über mehrere Tage auf 190 mg P/L anstieg (entspricht 12,9 mg P/g $TS_{FS}$). Demzufolge ist zu vermuten, dass bei längerer Versuchsdurchführung ein ähnlicher Wert beim vorliegenden Versuch C1 aufgetreten wäre.

Beim unbelüfteten FS Bruck (C2 und D2) wurde bei pH-Wert 2 sowohl im Faulschlamm als auch in der Asche mit jeweils durchschnittlich 87 % eine hohe Rücklösung beobachtet. Bei pH-Wert 3 wurden im Versuch D2 mit Asche nur 31 % des Gesamtphosphors (durchschn. ca. 10 mg P/g $TS_{FS}$) in Lösung vorgefunden, im Versuch C2 mit Faulschlamm bereits ca. 70 % (durchschn. ca. 23 mg P/g $TS_{FS}$). Im Vergleich dazu lag beim Versuch A1 mit Faulschlamm Bruck bei pH-Wert 3 eine $PO_4^{3-}$-P-Konzentration von 411 mg P/L (28 mg P/g $TS_{FS}$) und bei pH-Wert 2 eine Konzentration von 444 mg P/L (30 mg P/g $TS_{FS}$) vor. Somit konnte in diesem Versuch bei pH-Wert 2 eine ähnliche Löslichkeit ermittelt werden, bei pH-Wert 3 jedoch wurde eine deutlich geringere Löslichkeit festgestellt.

Im unbelüfteten Faulschlamm Schwechat wurde bei einem pH-Wert von 2 ein $PO_4^{3-}$-P-Gehalt von 20,5 mg P/g $TS_{FS}$ analysiert. Im Vergleich dazu wurde beim Versuch A2 (siehe Seite 64) bei pH-Wert 2 eine $PO_4^{3-}$-P-Konzentration von 263 mg P/L (18,4 mg P/g $TS_{FS}$ unverdünnt) gemessen. Dies entspricht einer Abweichung von 10 %.

Zusammenfassend wurde festgestellt, dass in unbelüfteten Faulschlämmen auch bei pH-Wert 3 bereits eine hohe Löslichkeit von $PO_4^{3-}$-P vorliegt und eine Ansäuerung auf pH-Wert 2 eine weitere Steigerung der Löslichkeit mit sich bringt. Beim belüfteten Faulschlamm Bruck (C1) war eine deutlich geringere Löslichkeit feststellbar, die Löslichkeit in den dazugehörigen Asche (D1) war etwas niedriger im Vergleich zu anderen Aschen. Somit trägt die Belüftung von Faulschlämmen zu einer geringeren Löslichkeit von $PO_4^{3-}$-P bei, bei den zugehörigen Aschen ist der Einfluss nicht so deutlich erkennbar. In anaeroben Faulschlämmen sowie deren Aschen liegt bei pH-Wert 2 eine ähnlich hohe Löslichkeit vor, nur bei pH-Wert 3 wurde eine geringere Löslichkeit in den Aschen festgestellt im Vergleich zu den Faulschlämmen.

#### 4.2.6.2 LÖSLICHKEITSVERHALTEN VON EISEN

Die Konzentration an gelöstem Eisen in den entnommenen Proben der Versuche C1-C3 sowie D1-D3 wurden ebenfalls analysiert, um das Löslichkeitsverhalten von Eisen während der Ansäuerung der Faulschlämme bzw. deren Aschen feststellen zu können. Die Ergebnisse dazu sind in Abbildung 38a in mg Fe/kg Faulschlamm und (b) bezogen auf den Gesamteisengehalt in Prozent dargestellt.

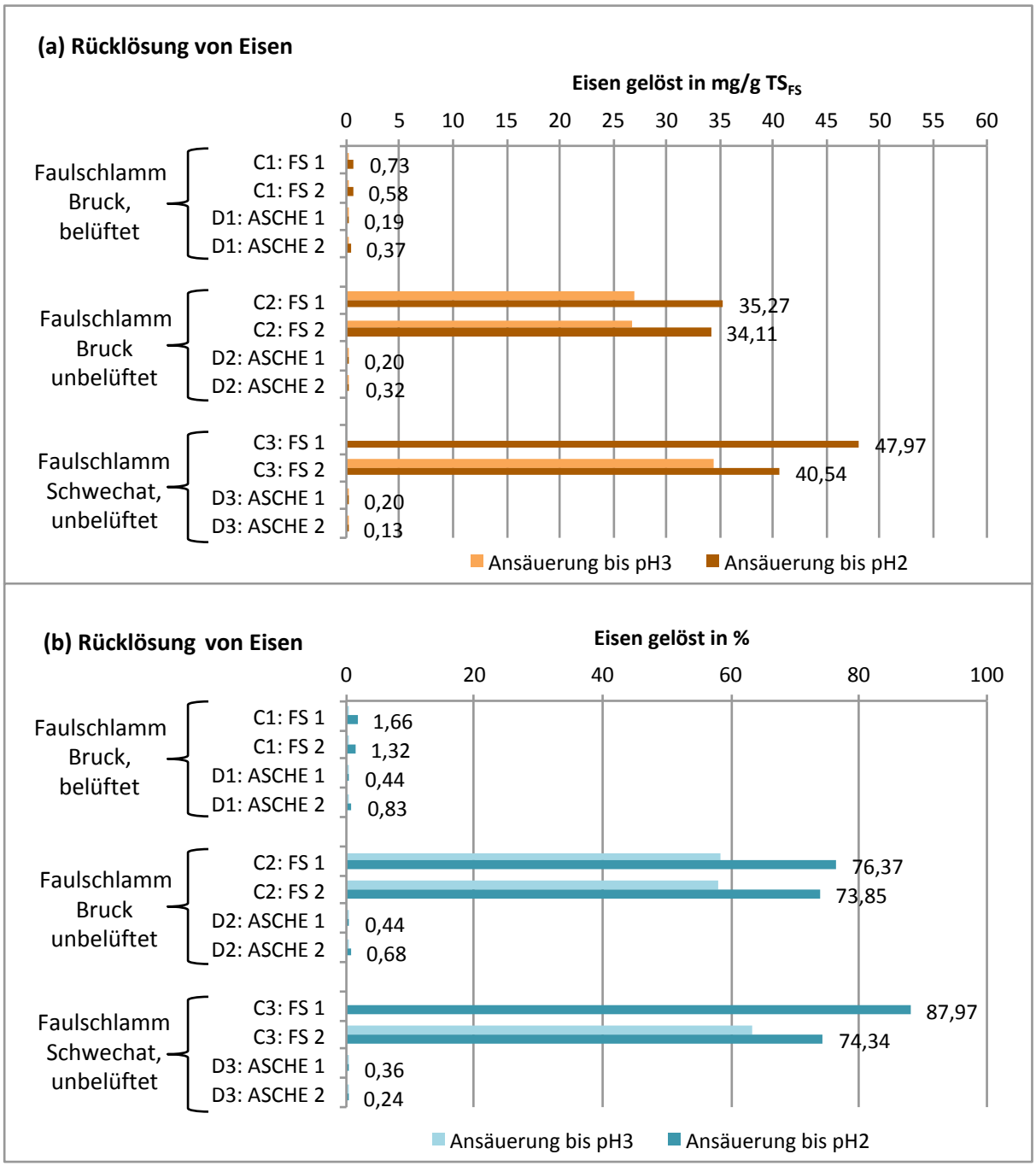



*Abbildung 38: Rücklösung von Eisen bei der Ansäuerung von Faulschlämmen und deren Aschen in den Versuchen C1-C3, D1-D3; dargestellt (a) in mg Fe/g TS$_{FS}$, (b) in % des Gesamteisengehalts*

Es ist erkennbar, dass bei Faulschlamm Bruck belüftet in Versuch C1 kaum Eisen rückgelöst wurde – ca. 0,07 mg Fe/g $TS_{FS}$ waren bei einem pH-Wert von 2 in Lösung, somit weniger als 2 % des gesamten Eisens. Beim Vergleich mit den Ergebnissen aus Versuch B3 (siehe Seite 56) lässt sich eine Ähnlichkeit feststellen: Dort waren am ersten Tag mit einem pH-Wert von 2 12 mg Fe/L (=0,8 mg Fe/g $TS_{FS}$) und somit eine ähnlich geringe Konzentration an gelöstem Eisen vorzufinden. Beim Versuch B3 stieg die Konzentration an gelöstem Eisen weiter an, nach fünf Tagen bei pH-Wert 2 war Eisen in einer Konzentration von 62 mg Fe/L (=4,2 mg Fe/g $TS_{FS}$) gelöst. Daher wird davon ausgegangen, dass ein Verweilen bei pH-Wert 2 über mehrere Tage hinweg im vorliegenden Versuch C1 ähnliche Werte geliefert hätte. Dies würde einer Rücklösung von ca. 10% entsprechen.

Beim unbelüfteten Faulschlamm Bruck bewirkte die Ansäuerung bis pH-Wert 3 eine Lösung von ungefähr 27 mg Fe/g $TS_{Fs}$ (58 %) und beim Faulschlamm Schwechat ca. 34 mg Fe/g $TS_{Fs}$ (63 %). Bei pH-Wert 2 waren ca. 35 mg Fe/g $TS_{Fs}$ (75 %) bzw. ca. 45 mg Fe/g $TS_{Fs}$ (80 %) in Lösung.

Das Löslichkeitsverhalten von Eisen bei der Ansäuerung von unbelüftetem Faulschlamm wurde bereits in den Versuchen A1 und A2 untersucht. Die Daten können nun verglichen werden:

Beim unbelüfteten Faulschlamm Bruck in Versuch A1 waren bei pH-Wert 3 bereits 86 % und bei pH-Wert 2 sogar 97 % des Gesamteisens in Lösung. Beide Werte sind deutlich höher als die Ergebnisse bei diesen Versuchen, wobei die höhere Löslichkeit bei pH-Wert 2 vermutlich auf längere Verweilzeiten (2 Tage) zurückzuführen ist.

Im Faulschlamm Schwechat in Versuch A2 waren bei pH-Wert 3 ca. 65 % und bei pH-Wert 2 99 % des Gesamteisens in Lösung. Der Wert bei pH-Wert 3 stimmt annähernd überein mit dem in diesem Versuch erhaltenen Wert von 63 %. Die Konzentration bei pH-Wert 2 im Versuch A2 war wiederum deutlich höher als jene im vorliegenden Versuch C3, bei dem nur 74 % bzw. 87 % des Gesamteisens in Lösung waren.

Die Versuche D1-D3 zeigten, dass Eisenverbindungen aus den Aschen kaum bzw. gar nicht in Lösung gingen. Bei pH-Wert 3 war der Anteil an gelöstem Eisen mit < 0,1 % zu vernachlässigen. Selbst bei pH-Wert 2 war < 1 % des Gesamteisens in Lösung. Somit wiesen Eisenverbindungen, die in den Aschen vorliegen, selbst bei starker Säure eine sehr geringe Löslichkeit auf. Diese Erkenntnis trifft sowohl auf Aschen aus belüftetem Faulschlamm, als auch auf jene aus anaerobem Faulschlamm zu.

Bezüglich Löslichkeitsverhalten von Eisen in Faulschlämmen wurde festgestellt, dass die aerobe Nachbehandlung das Lösen von Eisen aus dem Faulschlamm verhindert, während bei anaeroben Faulschlämmen eine hohe Löslichkeit von 73 – 88 % des Gesamteisens (ca. 35 - 45 mg Fe/g $TS_{Fs}$) beobachtet wurde.

#### 4.2.6.1 SÄUREBEDARF ZUR PH-WERT-SENKUNG AUF 3 BZW. 2

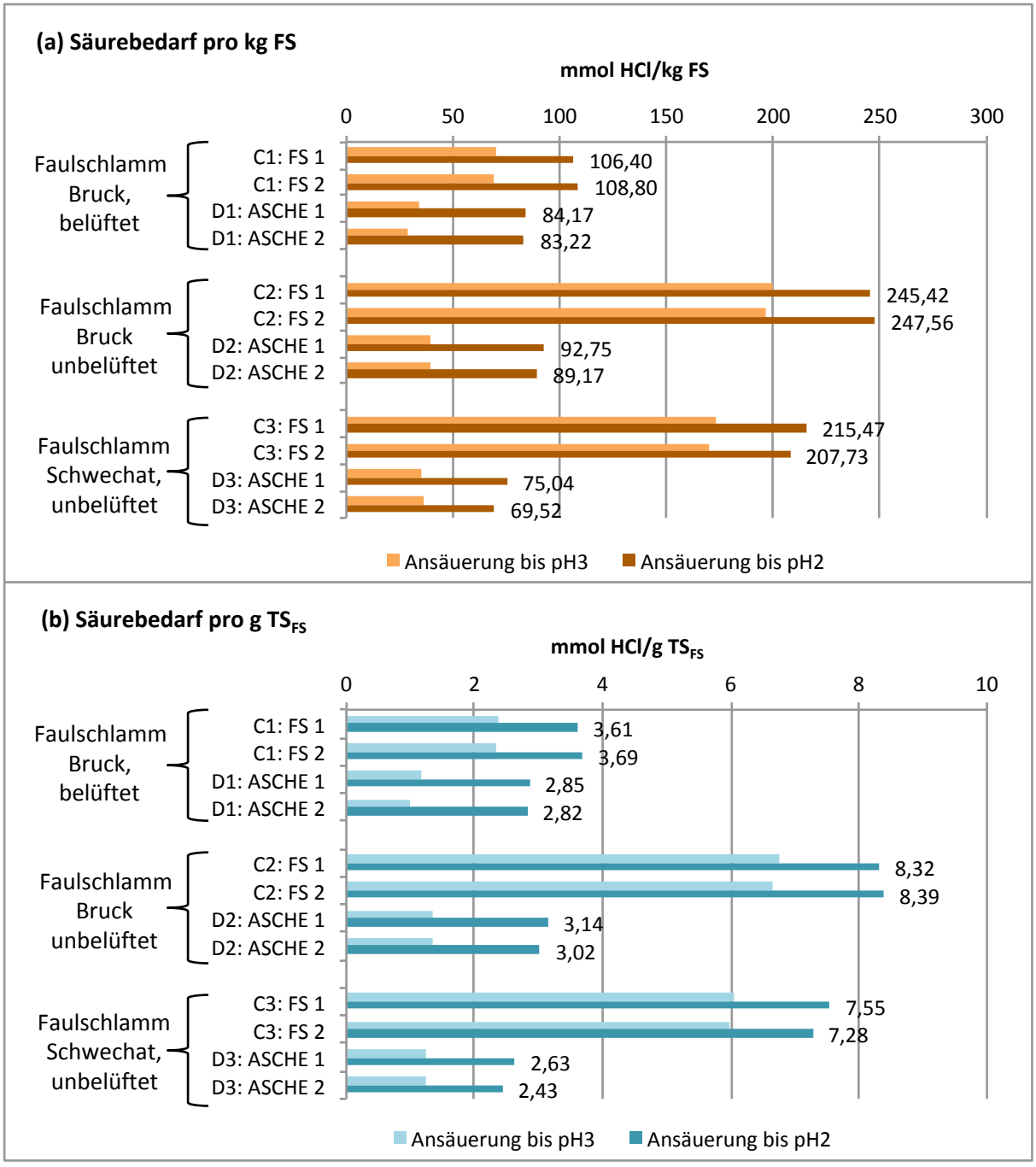



*Abbildung 39: Säurebedarf zur Einstellung von pH3 und pH2 in verschiedenen Faulschlämmen [C1-C3] und deren Aschen [D1-D3], dargestellt in (a) mmol HCl/kg FS und (b) mmol HCl/g $TS_{FS}$;*

In Abbildung 39a ist das Volumen an Säure dargestellt, das pro kg Faulschlamm benötigt wurde, um den gewünschten pH-Wert 2 bzw. 3 im Faulschlamm bzw. in der Faulschlammasche einzustellen.

Die Ergebnisse vom unbelüfteten Faulschlamm aus Bruck und dessen Asche weisen eine große Ähnlichkeit zu jenen vom Faulschlamm Schwechat auf und unterscheiden sich nur um einen Faktor von

ca. 1,2. Zum Erreichen von pH-Wert 3 wurden bei Faulschlamm Bruck (unbelüftet) ca. 196 mmol HCl/g $TS_{FS}$ benötigt und ungefähr weitere 48 mmol HCl/g $TS_{FS}$ (entspricht ca. 24 %), um pH-Wert 2 zu erreichen. Beim Faulschlamm Schwechat waren ca. 172 mmol HCl/g $TS_{FS}$ für eine Ansäuerung auf pH-Wert 3 notwendig und ca. weitere 40 mmol (entspricht ca. 23 %), um einen pH-Wert von 2 einzustellen. Somit wurde für die Ansäuerung bis pH-Wert 3 ein großes Volumen an Säure verbraucht, zurückzuführen auf die Pufferkapazität durch Ammonium im Faulschlamm. Für eine weitere Ansäuerung auf pH-Wert 2 wurde hingegen nur vergleichsweise wenig Säure benötigt.

Beim belüfteten Faulschlamm Bruck sieht dies anders aus: Nur ca. 70 mL wurden für die Ansäuerung bis pH-Wert 3 benötigt, da der pH-Wert von belüftetem Faulschlamm zu Beginn bereits niedriger lag (pH-Wert 6,6) und Ammonium im Zuge der Nitritation teilweise umgesetzt wurde. Anschließend waren weitere 50 % des zuvor zudosierten Volumens erforderlich, um einen pH-Wert von 2 zu erreichen.

Beim Vergleich des Säurebedarfs von Faulschlämmen mit dem Säurebedarf von deren Aschen ließ sich Folgendes beobachten: Zum Erreichen von pH-Wert 3 bei Aschen aus 1 kg Faulschlamm Bruck (unbelüftet) wurde nur 20 % der Säure benötigt, welche zur Ansäuerung von 1 kg Faulschlamm notwendig war. Bis pH-Wert 2 waren 37 % des bei der Faulschlamm-Ansäuerung benötigten Volumens an HCl notwendig. Dieses Verhältnis war bei Faulschlamm Schwechat ähnlich (21 % bzw. 35 %). Bei Betrachtung der Ergebnisse des belüfteten Faulschlamms Bruck zeigte sich, dass dieses Verhältnis mit 49 % bzw. 78 % weit davon abweicht. Dies war, wie schon erwähnt, auf den geringeren Ammonium-Gehalt zurückzuführen.

Die Trockensubstanz der Faulschlämme wurde im Zuge der Faulschlammcharakterisierung bestimmt (siehe Kapitel 2.2.1). Der Säurebedarf bei der pH-Wert-Senkung von Faulschlamm und Asche wurde, bezogen auf die Trockensubstanz des Faulschlammes, berechnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 39b dargestellt. Die Grafik zeigt, dass bei der Ansäuerung von Aschen, bezogen auf die Trockensubstanz, sich die vorangehende Faulschlamm-Belüftung kontraproduktiv auswirkte, da im Vergleich zum unbelüfteten Faulschlamm bei der Aschen-Ansäuerung mehr Säure verbraucht wurde. Jedoch wird deutlich, dass durch die aerobe Faulschlamm-Nachbehandlung bei der Ansäuerung der Faulschlämme Säure eingespart wird.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass bei der Ansäuerung pro kg belüftetem Faulschlamm deutlich weniger als die Hälfte an Säure verbraucht wurde als zur Ansäuerung pro kg anaerobem Faulschlamm: Vor allem bei einer pH-Wert-Senkung auf pH-Wert 3 aber auch auf pH-Wert 2 kam es zu einer signifikanten Einsparung an Säure. Beim Vergleich der Ergebnisse der Aschen-Ansäuerung pro kg Faulschlamm wurde hingegen festgestellt, dass bei unbelüftetem Faulschlamm Säure in der selben Größenordnung verbraucht wurde wie beim belüfteten Faulschlamm. Demzufolge bringt hinsichtlich dem Säurebedarf bei der Aschenansäuerung die aerobe Faulschlamm-Nachbehandlung keine Vorteile.

Durch Veraschung wurden beim unbelüfteten Faulschlamm bis pH-Wert 3 ca. 80 % und bis pH-Wert 2 ca. 66 % der Säure eingespart. Bei den belüfteten Faulschlämmen wurde ca. 51 % bis pH-Wert 3 und 22 % bis pH-Wert 2 an Säure durch Veraschung eingespart. Demnach bringt die thermische Behandlung der Faulschlämme ein großes Säure-Einsparungspotential mit sich – vor allem beim unbelüfteten Faulschlamm.

### 4.2.7 VERGLEICHENDE ZUSAMMENFASSUNG

Um einen Überblick der Ergebnisse zu erhalten, ist in Abbildung 40 prozentuell die durchschnittliche Rücklösung von Eisen und $PO_4^{3-}$-P bei pH-Wert 3 bzw. 2 in den Faulschlämmen bzw. Faulschlammaschen dargestellt, welche in den Versuchen C1-C3 sowie D1-D3 ermittelt wurden. Die Ergebnisse aus den Versuchen B3, A1 und A2 wurden mit Markierungen im Diagramm ergänzt. Im Diagramm sind die Ergebnisse– nach den jeweiligen Faulschlämmen sortiert – geblockt dargestellt und ermöglichen einen Vergleich bezüglich des Phosphor-Rückgewinnungspotentials.

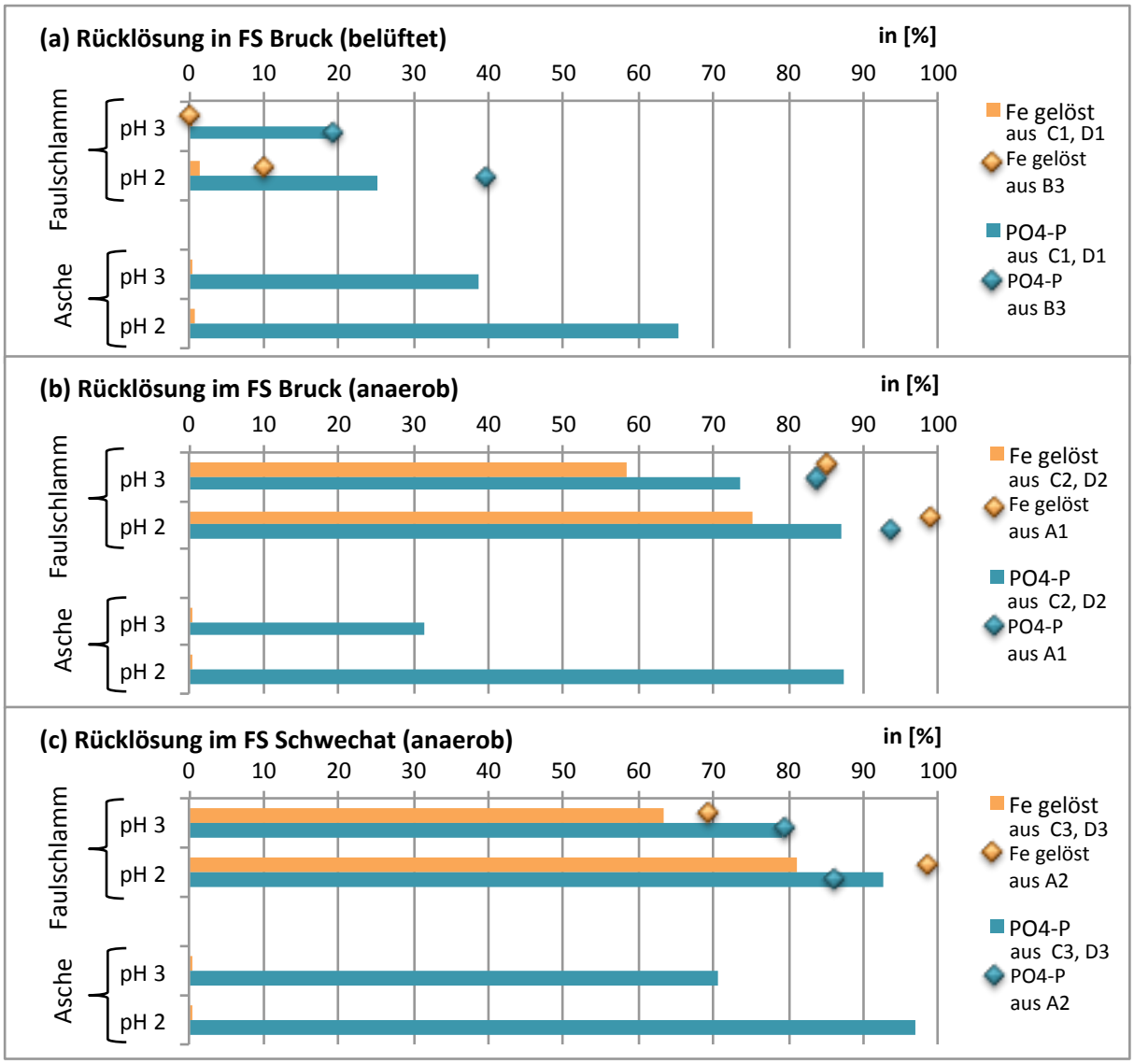



*Abbildung 40: Durchschnittliche prozentuelle Rücklösung von Eisen und $PO_4^{3-}$-P in den Faulschlämmen und deren Aschen bei pH-Wert 3 bzw. 2 (a) Faulschlamm Bruck, belüftet (b) Faulschlamm Bruck, anaerob (c) Faulschlamm Schwechat, anaerob*

In den Versuchen aus B3, A1 und A2 ist meist eine höhere Rücklösung von Eisen und Phosphat als in den Versuchen C1 - C3 und D1 - D3 zu erkennen. Diese ist auf die längere Verweildauer von bis zu mehreren Tagen beim entsprechenden pH-Wert zurückzuführen, während bei den Versuche C bzw. D der pH-Wert innerhalb mehrerer Stunden eingestellt wurde.

Es ist erkennbar, dass bei pH-Wert 3 eine selektive Rücklösung von Eisen und $PO_4^{3-}$-P im belüfteten Faulschlamm Bruck möglich war. Die aerobe Nachbehandlung verhinderte demnach das Lösen von Eisen aus dem Faulschlamm – nur 0,15 % des Gesamteisens gingen in Lösung. Ein weiterer Vorteil bestand im geringeren Säurebedarf bei der pH-Wert-Senkung des belüfteten Faulschlammes – nur 35 % der Säure im Vergleich zur Ansäuerung des unbelüfteten Faulschlammes wurden verbraucht. Dabei jedoch nur eine geringere $PO_4^{3-}$-P-Rücklösung erreicht als beim anaeroben Faulschlamm, damit war das Phosphor-Rückgewinnungspotential durch die Belüftung stark limitiert. Bei pH-Wert 2 war bereits Eisen in der Lösung vorzufinden, sowie eine etwas höhere Konzentration an $PO_4^{3-}$-P. Es ist zu vermutet, dass ein längere Verweildauer bei pH-Wert 2 über mehrere Tage hinweg eine Eisenrücklösung von bis zu 10 % bewirkt hätte, da im Versuch B3 ähnliche Ergebnisse erzielt wurden. Eine selektive Rücklösung war bei pH-Wert 2 somit nicht mehr erkennbar. Eine aerobe Nachbehandlung brachte daher nur bei pH-Wert 3 Vorteile, welche wegen einer Limitierung des Rücklösungspotentials von Phosphor allerdings auch begrenzt waren.

Bei den anaeroben Faulschlämmen waren Eisen und $PO_4^{3-}$-P gemeinsam in Lösung vorzufinden. Beide Faulschlämme lieferten trotz unterschiedlicher Zusammensetzung qualitativ sehr ähnliche Ergebnisse. Bei pH-Wert 2 waren in beiden Faulschlämmen > 85 % des Gesamtphosphors in der Lösung vorzufinden, gleichzeitig auch > 75 % des Gesamteisens in Lösung, wobei eine längere Verweildauer eine Rücklösung von bis zu 100 % des Gesamteisens bewirkt hätte (vergl. Versuche A1 und A2). Bei der chemischen Extraktion zur Phosphor-Rückgewinnung aus Faulschlämmen sind daher, wie bereits bekannt, aufwendige Trennprozesse notwendig, um Eisen vom Phosphat abzutrennen und als Düngemittel mit pflanzenverfügbarem Phosphor verwenden zu können.

Deutlich erkennbar ist, dass in allen Aschen nur ein sehr geringer Prozentsatz des vorhandenen Eisens rückgelöst wurde – es wurde jeweils weniger als 2 % des Gesamteisens in der Lösung vorgefunden. Vor allem in den anaeroben Faulschlämmen war eine hohe Phosphorlösung von > 87 % festzustellen.

In den Aschen des belüfteten Faulschlamms Bruck war ebenfalls eine selektive Rücklösung zu beobachten, jedoch wurden dabei nur ca. 65 % des Gesamtphosphors gelöst. Vor allem bei der Ansäuerung bis pH-Wert 3 war der Unterschied des Säurebedarfs beachtlich. Es konnten bei pH-Wert 3 ca. 75 % des Säure im Vergleich zur Faulschlammansäuerung eingespart werden. Bei pH-Wert 2 wurde der Säurebedarf durch die Veraschung noch immer auf die Hälfte reduziert. Bei der Veraschung besteht kein Unterschied hinsichtlich Säurebedarf zwischen belüfteten und unbelüfteten Faulschlämmen, da nach dem Veraschen kein Ammonium mehr vorhanden ist.

Somit konnten bei der Veraschung durch eine vorangehende Faulschlammbelüftung weder Vorteile hinsichtlich der Löslichkeiten noch bezüglich Säurebedarf festgestellt werden. Aus diesem Grund ist eine aerobe Nachbehandlung des Faulschlammes auch vor der Monoverbrennung nicht zu empfehlen.

Da bei eine Ansäuerung von Aschen aerober Faulschlämme auf pH-Wert 2 die höchste Rücklösung von Phosphor, gleichzeitig aber kaum eine Rücklösung von Eisen stattfand, wird das Potential diese Methode hinsichtlich der Phorphorrückgewinnung als am höchsten eingeschätzt. Somit kann L. Egle (2014c) zugestimmt werden, dass Faulschlammaschen das größte Potential aufweisen und eine Ausrichtung des Fokus weiterer wissenschaftlicher Arbeiten auf die Rückgewinnung von Phosphor aus Faulschlammaschen als sinnvoll erscheint.

### 4.2.8 Vergleich mit Werten aus der Literatur

In einem von L. Egle an der TU Wien erstellten Überblick bezüglich Rückgewinnungsmethoden von Phosphor aus dem Abwasser wurde die Löslichkeit von Phosphor, Eisen und Schwermetallen in Faulschlämmen bzw. Faulschlammaschen in Diagrammen dargestellt (Egle et al., 2015). Dabei wurden Daten verschiedener Studien in Abhängigkeit vom pH-Wert abgebildet. Werte aus den Kapiteln 4.2.6.1 bzw. 4.2.6.2 der vorliegenden Arbeit wurden in den Diagrammen ergänzt, um einen Vergleich der Daten zu ermöglichen.

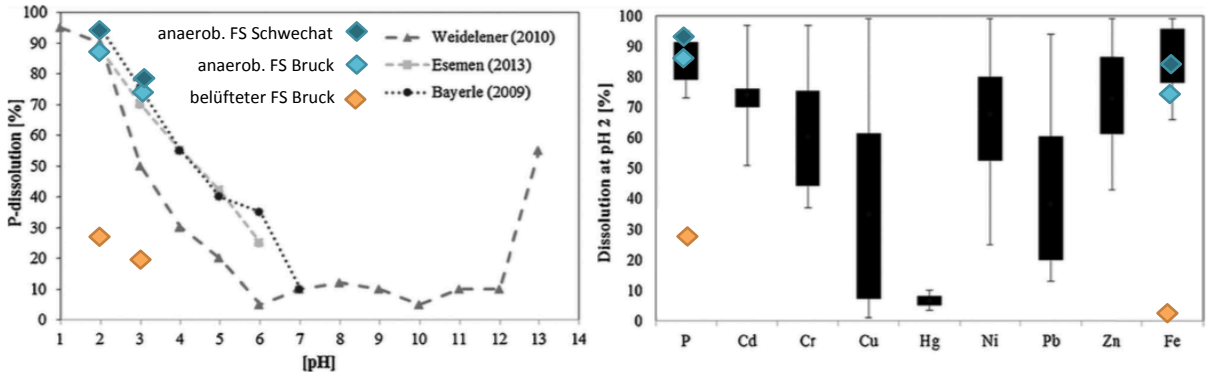



*Abbildung 41: Diagramme aus* (Egle et al., 2015)–
*(links) Rücklösung von P in Faulschlämmen bei verschiedenen pH-Werten [%] (Weidelener 2008; Esemen 2012; Bayerle 2009) (rechts) Rücklösung von Phosphor, Eisen und Schwermetalle bei pH-Wert 2 [%]* (Bouda et al., 2009; Günther, 2011; Naoum et al., 2001)

In Abbildung 41 (links) ist die Rücklösung von Phosphor bei verschiedenen pH-Werten dargestellt. Das Diagramm wurde mit den gemittelten Werten der Versuche C1- C3 ergänzt. Es ist erkennbar, dass die Phosphor-Rücklösung der anaeroben Faulschlämme mit jenen aus der Literatur übereinstimmen. Auch verdeutlicht die Abbildung, dass die Löslichkeit von Phosphor im belüfteten Faulschlamm sehr beschränkt ist: Nur ca. 30 - 35 % der Löslichkeit von Phosphor im anaeroben Faulschlamm wurde im aeroben Faulschlamm erreicht.

Abbildung 41 (rechts) zeigt die prozentuelle Rücklösung (bezogen auf den Gesamtgehalt) verschiedener Schwermetalle sowie Eisen und Phosphor im Faulschlamm bei einem pH-Wert von 2, wiederum ergänzt mit den Werten aus den Versuchen C1 - C3. Es legt dar, dass die Rücklösung von Eisen sowie Phosphor mit den Werten der Literatur übereinstimmen. Zusätzlich ist erkennbar, dass durch die aerobe Nachbehandlung beim Faulschlamm der Kläranlage Bruck die Löslichkeit von Eisen und Phosphor bei pH-Wert 2 stark absinkt: Die Löslichkeit von $PO_4^{3-}$-P betrug 30 % anstatt ungefähr 90 %, jene von gelöstem Eisen < 2 % anstatt ca. 85 % im anaeroben Faulschlamm.

In Abbildung 42 (links) ist die prozentuelle Rücklösung ausgewählter Elemente in den Faulschlammaschen bei verschiedenen pH-Werten dargestellt. Zusätzlich wurde das Diagramm mit der $PO_4^{3-}$-P-Löslichkeit aus den Ergebnissen der durchgeführten Versuche D1 - D3 ergänzt. Es ist erkennbar, dass diese Versuchsergebnisse weit über den Literaturwerten der $PO_4^{3-}$-P-Löslichkeit liegen. Bei den Versuchen der vorliegenden Arbeit trat eine P-Rücklösung > 90 % bereits bei pH-Wert 2 auf. Im Vergleich

dazu ist in der Literatur eine dementsprechende Rücklösung erst bei einem pH-Wert < 1 gegeben. Bei den Versuchen aus der Literatur wurde eine Ansäuerung der Aschen bei Raumtemperatur mit Salpetersäure durchgeführt (Herr, 2013). Bei den im Zuge dieser Arbeit durchgeführten Versuchen wurde Salzsäure eingesetzt. Die unterschiedlichen Löslichkeiten werden vermutlich auf die Verwendung unterschiedlicher Faulschlämme bzw. Bedingungen bei der Verbrennung (wie z.B. Verbrennungstemperatur) zurückzuführen sein.

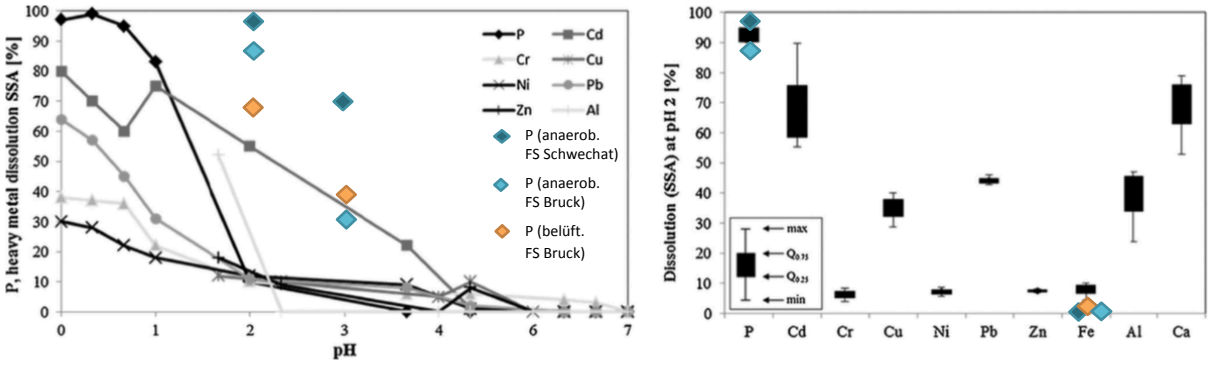



*Abbildung 42: Diagramme aus* (Egle et al., 2015) –
*(links) Rücklösung ausgewählter Elemente aus Faulschlammaschen [%]* (Herr, 2013)
*(rechts) Rücklösung von Phosphor, Eisen und Schwermetallen bei pH-Wert 2 [%]* (Montag et al., 2011)

Die Rücklösung von Phosphor, Eisen und Schwermetallen bei einem pH-Wert von 2 sind in Abbildung 42 (rechts) dargestellt. Jene von Eisen liegt in der Literatur mit einer Rücklösung von ca. 10 % deutlich höher als bei den durchgeführten Versuchen – eine Rücklösung von Eisen fand bei den Versuchen weder in Aschen aus aeroben noch in Aschen aus anaeroben Faulschlämmen statt (< 2 %). Die Rücklösung von $PO_4^{3-}$-P in anaeroben Faulschlämmen stimmt mit den Literaturwerten des Diagrammes aus Abbildung 42 (rechts) überein. Der Wert des aerob nachbehandelten Faulschlamms Bruck liegt mit einer Löslichkeit von max. 76 % deutlich darunter und weist auf die schlechtere Löslichkeit bei einer Belüftung des Faulschlammes hin.

# 5 ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der vorliegenden Arbeit war, das Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphat bei der Nachbehandlung von Faulschlamm im Labormaßstab zu untersuchen. Eisen wird zur chemischen Phosphor-Entfernung auf Abwasserreinigungsanlagen eingesetzt. Da Eisen als Begleitelement im Düngemittel negative Auswirkungen auf die Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor ausüben kann, ist im Zuge der Phosphorrückgewinnung eine selektive Rücklösung von Eisen und Phosphat im Faulschlamm bzw. in der Asche anzustreben. Es wäre dabei vorteilhaft, Eisen selektiv schon im Faulschlamm in Lösung zu bringen, um somit im Zuge der Schlammentwässerung das gelöste Eisen vom Schlamm abtrennen und mit dem Trübwasser in die Kläranlage zurückführen. Die aerobe Nachbehandlung von Faulschlamm wurde mit der Zielsetzung der Stickstoffentfernung über Nitritation und Denitritation auf einer österreichischen kommunalen Kläranlage bereits großtechnisch umgesetzt. Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurde im labormaßstab untersucht, ob die Belüftung von Faulschlamm und die dadurch bewirkte Nitritation (pH-Wert-Senkung) eine selektive Rücklösung von Eisen bewirkt. Zusätzlich wurden belüftete Faulschlämme, anaerobe Referenz-Faulschlämme sowie Faulschlammaschen bis auf pH-Wert 2 angesäuert, um das Rücklösungsverhalten von Eisen und Phosphat auch im stark sauren Milieu, ähnlich wie bei nasschemischen P-Extraktionsverfahren, zu bewerten.

Zur Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen in den membranfiltrierten Faulschlammproben wurde die Bestimmungsmethode mittels 1,10-Phenanthroliniumchlorid getestet und seine Eignung bestätigt. Im Zuge der Bestimmung wird ein orangeroter Komplex gebildet, dessen Extinktion photometrisch gemessen wird. Daraus kann anschließend die Konzentration an gelöstem Eisen berechnet werden. Laut Bestimmungsanweisung ist eine Analyse mittels 1,10-Phenanthroliniumchlorid im Bereich zwischen 0,02 - 4 mg Fe/L anwendbar, eine Validierung der externen Kalibrierung definierte 0,03 mg Fe/L als untere Bestimmungsgrenze. Neben der externen Kalibrierung mittels Eisen-Standards auf DW-Basis wurde primär das Aufstockungsverfahren angewendet, mit dem Einflüsse der komplexen Faulschlammmatrix korrigiert und genauere Ergebnisse erzielt werden konnten.

Faulschlämme zweier Kläranlagen, welche beide einen hohen Eisengehalt aufweisen, wurden im Zuge dieser Diplomarbeit untersucht. In den Versuchen wurden die Faulschlämme 1:1 verdünnt. Beide Faulschlämme wurden einer aeroben Nachbehandlung unterzogen. Durch das Belüften der Faulschlämme und der folgenden Nitritation wurde der pH-Wert auf ca. 6 herabgesenkt. Dabei konnte weder eine relevante Rücklösung von Eisen noch von Phosphat beobachtet werden – weniger als 1 mg Fe/L war in Lösung, die Konzentration an $PO_4^{3-}$-P betrug in Folge der pH-Wert-Absenkung < 20 mg P/L. Ein Versuch mit ATH im Faulschlamm zur Nitrifikationshemmung und künstlicher pH-Wert-Senkung mittels Salzsäure zeigte, dass während der Faulschlamm-Belüftung der pH-Wert hinsichtlich Löslichkeit von Eisen und Phosphat maßgebend ist und nicht der Prozess der Nitrifikation.

Nach dem Stillstand der Nitritation bei pH-Wert 6 wurde in den Reaktoren eine Ansäuerung der aeroben Faulschlämme bis auf pH-Wert 2 durchgeführt. Beim Faulschlamm Bruck wurden 62 mg Fe/L an gelöstem Eisen sowie 190 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P in Lösung gebracht. Eine Ansäuerung des Faulschlammes Schwechat auf pH-Wert 2 lieferte eine Konzentration von 71 mg Fe/L an Eisen sowie 74 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P. Dies entspricht einer Rücklösung von 10 % des Gesamteisens sowie 40 bzw. 9 % des

Gesamtphosphors. Die höhere Löslichkeit von Phosphor beim Faulschlamm Bruck ist vermutlich auf den Einsatz von Bio-P bei der Phosphorelimination zurückzuführen.

Um die Ergebnisse der belüfteten Faulschlämme mit jenen der anaeroben Referenz-Faulschlämme vergleichen zu können, wurden auch anaerobe Faulschlämme angesäuert. Im Faulschlamm Bruck konnte mit der Absenkung des pH-Wertes auf 2 über mehrere Tage hinweg eine Konzentration von 664 mg Fe/L an Eisen bzw. 444 mg P/L an $PO_4^{3-}$-P erreicht werden. Das entspricht 100% des Gesamteisens und 99% des Gesamtphosphors im Faulschlamm. Im anaeroben Faulschlamm Schwechat wurden 772mg Fe/L an Eisen (99 %) bzw. 263mg P/L an $PO_4^{3-}$-P (83 %) in der Lösung vorgefunden. Somit wurde sowohl bei Eisen als auch bei Phosphat eine hohe Löslichkeit und somit eine simultane Rücklösung beider Komponenten im anaeroben, sauren Milieu festgestellt.

Es ist anzunehmen, dass im anaeroben Faulschlamm hauptsächlich Verbindungen mit zweiwertigem Eisen wie z.B. Vivianit, Eisen(II)-hydroxid oder Eisen(II)-sulfid vorlagen, im belüfteten Faulschlamm unter aeroben Bedingungen vor allem Verbindungen mit dreiwertigem Eisen, welche schwerer löslich sind. Erst durch eine Senkung des pH-Wert auf 2 kann die Löslichkeit diese Verbindungen erhöht werden. Da $Fe^{2+}$ deutlich besser löslich ist als $Fe^{3+}$, wurden im anaeroben Faulschlamm viel höhere Konzentrationen an gelöstem Eisen und auch Phosphat vorgefunden. Die Betrachtung der molaren Verhältnisse des gelösten Eisens zum gelösten $PO_4^{3-}$-P konnte keinen Aufschluss über die Verbindungen geben, welche in Lösung gingen - zu zahlreich sind die Verbindungen bzw. Komplexe, in denen Eisen und Phosphat vorliegen können.

Ein Vergleich der Ergebnisse zwischen belüfteten und anaeroben Faulschlämmen zeigte, dass die Belüftung des Faulschlammes keine positiven Auswirkungen auf die Löslichkeit von Eisen ausübt. Der erzielte Effekt der Eisenrücklösung und –Rückführung in das Belebungsbecken mit dem Prozesswasser aus der Schlammentwässerung kann somit nicht gewährleistet werden. Stattdessen wurde sogar eine Einschränkung der Rücklösung von Phosphat festgestellt. Die aerobe Nachbehandlung der Faulschlämme scheint das Potential für die Phosphorrückgewinnung aus Faulschlämmen einzuschränken.

In den Faulschlammaschen wurde eine hohe Phosphorlöslichkeit festgestellt. Mehr als 87 % des Gesamtphosphors befanden sind in Lösung. Die in den Aschen vorliegenden Eisenverbindungen wiesen hingegen in stark saurem Milieu eine sehr geringe Löslichkeit auf: weniger als 1 % des Gesamteisens befanden sich in Lösung. Diese selektive Rücklösung von Phosphor aus den Faulschlammaschen birgt Potential für die Rückgewinnung von Phosphor. Jedoch ist die Rücklösung von Eisen auch in diesem geringen Ausmaß schon ausreichend hoch, um eine Abtrennung von Eisen vor der weiteren Verarbeitung zu Phosphor-Dünger notwendig zu machen.

Der Unterschied des Säurebedarfs zwischen Aschen und Faulschlämmen war vor allem bei der Ansäuerung auf pH-Wert 3 beachtlich. Es konnten ca. 75 % der Säure im Vergleich zur Faulschlammansäuerung eingespart werden, bei pH-Wert 2 noch immerhin > 50 %. Veraschung bringt folglich nicht nur eine selektive Löslichkeit von Phosphor mit sich, sondern auch ein großes Säureeinsparungspotential.

Die im Rahmen dieser Diplomarbeit durchgeführten Versuche legen dar, dass die Faulschlammbelüftung vor der nass-chemischen Extraktion des Faulschlammes bzw. dessen Aschen kaum positiven Einfluss auf das Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphat ausübt. Eine selektive Rücklösung von Eisen

durch die Nitritation und die damit bewirkte pH-Wert-Senkung wurde bei der Faulschlammbelüftung nicht erzielt. Somit war die Idee des Ausschleusens von Eisen mit dem Prozesswasser aus der Faulschlammentwässerung nach aerober Behandlung des Faulschlammes nicht umsetzbar. Da stattdessen eine schlechtere Rücklösung von Phosphat beim nasschemischen Aufschluss erzielt wurde, zeigt die aerobe Nachbehandlung keine Eignung für den Einsatz bei der Rückgewinnung von Phosphor aus Faulschlamm bzw. Faulschlammaschen. Jedoch konnten bei den Versuchen wichtige Informationen über das Löslichkeitsverhalten in Faulschlämmen und deren Aschen gewonnen werden. In Hinblick auf die selektive Rücklösung von Phosphat bei der nasschemischen Extraktion scheint die Behandlung von Faulschlammaschen anstelle von Faulschlämmen die zu favorisierende Option zu sein.

# 6 VERZEICHNISSE

## 6.1 ABKÜRZUNGEN

| | | |
|---|---|---|
| AAS | Atomabsorptions-spektrometrie | |
| AEV | Abwasseremissionsverordnung | |
| Al | Aluminium | |
| AOB | Ammoniumoxidierende Bakterien | auch Nitritbakterien bezeichnet, verantwortlich für die Oxidation von Ammonium zu Nitrit |
| ARA | Abwasserreinigungsanlage | Kläranlage |
| ATH | Allylthioharnstoff | Hemmstoff für Nitrifikanten |
| BGBl | Bundesgesetzblatt | |
| Bio-P | vermehrte biologische Phosphorelimination | |
| $BSB_5$ | Biochemischer Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 Tage | |
| bzw. | beziehungsweise | |
| ca. | cicra | |
| CaP | Calciumphosphat | |
| $CO_2$ | Kohlendioxid | |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf | |
| DO | Dissolved Oxygen | gelöster Sauerstoff |
| DW | deionisiertes Wasser | auch als vollentsalztes Wasser oder demineralisiertes Wasser bezeichnet; Wasser ohne Salze, welche als Anionen oder Kationen gelöst sind; |
| EW | Einwohnerwert | Summe aus Einwohnerzahl (EZ) und Einwohnergleichwert (EGW); Damit können betriebliche Abwässer auf Einwohner umgerechnet und die Gesamtabwasserlast der Kläranlage dargestellt werden; |
| $Ew_{60}$ | Einwohnergleichwert (60g $BSB_5$/EW/d) | Die durchschnittliche Schmutzfracht von 60 g BSB5 pro Einwohnerwert und Tag im häuslichen Abwasser wird als Vergleichswert für einen Einwohner herangezogen. |
| EWG | Einwohsnergleichwert | Vergleichswert (Abwasserlast industrieller Abwässer mit häuslichem Abwasser pro Einwohner) |
| EZ | Einwohnerzahl | Anzahl der Einwohner, deren Abwasser die Kläranlage speisen. |
| Fe | Eisen | |
| $Fe^{2+}$ | zweiwertiges Eisen | |
| $Fe^{3+}$ | dreiwertiges Eisen | |
| $Fe(OH)_2$ | Eisen(II)-hydroxid | |
| $Fe(OH)_3$ | Eisen(III)-hydroxid | |
| $FePO_4$ | Eisenphosphat | |
| FeS | Eisen(II)-sulfid | |
| FS | Faulschlamm | |

| | | |
|---|---|---|
| GP | Gesamtphosphor | |
| ICP-OES | induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionspektrometrie | |
| LDO | Luminescent Dissolved Oxygen | |
| lt. | laut | |
| MAP | Magnesiumammoniumphosphat | |
| N | Stickstoff | |
| $N_{Gesamt}$ | Gesamtstickstoff | TKN + $NO_x^-$-N |
| $NO_2^-$ | Nitrit-Ion | |
| $NO_2^-$-N | Nitrit-Stickstoff | |
| $NO_3^-$ | Nitrat-Ion | |
| $NO_3^-$-N | Nitrat-Stickstoff | |
| NOB | Nitritoxidierende Bakterien | auch als Nitratbakterien bezeichnet, verantwortlich für die Oxidation von Nitrit zu Nitrat |
| OTS | Organische Trockensubstanz | |
| P | Phosphor | |
| pH | | negativer dekadischer Logarithmus der $H^+$-Ionen-Konzentration |
| $PO_4^{3-}$ | Phosphation | |
| $PO_4^{3-}$-P | Phosphat-Phosphor | |
| R | Reaktor | |
| TS | Trockensubstanz | |
| usw. | und so weiter | |
| z.B. | zum Beispiel | |

## 6.2 LITERATUR


ATV, 1996. ATV-Handbuch: Klärschlamm, 4. Auflage. ed. Ernst und Sohn, Berlin.

Baumann, P., 2003. Phosphatelimination aus Abwasser. Oldenbourg Industrieverlag, München.

Bayerle, N., 2009. P-recycling in Gifhorn with the modified Seaborne process, in: Conference Baltic. pp. 28–30.

Bever, J., Stein, A., Teichmann, H., 2002. Weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage. ed.

BGBl.210/1996, E., 2018. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser), Fassung vom 03.09.2018 [WWW Document]. URL https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010980 (accessed 9.3.18).

Bouda, M., Hammy, F., Mercier, G., Blais, J.-F., 2009. Chemical Leaching of Metals from Wastewater Sludge: Comparative Study by Use of Three Oxidizing Agents [H 2O 2, FeCl 3, and Fe 2(SO 4) 3]. Water Environ. Res.

Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Glob. Environ. Chang. 19, 292–305. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009

Egle, L., Amann, A., Rechberger, H., Zessner, M., 2016. Phosphor: Eine kritische und zugleich unzureichend genutzte Ressource der Abwasser- und Abfallwirtschaft – Stand des Wissens und Ausblick für Österreich und Europa. Osterr. Wasser- und Abfallwirtschaft 68, 118–133. https://doi.org/10.1007/s00506-016-0295-6

Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M., 2015. Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. Resour. Conserv. Recycl. 105, 325–346. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.016

Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M., 2014a. Endbericht Phosphorbilanz Österreich 108.

Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M., 2014b. Vergleich von Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. Osterr. Wasser- und Abfallwirtschaft 66, 30–39. https://doi.org/10.1007/s00506-013-0127-x

Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M., 2014c. Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser. BMLFUW Österreich 323.

Esemen, T., 2012. Untersuchungen zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung der Nährstoffrückgewinnung aus Klärschlamm. Ges. zur Förderung des Inst. für Siedlungswasserwirtschaft.

EU-Kommission, 2017. Liste kritischer Rohstoffe für die EU 2017.

Gey, M., 2008. Instrumentelle Analytik und Bioanalytik. https://doi.org/10.1007/978-3-540-73804-6

Gujer, W., 2007. Siedlungswasserwirtschaft. https://doi.org/10.1007/978-3-662-09885-1_3

Günther, L., 2011. Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffausschleusung aus kommunalen Kläranlagen.

Harris, D.C., Werner, T., 2014. Lehrbuch der Quantitativen Analyse, Lehrbuch der Quantitativen Analyse. https://doi.org/10.1007/978-3-642-37788-4_24

Herr, P., 2013. Asche und Erz. Die Mitverarbeitung von Klärschlammasche in der Düngemittelindustrie nutzt bestehende Produktionsanlagen für die Phosphorrückgewinnung, ReSource.

Hinsinger, P., 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. Plant Soil 237, 173–195. https://doi.org/10.1023/A:1013351617532

Kölle, W., 2010. Wasseranalysen – richtig beurteilt. https://doi.org/10.1002/9783527629008

Koppe, P., Stozek, A., 1998. Kommunales Abwasser.

Lemmer, H., Griebe, T., Flemming, H.-C., 1996. Ökologie der Abwasserorganismen. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Levin, G., Shapiro, J., 1965. Metabolic Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms. Water Pollut. Control Fed. Vol. 37, N, ff. 800-821.

Ludwig, H., 2009. Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung. Eine Bestandsaufnahme. Umwelt-Wissen 196.

Mangel und Überschuss direkt nebeneinander [WWW Document], 2016. . Landwirtsch. Wochenblatt. URL https://www.lw-heute.de/mangel-ueberschuss-direkt-nebeneinander (accessed 9.11.18).

Merck, 1975. Die Untersuchung von Wasser. E. Merck, Darmstadt.

Montag, D., Pinnekamp, J., Dittrich, C., Rath, W., Schmidt, M., Pfennig, A., Seyfried, A., Grömping, M., van Norden, H., Doetsch, P., 2011. Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche mittels des nasschemischen PASCH-Verfahrens. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 228.

Mortimer, C.E., Müller, U., 2007. Chemie: Das Basiswissen der Chemie; 126 Tabellen. Georg Thieme Verlag.

Naoum, C., Fatta, D., Haralambous, K.J., Loizidou, M., 2001. Removal of heavy metals from sewage sludge by acid treatment. J. Environ. Sci. Heal. Part A 36, 873–881.

Nriagu, J.O., 1972. Stability of vivianite and ion-pair formation in the system fe3(PO4)2-H3PO4H3PO4-H2o. Geochim. Cosmochim. Acta 36, 459–470. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037(72)90035-X

Otto, M., 2011. Analytische Chemie, 4. Auflage. ed. Wiley-VCH, Weinheim.

Parravicini, V., Smidt, E., Svardal, K., Kroiss, H., 2006. Evaluating the stabilisation degree of digested sewage sludge: investigations at four municipal wastewater treatment plants. Water Sci. Technol. 53, 81–90.

Parravicini, V., Svardal, K., Kroiss, H., 2008. Entfernung von Stickstoff aus dem Trübwasser durch aerobe Nachbehandlung von Faulschlamm. Gewässerschutz Waser Abwasser GWA Band 211, 28/1-28/13.

Pohling, R., 2015. Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse.

Römer, W., Samie, I.F., 2001. Einfluss eisenhaltiger klärschlämme auf kenngrößen der p-verfügbarkeit in ackerböden. J. Plant Nutr. Soil Sci. 164, 321–328. https://doi.org/10.1002/1522-2624(200106)164:3<321::AID-JPLN321>3.0.CO;2-W

Röske, I., Uhlmann, D., 2005. Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. Eugen Ulmer Stuttgart.

Rothe, M., Kleeberg, A., Hupfer, M., 2016. The occurrence, identification and environmental relevance of vivianite in waterlogged soils and aquatic sediments. Earth-Science Rev. 158, 51–64. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.04.008

Scharf, S., Schneider, M., Zethner, G., 1997. Zur Situation Der Verwertung Und Klärschlammes in Österreich, Monographien. Wien.

Schönberg, A., Raupenstrauch, H., 2015. Vom Klärschlamm zu Phosphor. Energ. aus Abfall 12, 477–489.

Svardal, K., 1991. Anaerobe Abwasserreinigung - ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter /.

Tietz, H.-P., 2007. Systeme der Ver- und Entsorgung: Funktionen und räumliche Strukturen. Teubner Verlag, Wiesbaden.

U.S. Geological Survey, 2018. Mineral Commodity Summaries 2018, U.S. Geological Survey. https://doi.org/10.3133/70194932

Weidelener, A., Krampe, J., Steinmetz, H., 2008. Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Klärschlamm als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP). Wasser und Abfall 23–26.

Wilfert, P., Dugulan, A.I., Goubitz, K., Korving, L., Witkamp, G.J., Van Loosdrecht, M.C.M., 2018. Vivianite as the main phosphate mineral in digested sewage sludge and its role for phosphate recovery. Water Res. 144, 312–321. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.020

Wilfert, P., Kumar, P.S., Korving, L., Witkamp, G.-J., van Loosdrecht, M.C.M., 2015. The Relevance of Phosphorus and Iron Chemistry to the Recovery of Phosphorus from Wastewater: A Review. Environ. Sci. Technol. 49, 9400–9414. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00150

## 6.3 ABBILDUNGEN

Abbildung 1: Stoffströme in der Kläranlage, aus denen Phosphor rückgewonnen werden kann (Egle et al., 2016). ..... 8

(oben) Abbildung 2: Veränderung der Farbe des Faulschlammes im Laufe der Belüftung (Prozesstag 3 im linken Reaktor, Prozesstag 0 im rechten Reaktor) ..... 20

(links) Abbildung 3: Belüftung von Faulschlamm Bruck in Reaktoren R1 und R2. ..... 20

Abbildung 4: Belüftung von deionisiertem Wasser (R3, links) und Leitungswasser (R4, rechts) mit 20 mg Fe/L. Im R4 ist der Ausfall einer gelben Eisenverbindung zu erkennen. ..... 22

Abbildung 5: Muffelofen während des Aufheizvorganges mit Temperatursensor zur Kontrolle ..... 25

Abbildung 6: (von links nach rechts) Tiegel mit Asche des belüfteten Klärschlammes Bruck (D1), des unbelüfteten Klärschlammes Bruck (D2) und des unbelüfteten Klärschlammes Schwechat (D3) ..... 25

Abbildung 7: pH-Messung während der Ansäuerung von Faulschlammaschen ..... 25

Abbildung 8: Faulschlammaschen vor der Ansäuerung (D1, D2, D3/1, D3/2) ..... 26

Abbildung 9: Faulschlammaschen nach der Ansäuerung auf pH-Wert 3 (D1, D2, D3/2, D3/1) ..... 26

Abbildung 10: Druckbetriebene Membran-Filtration der zentrifugierten Faulschlamm-Proben (0,45 µm) ..... 32

Abbildung 11: Händische Membran-Filtration (0,45 µm) einer angesäuerten und zentrifugierten Faulschlammaschen-Probe ..... 32

Abbildung 12: Das Spektrum der Extinktionen bei 200 - 700 nm Wellenlänge zeigt den Peak des Eisen-Phenanthroliniumchlorid-Farbkomplexes bei ca. 500 nm ..... 36

Abbildung 13: Durchgang des Lichts durch das Probenmedium (vergl. Otto 2011) ..... 37

Abbildung 14: Kurve der externen Kalibration (vergl. Gey 2008) ..... 37

Abbildung 15:Deutliche orange-rote Färbung der Standards durch den Komplexbildner 1,10-Phenanthroliniumchlorid. ..... 37

Abbildung 16: Aufstockungsverfahren ..... 38

Abbildung 17: Durchführung einer Probenaufstockung ..... 38

Abbildung 18: Kalibrierkurven der externen Kalibration verschiedener Analysetage (Konzentrationen der Standards auf der Abszisse, dazugehörige Extinktionen auf der Ordinate aufgetragen) ..... 42

Abbildung 19: Aufstockungsverfahren der Probe R2 vom 24.07.2018 aus dem Versuch B4 ..... 43

Abbildung 20: Aufstockungsverfahren der Probe R1 vom 15.06.2018 aus dem Versuch B2 ..... 43

Abbildung 21: Beispiel eines Vergleichs von Extinktionen der Probenaufstockungen (Versuchsdurchlauf B2) ..... 45

Abbildung 22: Standards hoher sowie niedriger Konzentration (1000 mg Fe/L bzw. 2 mg Fe/L), mittels ICP-OES bzw. photometrischer Bestimmungsmethode analysiert ..... 46

Abbildung 23: Bereich niedriger Konzentrationen – Vergleich der mittels ICP-OES bzw. Photometrie analysierten Konzentrationen an gelöstem Eisen von Proben aus dem ersten Versuch B1 (verschiedene Proben aus Reaktor R1 sowie R2) ..... 47

Abbildung 24: Bereich hoher Konzentrationen – Vergleich der mittels ICP-OES bzw. Photometrie analysierten Konzentration an Gesamteisen in den Faulschlämmen Bruck (Entnahmezeitpunkt Mai bzw. August 2018) und Schwechat (Juli 2018)..... 48

Abbildung 25: Ergebnisse des Versuchs B1 – Belüftung von Faulschlamm der Kläranlage Bruck in R1 (orange) und R2 (blau). (a) Konzentration an Eisenionen (b) pH-Wert und Temperatur (c) Konzentration an Phosphationen (d) DO-Konzentration (e) Konzentration an Ammonium-N (f) Konzentration an Nitrit-N und Nitrat-N; Ergebnisse sind qualitativ zu bewerten. ..... 50

Abbildung 26: Ergebnisse des Versuchs B2 – Belüftung von Faulschlamm der Kläranlage Bruck in R1 (orange) und R2 (unter Nitritationshemmung, blau) (a) Konzentration an gelöstem Eisen (b) pH-Wert und Temperatur (c) Konzentration an Phosphat-P (d) DO-Konzentration (e) Konzentration an Ammonium-N (f) Konzentration an Nitrit-N und Nitrat-N ..... 53

Abbildung 27: Ergebnisse des Versuchs B3 –Belüftung von Faulschlamm Bruck in Reaktor R1 (orange) und R2 (blau); (a) Konzentration an gelöstem Eisen (b) Konzentration an gelöstem Eisen im Bereich von 0 - 5 mg Fe/L (c) pH-Wert und Temperatur (d) Konzentration an Phosphat-P ..... 57

Abbildung 28: Ergebnisse des Versuchs B3 – Belüftung von Faulschlamm Bruck im Reaktor R1 (orange) und R2 (blau); (a) Konzentration an Ammonium-N (b) Konzentration an Nitrit-N und Nitrat-N (c) DO-Konzentration ..... 58

Abbildung 29: Ergebnisse des Versuchs B4 –Belüftung von Faulschlamm Schwechat in Reaktor R1 (orange) und R2 (blau); (a) Konzentration an gelöstem Eisen (b) Konzentration an gelöstem Eisen im Bereich 0 - 5 mg Fe/L (c) pH-Wert und Temperatur (d) Konzentration an Phosphat-P ..... 59

Abbildung 30: Ergebnisse des Versuchs B4 –Belüftung von Faulschlamm Schwechat in Reaktor R1 (orange) und R2 (blau); (a) Konzentration an Ammonium-N (b) Konzentration an Nitrit-N und Nitrat-N (c) DO-Konzentration ..... 60

Abbildung 31: Ansäuerung von anaerobem Faulschlamm Bruck (a) Konzentration an gelöstem Eisen und Phosphat-P (b) pH-Wert ..... 63

Abbildung 32: Ergebnisse der Ansäuerung von anaerobem Faulschlamm Schwechat (a) Konzentration an gelöstem Eisen und Phosphat-P (b) pH-Wert ..... 64

Abbildung 33: Konzentrationen an gelöstem Eisen und $PO_4^{3-}$-P (a) in den belüfteten Faulschlämmen aus den Versuchen B3 sowie B4 (b) in den anaeroben Faulschlämmen Bruck und Schwechat bei den jeweiligen pH-Werten aus den Versuchen A1 und A2 ..... 65

Abbildung 34: Belüftungen von 20 mg Fe/L-Eisenlösungen in Leitungswasser bzw. deionisiertem Wasser (a) Konzentration an gelöstem Eisen (b) pH-Wert ..... 67

Abbildung 35: Löslichkeit von Eisen in anaeroben Faulschlämmen ..... 68

Abbildung 36: Löslichkeit von Eisen während der Belüftung von Faulschlämmen ..... 70

Abbildung 37: Rücklösung von Phosphor in Form von $PO_4^{3-}$-P bei der Ansäuerung von Faulschlamm und deren Aschen in den Versuchen C1-C2, D1-D3; dargestellt (a) in mg P/g $TS_{FS}$ (b) in % des Gesamtphosphors ..... 72

Abbildung 38: Rücklösung von Eisen bei der Ansäuerung von Faulschlämmen und deren Aschen in den Versuchen C1-C3, D1-D3; dargestellt (a) in mg Fe/g $TS_{FS}$, (b) in % des Gesamteisengehalts ..... 74

Abbildung 39: Säurebedarf zur Einstellung von pH3 und pH2 in verschiedenen Faulschlämmen [C1-C3] und deren Aschen [D1-D3], dargestellt in (a) mmol HCl/kg FS und (b) mmol HCl/g $TS_{FS}$; ..... 76

Abbildung 40: Durchschnittliche prozentuelle Rücklösung von Eisen und $PO_4^{3-}$-P in den Faulschlämmen und deren Aschen bei pH-Wert 3 bzw. 2 (a) Faulschlamm Bruck, belüftet (b) Faulschlamm Bruck, anaerob (c) Faulschlamm Schwechat, anaerob ..... 78

Abbildung 41: Diagramme aus (Egle et al., 2015)– (links) Rücklösung von P in Faulschlämmen bei verschiedenen pH-Werten [%] (Weidelener 2008; Esemen 2012; Bayerle 2009) (rechts) Rücklösung von Phosphor, Eisen und Schwermetalle bei pH-Wert 2 [%] (Bouda et al., 2009; Günther, 2011; Naoum et al., 2001) ..... 80

Abbildung 42: Diagramme aus (Egle et al., 2015) – (links) Rücklösung ausgewählter Elemente aus Faulschlammaschen [%] (Herr, 2013) (rechts) Rücklösung von Phosphor, Eisen und Schwermetallen bei pH-Wert 2 [%] (Montag et al., 2011) ..... 81

## 6.4 TABELLEN

Tabelle 1: Maximale Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit von den Größenklassen der Abwasserreinigungsanlage (ARA) (BGBl.210/1996, 2018). ..... 4

Tabelle 2: Werte von Nährstoffen, Schwermetallen und Metallen im Faulschlamm, angegeben pro kg TS des Faulschlammes (Scharf et al., 1997). ..... 14

Tabelle 3: Analytische Charakterisierung von Faulschlämmen der Kläranlagen Bruck (Mai 2018) sowie Schwechat (Juli 2018) ..... 17

Tabelle 4: Durchgeführte Versuche zur Löslichkeit von Eisen und Phosphat (Versuchbeszeichnung A...anaerob, B...belüftet; R... Reaktor) ..... 18

Tabelle 5: Durchgeführte Versuche mit Faulschlammaschen (Versuchbezeichnung C...Ansäuerung des Faulschlammes; D...Ansäuerung der Asche) ..... 19

Tabelle 6: Löslichkeitsprodukte (Mortimer et al., 2007) ..... 29

Tabelle 7: Übersicht der analysierten Parameter inklusive zugehöriger Normen ..... 33

Tabelle 8: Konzentration der Fe-Standardreihe bei der Erstellung einer externen Kalibration ..... 41

Tabelle 9: Eisen-Konzentrationen der für die Validierung herangezogenen Standards ..... 42

Tabelle 10: Ergebnisse der Validierung der externen Kalibration ..... 43

Tabelle 11: Konzentrationen der Eisen-Aufstockungen im Zuge des Aufstockungsverfahrens ..... 44

# 7 ANHANG

## Analyseergebnisse der abwasserspezifischen Parameter

| PROJEKT DIPLOMARBEIT: Löslichkeitsverhalten von Eisen und Phosphat bei der Nachbehandlung von Faulschlamm | | DIN 38409-43 und DIN ISO 15705 | DIN EN ISO 6878 | DIN EN ISO 11732 | DIN EN ISO 13395 | DIN EN ISO 13395 | DIN EN ISO 6878 | DIN EN ISO 25663 | DIN EN 12880 | DIN EN 12879 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | | | | | EXTERN |
| Bezeichnunug | Datum | CSB | PO4-P | NH4-N | NOx-N | NO2-N | GP | TKN | TS | OTS | Fe |
| | | mg/kg | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | %/kg roh probe | %/kg roh probe | g/kg | g/kg | mg/L |
| FS_Bruck_1:1 | 24.05.18 | 13106 | 35,2 | 686,8 | 0,03 | 0 | 0,0458 | 0,1300 | 15,14 | 8,96 | |
| V1_R1 | 25.05.18 | | 16,3 | 476,6 | 0,67 | 0,32 | | | | | |
| V1_R2 | 25.05.18 | | 15,9 | 480 | 0,61 | 0,36 | | | | | |
| V1_R1 | 28.05.18 | | 22,2 | 318,7 | 0,81 | 0,44 | | | | | |
| V1_R2 | 28.05.18 | | 24,2 | 330,3 | 0,96 | 0,43 | | | | | |
| V1_R1 | 29.05.18 | | 23,7 | 327,2 | 1,1 | 0,63 | | | | | |
| V1_R2 | 29.05.18 | | 27,2 | 318,6 | 1,04 | 0,57 | | | | | |
| V1_R1 | 30.05.18 | 7430 | 22,3 | 305,1 | 1,63 | 1,18 | 0,0338 | 0,0719 | 9,31 | 5,54 | |
| V1_R2 | 30.05.18 | 7680 | 26,8 | 319,4 | 1,47 | 0,93 | 0,0356 | 0,0718 | 10,04 | 5,79 | |
| V1_R1 | 04.06.18 | | 26 | 145,1 | 189,3 | 177 | | | | | |
| V1_R2 | 04.06.18 | | 30,7 | 280,5 | 33,8 | 27,6 | | | | | |
| V1_R1 | 05.06.18 | | 28,2 | 138,7 | 195,2 | 187 | | | | | |
| V1_R2 | 05.06.18 | | 31,4 | 249,7 | 67,7 | 60 | | | | | |
| V1_R1 | 06.06.18 | | 29,4 | 127,5 | 197,2 | 189,6 | | | | | |
| V1_R2 | 06.06.18 | | 27,6 | 169,2 | 168,4 | 162 | | | | | |
| V1_R1 | 07.06.18 | | 28,5 | 120,5 | 189,9 | 182 | | | | | |
| V1_R2 | 07.06.18 | | 34,1 | 148,8 | 201,9 | 186 | | | | | |
| V1_R1 | 08.06.18 | | 30 | 118,9 | 199,9 | 182 | | | | | |
| V1_R2 | 08.06.18 | | 35,9 | 137,8 | 205,9 | 190 | | | | | |
| V1_R1 | 11.06.18 | 5537 | 33 | 111,7 | 197,7 | 174 | 0,0290 | 0,0394 | 6,8 | 3,9 | |
| V1_R2 | 11.06.18 | 6428 | 41,2 | 131,4 | 216,1 | 190 | 0,0352 | 0,0453 | 8,29 | 4,57 | |
| V1_R1 | 12.06.18 | | 14,9 | 106,3 | 200,8 | 180 | | | | | |
| V1_R2 | 12.06.18 | | 19,9 | 126,9 | 223,4 | 200 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| FS_Bruck_V2_R1_1:1 | 12.06.18 | 12825 | 42,7 | 654,4 | 0,19 | 0,04 | 0,0471 | 0,1240 | 15 | 8,68 | |
| FS_Bruck_V2_R2_1:1 | 12.06.18 | 13179 | 43,1 | 691,2 | 0,12 | 0 | 0,0486 | 0,1266 | 15,27 | 8,9 | |
| V2_R1 | 13.06.18 | | 12,1 | 596,6 | 0,79 | 0,34 | | | | | |
| V2_R2 | 13.06.18 | | 15,7 | 578,6 | 1,36 | 0,56 | | | | | |
| F1_unbel_1:1 | 13.06.18 | | 38,6 | 679,2 | 0,25 | 0,03 | | | | | |
| V2_R1 | 14.06.18 | | 15,2 | 555,8 | 0,39 | 0,08 | | | | | |
| V2_R2 | 14.06.18 | | 17 | 567,6 | 0,31 | 0,02 | | | | | |
| F1_unbel_1:1 | 14.06.18 | | 49,5 | 680,4 | 0,22 | 0,01 | | | | | |
| V2_R1 | 15.06.18 | | 13,86 | 530 | 1,77 | 0,97 | | | | | |
| V2_R2 | 15.06.18 | | 16,2 | 534,8 | 0,63 | 0,1 | | | | | |
| F1_unbel_1:1 | 15.06.18 | | 90,9 | 695 | 0,24 | 0,01 | | | | | |
| V2_R1 | 18.06.18 | | 18,1 | 484,4 | 38,67 | 35,3 | | | | | |
| V2_R2 | 18.06.18 | | 21,3 | 568,2 | 1,98 | 1,31 | | | | | |
| F1_unbel_1:1 | 18.06.18 | | 100 | 742,2 | 0,58 | 0,08 | | | | | |
| V2_R1 | 19.06.18 | | 15,2 | 415 | 170,7 | 161 | | | | | |
| V2_R2 | 19.06.18 | | 22,3 | 546 | 5,4 | 5 | | | | | |
| V2_R1 | 20.06.18 | | 15,9 | 297,4 | 309,3 | 296 | | | | | |
| V2_R2 | 20.06.18 | | 24,2 | 548,4 | 9,36 | 8,8 | | | | | |
| V2_R1 | 21.06.18 | | 17,3 | 288,4 | 314,2 | 294 | | | | | |
| V2_R2 | 21.06.18 | | 23,8 | 557,2 | 6,83 | 6,3 | | | | | |
| V2_R2-2 | 21.06.18 | | 34,9 | 572,6 | 0,04 | 0,01 | | | | | |
| V2_R1 | 22.06.18 | 8892 | 17,3 | 281,5 | 315,5 | 296 | 0,0417 | 0,0664 | 10,32 | 6,11 | |
| V2_R2 | 22.06.18 | 8453 | 19,6 | 575,6 | 7,3 | 6,1 | 0,0436 | 0,0966 | 12,24 | 7,05 | |

| | | EXTERN | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Bezeichnunug** | **Datum** | **CSB** | **PO4-P** | **NH4-N** | **NOx-N** | **NO2-N** | **GP** | **TKN** | **TS** | **OTS** | **Fe** |
| | | mg/kg | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | %/kg roh probe | %/kg roh probe | g/kg | g/kg | mg/L |
| V2_R1 | 27.06.18 | | 18,2 | 285,6 | 309,4 | 296 | | | | | |
| V2_R2 | 27.06.18 | | 25,2 | 653,8 | 10,46 | 9,7 | | | | | |
| F2_unbel_1:1 | 27.06.18 | | 42,2 | 704,2 | 3,99 | 2,87 | | | | | |
| F2_1 unbel_1:1 | 28.06.18 | | 48,4 | 657,8 | 0,04 | 0,02 | | | | | |
| F2_2_unbel_1:1 | 28.06.18 | | 123,8 | 726,6 | 0,11 | 0 | | | | | |
| F2 | 29.06.18 | | 154,6 | 711,8 | 0,02 | 0 | | | | | |
| FS_Bruck_V3_R1_1:1 | 29.06.18 | 12717 | 36,1 | 647 | 0,01 | 0 | 0,0477 | 0,1225 | 14,92 | 8,71 | |
| V3_R1 | 02.07.18 | | 21,3 | 528,8 | 28,72 | 25,8 | | | | | |
| FS_Bruck_V3_R2_1:1 | 02.07.18 | 12969 | 36,6 | 657,8 | 1,87 | 0,72 | 0,0466 | 0,1229 | 14,45 | 8,44 | |
| F2_1 | 02.07.18 | | 285,4 | 773,6 | 0,14 | 0 | | | | | |
| F2_2 | 02.07.18 | | 376,8 | 797,2 | 0 | 0 | | | | | |
| V3_R1 | 03.07.18 | | 16,6 | 478,8 | 54,01 | 48 | | | | | |
| V3_R2 | 03.07.18 | | 10,9 | 603,4 | 11,88 | 8,9 | | | | | |
| F2 | 03.07.18 | | 411 | 798,6 | 0,06 | 0,02 | | | | | |
| V3_R1 | 04.07.18 | | 12,9 | 421,5 | 152,3 | 151,2 | | | | | |
| V3_R2 | 04.07.18 | | 12,4 | 565,2 | 31,7 | 26,1 | | | | | |
| V3_R1 | 05.07.18 | | 16,5 | 302,5 | 304,6 | 302,4 | | | | | |
| V3_R2 | 05.07.18 | | 12,1 | 547,6 | 69,5 | 65,4 | | | | | |
| V3_R1 | 06.07.18 | | 17,7 | 287,7 | 325,6 | 310,8 | | | | | |
| V3_R1_2 | 06.07.18 | | 38,1 | 287 | 315 | 304 | | | | | |
| V3_R1_3 | 06.07.18 | | 76,6 | 298,6 | 288,3 | 240 | | | | | |
| V3_R2 | 06.07.18 | | 7,4 | 361,3 | 289,3 | 282 | | | | | |
| V3_R1_1 | 09.07.18 | 9343 | 63,6 | 295,2 | 234,8 | 132,8 | 0,0451 | 0,0712 | 11,82 | 7,11 | |
| V3_R2 | 09.07.18 | 10108 | 15,6 | 294,4 | 344,5 | 339,2 | 0,0450 | 0,0751 | 11,49 | 6,89 | |
| V3_R1_2 | 09.07.18 | | 88,5 | 306,5 | 203,1 | 19,8 | | | | | |
| V3_R1_1 | 10.07.18 | | 90,1 | 313,8 | 196,4 | 2,5 | | | | | |
| V3_R2_1 | 10.07.18 | | 16,6 | 300,2 | 351,4 | 337,6 | | | | | |
| V3_R1_2 | 10.07.18 | | 102,1 | 318,4 | 191 | 2,9 | | | | | |
| V3_R2_2 | 10.07.18 | | 35,9 | 300,7 | 340,3 | 328 | | | | | |
| V3_R1_1 | 11.07.18 | | 101,6 | 329,3 | 191,6 | 0,1 | | | | | |
| V3_R2_1 | 11.07.18 | | 29,4 | 299,4 | 325 | 316,8 | | | | | |
| V3_R1_2 | 11.07.18 | | 125 | 325,2 | 182,3 | 2,3 | | | | | |
| V3_R2_2 | 11.07.18 | 9538 | 70,7 | 317 | 300,1 | 248 | 0,0443 | 0,0693 | 12,06 | 7,4 | |
| V3_R1_1 | 12.07.18 | | 138,9 | 335,8 | 189,9 | 0,1 | | | | | |
| V3_R2_1 | 12.07.18 | | 83,7 | 305,7 | 219,7 | 6 | | | | | |
| V3_R1_1 | 13.07.18 | | 167,8 | 354,2 | 187,5 | 0,01 | | | | | |
| V3_R2_1 | 13.07.18 | | 87,4 | 313,5 | 215,8 | 0,41 | | | | | |
| F2 | 13.07.18 | | 399,9 | 834 | 0,16 | 0,01 | | | | | |
| V3_R1 | 16.07.18 | | 190,6 | 373,1 | 192,4 | 0,02 | | | | | |
| V3_R2 | 16.07.18 | | 118,9 | 339,1 | 200,3 | 0 | | | | | |
| F2 | 16.07.18 | | 435 | 831 | 2,33 | 0 | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| FS_Schwech_V4_R1_1:1 | 16.07.18 | 13791 | 3,91 | 503,5 | 0,42 | 0,01 | 0,0312 | 0,114 | 14,3 | 8,66 | |
| FS_Schwech_V4_R2_1:1 | 16.07.18 | 14060 | 3,5 | 505,4 | 1,77 | 0,02 | 0,0321 | 0,1153 | 14,25 | 8,63 | |
| V4_R1 | 17.07.18 | | 2,55 | 412,3 | 2,3 | 1,24 | | | | | |
| V4_R2 | 17.07.18 | | 2,54 | 370,3 | 2,59 | 1,56 | | | | | |
| V4_R1 | 18.07.18 | | 2,8 | 383,9 | 2,62 | 1,87 | | | | | |
| V4_R2 | 18.07.18 | | 2,93 | 312,6 | 3,81 | 2,79 | | | | | |
| V4_R1 | 19.07.18 | | 3,3 | 385,9 | 1,08 | 0,96 | | | | | |
| V4_R2 | 19.07.18 | | 2,82 | 314,6 | 2,65 | 2,59 | | | | | |
| F2 | 19.07.18 | | 443,6 | 782,2 | 0,62 | 0,02 | | | | | |
| F3_FS_Schwechat_1:1_unbel. | 19.07.18 | | 5,2 | 492 | 0,21 | 0,05 | | | | | |
| V4_R1 | 20.07.18 | | 3,63 | 368,2 | 5,49 | 4,97 | | | | | |
| V4_R2 | 20.07.18 | | 3,12 | 322,7 | 13,92 | 12,1 | | | | | |
| F3_1 | 20.07.18 | | 9,46 | 488,3 | 0,15 | 0,12 | | | | | |
| F3_2 | 20.07.18 | | 47,1 | 502,8 | 0,04 | 0 | | | | | |
| V4_R1 | 23.07.18 | 11405 | 6,4 | 191 | 231,8 | 230 | 0,0265 | 0,0691 | 11,25 | 7,14 | |
| V4_R2 | 23.07.18 | 11954 | 5,5 | 167,5 | 205,7 | 197 | 0,0298 | 0,072 | 12,53 | 7,72 | |
| F3 | 23.07.18 | | 47 | 516,2 | 1,21 | 1,2 | | | | | |

| | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | | | | | EXTERN |
| **Bezeichnunug** | **Datum** | **CSB** | **PO4-P** | **NH4-N** | **NOx-N** | **NO2-N** | **GP** | **TKN** | **TS** | **OTS** | **Fe** |
| | | mg/kg | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | %/kg roh probe | %/kg roh probe | g/kg | g/kg | mg/L |
| Königswasseraufschluß: | | | | | | | | | | | IWA: |
| FS_1 | 23.07.18 | | | | | | | | | | 1400 |
| FS_2 | 23.07.18 | | | | | | | | | | 1350 |
| STD 2 mg/L | 23.07.18 | | | | | | | | | | 1,95 |
| STD 1000 mg/L | 23.07.18 | | | | | | | | | | 775 |
| V4_R1_1 | 24.07.18 | | 5,9 | 180,1 | 238,8 | 238 | | | | | |
| V4_R2_1 | 24.07.18 | | 5,8 | 148,9 | 214 | 207 | | | | | |
| F3 | 24.07.18 | | 124,6 | 532 | 1,12 | 1,08 | | | | | |
| V4_R1_2 | 24.07.18 | | 20,6 | 176,7 | 206,9 | 172,2 | | | | | |
| V4_R2_2 | 24.07.18 | | 20,4 | 138,3 | 174,6 | 142,8 | | | | | |
| F3_2 | 24.07.18 | | 229,8 | 512,9 | 0,6 | 0,28 | | | | | |
| V4_R1_1 | 25.07.18 | | 14,44 | 184,9 | 158,7 | 1,68 | | | | | |
| V4_R2_1 | 25.07.18 | | 14,81 | 149,1 | 123,7 | 1,43 | | | | | |
| F3 | 25.07.18 | | 249,8 | 518,4 | 1 | 0,01 | | | | | |
| V4_R1_2 | 25.07.18 | | 16,44 | 181,5 | 149,2 | 0,51 | | | | | |
| V4_R2_2 | 25.07.18 | | 16,94 | 154 | 126,4 | 0,25 | | | | | |
| V4_R1_1 | 26.07.18 | | 22,3 | 186,3 | 149,5 | 0,02 | | | | | |
| V4_R2_1 | 26.07.18 | | 21,8 | 153 | 121,5 | 0,03 | | | | | |
| F3 | 26.07.18 | | 262,6 | 557,4 | 0,49 | 0,01 | | | | | |
| V4_R1_1 | 27.07.18 | | 28,9 | 191,1 | 142,8 | 0,01 | | | | | |
| V4_R2_1 | 27.07.18 | | 29,7 | 168,1 | 125,3 | 0,01 | | | | | |
| F3 | 27.07.18 | | 271,2 | 561,8 | 1,45 | 0,01 | | | | | |
| A_Ansäuerung_FS_Bruck_belüftet_1:1_pH3 | 21.08.18 | | 88,1 | | | | | | | | |
| B_Ansäuerung_FS_Bruck_unbel_1:1_pH3 | 21.08.18 | | 345,9 | | | | | | | | |
| A_pH2_bel | 21.08.18 | | 118,8 | | | | | | | | |
| B_pH2_unbel. | 21.08.18 | | 404,4 | | | | | | | | |
| C_Ansäuerung_FS_Schwechat_unbel_1:1_pH2 | 21.08.18 | | 281,4 | | | | | | | | |
| A_Ansäuerung_FS_Bruck_belüftet_1:1_pH3 | 22.08.18 | | 86,3 | | | | | | | | |
| B1_Ansäuerung_FS_Bruck_unbel_1:1_pH2 | 22.08.18 | | 378,9 | | | | | | | | |
| B2_Ansäuerung_FS_Bruck_unbel_1:1_pH3 | 22.08.18 | | 318,6 | | | | | | | | |
| C_Ansäuerung_FS_Schwechat_unbel_1:1_pH3 | 22.08.18 | | 240 | | | | | | | | |
| A_pH2_bel | 22.08.18 | | 111,6 | | | | | | | | |
| B1_pH2 | 22.08.18 | | 382,2 | | | | | | | | |
| B2_pH2 | 22.08.18 | | 374,1 | | | | | | | | |
| C_pH2 | 22.08.18 | | 275,7 | | | | | | | | |
| A3_Asche_FS_Bruck_bel_1:1_pH3 | 23.08.18 | | 182,4 | | | | | | | | |
| A3_pH2 | 23.08.18 | | 292,8 | | | | | | | | |
| B_2+3_Asche_FS_Bruck_unbel_pH3 | 23.08.18 | | 310,2 | | | | | | | | |
| B2+3_pH2 | 23.08.18 | | 792 | | | | | | | | |
| Königswasseraufschluß: | | | | | | | | | | | IWA: |
| FS_Bruck_1 | 27.08.18 | | | | | | | | | | 1955 |
| FS_Bruck_2 | 27.08.18 | | | | | | | | | | 1790 |
| STD 2 mg/L | 27.08.18 | | | | | | | | | | 70,8 |
| STD 1000 mg/L | 27.08.18 | | | | | | | | | | 985 |
| A4+1+2_Asche_FS_Bruck_bel_1:1_pH3 | 27.08.18 | | 178,5 | | | | | | | | |
| B1+4_Asche_FS_Bruck_unbel_pH3 | 27.08.18 | | 274,5 | | | | | | | | |
| C4_Asche_FS_Schw_unbel_pH3 | 27.08.18 | | 440,4 | | | | | | | | |
| C1+2_Asche_FS_Schw_unbel_pH3 | 27.08.18 | | 436,5 | | | | | | | | |
| A4+1+2_pH2 | 27.08.18 | | 309,5 | | | | | | | | |
| B1+4_pH2 | 27.08.18 | | 796,8 | | | | | | | | |
| C4_pH2 | 27.08.18 | | 599,5 | | | | | | | | |
| C1+2_pH2 | 27.08.18 | | 585 | | | | | | | | |
| FS_Bruck_II | 27.08.18 | 23973 | | | | | 0,0943 | 0,225 | 29,51 | 14,81 | |

## Versuch A1

Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen:

**A1: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | | *Korrekturfaktor-Berechnung* | | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **F_V1** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_V2** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **a_Kali** | **b_Kali** | **c_Kali** | **k_AV** | **d_AV** | **c_AV** | **E_korr - E_Probe** | **F_V3** | **c_Kali_FS** | **c_AV_FS** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | - | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | *mg/l* | | - | *mg/l* | *mg/l* |
| | | theoretische Konzentration der Aufstockung | Extinktion, gemessen | Bei Aufstockung hinzugefügtes Volumen an Fe-Lsg | Bei pH-Einstellung hinzugefügtes Volumen an H2SO4 | Korrekturfaktor Verdünnung mit H20 in Reagenzglas, Anteil Probe: 1/x ...1=unverdünnt | Volumen lt. Angabe (inkl. Reagenzien) | Gesamtes verwendetes Volumen (inkl. Reagenzien, Aufstockung) | Korrekturfaktor Verdünnung mit Reagenzien (V_Ist/V_Ang) | Gesamt- Verdünnungs-Korrekturfaktor (F_V1 * FV_2) | Extinktion des BW | Extinktion abzüglich BW, mit F_gesV bereinigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentr. mit F_V1, F_V2 bereinigt BW berücksichtigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentration in Probe, lt. Aufstockungsverfahren | | Verdünnung mit H20 in Reaktor, Anteil Probe: 1/x ...1=unverdünnt | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Standard-Kalibrierkurve | Konzentrationbei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren |
| 14.06._1 Standards | Standard 0 | 0 | 0 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | 0,170 | 0,000 | 0,00 | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,006 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,084 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,08 | | | 0,49 | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,174 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,17 | | | 1,02 | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,34 | | | 2,01 | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,679 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,68 | | | 3,99 | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,677 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 1,68 | | | 9,85 | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,945 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 2,95 | | | 17,30 | | | | | | | |
| 27.06. T0 | BW | | 0,07 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,07 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | |
| | Probe | 0,00 | 0,16 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,07 | 0,09 | | | 0,53 | 0,163 | 0,087 | 0,53 | 0,00 | 1 | 0,53 | 0,53 |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,228 | 0,25 | | 1 | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 1,04 | 0,07 | 0,17 | | | 0,97 | | | | 0,08 | 1 | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,294 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,07 | 0,24 | | | 1,43 | | | | 0,15 | 1 | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,481 | 0,1 | | 1 | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 1,02 | 0,07 | 0,42 | | | 2,46 | | | | 0,33 | 1 | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,932 | 0,25 | | 1 | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 1,04 | 0,07 | 0,90 | | | 5,29 | | | | 0,81 | 1 | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,547 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,07 | 1,61 | | | 9,45 | | | | 1,52 | 1 | | |
| 28.06._1 T1 | BW | | 0,038 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | |
| | Probe | 0,00 | 0,138 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,04 | 0,10 | | | 0,59 | 0,160 | 0,100 | 0,63 | 0,00 | 1 | 0,59 | 0,63 |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,203 | 0,25 | | 1 | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 1,04 | 0,04 | 0,17 | | | 1,01 | | | | 0,07 | 1 | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,274 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,04 | 0,26 | | | 1,51 | | | | 0,16 | 1 | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,466 | 0,1 | | 1 | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 1,02 | 0,04 | 0,44 | | | 2,56 | | | | 0,34 | 1 | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,895 | 0,25 | | 1 | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 1,04 | 0,04 | 0,90 | | | 5,26 | | | | 0,80 | 1 | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,552 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,04 | 1,65 | | | 9,69 | | | | 1,55 | 1 | | |
| 28.06._2 T1.5 | BW 1/10 | | 0,003 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 10 | | |
| | BW 1/100 | | 0,001 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 100 | | |
| | Probe 1/10 | 0,00 | 0,326 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,32 | | | 1,90 | | | | | 10 | 18,97 | |
| | Probe 1/100 | 0,00 | 0,045 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,04 | | | 0,26 | | | | | 100 | 25,73 | |
| 29.06. T2 | BW 1/10 | | 0,032 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 10 | | |
| | BW 1/100 | | 0,005 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 100 | | |
| | Probe 1/10 | 0,00 | 0,295 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,03 | 0,26 | | | 1,54 | | | | | 10 | 15,44 | |
| | Probe 1/100 | 0,00 | 0,045 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 0,04 | | | 0,23 | | | | | 100 | 23,38 | |
| 02.07._1 | BW 1/10 | | 0,071 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,07 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 10 | | |
| | BW 1/100 | | 0,002 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 100 | | |
| | Probe 1/10 | 0,00 | 2,055 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,07 | 1,98 | | | 11,66 | | | | | 10 | 116,56 | |
| | Probe 1/100 | 0,00 | 0,227 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,23 | | | 1,32 | | | | | 100 | 132,08 | |
| 02.07._2 | BW 1/10 | | 0,005 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 10 | | |
| | BW 1/100 | | 0,002 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 100 | | |
| | Probe 1/10 | 0,00 | 2,901 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 2,90 | | | 17,01 | | | | | 10 | 170,14 | |
| | Probe 1/100 | 0,00 | 0,605 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,60 | | | 3,54 | | | | | 100 | 354,17 | |
| 03.07. | BW 1/10 | | 0,008 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 10 | | |
| | BW 1/100 | | 0,002 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 100 | | |
| | Probe 1/10 | 0,00 | 2,911 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 2,90 | | | 17,06 | | | | | 10 | 170,55 | |
| | Probe 1/100 | 0,00 | 0,961 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,96 | | | 5,63 | | | | | 100 | 563,34 | |
| 17.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | 0,179 | 0,001 | -0,01 | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,089 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,187 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,04 | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,358 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,36 | | | 1,99 | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,716 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,731 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 1,73 | | | 9,66 | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,935 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 2,94 | | | 16,39 | | | | | | | |
| 13.07. | BW | | 0,081 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,08 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 200 | | |
| | Probe | 0,00 | 0,483 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,08 | 0,40 | | | 2,24 | 0,176 | 0,397 | 2,25 | 0,31 | 200 | 447,93 | 449,77 |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,541 | 0,25 | | 1 | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 1,04 | 0,08 | 0,48 | | | 2,68 | | | | 0,39 | 200 | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,606 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,08 | 0,57 | | | 3,19 | | | | 0,48 | 200 | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,658 | 0,75 | | 1 | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 1,13 | 0,08 | 0,65 | | | 3,65 | | | | 0,56 | 200 | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,825 | 0,1 | | 1 | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 1,02 | 0,08 | 0,76 | | | 4,22 | | | | 0,67 | 200 | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 1,145 | 0,2 | | 1 | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 1,04 | 0,08 | 1,10 | | | 6,15 | | | | 1,01 | 200 | | |
| 16,07 | BW | | 0,002 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 200 | | |
| | Probe | 0,00 | 0,528 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,53 | | | 2,93 | 0,187 | 0,527 | 2,81 | 0,44 | 200 | 586,48 | 562,73 |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,611 | 0,25 | | 1 | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 1,04 | 0,00 | 0,64 | | | 3,55 | | | | 0,55 | 200 | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,668 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,00 | 0,73 | | | 4,05 | | | | 0,64 | 200 | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,709 | 0,75 | | 1 | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 1,13 | 0,00 | 0,80 | | | 4,47 | | | | 0,71 | 200 | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,896 | 0,1 | | 1 | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 1,02 | 0,00 | 0,91 | | | 5,08 | | | | 0,82 | 200 | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 1,24 | 0,2 | | 1 | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 1,04 | 0,00 | 1,28 | | | 7,16 | | | | 1,19 | 200 | | |

**A1: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | | *Korrekturfaktor-Berechnung* | | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **F_V1** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_V2** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **a_Kali** | **b_Kali** | **c_Kali** | **k_AV** | **d_AV** | **c_AV** | **E_korr - E_Probe** | **F_V3** | **c_Kali_FS** | **c_AV_FS** |
| | | ***mg/l*** | **-** | ***ml*** | ***ml*** | **-** | ***ml*** | ***ml*** | **-** | **-** | **-** | **-** | **-** | **-** | ***mg/l*** | **-** | **-** | ***mg/l*** | | **-** | ***mg/l*** | ***mg/l*** |
| 19.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | 0,169 | 0,006 | -0,03 | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,02 | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,098 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,54 | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,182 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,04 | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,34 | | | 1,99 | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,681 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,68 | | | 3,99 | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,686 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 1,69 | | | 9,93 | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,926 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 2,93 | | | 17,26 | | | | | | | |
| 26.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,003 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | 0,180 | 0,004 | 0,00 | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,011 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,092 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,185 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,01 | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,368 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,37 | | | 2,03 | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,72 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,744 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 1,74 | | | 9,68 | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,961 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 2,96 | | | 16,46 | | | | | | | |
| 19.7. | BW | | 0,001 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | -0,04 | | | | | 200 | | |
| | Probe | 0,00 | 0,569 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,57 | | | 3,32 | | | | 0,48 | 200 | 664,18 | |

# Versuch A2

## Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen

**A2: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | | *Korrekturfaktor-Berechnung* | | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | *Ergebnisse* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **F_V1** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_V2** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **a_Kali** | **b_Kali** | **c_Kali** | **k_AV** | **d_AV** | **c_AV** | **E_korr - E_Probe** | **F_V3** | **c_Kali_FS** | **c_AV_FS** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | - | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | *mg/l* | | - | *mg/l* | *mg/l* |
| | | theoretische Konzentration der Aufstockung | Extinktion, gemessen | Bei Aufstockung hinzugefügtes Volumen an Fe-Lsg | Bei pH-Einstellung hinzugefügtes Volumen an H2SO4 | Korrekturfaktor Verdünnung mit H20 in Reagenzglas, Anteil Probe: 1/x | Volumen lt. Angabe (inkl. Reagenzien) | Gesamtes verwendetes Volumen (inkl. Reagenzien, Aufstockung) | Korrekturfaktor Verdünnung mit Reagenzien (V_Ist/V_Ang) | Gesamt- Verdünnungs-Korrekturfaktor (F_V1 * FV_2) | Extinktion des BW | Extinktion abzüglich BW, mit F_gesV bereinigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentr. mit F_V1, F_V2 bereinigt BW berücksichtigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentration in Probe, lt. Aufstockungsverfahren | | Verdünnung mit H20 in Reaktor, Anteil Probe: 1/x | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Standard-Kalibrierkurve | Konzentrationbei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren |
| 19.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | ### | ### | 0,00 | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,05 | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,098 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,57 | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,182 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,07 | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,34 | | | 2,01 | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,681 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,68 | | | 4,00 | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,686 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 1,69 | | | 9,90 | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,926 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 2,93 | | | 17,19 | | | | | | | |
| 19.07. T0 | BW | | 0,115 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,12 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | |
| | Probe | 0,00 | 0,344 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,12 | 0,23 | | | 1,34 | 0,163 | 0,087 | 0,53 | 0,00 | 1 | 1,34 | 0,53 |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,417 | 0,25 | | 1 | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 1,04 | 0,12 | 0,32 | | | 1,85 | | | | 0,09 | 1 | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,471 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,12 | 0,39 | | | 2,28 | | | | 0,16 | 1 | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,527 | 0,75 | | 1 | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 1,13 | 0,12 | 0,47 | | | 2,74 | | | | 0,24 | 1 | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,669 | 0,1 | | 1 | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 1,02 | 0,12 | 0,56 | | | 3,31 | | | | 0,33 | 1 | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 1,012 | 0,2 | | 1 | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 1,04 | 0,12 | 0,93 | | | 5,46 | | | | 0,70 | 1 | | |
| 24.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | ### | ### | -0,01 | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,09 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,186 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,03 | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,358 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,36 | | | 2,00 | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,713 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,71 | | | 3,99 | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,733 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 1,73 | | | 9,72 | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,96 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 2,96 | | | 16,61 | | | | | | | |
| 20.07._1 T1 | BW | | 0,024 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | |
| | Probe | 0,00 | 0,092 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,02 | 0,07 | | | 0,37 | 0,174 | 0,066 | 0,38 | -0,16 | 1 | 0,37 | 0,38 |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,17 | 0,25 | | 1 | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 1,04 | 0,02 | 0,15 | | | 0,85 | | | | -0,08 | 1 | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,245 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,02 | 0,24 | | | 1,34 | | | | 0,01 | 1 | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,313 | 0,75 | | 1 | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 1,13 | 0,02 | 0,33 | | | 1,83 | | | | 0,10 | 1 | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,428 | 0,1 | | 1 | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 1,02 | 0,02 | 0,41 | | | 2,30 | | | | 0,18 | 1 | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,762 | 0,2 | | 1 | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 1,04 | | 0,79 | | | 4,42 | | | | 0,56 | 1 | | |
| 20.07._2 | Probe 1/5 | | 0,871 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,87 | | | 4,88 | | | | 0,64 | 5 | 24,40 | |
| | Probe 1/10 | | 0,382 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,38 | | | 2,13 | | | | 0,15 | 10 | 21,34 | |
| | Probe 1/20 | | 0,209 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,21 | | | 1,16 | | | | -0,02 | 20 | 23,26 | |
| 23.07. | Probe 1/5 BW | | 0,008 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | -0,22 | | | |
| | Probe 1/5 | | 0,353 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 0,35 | | | 1,93 | | | | 0,12 | 5 | 9,63 | |
| | Probe 1/10 BW | | 0,003 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,01 | | | | -0,23 | | | |
| | Probe 1/10 | | 0,181 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,18 | | | 0,99 | | | | -0,05 | 10 | 9,89 | |
| 24.07. | Probe 1/5 BW | | 0,009 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | -0,22 | | | |
| | Probe 1/5 | | 2,997 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 2,99 | | | 16,77 | | | | 2,76 | 5 | 83,83 | |
| | Probe 1/10 BW | | 0,003 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,01 | | | | -0,23 | | | |
| | Probe 1/10 | | 2,086 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 2,08 | | | 11,69 | | | | 1,85 | 10 | 116,85 | |
| | Probe 1/100 BW | | 0,003 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,01 | | | | -0,23 | | | |
| | Probe 1/100 | | 0,238 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,24 | | | 1,31 | | | | 0,01 | 100 | **130,88** | |
| 26.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,003 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | ### | ### | 0,00 | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,011 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,092 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,185 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,01 | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,368 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,37 | | | 2,03 | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,72 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,744 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 1,74 | | | 9,68 | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,961 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 2,96 | | | 16,46 | | | | | | | |
| WH 19.07. | BW | | 0,105 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,11 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | |
| | Probe | 0,00 | 0,371 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,11 | 0,27 | | | 1,46 | 0,176 | 0,266 | 1,51 | 0,04 | 1 | 1,46 | **1,51** |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,511 | 0,5 | | 1 | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 1,09 | 0,11 | 0,44 | | | 2,44 | | | | 0,21 | 1 | | |

**A2: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | | *Korrekturfaktor-Berechnung* | | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | *Ergebnisse* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **F_V1** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_V2** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **a_Kali** | **b_Kali** | **c_Kali** | **k_AV** | **d_AV** | **c_AV** | **E_korr - E_Probe** | **F_V3** | **c_Kali_FS** | **c_AV_FS** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | - | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | *mg/l* | | - | *mg/l* | *mg/l* |
| | Probe 1/10 BW | | 0,005 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,01 | | | | -0,22 | | | |
| | Probe 1/10 | | 3,062 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 3,06 | | | 16,99 | | | | 2,83 | 10 | 169,91 | |
| | Probe 1/20 BW | | 0,006 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,01 | | | | -0,22 | | | |
| 24.07._2 | Probe 1/20 | | 2,953 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 2,95 | | | 16,38 | | | | 2,72 | 20 | 327,58 | |
| | Probe 1/50 BW | | 0,005 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,01 | | | | -0,22 | | | |
| | Probe 1/50 | | 1,442 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 1,44 | | | 7,98 | | | | 1,21 | 50 | 398,80 | |
| | Probe 1/100 BW | | 0,005 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,01 | | | | -0,22 | | | |
| | Probe 1/100 | | 0,763 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 0,76 | | | 4,20 | | | | 0,53 | 100 | **419,76** | |
| | Probe 1/10 BW | | 0,006 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,01 | | | | -0,22 | | | |
| | Probe 1/10 | | 2,975 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 2,97 | | | 16,50 | | | | 2,74 | 10 | 165,01 | |
| 25.07. | Probe 1/50 BW | | 0,005 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,01 | | | | -0,22 | | | |
| | Probe 1/50 | | 1,91 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,01 | 1,91 | | | 10,58 | | | | 1,68 | 50 | 529,02 | |
| | Probe 1/100 BW | | 0,004 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,00 | | | | -0,23 | | | |
| | Probe 1/100 | | 0,914 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,91 | | | 5,04 | | | | 0,68 | 100 | 504,34 | |
| | Standard 0 | 0 | 0,003 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | ### | ### | 0,00 | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,093 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,50 | | | | | | | |
| 27.07. Standards | Standard 1 | 1 | 0,183 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,01 | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,363 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,36 | | | 2,01 | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,72 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,735 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 1,74 | | | 9,65 | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,951 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 2,95 | | | 16,42 | | | | | | | |
| | Probe 1/100 BW | | 0,001 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | -0,01 | | | | -0,23 | | | |
| | Probe 1/100 | | 1,257 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 1,26 | | | 6,98 | | | | 1,03 | 100 | 697,94 | |
| 26.07. | Probe 1/200 BW | | 0,004 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,01 | | | | -0,23 | | | |
| | Probe 1/20 0 | | 0,62 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,62 | | | 3,42 | | | | 0,39 | 200 | 683,18 | |
| | Probe 1/500 BW | | 0,002 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,00 | | | | -0,23 | | | |
| | Probe 1/500 | | 0,252 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,25 | | | 1,38 | | | | 0,02 | 500 | 689,03 | |
| | Probe 1/200 BW | | 0,004 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,01 | | | | -0,23 | | | |
| 27.07. | Probe 1/200 | | 0,694 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,69 | | | 3,83 | | | | 0,46 | 200 | 765,59 | |
| | Probe 1/500 BW | | 0,004 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,01 | | | | -0,23 | | | |
| | Probe 1/500 | | 0,286 | | | 1 | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,28 | | | 1,56 | | | | 0,05 | 500 | 778,12 | |

# Versuch B1

## B1: Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen

**B1: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschr.** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | % |
| | | theoretische Konzentration der Aufstockung | Extinktion, gemessen | Bei Aufstockung hinzugefügtes Volumen an Fe-Lsg | Bei pH-Einstellung hinzugefügtes Volumen an H2SO4, NaOH | Volumen lt. Angabe (inkl. Reagenzien) | Gesamtes verwendetes Volumen (inkl. Reagenzien, Aufstockung) | Korrekturfaktor Verdünnung mit Reagenzien (V_Ist/V_Anw) | Extinktion des BW | Extinktion abzüglich BW, mit F_gesV bereinigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentr. in Eprouvette lt. Standard-Kalibrierverfahren | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | E_korr - E_Probe | Konzentration in Eprouvette, lt. Aufstockungsverfahren | Korrekturfaktor Verdünnung H20 in Reagenzglas, Anteil Probe: 1/x ...1=unverdünnt | Konzentration im Reaktor lt. Standard-Kalbrierkurve | Konzentrationbei im Reaktor lt. Aufstockungsverfahren | Abweichung vom Aufstockverfahren |
| 25.05. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,184 | -0,001 | 0,01 | | | | | | | | |
| | Standard 0.01 | 0,01 | 0,002 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,02 | | | | | | | | |
| | Standard 0.02 | 0,02 | 0,003 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,02 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,05 | | | | | | | | |
| | *Standard 0.1* | 0,1 | 0,018 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,10 | | | | | | | | |
| | Standard 0.2 | 0,2 | 0,037 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,04 | | | 0,21 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,088 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,48 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,176 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 0,96 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,376 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,38 | | | 2,05 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,734 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,73 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,672 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,67 | | | 9,08 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,918 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,92 | | | 15,85 | | | | | | | | |
| 24.05. R2 T0 V1 | BW | | 0,053 | 0 | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,211 | 0 | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,16 | | | 0,86 | 0,162 | 0,151 | 0,00 | 0,93 | 1 | 0,86 | 0,93 | -7% |
| | +0.02mg/l | 0,02 | 0,210 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,16 | | | 0,87 | | | 0,00 | | 1 | | | |
| | +0.2mg/l | 0,20 | 0,227 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,18 | | | 0,97 | | | 0,02 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,518 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,47 | | | 2,57 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,968 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,96 | | | 5,19 | | | 0,80 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,686 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,78 | | | 9,66 | | | 1,62 | | 1 | | | |
| 25.5. R1 T1 V1 | BW | | 0,120 | 0 | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,12 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,508 | 0 | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,12 | 0,39 | | | 2,11 | 0,158 | 0,377 | 0,00 | 2,39 | 1 | 2,11 | 2,39 | -12% |
| | +0.2mg/l | 0,20 | 0,512 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,12 | 0,40 | | | 2,17 | | | 0,01 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,592 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,12 | 0,51 | | | 2,80 | | | 0,13 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,813 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,12 | 0,71 | | | 3,83 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,248 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,12 | 1,18 | | | 6,40 | | | 0,79 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,908 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,12 | 1,95 | | | 10,58 | | | 1,56 | | 1 | | | |
| 25.05. R2 T1 V1 | *BW FEHLER* | | *0,174* | 0 | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,12 | 0,05 | | | 0,30 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,52 | 0 | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,12 | 0,40 | | | 2,18 | 0,157 | 0,387 | 0,00 | 2,46 | 1 | 2,18 | 2,46 | -11% |
| | +0.2mg/l | 0,20 | 0,518 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,12 | 0,41 | | | 2,20 | | | 0,01 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,596 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,12 | 0,52 | | | 2,82 | | | 0,12 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,824 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,12 | 0,72 | | | 3,90 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,266 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,12 | 1,20 | | | 6,50 | | | 0,80 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,91 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,12 | 1,95 | | | 10,59 | | | 1,55 | | 1 | | | |
| 30.05. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,172 | 0,000 | 0,00 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,007 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,086 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,50 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,174 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,17 | | | 1,01 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,347 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,35 | | | 2,01 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,689 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,69 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,672 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,67 | | | 9,70 | | | | | | | | |
| 28.05. R1 T4 V1 | BW | | 0,149 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,15 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | BW | | 0,151 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,15 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,989 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,15 | 0,84 | | | 4,86 | 0,140 | 0,834 | 0,00 | 5,95 | 1 | 4,86 | 5,95 | -18% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 1,021 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,15 | 0,91 | | | 5,28 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 1,023 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,15 | 0,95 | | | 5,51 | | | 0,11 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,265 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,15 | 1,13 | | | 6,58 | | | 0,30 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,61 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,15 | 1,53 | | | 8,84 | | | 0,69 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,207 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,15 | 2,24 | | | 12,99 | | | 1,40 | | 1 | | | |
| 28.05. R2 T4 V1 | BW | | 0,159 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,16 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | BW | | 0,16 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,16 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 1,016 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,16 | 0,86 | | | 4,97 | 0,142 | 0,843 | 0,00 | 5,92 | 1 | 4,97 | 5,92 | -16% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 1,041 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,16 | 0,92 | | | 5,34 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 1,045 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,16 | 0,96 | | | 5,59 | | | 0,11 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,275 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,16 | 1,14 | | | 6,58 | | | 0,28 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,631 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,16 | 1,54 | | | 8,91 | | | 0,68 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,247 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,16 | 2,27 | | | 13,19 | | | 1,42 | | 1 | | | |
| 29.05. R1 T5 V1 | BW | | 0,142 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,14 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | BW | | 0,142 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,14 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,893 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,14 | 0,75 | | | 4,35 | 0,146 | 0,740 | 0,00 | 5,07 | 1 | 4,35 | 5,07 | -14% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,915 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,14 | 0,81 | | | 4,68 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,941 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,14 | 0,87 | | | 5,05 | | | 0,12 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,158 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,14 | 1,03 | | | 6,00 | | | 0,28 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,564 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,14 | 1,49 | | | 8,61 | | | 0,73 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,156 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,14 | 2,19 | | | 12,72 | | | 1,44 | | 1 | | | |

**B1: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschr.** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | % |
| | BW | | 0,181 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,18 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | BW | | 0,181 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,18 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| 29.05. R2 T5 V1 | Probe | 0,00 | 1,067 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,18 | 0,89 | | | 5,14 | 0,136 | 0,871 | 0,00 | 6,43 | 1 | 5,14 | 6,43 | -20% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 1,073 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,18 | 0,93 | | | 5,40 | | | 0,05 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 1,081 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,18 | 0,98 | | | 5,68 | | | 0,09 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,326 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,18 | 1,17 | | | 6,76 | | | 0,28 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,66 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,18 | 1,55 | | | 8,96 | | | 0,66 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,226 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,18 | 2,23 | | | 12,92 | | | 1,34 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,127 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,13 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | BW | | 0,128 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,13 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| 30.05. R1 T6 V1 | Probe | 0,00 | 0,786 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,13 | 0,66 | | | 3,82 | 0,149 | 0,651 | 0,00 | 4,37 | 1 | 3,82 | 4,37 | -13% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,811 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,13 | 0,71 | | | 4,14 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,848 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,13 | 0,78 | | | 4,55 | | | 0,13 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,066 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,13 | 0,96 | | | 5,54 | | | 0,30 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,484 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,13 | 1,42 | | | 8,22 | | | 0,76 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,083 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,13 | 2,13 | | | 12,35 | | | 1,47 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,14 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,14 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | BW | | 0,143 | | | 5,4 | 5,4 | 1,00 | 0,14 | 0,00 | | | 0,01 | | | | | 1 | | | |
| 30.05. R2 T6 V1 | Probe | 0,00 | 0,829 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,14 | 0,69 | | | 3,99 | 0,145 | 0,684 | 0,00 | 4,70 | 1 | 3,99 | 4,70 | -15% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,853 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,14 | 0,74 | | | 4,31 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,884 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,14 | 0,81 | | | 4,69 | | | 0,12 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,117 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,14 | 0,99 | | | 5,76 | | | 0,31 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,514 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,14 | 1,43 | | | 8,31 | | | 0,75 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,092 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,14 | 2,12 | | | 12,32 | | | 1,44 | | 1 | | | |
| | Standard 0 | 0 | -0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,182 | 0,000 | -0,01 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,007 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | | |
| 06.06. Standards | Standard 0.5 | 0,5 | 0,092 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,51 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,184 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,01 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,365 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,37 | | | 2,01 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,727 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,73 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,738 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,74 | | | 9,55 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 3,036 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 3,04 | | | 16,68 | | | | | | | | |
| | BW | | 0,049 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,11 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,06 | | | 0,34 | 0,162 | 0,056 | 0,00 | 0,35 | 1 | 0,34 | 0,35 | -4% |
| 04.06. R1 T11 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,176 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,13 | | | 0,73 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,247 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,22 | | | 1,19 | | | 0,15 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,423 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,38 | | | 2,09 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,881 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,87 | | | 4,78 | | | 0,81 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,586 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,67 | | | 9,20 | | | 1,61 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,158 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,16 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,811 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,16 | 0,65 | | | 3,59 | 0,145 | 0,648 | 0,00 | 4,48 | 1 | 3,59 | 4,48 | -20% |
| 04.06. R2 T11 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,833 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,16 | 0,71 | | | 3,87 | | | 0,05 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,872 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,16 | 0,78 | | | 4,27 | | | 0,12 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,098 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,16 | 0,96 | | | 5,26 | | | 0,30 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,48 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,16 | 1,38 | | | 7,59 | | | 0,73 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,072 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,16 | 2,08 | | | 11,46 | | | 1,43 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,046 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,102 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,06 | | | 0,31 | 0,165 | 0,054 | 0,00 | 0,33 | 1 | 0,31 | 0,33 | -6% |
| 05.06. R1 T12 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,178 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,14 | | | 0,76 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,248 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,22 | | | 1,21 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,426 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,39 | | | 2,13 | | | 0,33 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,878 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,87 | | | 4,78 | | | 0,81 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,618 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,71 | | | 9,41 | | | 1,66 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,164 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,16 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,79 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,16 | 0,63 | | | 3,44 | 0,144 | 0,622 | 0,00 | 4,33 | 1 | 3,44 | 4,33 | -21% |
| 05.06. R2 T12 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,823 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,16 | 0,69 | | | 3,78 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,854 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,16 | 0,75 | | | 4,13 | | | 0,13 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,064 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,16 | 0,92 | | | 5,03 | | | 0,29 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,46 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,16 | 1,35 | | | 7,44 | | | 0,73 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,046 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,16 | 2,05 | | | 11,26 | | | 1,42 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,046 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,1 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,05 | | | 0,30 | 0,160 | 0,054 | 0,00 | 0,34 | 1 | 0,30 | 0,34 | -12% |
| 06.06. R1 T13 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,172 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,13 | | | 0,72 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | | | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | -0,05 | | | -0,25 | | | -0,10 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,414 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,37 | | | 2,06 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,871 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,86 | | | 4,74 | | | 0,81 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,565 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,65 | | | 9,09 | | | 1,60 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,095 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,10 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,259 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,10 | 0,16 | | | 0,90 | 0,156 | 0,153 | 0,00 | 0,98 | 1 | 0,90 | 0,98 | -8% |
| 06.06. R2 T13 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,314 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,10 | 0,23 | | | 1,26 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,376 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,10 | 0,31 | | | 1,68 | | | 0,14 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,55 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,10 | 0,46 | | | 2,55 | | | 0,30 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,98 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,10 | 0,92 | | | 5,08 | | | 0,76 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,672 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,10 | 1,72 | | | 9,44 | | | 1,55 | | 1 | | | |
| | Standard 0 | 0 | -0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,179 | 0,003 | -0,02 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | | | | |
| 08.06. Standards | Standard 0.5 | 0,5 | 0,091 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,19 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,05 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,364 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,36 | | | 2,02 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,715 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,98 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,723 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,72 | | | 9,61 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,949 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,95 | | | 16,47 | | | | | | | | |

**B1: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschr.** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | *%* |
| | BW | | 0,043 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,103 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,06 | | | 0,32 | 0,166 | 0,058 | 0,00 | 0,35 | 1 | 0,32 | 0,35 | -9% |
| 05.06. R1 T12 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,175 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,14 | | | 0,75 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,248 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,22 | | | 1,23 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,431 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,39 | | | 2,19 | | | 0,33 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,888 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,88 | | | 4,92 | | | 0,82 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,62 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 1,72 | | | 9,59 | | | 1,66 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,052 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,118 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,07 | | | 0,35 | 0,165 | 0,068 | 0,00 | 0,41 | 1 | 0,35 | 0,41 | -15% |
| 07.06. R1 T14 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,195 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,15 | | | 0,82 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,263 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,23 | | | 1,27 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,448 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,40 | | | 2,24 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,911 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,90 | | | 5,00 | | | 0,83 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,625 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,71 | | | 9,56 | | | 1,65 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,062 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,143 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,08 | | | 0,44 | 0,163 | 0,082 | 0,00 | 0,50 | 1 | 0,44 | 0,50 | -14% |
| 07.06. R2 T14 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,218 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,16 | | | 0,89 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,284 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,24 | | | 1,34 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,476 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,42 | | | 2,34 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,914 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,89 | | | 4,96 | | | 0,81 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,638 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 1,72 | | | 9,58 | | | 1,64 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,048 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,084 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,04 | | | 0,19 | 0,164 | 0,039 | 0,00 | 0,24 | 1 | 0,19 | 0,24 | -23% |
| 08.06. R1 T15 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,159 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,12 | | | 0,63 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,231 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,20 | | | 1,10 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,418 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,38 | | | 2,09 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,872 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,86 | | | 4,80 | | | 0,82 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,581 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,67 | | | 9,32 | | | 1,63 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,056 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,112 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,06 | | | 0,30 | 0,165 | 0,058 | 0,00 | 0,35 | 1 | 0,30 | 0,35 | -16% |
| 08.06. R2 T15 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,188 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,14 | | | 0,75 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,259 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,22 | | | 1,22 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,449 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,40 | | | 2,22 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,896 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,88 | | | 4,89 | | | 0,82 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,625 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 1,71 | | | 9,54 | | | 1,65 | | 1 | | | |
| | Standard 0 | 0 | 0 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,192 | 0,003 | -0,01 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | | | | |
| 11.06. Standards | Standard 0.5 | 0,5 | 0,099 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,50 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,193 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,19 | | | 0,99 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,401 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,40 | | | 2,07 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,764 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,76 | | | 3,96 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,855 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,86 | | | 9,64 | | | | | | | | |
| | BW | | 0,065 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,07 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,223 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,07 | 0,16 | | | 0,81 | 0,174 | 0,175 | 0,00 | 1,00 | 1 | 0,81 | 1,00 | -19% |
| 11.06. R1 T18 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,294 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,07 | 0,24 | | | 1,23 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,366 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,07 | 0,33 | | | 1,69 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,57 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,07 | 0,51 | | | 2,66 | | | 0,36 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,057 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,07 | 1,04 | | | 5,38 | | | 0,88 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,808 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,07 | 1,90 | | | 9,87 | | | 1,74 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,06 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,12 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,06 | | | 0,30 | 0,175 | 0,068 | 0,00 | 0,39 | 1 | 0,30 | 0,39 | -23% |
| 11.06. R2 T18 V1 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,208 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,15 | | | 0,79 | | | 0,09 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,28 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,24 | | | 1,23 | | | 0,18 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,475 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,42 | | | 2,19 | | | 0,36 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,946 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,93 | | | 4,81 | | | 0,87 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,728 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 1,82 | | | 9,45 | | | 1,76 | | 1 | | | |
| | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,181 | 0,002 | 0,00 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | | | | |
| 14.06. Standards | Standard 0.5 | 0,5 | 0,094 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,51 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,184 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,01 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,365 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,37 | | | 2,01 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,724 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,756 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,76 | | | 9,70 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,866 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,87 | | | 15,83 | | | | | | | | |
| | BW | | 0,08 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,08 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| 12.06. R1 T19 V1 | Probe | 0,00 | 0,378 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,08 | 0,30 | | | 1,64 | 0,164 | 0,298 | 0,00 | 1,82 | 1 | 1,64 | 1,82 | -10% |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,695 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,08 | 0,63 | | | 3,45 | | | 0,33 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,408 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,08 | 1,39 | | | 7,66 | | | 1,09 | | 1 | | | |
| 12.06. R2 | BW | | 0,096 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,10 | 0,00 | | | -0,01 | zu wenig Probe | | | | 1 | * Ann: c_AV mit -10% | | |
| | Probe | 0,00 | 0,236 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,10 | 0,14 | | | 0,76 | kein AV | | 0,00 | | 1 | 0,76 | 0,85 | -10% |
| | Standard 0 | 0 | 0,002 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,179 | 0,002 | 0,00 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,007 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | | | | |
| 14.06._2 Standards | Standard 0.5 | 0,5 | 0,093 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,51 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,183 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,02 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,357 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,36 | | | 1,99 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,716 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 4,00 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,777 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,78 | | | 9,94 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,957 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,96 | | | 16,55 | | | | | | | | |
| 12.06._2 | BW | | 0,072 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,08 | -0,01 | | | -0,05 | zu wenig Probe | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,355 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,08 | 0,28 | | | 1,53 | kein AV | | -0,02 | | 1 | 1,53 | 1,70 | -10% |
| 12.06. R2 | BW | | 0,077 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,10 | -0,02 | | | -0,12 | zu wenig Probe | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,23 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,10 | 0,13 | | | 0,74 | kein AV | | -0,01 | | 1 | 0,74 | 0,82 | -10% |

## B1: Daten des Versuchsdurchlaufs

**B1: Übersicht der Parameter**

| | | Reaktor R1 | | | | | | | Reaktor R2 | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Prozess-tag | Datum | DO | c_Fe | c_PO4 | pH-Wert (R1) | c_NH4 | c_NO2 | c_NO3 | DO | c_Fe | c_PO4 | pH-Wert (R2) | c_NH4 | c_NO2 | c_NO3 |
| | | | Reaktor R1 | PO4-P (R1) | pH-Wert (R1) | NH4-N (R1) | NO2-N (R1) | NO3-N (R1) | | Reaktor R2 | PO4-P (R2) | | NH4-N (R2 | NO2-N (R2 | NO3-N (R2) |
| | | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* |
| Vesuchsstart = T0 | | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration an PO4-P bei verdünntem FS | lt. Datei "Reaktor_Daten" | Konzentration an NH4-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS (Nox-N - NO2-N) | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration an PO4-P bei verdünntem FS | lt. Datei "Reaktor_Daten" | Konzentration an NH4-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS (Nox-N - NO2-N) |
| 0 | 24.05.18 | 5,5 | | | 8,2 | | | | 5,9 | 0,93 | 35,2 | 8,7 | 686,8 | 0 | 0,03 |
| 1 | 25.05.18 | 7 | 2,39 | 16,3 | 9 | 476,6 | 0,32 | 0,35 | 7,2 | 2,46 | 15,9 | 9 | 480 | 0,36 | 0,25 |
| 4 | 28.05.18 | 7,7 | 5,95 | 22,2 | 9 | 318,7 | 0,44 | 0,37 | 7,8 | 5,92 | 24,2 | 9 | 330,3 | 0,43 | 0,53 |
| 5 | 29.05.18 | 6,7 | 5,07 | 23,7 | 8,7 | 327,2 | 0,63 | 0,47 | 6,2 | 6,43 | 27,2 | 8,8 | 318,6 | 0,57 | 0,47 |
| 6 | 30.05.18 | 7 | 4,37 | 22,3 | 8,8 | 305,1 | 1,18 | 0,45 | 6,5 | 4,70 | 26,8 | 8,7 | 319,4 | 0,93 | 0,54 |
| 11 | 04.06.18 | 7,6 | 0,35 | 26 | 6,1 | 145,1 | 177 | 12,3 | 5,8 | 4,48 | 30,7 | 8,7 | 280,5 | 27,6 | 6,2 |
| 12 | 05.06.18 | 7,6 | 0,33 | 28,2 | 6,1 | 138,7 | 187 | 8,2 | 6,4 | 4,33 | 31,4 | 8,5 | 249,7 | 60 | 7,7 |
| 13 | 06.06.18 | 7,8 | 0,34 | 29,4 | 5,8 | 127,5 | 189,6 | 7,6 | 6,7 | 0,98 | 27,6 | 6,5 | 169,2 | 162 | 6,4 |
| 14 | 07.06.18 | 7,8 | 0,41 | 28,5 | 6,1 | 120,5 | 182 | 7,9 | 7,4 | 0,50 | 34,1 | 6,1 | 148,8 | 186 | 15,9 |
| 15 | 08.06.18 | 7,8 | 0,24 | 30 | 6,1 | 118,9 | 182 | 17,9 | 8,2 | 0,35 | 35,9 | 6,1 | 137,8 | 190 | 15,9 |
| 18 | 11.06.18 | 7,7 | 1,00 | 33 | 6,1 | 111,7 | 174 | 23,7 | 7,4 | 0,39 | 41,2 | 6,1 | 131,4 | 190 | 26,1 |
| 19 | 12.06.18 | 8,7 | 1,82 | 14,9 | 8 | 106,3 | 180 | 20,8 | 8,7 | 0,85 | 19,9 | 8,1 | 126,9 | 200 | 23,4 |

## Versuch B2

### B2: Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen

**B2: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschr.** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | % |
| | | theoretische Konzentration der Aufstockung | Extinktion, gemessen | Bei Aufstockung hinzugefügtes Volumen an Fe-Lsg | Bei pH-Einstellung hinzugefügtes Volumen an $H_2SO_4$, NaOH | Volumen lt. Angabe (inkl. Reagenzien) | Gesamtes verwendetes Volumen (inkl. Reagenzien, Aufstockung) | Korrekturfaktor Verdünnung mit Reagenzien (V_Ist/V_Anw) | Extinktion des BW | Extinktion abzüglich BW, mit F_gesV bereinigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentr. in Eprouvette lt. Standard-Kalibrierverfahren | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | E_korr - E_Probe | Konzentration in Eprouvette, lt. Aufstockungsverfahren | Korrekturfaktor Verdünnung H20 in Reagenzglas, Anteil Probe: 1/x | Konzentration im Reaktor lt. Standard-Kalibrierkurve | Konzentrationbei im Reaktor lt. Aufstockungsverfahren | Abweichung vom Aufstockverfahren |
| 14.06. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,181 | 0,002 | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,094 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,51 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,184 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,01 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,365 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,37 | | | 2,01 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,724 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,756 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,76 | | | 9,70 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,866 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,87 | | | 15,83 | | | | | 1 | | | |
| 12.06. R1 T0 | BW | | 0,042 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,122 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,08 | | | 0,43 | 0,169 | 0,075 | 0,00 | 0,44 | 1 | 0,43 | 0,44 | -2% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,194 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,16 | | | 0,87 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,264 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,24 | | | 1,33 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,442 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,41 | | | 2,24 | | | 0,33 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,924 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,92 | | | 5,08 | | | 0,84 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,669 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 1,77 | | | 9,79 | | | 1,69 | | 1 | | | |
| 12.06. R2 T0 | BW | | 0,037 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,119 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,08 | | | 0,44 | 0,173 | 0,079 | 0,00 | 0,46 | 1 | 0,44 | 0,46 | -3% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,197 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,17 | | | 0,91 | | | 0,09 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,266 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,25 | | | 1,37 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,449 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,42 | | | 2,31 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,942 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,95 | | | 5,22 | | | 0,86 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,676 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 1,79 | | | 9,86 | | | 1,70 | | 1 | | | |
| 13.06. R1 T1 | BW | | 0,087 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,09 | 0,00 | | | | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,343 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,09 | 0,26 | | | 1,41 | 0,156 | 0,256 | 0,00 | 1,64 | 1 | 1,41 | 1,64 | -14% |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,645 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,09 | 0,57 | | | 3,13 | | | 0,31 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,42 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,09 | 1,39 | | | 7,69 | | | 1,14 | | 1 | | | |
| 13.06. R2 T1 | BW | | 0,125 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,13 | 0,00 | | | | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,638 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,13 | 0,51 | | | 2,83 | 0,159 | 0,495 | 0,00 | 3,13 | 1 | 2,83 | 3,13 | -10% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,671 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,13 | 0,57 | | | 3,14 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,702 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,13 | 0,63 | | | 3,46 | | | 0,12 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,934 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,13 | 0,82 | | | 4,54 | | | 0,31 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,359 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,13 | 1,29 | | | 7,12 | | | 0,78 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,022 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,13 | 2,07 | | | 11,41 | | | 1,55 | | 1 | | | |
| 14.06. R1 T2 | BW | | 0,168 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,17 | 0,00 | | | | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,891 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,17 | 0,72 | | | 3,99 | 0,160 | 0,715 | 0,00 | 4,46 | 1 | 3,99 | 4,46 | -11% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,922 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,17 | 0,79 | | | 4,34 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,964 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,17 | 0,87 | | | 4,78 | | | 0,14 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,191 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,17 | 1,04 | | | 5,75 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,618 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,17 | 1,51 | | | 8,36 | | | 0,79 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,288 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,17 | 2,31 | | | 12,76 | | | 1,59 | | 1 | | | |
| 14.06. R2 T2 | BW | | 0,152 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,15 | 0,00 | | | | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,819 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,15 | 0,67 | | | 3,68 | 0,165 | 0,655 | 0,00 | 3,96 | 1 | 3,68 | 3,96 | -7% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,854 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,15 | 0,73 | | | 4,04 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,893 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,15 | 0,81 | | | 4,45 | | | 0,14 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 1,124 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,15 | 0,99 | | | 5,46 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,572 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,15 | 1,48 | | | 8,19 | | | 0,82 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,217 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,15 | 2,25 | | | 12,42 | | | 1,58 | | 1 | | | |
| 19.06. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,165 | 0,001 | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,006 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,085 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,51 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,169 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,17 | | | 1,02 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,333 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,33 | | | 2,01 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,661 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,66 | | | 3,99 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,648 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,65 | | | 9,96 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,878 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,88 | | | 17,40 | | | | | 1 | | | |

**B2: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschr.** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | % |
| | BW | | 0,097 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,10 | 0,00 | | | | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,441 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,10 | 0,34 | | | 2,07 | 0,168 | 0,333 | 0,00 | 1,98 | 1 | 2,07 | 1,98 | 5% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,496 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,10 | 0,42 | | | 2,51 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| 15.06. R1 T3 | +1mg/l | 1,00 | 0,546 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,10 | 0,49 | | | 2,95 | | | 0,15 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,75 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,10 | 0,66 | | | 4,01 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,224 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,10 | 1,18 | | | 7,12 | | | 0,83 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,931 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,10 | 2,00 | | | 12,08 | | | 1,65 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,112 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,11 | 0,00 | | | | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,58 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,11 | 0,47 | | | 2,82 | 0,168 | 0,452 | 0,00 | 2,69 | 1 | 2,82 | 2,69 | 5% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,622 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,11 | 0,53 | | | 3,22 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| 15.06. R2 T3 | +1mg/l | 1,00 | 0,67 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,11 | 0,61 | | | 3,67 | | | 0,14 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,88 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,11 | 0,78 | | | 4,72 | | | 0,31 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,354 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,11 | 1,30 | | | 7,84 | | | 0,83 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,034 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,11 | 2,09 | | | 12,66 | | | 1,63 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,057 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,263 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,21 | | | 1,24 | 0,165 | 0,204 | 0,00 | 1,24 | 2 | 2,48 | 2,47 | 0% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,333 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,29 | | | 1,74 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| 18.06. R1 T6 | +1mg/l | 1,00 | 0,394 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,37 | | | 2,21 | | | 0,16 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,58 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,53 | | | 3,21 | | | 0,33 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,044 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 1,03 | | | 6,23 | | | 0,83 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,735 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 1,83 | | | 11,05 | | | 1,62 | | 2 | | | |
| | BW | | 0,045 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,172 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,13 | | | 0,76 | 0,164 | 0,123 | 0,00 | 0,75 | 2 | 1,52 | 1,51 | 1% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,242 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,21 | | | 1,24 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| 18.06. R2 T6 | +1mg/l | 1,00 | 0,308 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,29 | | | 1,73 | | | 0,16 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,481 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,44 | | | 2,68 | | | 0,32 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,949 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,94 | | | 5,71 | | | 0,82 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,67 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,77 | | | 10,70 | | | 1,64 | | 2 | | | |
| | BW | | 0,128 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,13 | 0,00 | | | | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,599 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,13 | 0,47 | | | 2,84 | 0,166 | 0,461 | 0,00 | 2,78 | 2 | 5,68 | 5,56 | 2% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,64 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,13 | 0,53 | | | 3,23 | | | 0,06 | | 2 | | | |
| 19.06. R1 T7 | +1mg/l | 1,00 | 0,702 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,13 | 0,63 | | | 3,78 | | | 0,15 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,903 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,13 | 0,79 | | | 4,76 | | | 0,32 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,364 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,13 | 1,29 | | | 7,80 | | | 0,82 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 2,041 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,13 | 2,08 | | | 12,60 | | | 1,61 | | 2 | | | |
| | BW | | 0,059 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,298 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,24 | | | 1,44 | 0,166 | 0,236 | 0,00 | 1,42 | 2 | 2,88 | 2,84 | 1% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,368 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,32 | | | 1,95 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| 19.06. R2 T7 | +1mg/l | 1,00 | 0,427 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,40 | | | 2,42 | | | 0,16 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,607 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,56 | | | 3,37 | | | 0,32 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,083 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 1,07 | | | 6,46 | | | 0,83 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,831 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 1,93 | | | 11,67 | | | 1,69 | | 2 | | | |
| | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,182 | 0,002 | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,01 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,095 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,51 | | | | | 1 | | | |
| 22.06. Standards | Standard 1 | 1 | 0,187 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,01 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,366 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,37 | | | 2,00 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,731 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,73 | | | 4,00 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,737 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,74 | | | 9,52 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 20 | 20 | 3,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 3,01 | | | 16,49 | | | | | 1 | | | |
| | BW | | 0,012 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,023 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,01 | | | 0,05 | 0,184 | 0,004 | 0,00 | 0,02 | 5 | 0,24 | 0,11 | 125% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,106 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,01 | 0,10 | | | 0,53 | | | 0,09 | | 5 | | | |
| 20.06. R1 T8 | +1mg/l | 1,00 | 0,183 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,01 | 0,19 | | | 1,01 | | | 0,18 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,364 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,01 | 0,36 | | | 1,95 | | | 0,35 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,901 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,01 | 0,93 | | | 5,08 | | | 0,92 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,67 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,01 | 1,81 | | | 9,89 | | | 1,80 | | 5 | | | |
| | BW | | 0,025 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,144 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,12 | | | 0,64 | 0,177 | 0,115 | 0,00 | 0,65 | 5 | 3,20 | 3,25 | -1% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,219 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,20 | | | 1,10 | | | 0,08 | | 5 | | | |
| 20.06. R2 T8 | +1mg/l | 1,00 | 0,29 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,29 | | | 1,57 | | | 0,17 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,484 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,47 | | | 2,55 | | | 0,35 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,983 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 1,00 | | | 5,48 | | | 0,88 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,761 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 1,89 | | | 10,36 | | | 1,77 | | 5 | | | |
| | BW | | 0,021 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,039 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,02 | | | 0,09 | 0,176 | 0,018 | 0,00 | 0,10 | 5 | 0,43 | 0,50 | -14% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,121 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,10 | | | 0,56 | | | 0,09 | | 5 | | | |
| 21.06. R1 T9 | +1mg/l | 1,00 | 0,196 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,19 | | | 1,03 | | | 0,17 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,389 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,37 | | | 2,04 | | | 0,36 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,879 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,90 | | | 4,90 | | | 0,88 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,694 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,82 | | | 9,98 | | | 1,80 | | 5 | | | |

**B2: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschr.** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | ***mg/l*** | - | ***ml*** | ***ml*** | ***ml*** | ***ml*** | - | - | - | - | - | ***mg/l*** | - | - | | ***mg/l*** | - | ***mg/l*** | ***mg/l*** | **%** |
| 21.06. R2 T9 | BW | | 0,025 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,116 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,09 | | | 0,49 | 0,177 | 0,089 | 0,00 | 0,50 | 5 | 2,43 | 2,51 | -3% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,194 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,18 | | | 0,96 | | | 0,09 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,267 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,26 | | | 1,43 | | | 0,17 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,46 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,44 | | | 2,42 | | | 0,35 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,957 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,97 | | | 5,33 | | | 0,88 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,729 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 1,86 | | | 10,17 | | | 1,77 | | 5 | | | |
| 21.06._2 R2 T9.5 | BW | | 0,016 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,042 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,03 | | | 0,13 | 0,180 | 0,020 | 0,00 | 0,11 | 5 | 0,65 | 0,56 | 17% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,125 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,11 | | | 0,61 | | | 0,09 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,191 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,19 | | | 1,03 | | | 0,16 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,387 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,38 | | | 2,06 | | | 0,35 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,9 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,92 | | | 5,05 | | | 0,90 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,699 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,83 | | | 10,04 | | | 1,81 | | 5 | | | |
| 22.06. R1 T10 | BW | | 0,017 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,047 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,03 | | | 0,15 | 0,177 | 0,028 | 0,00 | 0,16 | 5 | 0,76 | 0,78 | -3% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,128 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,12 | | | 0,62 | | | 0,09 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,203 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,20 | | | 1,10 | | | 0,17 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,391 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,38 | | | 2,08 | | | 0,35 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,891 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,91 | | | 5,00 | | | 0,88 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,692 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,82 | | | 10,00 | | | 1,79 | | 5 | | | |
| 22.06. R2 T10 | BW | | 0,018 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,047 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,03 | | | 0,15 | 0,180 | 0,025 | 0,00 | 0,14 | 5 | 0,73 | 0,68 | 7% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,126 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,11 | | | 0,61 | | | 0,08 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,205 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,20 | | | 1,10 | | | 0,17 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,392 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,38 | | | 2,08 | | | 0,35 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,904 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,93 | | | 5,06 | | | 0,90 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,696 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,83 | | | 10,01 | | | 1,80 | | 5 | | | |
| 04.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,170 | 0,000 | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,006 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,084 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,08 | | | 0,49 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,174 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,17 | | | 1,02 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,34 | | | 2,01 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,679 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,68 | | | 3,99 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,677 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,68 | | | 9,85 | | | | | 1 | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,945 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,95 | | | 17,30 | | | | | 1 | | | |
| 27.06. R1 T15 | BW | | 0,038 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,163 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,13 | | | 0,73 | 0,171 | 0,109 | 0,10 | 0,64 | 2 | 1,47 | 1,28 | 14% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,226 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,20 | | | 1,15 | | | 0,17 | | 2 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,287 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,27 | | | 1,59 | | | 0,24 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,463 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,43 | | | 2,54 | | | 0,40 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,967 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,97 | | | 5,70 | | | 0,94 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,62 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 1,72 | | | 10,12 | | | 1,69 | | 2 | | | |
| 27.06. R2 T15 | BW | | 0,034 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,158 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,12 | | | 0,73 | 0,164 | 0,117 | 0,10 | 0,71 | 2 | 1,45 | 1,42 | 2% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,227 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,20 | | | 1,18 | | | 0,17 | | 2 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,284 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,27 | | | 1,60 | | | 0,24 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,466 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,44 | | | 2,58 | | | 0,41 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,935 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,94 | | | 5,53 | | | 0,91 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,649 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 1,76 | | | 10,33 | | | 1,73 | | 2 | | | |

## B2: Daten des Versuchsdurchlaufs

B2: Übersicht der Parameter

| | | Reaktor R1 | | | | | | | Reaktor R2 | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Prozess-tag | Datum | DO | pH-Wert (R1) | c_Fe | c_PO4 | c_NH4 | c_NO2 | c_NO3 | DO | pH-Wert (R1) | c_Fe | c_PO4 | c_NH4 | c_NO2 | c_NO3 |
| | | | Reaktor R1 | Reaktor R1 | PO4-P (R1) | NH4-N (R1) | NO2-N (R1) | NO3-N (R1) | | Reaktor R2 | Reaktor R2 | PO4-P (R1) | NH4-N (R2) | NO2-N (R2) | NO3-N (R2) |
| | | *mg/l* | | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* |
| Vesuchsstart = T0 | | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration an PO4-P bei verdünntem FS | lt. Datei "Reaktor_Daten" | Konzentration an NH4-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS (Nox-N - NO2-N) | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration an PO4-P bei verdünntem FS | lt. Datei "Reaktor_Daten" | Konzentration an NH4-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS (Nox-N - NO2-N) |
| 0 | 12.06.18 | 1 | 7,9 | 0,44 | 42,7 | 654,4 | 0,04 | 0,15 | 2,2 | 8 | 0,46 | 43,1 | 691,2 | 0 | 0,12 |
| 1 | 13.06.18 | 4,8 | 9 | 1,41 | 12,1 | 596,6 | 0,34 | 0,45 | 5,1 | 9,1 | 3,13 | 15,7 | 578,6 | 0,56 | 0,8 |
| 2 | 14.06.18 | 1,6 | 8,7 | 4,46 | 15,2 | 555,8 | 0,08 | 0,31 | 1,6 | 8,8 | 3,96 | 17 | 567,6 | 0,02 | 0,29 |
| 3 | 15.06.18 | 5,4 | 8,8 | 1,98 | 13,86 | 530 | 0,97 | 0,8 | 1,9 | 8,8 | 2,69 | 16,2 | 534,8 | 0,1 | 0,53 |
| 6 | 18.06.18 | 2,7 | 8,5 | 2,47 | 18,1 | 484,4 | 35,3 | 3,37 | 3,1 | 8,6 | 1,51 | 21,3 | 568,2 | 1,31 | 0,67 |
| 7 | 19.06.18 | 1,6 | 7,6 | 5,56 | 15,2 | 415 | 161 | 9,7 | 4,6 | 8,6 | 2,84 | 22,3 | 546 | 5 | 0,4 |
| 8 | 20.06.18 | 6 | 6,0 | 0,11 | 15,9 | 297,4 | 296 | 13,3 | 0,3 | 8,6 | 3,25 | 24,2 | 548,4 | 8,8 | 0,56 |
| 8,5 | | | | | | | | | | 7,5 | | | | | |
| 9 | 21.06.18 | 6,2 | 6,0 | 0,50 | 17,3 | 288,4 | 294 | 20,2 | 6 | 8,5 | 2,51 | 23,8 | 557,2 | 6,3 | 0,53 |
| 9,5 | | | | | | | | | 6 | 6,40 | 0,56 | | 572,6 | 0,01 | 0,03 |
| 10 | 22.06.18 | 6,4 | 5,90 | 0,78 | 17,3 | 281,5 | 296 | 19,5 | 6,9 | 7,60 | 0,68 | 19,6 | 575,6 | 6,1 | 1,2 |
| 10,5 | | | | | | | | | | 6,0 | | | | | |
| 15 | 27.06.18 | 6,7 | 6,10 | 1,28 | 18,2 | 285,6 | 296 | 13,4 | 6,9 | 7,10 | 1,42 | 25,2 | 653,8 | 9,7 | 0,76 |

## Versuch B3

### B3: Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen

**B3: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | % |
| | | theoretische Konzentration der Aufstockung | Extinktion, gemessen | Bei Aufstockung hinzugefügtes Volumen an Fe-Lsg | Bei pH-Einstellung hinzugefügtes Volumen an H2SO4, NaOH | Volumen lt. Angabe (inkl. Reagenzien) | Gesamtes verwendetes Volumen (inkl. Reagenzien, Aufstockung) | Korrekturfaktor Verdünnung mit Reagenzien (V_Ist/V_Anw) | Extinktion des BW | Extinktion abzüglich BW, mit F_gesV bereinigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentr. in Eprouvette lt. Standard-Kalibrierverfahren | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | E_korr - E_Probe | Konzentration in Eprouvette, lt. Aufstockungsverfahren | Korrekturfaktor Verdünnung H20 in Reagenzglas, Anteil Probe: 1/x ...1=unverdünnt | Konzentration im Reaktor lt. Standard-Kalibrierkurve | Konzentrationbei im Reaktor lt. Aufstockungsverfahren | Abweichung vom Aufstockverfahren |
| 04.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,170 | 0,000 | 0,00 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,006 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,084 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,08 | | | 0,49 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,174 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,17 | | | 1,02 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,34 | | | 2,01 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,679 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,68 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,677 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,68 | | | 9,85 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,945 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,95 | | | 17,30 | | | | | | | | |
| 29.06. R1 T0 | BW | | 0,029 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,11 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,08 | | | 0,47 | 0,163 | 0,073 | 0,00 | 0,44 | 1 | 0,47 | 0,44 | 7% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,178 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,16 | | | 0,91 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,234 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,22 | | | 1,31 | | | 0,14 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,422 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,40 | | | 2,35 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,882 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,89 | | | 5,23 | | | 0,81 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,603 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 1,71 | | | 10,07 | | | 1,63 | | 1 | | | |
| 02.07. R1 T3 | BW | | 0,024 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,179 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,16 | | | 0,91 | 0,166 | 0,145 | 0,00 | 0,88 | 5 | 4,55 | 4,38 | 4% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,241 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,23 | | | 1,33 | | | 0,07 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,306 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,31 | | | 1,80 | | | 0,15 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,482 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,47 | | | 2,74 | | | 0,31 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,96 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,98 | | | 5,74 | | | 0,82 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,639 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,76 | | | 10,33 | | | 1,60 | | 5 | | | |
| 02.07. R2 T0 | BW | | 0,046 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,143 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,10 | | | 0,57 | 0,162 | 0,082 | 0,00 | 0,51 | 1 | 0,57 | 0,51 | 13% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,201 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,16 | | | 0,95 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,267 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,24 | | | 1,41 | | | 0,14 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,422 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,38 | | | 2,25 | | | 0,29 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,906 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,90 | | | 5,28 | | | 0,80 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,606 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,70 | | | 9,98 | | | 1,60 | | 1 | | | |
| 03.07. R1 T4 | BW | | 0,027 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,141 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,11 | | | 0,67 | 0,167 | 0,110 | 0,00 | 0,66 | 5 | 3,34 | 3,28 | 2% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,21 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,19 | | | 1,12 | | | 0,08 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,271 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,27 | | | 1,56 | | | 0,15 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,473 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,45 | | | 2,67 | | | 0,34 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,93 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,94 | | | 5,54 | | | 0,83 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,632 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 1,75 | | | 10,27 | | | 1,63 | | 5 | | | |
| 03.07. R2 T1 | BW | | 0,026 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,15 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,12 | | | 0,73 | 0,162 | 0,118 | 0,00 | 0,73 | 5 | 3,64 | 3,63 | 0% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,216 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,20 | | | 1,16 | | | 0,07 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,272 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,27 | | | 1,57 | | | 0,14 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,468 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,45 | | | 2,64 | | | 0,33 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,916 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,93 | | | 5,46 | | | 0,81 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,637 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 1,75 | | | 10,31 | | | 1,63 | | 5 | | | |
| 04.07. R1 T5 | BW | | 0,052 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,153 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,10 | | | 0,59 | 0,162 | 0,093 | 0,00 | 0,58 | 2 | 1,18 | 1,15 | 3% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,216 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,17 | | | 1,01 | | | 0,07 | | 2 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,274 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,24 | | | 1,42 | | | 0,14 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,467 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,42 | | | 2,48 | | | 0,32 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,914 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,90 | | | 5,29 | | | 0,80 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,61 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,70 | | | 9,97 | | | 1,60 | | 2 | | | |
| 04.07. R2 T2 | BW | | 0,024 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,161 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,14 | | | 0,80 | 0,166 | 0,134 | 0,00 | 0,81 | 5 | 4,02 | 4,05 | -1% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,232 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,22 | | | 1,28 | | | 0,08 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,296 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,30 | | | 1,74 | | | 0,16 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,481 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,47 | | | 2,73 | | | 0,33 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,946 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,96 | | | 5,66 | | | 0,83 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,637 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,76 | | | 10,32 | | | 1,62 | | 5 | | | |
| 09.07. Standards | Standard 0 | 0 | -0,002 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,178 | -0,001 | -0,01 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,004 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | | | 0,03 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,092 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,52 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,179 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,01 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,36 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,36 | | | 2,02 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,71 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,71 | | | 3,98 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,725 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,73 | | | 9,68 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,946 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,95 | | | 16,53 | | | | | | | | |
| 05.07. R1 T6 | BW | | 0,023 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,041 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,02 | | | 0,10 | 0,171 | 0,019 | 0,00 | 0,11 | 2 | 0,21 | 0,22 | -6% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,119 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,10 | | | 0,57 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,2 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,19 | | | 1,08 | | | 0,17 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,38 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,36 | | | 2,04 | | | 0,35 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,857 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,87 | | | 4,89 | | | 0,85 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,576 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,69 | | | 9,49 | | | 1,67 | | 2 | | | |
| 05.07. R2 T3 | BW | | 0,016 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 5 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,089 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,07 | | | 0,41 | 0,172 | 0,072 | 0,00 | 0,42 | 5 | 2,06 | 2,09 | -1% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,167 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,16 | | | 0,89 | | | 0,08 | | 5 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,236 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,24 | | | 1,35 | | | 0,17 | | 5 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,428 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,42 | | | 2,35 | | | 0,35 | | 5 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,907 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,93 | | | 5,22 | | | 0,86 | | 5 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,653 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,78 | | | 10,00 | | | 1,71 | | 5 | | | |

## B3: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen

| | | Einzugebende DATEN | | | | | Korrektur Verdünnung | | | | Standard-Kalibration | | | Aufstockungsverfahren | | | | Ergebnisse der Proben | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Probe | Beschreibung | c_Aufst | E_roh | V_Aufst | V_pH | V_Anw | V_Ist | F_gesV | E_BW | E_korr | k_Kali | d_Kali | c_Kali_Epi | k_AV | d_AV | E_Aufst | c_AV | F_H2O | c_Kali | c_AV | Delta |
| | | mg/l | - | ml | ml | ml | ml | - | - | - | - | - | mg/l | - | - | | mg/l | - | mg/l | mg/l | % |
| | BW | | 0,022 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,046 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,02 | | | 0,14 | 0,172 | 0,212 | 0,00 | 1,23 | 2 | 0,27 | 2,46 | -89% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,124 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,11 | | | 0,60 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| 06.07. R1 T7 | +1mg/l | 1,00 | 0,199 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,19 | | | 1,08 | | | 0,17 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,379 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,36 | | | 2,04 | | | 0,34 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,868 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,88 | | | 4,96 | | | 0,86 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,581 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,70 | | | 9,53 | | | 1,67 | | 2 | | | |
| | BW | | 0,024 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,056 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,03 | | | 0,18 | 0,169 | 0,036 | 0,00 | 0,21 | 2 | 0,36 | 0,42 | -13% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,138 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,12 | | | 0,67 | | | 0,09 | | 2 | | | |
| 06.07. R2 T4 | +1mg/l | | | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | -0,03 | | | -0,14 | | | -0,06 | | 2 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,399 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,38 | | | 2,14 | | | 0,35 | | 2 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,865 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,88 | | | 4,93 | | | 0,85 | | 2 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,56 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 1,67 | | | 9,39 | | | 1,64 | | 2 | | | |
| | *BW* | | *0,051* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,05* | *0,00* | | | 0,00 | | | | | *1* | | | |
| | *Probe* | *0,00* | *0,085* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,05* | *0,03* | | | 0,19 | *0,164* | *0,029* | 0,00 | *0,17* | *1* | *0,19* | *0,17* | 11% |
| | *+0.5mg/l* | *0,50* | *0,153* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,05* | *0,11* | | | 0,60 | | | 0,07 | | *1* | | | |
| *06.07. R1 - Verdünn. 1/1 T7* | *+1mg/l* | *1,00* | *0,212* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,05* | *0,18* | | | 0,99 | | | 0,14 | | *1* | | | |
| | *+2mg/l* | *2,00* | *0,406* | *0,1* | | *5,6* | *5,7* | *1,02* | *0,05* | *0,36* | | | 2,03 | | | 0,33 | | *1* | | | |
| | *+ 5mg/l* | *5,00* | *0,743* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,05* | *0,72* | | | 4,06 | | | 0,69 | | *1* | | | |
| | *+10mg/l* | *10,00* | *1,602* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,05* | *1,69* | | | 9,48 | | | 1,66 | | *1* | | | |
| | *BW* | | *0,047* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,05* | *0,00* | | | 0,00 | | | | | *1* | | | |
| | *Probe* | *0,00* | *0,08* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,05* | *0,03* | | | 0,19 | *0,161* | *0,024* | 0,00 | *0,15* | *1* | *0,19* | *0,15* | 29% |
| | *+0.5mg/l* | *0,50* | *0,146* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,05* | *0,10* | | | 0,58 | | | 0,07 | | *1* | | | |
| *06.07._2 R1 T7* | *+1mg/l* | *1,00* | *0,2* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,05* | *0,17* | | | 0,94 | | | 0,13 | | *1* | | | |
| | *+2mg/l* | *2,00* | *0,396* | *0,1* | | *5,6* | *5,7* | *1,02* | *0,05* | *0,36* | | | 2,00 | | | 0,32 | | *1* | | | |
| | *+ 5mg/l* | *5,00* | *0,69* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,05* | *0,67* | | | 3,77 | | | 0,64 | | *1* | | | |
| | *+10mg/l* | *10,00* | *1,581* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,05* | *1,67* | | | 9,37 | | | 1,64 | | *1* | | | |
| | *BW* | | *0,038* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,04* | *0,00* | | | 0,00 | | | | | *1* | | | |
| | *Probe* | *0,00* | *0,081* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,04* | *0,04* | | | 0,24 | *0,172* | *0,036* | 0,00 | *0,21* | *1* | *0,24* | *0,21* | 17% |
| | *+0.5mg/l* | *0,50* | *0,152* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,04* | *0,12* | | | 0,67 | | | 0,08 | | *1* | | | |
| *06.07._3 R1 T7* | *+1mg/l* | *1,00* | *0,218* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,04* | *0,20* | | | 1,10 | | | 0,15 | | *1* | | | |
| | *+2mg/l* | *2,00* | *0,416* | *0,1* | | *5,6* | *5,7* | *1,02* | *0,04* | *0,38* | | | 2,16 | | | 0,34 | | *1* | | | |
| | *+ 5mg/l* | *5,00* | *0,727* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,04* | *0,72* | | | 4,04 | | | 0,68 | | *1* | | | |
| | *+10mg/l* | *10,00* | *1,617* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,04* | *1,72* | | | 9,65 | | | 1,68 | | *1* | | | |
| | *BW* | | *0,063* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,06* | *0,00* | | | 0,00 | | | | | *1* | | | |
| | *Probe* | *0,00* | *0,105* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,06* | *0,04* | | | 0,24 | *0,169* | *0,036* | 0,00 | *0,21* | *1* | *0,24* | *0,21* | 12% |
| | *+0.5mg/l* | *0,50* | *0,177* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,06* | *0,12* | | | 0,67 | | | 0,08 | | *1* | | | |
| *09.07._1 R1 T7* | *+1mg/l* | *1,00* | *0,24* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,06* | *0,19* | | | 1,08 | | | 0,15 | | *1* | | | |
| | *+2mg/l* | *2,00* | *0,44* | *0,1* | | *5,6* | *5,7* | *1,02* | *0,06* | *0,38* | | | 2,15 | | | 0,34 | | *1* | | | |
| | *+ 5mg/l* | *5,00* | *0,907* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,06* | *0,88* | | | 4,95 | | | 0,84 | | *1* | | | |
| | *+10mg/l* | *10,00* | *1,633* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,06* | *1,71* | | | 9,59 | | | 1,67 | | *1* | | | |
| | BW | | 0,023 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | *0,02* | 0,00 | | | 0,00 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,048 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | *0,02* | 0,03 | | | 0,14 | 0,172 | 0,025 | 0,00 | 0,15 | 1 | 0,14 | 0,15 | -3% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,129 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | *0,02* | 0,11 | | | 0,62 | | | 0,09 | | 1 | | | |
| 09.07._1 R2 T7 | +1mg/l | 1,00 | 0,201 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | *0,02* | 0,19 | | | 1,09 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,387 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | *0,02* | 0,37 | | | 2,08 | | | 0,35 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,87 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | *0,02* | 0,88 | | | 4,97 | | | 0,86 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,572 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | *0,02* | 1,69 | | | 9,47 | | | 1,66 | | 1 | | | |
| | *BW* | | *0,047* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,05* | *0,00* | | | 0,00 | | | | | *1* | | | |
| | *Probe* | *0,00* | *0,227* | | | *5,6* | *5,6* | *1,00* | *0,05* | *0,18* | | | 1,01 | *0,116* | *0,189* | 0,00 | *1,62* | *1* | *1,01* | *1,62* | -38% |
| | *+0.5mg/l* | *0,50* | *0,288* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,05* | *0,25* | | | 1,41 | | | 0,07 | | *1* | | | |
| *09.07._2 R1 T7* | *+1mg/l* | *1,00* | *0,326* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,05* | *0,30* | | | 1,71 | | | 0,12 | | *1* | | | |
| | *+2mg/l* | *2,00* | *0,472* | *0,1* | | *5,6* | *5,7* | *1,02* | *0,05* | *0,43* | | | 2,43 | | | 0,25 | | *1* | | | |
| | *+ 5mg/l* | *5,00* | *0,781* | *0,25* | | *5,6* | *5,9* | *1,04* | *0,05* | *0,77* | | | 4,30 | | | 0,59 | | *1* | | | |
| | *+10mg/l* | *10,00* | *1,414* | *0,5* | | *5,6* | *6,1* | *1,09* | *0,05* | *1,49* | | | 8,35 | | | 1,31 | | *1* | | | |
| | Standard 0 | 0 | 0 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,179 | 0,001 | -0,01 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,01 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,05 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,09 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | | |
| 12.07. Standards | Standard 1 | 1 | 0,183 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,01 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,362 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,36 | | | 2,01 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,717 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,738 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,74 | | | 9,69 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,822 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,82 | | | 15,73 | | | | | | | | |
| | BW | | 0,04 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,228 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,19 | | | 1,04 | 0,093 | 0,192 | 0,00 | 2,05 | 1 | 1,04 | 2,05 | -49% |
| 09.07._2 WH R1 T7 | +1mg/l | 1,00 | 0,308 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,29 | | | 1,62 | | | 0,10 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,408 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,37 | | | 2,08 | | | 0,19 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,04 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,123 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,08 | | | 0,46 | 0,168 | 0,084 | 0,00 | 0,50 | 1 | 0,46 | 0,50 | -8% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,201 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,17 | | | 0,93 | | | 0,09 | | 1 | | | |
| 10.07._1 R1 T11 | +1mg/l | 1,00 | 0,271 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,25 | | | 1,40 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,453 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,42 | | | 2,34 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,925 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,92 | | | 5,15 | | | 0,84 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,659 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 1,76 | | | 9,83 | | | 1,68 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,051 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,103 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,05 | | | 0,28 | 0,163 | 0,050 | 0,00 | 0,31 | 1 | 0,28 | 0,31 | -8% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,176 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,13 | | | 0,72 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| 10.07._1 R2 T8 | +1mg/l | 1,00 | 0,245 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,21 | | | 1,17 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,424 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,38 | | | 2,11 | | | 0,33 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,881 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,87 | | | 4,83 | | | 0,82 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,584 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,67 | | | 9,31 | | | 1,62 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,064 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,229 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,17 | | | 0,91 | 0,045 | 0,164 | 0,00 | 3,62 | 1 | 0,91 | 3,62 | -75% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,232 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,18 | | | 0,97 | | | 0,01 | | 1 | | | |
| 10.07._2 R1 T11 | +1mg/l | 1,00 | 0,268 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,22 | | | 1,23 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,313 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,25 | | | 1,41 | | | 0,09 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,437 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,39 | | | 2,17 | | | 0,22 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 0,715 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,71 | | | 3,95 | | | 0,54 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,059 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,204 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,15 | | | 0,80 | 0,150 | 0,138 | 0,00 | 0,92 | 1 | 0,80 | 0,92 | -13% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,262 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,21 | | | 1,17 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| 10.07._2 R2 T8 | +1mg/l | 1,00 | 0,313 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,28 | | | 1,54 | | | 0,13 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,492 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,44 | | | 2,45 | | | 0,30 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,908 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,89 | | | 4,94 | | | 0,74 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,635 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 1,72 | | | 9,57 | | | 1,57 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,044 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,261 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,22 | | | 1,20 | 0,060 | 0,217 | 0,00 | 3,63 | 1 | 1,20 | 3,63 | -67% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,281 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,25 | | | 1,37 | | | 0,03 | | 1 | | | |
| 11.07._1 R1 T12 | +1mg/l | 1,00 | 0,299 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,28 | | | 1,54 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,375 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,34 | | | 1,87 | | | 0,12 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,91 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,90 | | | 5,04 | | | 0,69 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 0,895 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,93 | | | 5,16 | | | 0,71 | | 1 | | | |

## B3: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | % |
| | BW | | 0,057 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,137 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,08 | | | 0,44 | 0,159 | 0,078 | 0,00 | 0,49 | 1 | 0,44 | 0,49 | -11% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,209 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,16 | | | 0,88 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| 11.07._1 R2 T9 | +1mg/l | 1,00 | 0,271 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,23 | | | 1,29 | | | 0,15 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,448 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,40 | | | 2,21 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,893 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,87 | | | 4,86 | | | 0,79 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,597 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 1,68 | | | 9,35 | | | 1,60 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,004 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 10 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,213 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,21 | | | 1,16 | 0,147 | 0,178 | 0,00 | 1,21 | 10 | 11,58 | 12,09 | -4% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,245 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,00 | 0,25 | | | 1,40 | | | 0,04 | | 10 | | | |
| 11.07._2 R1 T12 | +1mg/l | 1,00 | 0,287 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,00 | 0,31 | | | 1,71 | | | 0,10 | | 10 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,441 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,00 | 0,44 | | | 2,47 | | | 0,24 | | 10 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,894 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,00 | 0,93 | | | 5,18 | | | 0,72 | | 10 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,743 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,00 | 1,89 | | | 10,56 | | | 1,69 | | 10 | | | |
| | BW | | 0,053 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,164 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,11 | | | 0,61 | 0,173 | 0,099 | 0,00 | 0,57 | 1 | 0,61 | 0,57 | 7% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,231 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,19 | | | 1,03 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| 11.07._2 R2 T9 | +1mg/l | 1,00 | 0,299 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,27 | | | 1,49 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,479 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,43 | | | 2,41 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,984 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,97 | | | 5,42 | | | 0,86 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,656 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 1,75 | | | 9,73 | | | 1,64 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,002 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 20 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,233 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,23 | | | 1,28 | 0,172 | 0,235 | 0,00 | 1,37 | 20 | 25,61 | 27,41 | -7% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,31 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,00 | 0,32 | | | 1,79 | | | 0,09 | | 20 | | | |
| 12.07. R1 T13 | +1mg/l | 1,00 | 0,372 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,00 | 0,40 | | | 2,24 | | | 0,17 | | 20 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,566 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,00 | 0,57 | | | 3,19 | | | 0,34 | | 20 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 1,046 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,00 | 1,09 | | | 6,07 | | | 0,86 | | 20 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,89 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,00 | 2,06 | | | 11,46 | | | 1,83 | | 20 | | | |
| | BW | | 0,033 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,176 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,14 | | | 0,79 | 0,094 | 0,148 | 0,00 | 1,57 | 1 | 0,79 | 1,57 | -50% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,231 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,21 | | | 1,15 | | | 0,06 | | 1 | | | |
| 12.07. R2 T11 | +1mg/l | 1,00 | 0,259 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,25 | | | 1,37 | | | 0,10 | | 1 | | | |
| | +2mg/l | 2,00 | 0,351 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,32 | | | 1,80 | | | 0,18 | | 1 | | | |
| | + 5mg/l | 5,00 | 0,63 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,62 | | | 3,47 | | | 0,48 | | 1 | | | |
| | +10mg/l | 10,00 | 1,33 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 1,41 | | | 7,87 | | | 1,27 | | 1 | | | |
| | Standard 0 | 0 | 0 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,179 | 0,002 | -0,01 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,089 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | | |
| 17.07. Standards | Standard 1 | 1 | 0,189 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,05 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,358 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,36 | | | 1,99 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,716 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,732 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,73 | | | 9,67 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,935 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,94 | | | 16,40 | | | | | | | | |
| | BW | | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 50 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,184 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,18 | | | 1,01 | 0,179 | 0,183 | 0,00 | 1,03 | 50 | 50,73 | 51,29 | 7% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,263 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,00 | 0,27 | | | 1,52 | | | 0,09 | | 50 | | | |
| 13.07. R1 T14 | +1mg/l | 1,00 | 0,336 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,00 | 0,36 | | | 2,03 | | | 0,18 | | 50 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,393 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,00 | 0,44 | | | 2,48 | | | 0,26 | | 50 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,536 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,00 | 0,54 | | | 3,04 | | | 0,36 | | 50 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,852 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,00 | 0,88 | | | 4,92 | | | 0,70 | | 50 | | | |
| | BW | | 0,029 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,232 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,20 | | | 1,13 | 0,113 | 0,211 | 0,00 | 1,86 | 1 | **1,13** | 1,86 | -39% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,292 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,27 | | | 1,53 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| 13.07. R2 T11 | +1mg/l | 1,00 | 0,331 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,33 | | | 1,83 | | | 0,13 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,362 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,03 | 0,38 | | | 2,10 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,456 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,43 | | | 2,42 | | | 0,23 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,648 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,03 | 0,64 | | | 3,58 | | | 0,44 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 50 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,222 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,22 | | | 1,23 | 0,180 | 0,222 | 0,00 | 1,23 | 50 | 61,35 | 61,50 | 0% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,302 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,00 | 0,31 | | | 1,75 | | | 0,09 | | 50 | | | |
| 16.07. R1 T17 | +1mg/l | 1,00 | 0,369 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,00 | 0,40 | | | 2,23 | | | 0,18 | | 50 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,435 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,00 | 0,49 | | | 2,74 | | | 0,27 | | 50 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,574 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,00 | 0,58 | | | 3,25 | | | 0,36 | | 50 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,883 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,00 | 0,91 | | | 5,10 | | | 0,69 | | 50 | | | |
| | BW | | 0,167 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,17 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 2,225 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,17 | 2,06 | | | 11,50 | 0,059 | 2,075 | 0,00 | 35,29 | 1 | 11,50 | 35,29 | -67% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 2,214 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,17 | 2,14 | | | 11,94 | | | 0,08 | | 1 | **12,68** | | |
| 16.07. R2 T14 | +1mg/l | 1,00 | 2,117 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,17 | 2,12 | | | 11,86 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 2,064 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,17 | 2,15 | | | 12,02 | | | 0,09 | | 1 | *Berechnet mit Polynomfunktion | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 2,327 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,17 | 2,20 | | | 12,28 | | | 0,14 | | 1 | --> an nähesten am wahren Wert! | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 2,463 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,17 | 2,38 | | | 13,28 | | | 0,32 | | 1 | | | |
| | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,169 | 0,006 | -0,03 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,02 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,098 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,54 | | | | | | | | |
| 19.07. Standards | Standard 1 | 1 | 0,182 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,04 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,34 | | | 1,99 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,681 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,68 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,686 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,69 | | | 9,93 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,926 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,93 | | | 17,26 | | | | | | | | |

## B3: Daten des Versuchsdurchlaufs

B3: Übersicht der Parameter

| Reaktor R1 | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Prozess-tag | Datum | DO | pH-Wert (R1) | c_Fe | c_PO4 | c_NH4 | c_NO2 | c_NO3 | T |
| | | Reaktor R1 | Reaktor R1 | Reaktor R1 | PO4-P (R1) | NH4-N (R1) | NO2-N (R1) | NO3-N (R1) | Temp |
| | | *mg/l* | | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *°C* |
| Vesuchsstart = T0 | | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration an PO4-P bei verdünntem FS | lt. Datei "Reaktor_Daten" | Konzentration an NH4-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS (Nox-N - NO2-N) | |
| 0 | 29.06.18 | 4,8 | 8,2 | 0,44 | 36,1 | 647 | 0 | 0,01 | 22,5 |
| 3 | 02.07.18 | 4,3 | 9,1 | 4,38 | 21,3 | 528,8 | 25,8 | 2,92 | 28,6 |
| 4 | 03.07.18 | 5,6 | 8,8 | 3,28 | 16,6 | 478,8 | 48 | 6,01 | |
| 5 | 04.07.18 | 1,3 | 7,8 | 1,15 | 12,9 | 421,5 | 151,2 | 1,1 | 31,9 |
| 6 | 05.07.18 | 6,7 | 6,1 | 0,22 | 16,5 | 302,5 | 302,4 | 2,2 | 32,3 |
| 7 | 06.07.18 | 7,3 | 6 | 0,25 | 17,7 | 287,7 | 310,8 | 14,8 | 32,9 |
| 7,5 | | | 5 | *0,15* | 38,1 | 287 | 304 | 11 | |
| 8 | | | 4,0 | *0,21* | 76,6 | 298,6 | 240 | 48,3 | |
| 10 | 09.07.18 | 7,5 | 5,1 | *0,21* | 63,6 | 295,2 | 132,8 | 102 | 33,5 |
| 10,5 | | | 3,0 | *1,01* | 88,5 | 306,5 | 19,8 | 183,3 | |
| 11 | 10.07.18 | 7,7 | 3,60 | 0,50 | 90,1 | 313,8 | 2,5 | 193,9 | 33,5 |
| 11,5 | | | 2,50 | 0,91 | 102,1 | 318,4 | 2,9 | 188,1 | |
| 12 | 11.07.18 | 7,8 | 2,80 | 1,20 | 101,6 | 329,3 | 0,1 | 191,5 | 33,5 |
| 12,5 | | | 2,00 | 12,09 | 125 | 325,2 | 2,3 | 180 | |
| 13 | 12.07.18 | 7,7 | 2,30 | 27,41 | 138,9 | 335,8 | 0,1 | 189,8 | |
| 14 | 13.07.18 | 7,8 | 2,00 | 51,29 | 167,8 | 354,2 | 0,01 | 187,49 | |
| 17 | 16.07.18 | 7,6 | 2,20 | 61,50 | 190,6 | 373,1 | 0,02 | 192,38 | 30 |

B3: Übersicht der Parameter

| Reaktor R2 | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Prozess-tag | Datum | DO | pH-Wert (R2) | c_Fe | c_PO4 | c_NH4 | c_NO2 | c_NO3 | T |
| | | Reaktor R2 | Reaktor R2 | Reaktor R2 | PO4-P (R2) | NH4-N (R2) | NO2-N (R2) | NO3-N (R2) | Temp |
| | | *mg/l* | | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *°C* |
| Vesuchsstart = T0 | | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration an PO4-P bei verdünntem FS | lt. Datei "Reaktor_Daten" | Konzentration an NH4-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS (Nox-N - NO2-N) | |
| 0 | 02.07.18 | 3,2 | 8,3 | 0,51 | 36,6 | 657,8 | 0,72 | 1,15 | 20,4 |
| 1 | 03.07.18 | 3,8 | 9 | 3,63 | 10,9 | 603,4 | 8,9 | 2,98 | 29,3 |
| 2 | 04.07.18 | 5,7 | 9 | 4,05 | 12,4 | 565,2 | 26,1 | 5,6 | 29,9 |
| 3 | 05.07.18 | 2,6 | 8,7 | 2,09 | 12,1 | 547,6 | 65,4 | 4,1 | 31,8 |
| 4 | 06.07.18 | 1,4 | 6,7 | 0,48 | 7,4 | 361,3 | 282 | 7,3 | |
| 7 | 09.07.18 | 7,4 | 6 | 0,15 | 15,6 | 294,4 | 339,2 | 5,3 | 31,4 |
| 8 | 10.07.18 | 7,5 | 6,0 | 0,31 | 16,6 | 300,2 | 337,6 | 13,8 | 31,3 |
| 8,5 | | | 5,0 | 0,92 | 35,9 | 300,7 | 328 | 12,3 | |
| 9 | 11.07.18 | 7,8 | 5,5 | 0,49 | 29,4 | 299,4 | 316,8 | 8,2 | |
| 9,5 | | | 4,00 | 0,57 | 70,7 | 317 | 248 | 52,1 | |
| 10 | 12.07.18 | 7,9 | 3,00 | 0,79 | 83,7 | 305,7 | 6 | 213,7 | |
| 11 | 13.07.18 | 7,8 | 3,00 | 1,1 | 87,4 | 313,5 | 0,41 | 215,39 | |
| 11,5 | | | 2,50 | | | | | | |
| 14 | 16.07.18 | | 4,10 | | | | | | |
| 14,4 | | | 2,00 | | | | | | |
| 14,8 | | 7,8 | 2,20 | 12,7 | 118,9 | 339,1 | 0 | 200,3 | 30,2 |

## Versuch B4

### B4: Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen

**B4: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | % |
| | | theoretische Konzentration der Aufstockung | Extinktion, gemessen | Bei Aufstockung hinzugefügtes Volumen an Fe-Lsg | Bei pH-Einstellung hinzugefügtes Volumen an H2SO4, NaOH | Volumen lt. Angabe (inkl. Reagenzien) | Gesamtes verwendetes Volumen (inkl. Reagenzien, Aufstockung) | Korrekturfaktor Verdünnung mit Reagenzien (V_Ist/V_Anw) | Extinktion des BW | Extinktion abzüglich BW, mit F_gesV bereinigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentr. in Eprouvette lt. Standard-Kalibrierverfahren | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | E_korr - E_Probe | Konzentration in Eprouvette, lt. Aufstockungsverfahren | Korrekturfaktor Verdünnung H20 in Reagenzglas; Anteil Probe: 1/x ...1=unverdünnt | Konzentration im Reaktor lt. Standard-Kalibrierkurve | Konzentrationbei im Reaktor lt. Aufstockungsverfahren | Abweichung vom Aufstockverfahren |
| 17.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,179 | 0,001 | -0,01 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,089 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,187 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,04 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,358 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,36 | | | 1,99 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,716 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,731 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,73 | | | 9,66 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,935 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,94 | | | 16,39 | | | | | | | | |
| 16.07. R1 T0 | BW | | 0,021 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,086 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,02 | 0,07 | | | 0,36 | 0,173 | 0,067 | 0,00 | 0,39 | 1 | 0,36 | 0,39 | -8% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,165 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,02 | 0,15 | | | 0,83 | | | 0,09 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,239 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,02 | 0,24 | | | 1,32 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,311 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,02 | 0,33 | | | 1,83 | | | 0,26 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,429 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,02 | 0,42 | | | 2,31 | | | 0,35 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,744 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,02 | 0,75 | | | 4,18 | | | 0,68 | | 1 | | | |
| 16.07. R2 T0 | BW | | 0,005 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 20 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,011 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,01 | | | 0,03 | 0,174 | 0,010 | 0,00 | 0,06 | 20 | 0,55 | *1,15* | -52% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,097 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,01 | 0,10 | | | 0,53 | | | 0,09 | | 20 | falsche Verdünnung gewählt (20 statt 1), daher Messwerte unsicher | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,174 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,01 | 0,18 | | | 1,02 | | | 0,18 | | 20 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,243 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,01 | 0,27 | | | 1,50 | | | 0,26 | | 20 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,365 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,01 | 0,37 | | | 2,04 | | | 0,36 | | 20 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,681 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,01 | 0,70 | | | 3,91 | | | 0,69 | | 20 | | | |
| 17.07. R1 T1 | BW | | 0,057 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,214 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,16 | | | 0,87 | 0,172 | 0,157 | 0,00 | 0,92 | 2 | 1,74 | 1,83 | -5% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,295 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,06 | 0,25 | | | 1,38 | | | 0,09 | | 2 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,356 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,06 | 0,33 | | | 1,81 | | | 0,17 | | 2 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,416 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,06 | 0,41 | | | 2,27 | | | 0,25 | | 2 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,553 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,06 | 0,50 | | | 2,81 | | | 0,35 | | 2 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,872 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,06 | 0,84 | | | 4,71 | | | 0,69 | | 2 | | | |
| 17.07. R2 T1 | BW | | 0,052 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,258 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,21 | | | 1,14 | 0,171 | 0,206 | 0,00 | 1,20 | 2 | 2,29 | 2,40 | -5% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,324 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,28 | | | 1,58 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,401 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,38 | | | 2,12 | | | 0,17 | | 2 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,456 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,05 | 0,46 | | | 2,55 | | | 0,25 | | 2 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,6 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,56 | | | 3,11 | | | 0,35 | | 2 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,907 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,05 | 0,89 | | | 4,94 | | | 0,68 | | 2 | | | |
| 19.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,169 | 0,006 | -0,03 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,02 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,098 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,54 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,182 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,04 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,34 | | | 1,99 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,681 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,68 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,686 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,69 | | | 9,93 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,926 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,93 | | | 17,26 | | | | | | | | |
| 18.07. R1 T2 | BW | | 0,048 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,04 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,176 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,13 | | | 0,72 | 0,173 | 0,126 | 0,00 | 0,73 | 2 | 1,44 | 1,46 | -1% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,253 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,21 | | | 1,23 | | | 0,09 | | 2 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,319 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,30 | | | 1,71 | | | 0,17 | | 2 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,386 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,05 | 0,38 | | | 2,23 | | | 0,26 | | 2 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,512 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,47 | | | 2,76 | | | 0,34 | | 2 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,838 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,05 | 0,82 | | | 4,80 | | | 0,69 | | 2 | | | |

**B4: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | ***mg/l*** | - | ***ml*** | ***ml*** | ***ml*** | ***ml*** | - | - | - | - | - | ***mg/l*** | - | - | | ***mg/l*** | - | ***mg/l*** | ***mg/l*** | **%** |
| | BW | | 0,049 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,04 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,2 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,15 | | | 0,86 | 0,173 | 0,144 | 0,00 | 0,83 | 2 | 1,71 | 1,67 | 3% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,272 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,23 | | | 1,34 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| 18.07. R2 T2 | +1mg/l | 1,00 | 0,338 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,31 | | | 1,82 | | | 0,16 | | 2 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,399 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,05 | 0,40 | | | 2,31 | | | 0,25 | | 2 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,522 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,48 | | | 2,81 | | | 0,33 | | 2 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,861 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,05 | 0,84 | | | 4,93 | | | 0,69 | | 2 | | | |
| | BW | | 0,044 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,04 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,208 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,16 | | | 0,93 | 0,177 | 0,156 | 0,00 | 0,88 | 2 | 1,87 | 1,75 | 6% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,281 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,25 | | | 1,43 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| 19.07. R1 T3 | +1mg/l | 1,00 | 0,348 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,33 | | | 1,92 | | | 0,17 | | 2 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,409 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,04 | 0,41 | | | 2,41 | | | 0,25 | | 2 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,535 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,50 | | | 2,92 | | | 0,34 | | 2 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,887 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,04 | 0,87 | | | 5,12 | | | 0,71 | | 2 | | | |
| | BW | | 0,053 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,04 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,224 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,17 | | | 0,97 | 0,173 | 0,165 | 0,00 | 0,95 | 2 | 1,95 | 1,91 | 2% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,294 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,05 | 0,25 | | | 1,45 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| 19.07. R2 T3 | +1mg/l | 1,00 | 0,36 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,05 | 0,33 | | | 1,94 | | | 0,16 | | 2 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,424 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,05 | 0,42 | | | 2,45 | | | 0,25 | | 2 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,553 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,05 | 0,51 | | | 2,97 | | | 0,34 | | 2 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,884 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,05 | 0,86 | | | 5,05 | | | 0,69 | | 2 | | | |
| | BW | | 0,025 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | -0,04 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,095 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,07 | | | 0,38 | 0,174 | 0,065 | 0,00 | 0,38 | 1 | 0,38 | 0,38 | 0% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,169 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,15 | | | 0,85 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| 16.07. WH R2 | +1mg/l | 1,00 | 0,241 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,24 | | | 1,35 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,313 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,03 | 0,33 | | | 1,89 | | | 0,26 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,427 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,41 | | | 2,38 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,76 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,03 | 0,76 | | | 4,46 | | | 0,69 | | 1 | | | |
| | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,178 | 0,002 | -0,01 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,09 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | | |
| 24.07. Standards | Standard 1 | 1 | 0,186 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,03 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,358 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,36 | | | 2,00 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,713 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,71 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,733 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,73 | | | 9,72 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,96 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,96 | | | 16,61 | | | | | | | | |
| | BW | | 0,085 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,09 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,475 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,09 | 0,39 | | | 2,18 | 0,173 | 0,384 | 0,00 | 2,22 | 1 | 2,18 | 2,22 | -2% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,539 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,09 | 0,47 | | | 2,65 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| 20.07. R1 T4 | +1mg/l | 1,00 | 0,59 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,09 | 0,55 | | | 3,08 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,644 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,09 | 0,63 | | | 3,55 | | | 0,24 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,802 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,09 | 0,73 | | | 4,09 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 1,127 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,09 | 1,08 | | | 6,05 | | | 0,69 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,084 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,08 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,428 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,08 | 0,34 | | | 1,92 | 0,172 | 0,338 | 0,00 | 1,96 | 1 | 1,92 | 1,96 | -2% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,491 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,08 | 0,43 | | | 2,38 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| 20.07. R2 T4 | +1mg/l | 1,00 | 0,543 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,08 | 0,50 | | | 2,80 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,606 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,08 | 0,59 | | | 3,31 | | | 0,25 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,759 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,08 | 0,69 | | | 3,85 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 1,077 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,08 | 1,03 | | | 5,76 | | | 0,68 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,036 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,082 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,05 | | | 0,25 | 0,168 | 0,045 | 0,00 | 0,26 | 1 | 0,25 | 0,26 | -6% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,158 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,13 | | | 0,70 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| 23.07. R1 T7 | +1mg/l | 1,00 | 0,231 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,21 | | | 1,18 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,299 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,04 | 0,30 | | | 1,66 | | | 0,25 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,409 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,38 | | | 2,12 | | | 0,33 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,73 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,04 | 0,72 | | | 4,03 | | | 0,67 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,035 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,08 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,05 | | | 0,24 | 0,168 | 0,046 | 0,00 | 0,27 | 1 | 0,24 | 0,27 | -11% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,158 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,13 | | | 0,71 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| 23.07. R2 T7 | +1mg/l | 1,00 | 0,233 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,22 | | | 1,20 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,3 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,04 | 0,30 | | | 1,68 | | | 0,26 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,408 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,38 | | | 2,12 | | | 0,33 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,728 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,04 | 0,72 | | | 4,02 | | | 0,67 | | 1 | | | |
| | BW | | 0,039 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,104 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,07 | | | 0,35 | 0,168 | 0,062 | 0,00 | 0,37 | 1 | 0,35 | 0,37 | -4% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,178 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,15 | | | 0,80 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| 24.07. R1 T8 | +1mg/l | 1,00 | 0,246 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,23 | | | 1,26 | | | 0,16 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,317 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,04 | 0,32 | | | 1,76 | | | 0,25 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,432 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,40 | | | 2,24 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,748 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,04 | 0,73 | | | 4,11 | | | 0,67 | | 1 | | | |

**B4: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | - | | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* | *%* |
| 24.07. R2 T8 | BW | | 0,035 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,102 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,07 | | | 0,37 | 0,167 | 0,067 | 0,00 | 0,40 | 1 | 0,37 | 0,40 | -8% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,177 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,15 | | | 0,82 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,248 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,23 | | | 1,29 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,318 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,04 | 0,32 | | | 1,79 | | | 0,25 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,431 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,40 | | | 2,25 | | | 0,34 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,744 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,04 | 0,73 | | | 4,11 | | | 0,67 | | 1 | | | |
| 26.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,003 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,180 | 0,004 | 0,00 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,011 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,092 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,49 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,185 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,01 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,368 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,37 | | | 2,03 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,72 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,744 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,74 | | | 9,68 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,961 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,96 | | | 16,46 | | | | | | | | |
| 24.07._2 R1 T8 | BW | | 0,035 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,074 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,04 | | | 0,20 | 0,180 | 0,033 | 0,00 | 0,18 | 1 | 0,20 | 0,18 | 6% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,151 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,12 | | | 0,65 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,229 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,21 | | | 1,16 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,295 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,04 | 0,29 | | | 1,62 | | | 0,26 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,429 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,40 | | | 2,21 | | | 0,36 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,764 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,04 | 0,76 | | | 4,18 | | | 0,72 | | 1 | | | |
| 24.07._2 R2 T8 | BW | | 0,035 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,075 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,04 | | | 0,20 | 0,277 | 0,037 | 0,00 | 0,13 | 1 | 0,20 | 0,13 | 52% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,152 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,12 | | | 0,66 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,226 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,21 | | | 1,14 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,306 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,04 | 0,31 | | | 1,69 | | | 0,27 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,42 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,39 | | | 2,16 | | | 0,35 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,753 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,04 | 0,74 | | | 4,12 | | | 0,70 | | 1 | | | |
| 25.07. R1 T9 | BW | | 0,033 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,128 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,10 | | | 0,51 | 0,179 | 0,087 | 0,00 | 0,48 | 1 | 0,51 | 0,48 | 5% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,201 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,18 | | | 0,96 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,273 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,26 | | | 1,43 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,338 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,03 | 0,35 | | | 1,90 | | | 0,25 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,471 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,45 | | | 2,46 | | | 0,35 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,811 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,03 | 0,81 | | | 4,46 | | | 0,71 | | 1 | | | |
| 25.07. R2 T9 | BW | | 0,032 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | -0,02 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,132 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,10 | | | 0,52 | 0,179 | 0,093 | 0,00 | 0,52 | 1 | 0,52 | 0,52 | 0% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,209 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,04 | 0,18 | | | 0,99 | | | 0,08 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,279 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,04 | 0,27 | | | 1,46 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,351 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,04 | 0,36 | | | 1,97 | | | 0,26 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,478 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,04 | 0,45 | | | 2,49 | | | 0,35 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,815 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,04 | 0,81 | | | 4,47 | | | 0,71 | | 1 | | | |
| 27.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,003 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,180 | 0,003 | 0,00 | | | | | | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | | | | | | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,093 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,09 | | | 0,50 | | | | | | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,183 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,18 | | | 1,01 | | | | | | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,363 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,36 | | | 2,01 | | | | | | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,72 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,72 | | | 3,99 | | | | | | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,735 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,74 | | | 9,65 | | | | | | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,951 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,95 | | | 16,42 | | | | | | | | |
| 25.07._2 R1 T9 | BW | | 0,032 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 1 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,302 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,27 | | | 1,49 | 0,097 | 0,247 | 0,00 | 2,55 | 1 | 1,49 | 2,55 | -42% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,311 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,03 | 0,29 | | | 1,61 | | | 0,02 | | 1 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,342 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,03 | 0,34 | | | 1,87 | | | 0,07 | | 1 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,358 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,03 | 0,37 | | | 2,04 | | | 0,10 | | 1 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,466 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,03 | 0,44 | | | 2,45 | | | 0,17 | | 1 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,655 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,03 | 0,65 | | | 3,58 | | | 0,38 | | 1 | | | |
| 25.07._2 R2 T9 | BW | | 0,012 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 2 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,25 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,24 | | | 1,31 | 0,156 | 0,228 | 0,00 | 1,46 | 2 | 2,62 | 2,92 | -10% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,313 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,01 | 0,31 | | | 1,74 | | | 0,08 | | 2 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,359 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,01 | 0,38 | | | 2,09 | | | 0,14 | | 2 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,408 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,01 | 0,45 | | | 2,49 | | | 0,21 | | 2 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,538 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,01 | 0,54 | | | 2,97 | | | 0,30 | | 2 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,845 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,01 | 0,86 | | | 4,79 | | | 0,62 | | 2 | | | |
| 26.07. R1 T10 | BW | | 0,005 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 50 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,135 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,13 | | | 0,71 | 0,185 | 0,122 | 0,00 | 0,66 | 50 | 35,50 | 33,01 | 8% |
| | +0.5mg/l | 0,50 | 0,211 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,01 | 0,22 | | | 1,18 | | | 0,09 | | 50 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,289 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,01 | 0,31 | | | 1,71 | | | 0,18 | | 50 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,357 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,01 | 0,40 | | | 2,21 | | | 0,27 | | 50 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,474 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,01 | 0,48 | | | 2,64 | | | 0,35 | | 50 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,847 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,01 | 0,87 | | | 4,84 | | | 0,74 | | 50 | | | |

**B4: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Aufstockungsverfahren* | | | | *Ergebnisse der Proben* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **k_Kali** | **d_Kali** | **c_Kali_Epi** | **k_AV** | **d_AV** | **E_Aufst** | **c_AV** | **F_H2O** | **c_Kali** | **c_AV** | **Delta** |
| | | ***mg/l*** | **-** | ***ml*** | ***ml*** | ***ml*** | ***ml*** | **-** | **-** | **-** | **-** | **-** | ***mg/l*** | **-** | **-** | | ***mg/l*** | **-** | ***mg/l*** | ***mg/l*** | **%** |
| | BW | | 0,001 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 50 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,15 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,15 | | | 0,82 | 0,176 | 0,149 | 0,00 | 0,84 | 50 | 40,79 | 42,15 | -3% |
| 26.07. R2 T10 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,227 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,00 | 0,24 | | | 1,30 | | | 0,09 | | 50 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,303 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,00 | 0,33 | | | 1,82 | | | 0,18 | | 50 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,368 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,00 | 0,42 | | | 2,30 | | | 0,27 | | 50 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,485 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,00 | 0,49 | | | 2,73 | | | 0,34 | | 50 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,828 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,00 | 0,86 | | | 4,76 | | | 0,71 | | 50 | | | |
| | BW | | 0,003 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 50 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,255 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,25 | | | 1,39 | 0,177 | 0,251 | 0,00 | 1,42 | 50 | 69,46 | 70,97 | -2% |
| 27.07. R1 T11 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,329 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,00 | 0,34 | | | 1,88 | | | 0,09 | | 50 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,39 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,00 | 0,42 | | | 2,33 | | | 0,17 | | 50 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,462 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,00 | 0,52 | | | 2,88 | | | 0,27 | | 50 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,598 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,00 | 0,61 | | | 3,36 | | | 0,35 | | 50 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,928 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,00 | 0,96 | | | 5,32 | | | 0,71 | | 50 | | | |
| | BW | | 0,006 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | -0,01 | | | | | 50 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,262 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,26 | | | 1,41 | 0,176 | 0,260 | 0,00 | 1,48 | 50 | 70,57 | 73,93 | -5% |
| 27.07. R2 T11 | +0.5mg/l | 0,50 | 0,34 | 0,25 | | 5,6 | 5,9 | 1,04 | 0,01 | 0,35 | | | 1,93 | | | 0,09 | | 50 | | | |
| | +1mg/l | 1,00 | 0,408 | 0,5 | | 5,6 | 6,1 | 1,09 | 0,01 | 0,44 | | | 2,42 | | | 0,18 | | 50 | | | |
| | +1.5mg/l | 1,50 | 0,468 | 0,75 | | 5,6 | 6,4 | 1,13 | 0,01 | 0,52 | | | 2,90 | | | 0,27 | | 50 | | | |
| | + 2mg/l | 2,00 | 0,611 | 0,1 | | 5,6 | 5,7 | 1,02 | 0,01 | 0,62 | | | 3,41 | | | 0,36 | | 50 | | | |
| | +4mg/l | 4,00 | 0,934 | 0,2 | | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,01 | 0,96 | | | 5,34 | | | 0,71 | | 50 | | | |
| | BW | | 0,004 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,01 | 0,00 | | | -0,03 | | | | | 100 | | | |
| | Probe | 0,00 | 0,135 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,00 | 0,13 | | | 0,72 | | | | | 100 | 71,55 | | |

## B4: Daten des Versuchsdurchlaufs

B4: Übersicht der Parameter

| Reaktor R1 | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Prozess-tag | Datum | DO | pH-Wert (R1 | c_Fe | c_PO4 | c_NH4 | c_NO2 | c_NO3 |
| | | Reaktor R1 | Reaktor R1 | Reaktor R1 | PO4-P (R1) | NH4-N (R1) | NO2-N (R1) | NO3-N (R1) |
| | | *mg/l* | | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* |
| Vesuchsstart = T0 | | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration an PO4-P bei verdünntem FS | lt. Datei "Reaktor_Daten" | Konzentration an NH4-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS (Nox-N - NO2-N) |
| 0 | 16.07.18 | 0 | 7,2 | 0,39 | 3,91 | 503,5 | 0,01 | 0,41 |
| 1 | 17.07.18 | 7,7 | 8,6 | 1,83 | 2,55 | 412,3 | 1,24 | 1,06 |
| 2 | 18.07.18 | 3,7 | 8,1 | 1,35 | 2,8 | 383,9 | 1,87 | 0,75 |
| 3 | 19.07.18 | 4,6 | 8,4 | 1,60 | 3,3 | 385,9 | 0,96 | 0,12 |
| 4 | 20.07.18 | 4,5 | 8,5 | 2,22 | 3,63 | 368,2 | 4,97 | 0,52 |
| 7 | 23.07.18 | 7,5 | 6 | 0,26 | 6,4 | 191 | 230 | 1,8 |
| 8 | 24.07.18 | 7,3 | 5,8 | 0,37 | 5,9 | 180,1 | 238 | 0,8 |
| 8,25 | | | 4 | | | | | |
| 8,5 | | | 4,1 | 0,18 | 20,6 | 176,7 | 172,2 | 34,7 |
| 8,75 | | | 3 | | | | | |
| 9 | 25.07. | 7,9 | 3,2 | 0,48 | 14,44 | 184,9 | 1,68 | 157,02 |
| 9,25 | | | 2,5 | | | | | |
| 9,5 | | | 2,6 | 2,55 | 16,44 | 181,5 | 0,51 | 148,69 |
| 9,75 | | | 2 | | | | | |
| 10 | 26.07. | 7,7 | 2,20 | 33,01 | 22,3 | 186,3 | 0,02 | 149,48 |
| 10,5 | | | 2 | | | | | |
| 11 | 27.07. | 7,6 | 2,10 | 70,97 | 28,9 | 191,1 | 0,01 | 142,79 |

B4: Übersicht der Parameter

| Reaktor R2 | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Prozess-tag | Datum | DO | pH-Wert (R2 | c_Fe | c_PO4 | c_NH4 | c_NO2 | c_NO3 | T |
| | | Reaktor R2 | Reaktor R2 | Reaktor R2 | PO4-P (R2) | NH4-N (R2) | NO2-N (R2) | NO3-N (R2) | Temp |
| | | *mg/l* | | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *mg/l* | *°C* |
| Vesuchsstart = T0 | | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration bei unverdünntem FS lt. Aufstockungsverfahren | Konzentration an PO4-P bei verdünntem FS | lt. Datei "Reaktor_Daten" | Konzentration an NH4-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS | Konzentration an NO2-N bei verdünntem FS (Nox-N - NO2-N) | Temperatur in beiden Reaktoren |
| 0 | 16.07.18 | 0 | 7,2 | 0,38 | 3,5 | 505,4 | 0,02 | 1,75 | 23,9 |
| 1 | 17.07.18 | 8,2 | 8,7 | 2,40 | 2,54 | 370,3 | 1,56 | 1,03 | 28,1 |
| 2 | 18.07.18 | 4,8 | 8,2 | 1,63 | 2,93 | 312,6 | 2,79 | 1,02 | 30,9 |
| 3 | 19.07.18 | 4,8 | 8,4 | 1,92 | 2,82 | 314,6 | 2,59 | 0,06 | 31,3 |
| 4 | 20.07.18 | 4 | 8,3 | 1,96 | 3,12 | 322,7 | 12,1 | 1,82 | 31,7 |
| 7 | 23.07.18 | 7,5 | 6 | 0,27 | 5,5 | 167,5 | 197 | 8,7 | 30,4 |
| 8 | 24.07.18 | 7,7 | 5,9 | 0,40 | 5,8 | 148,9 | 207 | 7 | 31,3 |
| 8,25 | | | 4 | | | | | | |
| 8,5 | | | 4,2 | 0,13 | 20,4 | 138,3 | 142,8 | 31,8 | |
| 8,75 | | | 3 | | | | | | |
| 9 | 25.07. | 8 | 3,3 | 0,52 | 14,81 | 149,1 | 1,43 | 122,27 | 31,3 |
| 9,25 | | | 2,5 | | | | | | |
| 9,5 | | | 2,93 | 2,92 | 16,94 | 154 | 0,25 | 126,15 | 31,9 |
| 9,75 | | | 2 | | | | | | |
| 10 | 26.07. | 7,8 | 2,30 | 42,15 | 21,8 | 153 | 0,03 | 121,47 | 33,3 |
| 10,5 | | | 2 | | | | | | |
| 11 | 27.07. | 7,9 | 2,10 | 73,93 | 29,7 | 168,1 | 0,01 | 125,29 | 33,2 |

B2-B4: Berechnungen bezüglich des Stickstoffs im System.

| | | Messwerte_Anfang Prozesstag 0 | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | GP_roh | TKN_roh | CSB | GesN_Parti | GP_Anf | NH4-N | GesN_Parti/CSB (TKN-Amm/CSB) | | GesN_Anf TKN+Nox |
| Versuch | Reaktor | %/kg | %/kg | mg/L | TKN-Amm | mg/L | mg/L | Anteil | % | |
| B2 | R1 | *0,0471* | *0,1240* | 12825 | 585,6 | 471 | 654,4 | 0,0457 | 4,56608 | 1240 |
| B2 | R2 | *0,0486* | *0,1266* | 13179 | 574,8 | 486 | 691,2 | 0,0436 | 4,36148 | 1266 |
| B3 | R1 | *0,0477* | *0,1225* | 12717 | 578 | 477 | 647 | 0,0455 | 4,5451 | 1225 |
| B3 | R2 | *0,0466* | *0,1229* | 12969 | 571,2 | 466 | 657,8 | 0,044 | 4,40435 | 1229 |
| B4 | R1 | *0,0312* | *0,114* | 13791 | 636,5 | 312 | 503,5 | 0,0462 | 4,61533 | 1140 |
| B4 | R2 | *0,0321* | *0,1153* | 14060 | 647,6 | 321 | 505,4 | 0,0461 | 4,60597 | 1153 |

| | | Messwerte 2 | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Prozesstag | GP_roh | TKN_roh | NH4-N | NOx-N | CSB | GP_2 | GesNParti | GesN |
| Versuch | Reaktor | | %/kg | %/kg | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | TKN-Amm | TKN+NOx |
| B2 | R1 | 10 | *0,0417* | *0,0664* | 281,5 | 315,5 | 8892 | 417 | 382,5 | 979,5 |
| B2 | R2 | 10 | *0,0436* | *0,0966* | 575,6 | 7,3 | 8453 | 436 | 390,4 | 973,3 |
| B3 | R1 | 10 | *0,0451* | *0,0712* | 295,2 | 234,8 | 9343 | 451 | 416,8 | 946,8 |
| B3 | R2 | 7 | *0,0450* | *0,0751* | 294,4 | 344,5 | 10108 | 450 | 456,6 | 1095,5 |
| B4 | R1 | 7 | *0,0265* | *0,0691* | 191 | 231,8 | 11405 | 265 | 500 | 922,8 |
| B4 | R2 | 7 | *0,0298* | *0,072* | 167,5 | 205,7 | 11954 | 298 | 552,5 | 925,7 |

| | | Δ_P | | Δ_CSB | | ΔGesN N-Veränderung: TKN+Nox | | VERLUST 1: NH3-Ausstrippung bei hohem pH-Wert | | Verlust der übrig bleibt: ΔGesN - NH3-Verlust | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Versuch | Reaktor | mg/L | % | mg/L | % | mg/L | % | mg/L | % | | % |
| B2 | R1 | 54 | 11% | 3933 | 31% | 260,5 | 21% | 124,4 | 10% | 136,1 | 11% |
| B2 | R2 | 50 | 10% | 4726 | 36% | 292,7 | 23% | 156,0 | 12% | 136,7 | 11% |
| B3 | R1 | 26 | 5% | 3374 | 27% | 278,2 | 23% | 118,2 | 10% | 160,0 | 13% |
| B3 | R2 | 16 | 3% | 2861 | 22% | 133,5 | 11% | 110,2 | 9% | 23,3 | 2% |
| B4 | R1 | 47 | 15% | 2386 | 17% | 217,2 | 19% | 135,3 | 12% | 81,9 | 7% |
| B4 | R2 | 23 | 7% | 2106 | 15% | 227,3 | 20% | 182,7 | 16% | 44,6 | 4% |

| | | Berechnetes N in Lösung durch CSB-Abbau | | Abgang NH4 --> NH4 zu NOx oxidiert | | Pool an Ammonium: aus CSB-Abbau + Nitritation | | VERLUST_2: Differenz zwischen zur Verfügung stehendem NH4 und NOx-Bildung | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Versuch | Reaktor | mg/L | % | mg/L | % | mg/L | % | mg/L | % |
| B2 | R1 | 179,6 | 14% | 249,0 | 20% | 428,6 | 35% | 113,1 | 9% |
| B2 | R2 | 206,1 | 16% | | 0% | 206,1 | 16% | 198,8 | 16% |
| B3 | R1 | 153,4 | 13% | 271,0 | 22% | 424,4 | 35% | 189,6 | 15% |
| B3 | R2 | 126,0 | 10% | 276,0 | 22% | 402,0 | 33% | 57,5 | 5% |
| B4 | R1 | 110,1 | 10% | 187,0 | 16% | 297,1 | 26% | 65,3 | 6% |
| B4 | R2 | 97,0 | 8% | 154,0 | 13% | 251,0 | 22% | 45,3 | 4% |

| | | Summe_Verluste: Auffaddition beider Verluste | | Vergleich mit ΔGesN: Unterschied von Summe_Verluste zu ΔGesN | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | % von GesN |
| Versuch | Reaktor | mg/L | % | mg/L | Abweichung |
| B2 | R1 | 237,5 | 19% | 23,0 | 1,9% |
| B2 | R2 | 354,8 | 28% | -62,1 | -4,9% |
| B3 | R1 | 307,8 | 25% | -29,6 | -2,4% |
| B3 | R2 | 167,7 | 14% | -34,2 | -2,8% |
| B4 | R1 | 200,6 | 18% | 16,6 | 1,5% |
| B4 | R2 | 228,0 | 20% | -0,7 | -0,1% |

## Versuch B5

### B5: Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen

**B5: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| | | *Einzugebende DATEN* | | | | | *Standard-Kalibration* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **F_H2O** | **a_Kali** | **b_Kali** | **c_Kali** |
| | | ***mg/l*** | - | ***ml*** | ***ml*** | - | - | - | ***mg/l*** |
| | | **theoretische Konzentration der Aufstockung** | **Extinktion, gemessen** | **Bei Aufstockung hinzugefügtes Volumen an Fe-Lsg** | **Bei pH-Einstellung hinzugefügtes Volumen an H2SO4** | **Korrekturfaktor Verdünnung mit H20 in Reagenzglas, Anteil Probe: 1/x ...1=unverdünnt** | **Steigung** | **Verschiebung an y-der Achse** | **Konzentr. mit F_V1, F_V2 bereinigt BW berücksichtigt** |
| 04.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0,179 | 0,002 | -0,01 |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,006 | | | 1 | | | 0,02 |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,084 | | | 1 | | | 0,46 |
| | Standard 1 | 1 | 0,174 | | | 1 | | | 0,97 |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 1 | | | 1,91 |
| | Standard 4 | 4 | 0,679 | | | 1 | | | 3,79 |
| | Standard 10 | 10 | 1,677 | | | 1 | | | 9,38 |
| | Standard 20 | 20 | 2,945 | | | 1 | | | 16,48 |
| 28.06. R3 | Probe | 0,00 | 0,576 | | | 5 | | | 16,08 |
| 29.06. R3 | Probe | 0,00 | 0,558 | | | 5 | | | 15,58 |
| 02.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,562 | | | 5 | | | 15,69 |
| 03.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,542 | | | 5 | | | 15,13 |
| 04.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,529 | | | 5 | | | 14,76 |
| 28.06. R4 | Probe | 0,00 | 0,038 | | | 1 | | | 0,20 |
| 29.06. R4 | Probe | 0,00 | 0,003 | | | 1 | | | 0,01 |
| 02.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,001 | | | 1 | | | 0,00 |
| 03.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,007 | | | 1 | | | 0,03 |
| 04.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,001 | | | 1 | | | 0,00 |
| 09.07. Standards | Standard 0 | 0 | -0,002 | | | 1 | 0,178 | -0,001 | -0,01 |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,004 | | | 1 | | | 0,03 |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,092 | | | 1 | | | 0,52 |
| | Standard 1 | 1 | 0,179 | | | 1 | | | 1,01 |
| | Standard 2 | 2 | 0,36 | | | 1 | | | 2,02 |
| | Standard 4 | 4 | 0,71 | | | 1 | | | 3,98 |
| | Standard 10 | 10 | 1,725 | | | 1 | | | 9,68 |
| | Standard 20 | 20 | 2,946 | | | 1 | | | 16,53 |
| 05.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,506 | | | 5 | | | 14,20 |
| 06.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,509 | | | 5 | | | 14,29 |
| 09.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,483 | | | 5 | | | 13,56 |
| 05.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,002 | | | 1 | | | 0,01 |
| 06.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,003 | | | 1 | | | 0,02 |
| 09.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,003 | | | 1 | | | 0,02 |
| 12.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0,179 | 0,001 | -0,01 |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,01 | | | 1 | | | 0,05 |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,09 | | | 1 | | | 0,49 |
| | Standard 1 | 1 | 0,183 | | | 1 | | | 1,01 |
| | Standard 2 | 2 | 0,362 | | | 1 | | | 2,01 |
| | Standard 4 | 4 | 0,717 | | | 1 | | | 3,99 |
| | Standard 10 | 10 | 1,738 | | | 1 | | | 9,69 |
| | Standard 20 | 20 | 2,822 | | | 1 | | | 15,73 |
| 10.07. R3 | Probe | 0,00 | 2,416 | | | 1 | | | 13,47 |
| 10.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,009 | | | 1 | | | 0,04 |
| 11.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,004 | | | 1 | | | 0,01 |

**B5: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| *Einzugebende DATEN* | | | | | | | *Standard-Kalibration* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschreibung** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **F_H2O** | **a_Kali** | **b_Kali** | **c_Kali** |
| | | ***mg/l*** | - | ***ml*** | ***ml*** | - | - | - | ***mg/l*** |
| 19.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 1 | 0,169 | 0,006 | -0,03 |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 1 | | | 0,02 |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,098 | | | 1 | | | 0,54 |
| | Standard 1 | 1 | 0,182 | | | 1 | | | 1,04 |
| | Standard 2 | 2 | 0,343 | | | 1 | | | 1,99 |
| | Standard 4 | 4 | 0,681 | | | 1 | | | 3,99 |
| | Standard 10 | 10 | 1,686 | | | 1 | | | 9,93 |
| | Standard 20 | 20 | 2,926 | | | 1 | | | 17,26 |
| 12.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,508 | | | 5 | | | 14,83 |
| 12.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,257 | | | 10 | | | 14,83 |
| 13.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,501 | | | 5 | | | 14,62 |
| 13.07. R3 | Probe | 0,00 | 0,254 | | | 10 | | | 14,65 |
| 12.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,002 | | | 1 | | | -0,02 |
| 13.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,015 | | | 1 | | | 0,05 |
| 16.07._1 R4 | Probe | 0,00 | 0,019 | | | 1 | | | 0,08 |
| 16.07._2 R4 | Probe | 0,00 | 0,026 | | | 1 | | | 0,12 |
| 17.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,021 | | | 1 | | | 0,09 |
| 18.07._1 R4 | Probe | 0,00 | 0,029 | | | 1 | | | 0,14 |
| 18.07._2 R4 | Probe | 0,00 | 0,136 | | | 1 | | | 0,77 |
| 19.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,22 | | | 1 | | | 1,26 |
| 24.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,001 | | | 1 | 0,178 | 0,002 | -0,01 |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,008 | | | 1 | | | 0,03 |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,09 | | | 1 | | | 0,49 |
| | Standard 1 | 1 | 0,186 | | | 1 | | | 1,03 |
| | Standard 2 | 2 | 0,358 | | | 1 | | | 2,00 |
| | Standard 4 | 4 | 0,713 | | | 1 | | | 3,99 |
| | Standard 10 | 10 | 1,733 | | | 1 | | | 9,72 |
| | Standard 20 | 20 | 2,96 | | | 1 | | | 16,61 |
| 20.07. R4 | Probe | 0,00 | 1,175 | | | 1 | | | 6,59 |
| 23.07. R4 | Probe | 0,00 | 1,87 | | | 1 | | | 10,49 |
| 24.07. R4 | Probe | 0,00 | 2,625 | | | 1 | | | 14,73 |
| 26.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,003 | | | 1 | 0,180 | 0,004 | 0,00 |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,011 | | | 1 | | | 0,04 |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,092 | | | 1 | | | 0,49 |
| | Standard 1 | 1 | 0,185 | | | 1 | | | 1,01 |
| | Standard 2 | 2 | 0,368 | | | 1 | | | 2,03 |
| | Standard 4 | 4 | 0,72 | | | 1 | | | 3,99 |
| | Standard 10 | 10 | 1,744 | | | 1 | | | 9,68 |
| | Standard 20 | 20 | 2,961 | | | 1 | | | 16,46 |
| 20.07. WH R4 | Probe | 0,00 | 0,241 | | | 5 | | | 6,60 |
| 23.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,384 | | | 5 | | | 10,58 |
| 24.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,558 | | | 5 | | | 15,42 |
| | Probe | 0,00 | 0,291 | | | 10 | | | 15,99 |
| 24.07._2 R4 | Probe | 0,00 | 0,58 | | | 5 | | | 16,04 |
| | Probe | 0,00 | 0,293 | | | 10 | | | 16,10 |
| 25.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,7 | | | 5 | | | 19,37 |
| | Probe | 0,00 | 0,355 | | | 10 | | | 19,55 |
| 26.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,717 | | | 5 | | | 19,85 |
| | Probe | 0,00 | 0,361 | | | 10 | | | 19,88 |
| 27.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0,003 | | | 1 | 0,180 | 0,002 | 0,01 |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,009 | | | 1 | | | 0,04 |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,093 | | | 1 | | | 0,51 |
| | Standard 1 | 1 | 0,183 | | | 1 | | | 1,01 |
| | Standard 2 | 2 | 0,363 | | | 1 | | | 2,01 |
| | Standard 4 | 4 | 0,72 | | | 1 | | | 3,99 |
| | Standard 10 | 10 | 1,735 | | | 1 | | | 9,64 |
| | Standard 20 | 20 | 2,951 | | | 1 | | | 16,39 |
| 27.07. R4 | Probe | 0,00 | 0,707 | | | 5 | | | 19,57 |
| | Probe | 0,00 | 0,362 | | | 10 | | | 19,94 |

## B5: Daten des Versuchsdurchlaufs

B5: Übersicht der Parameter

| | | R3 | | R4 | |
|---|---|---|---|---|---|
| Prozesstag | Datum | in de-ionisiertem Wasser (R3) | | in Leitungs-wasser (R4) | |
| | | c_Fe (R3) | pH (R3) | c_Fe (R4) | pH (R4) |
| | | mg/l | - | mg/l | - |
| 0 | 28.06.18 | 16,08 | 4,9 | 0,20 | 6,4 |
| 1 | 29.06.18 | 15,58 | 4,9 | 0,01 | 7,2 |
| 4 | 02.07.19 | 15,69 | 4,8 | 0,00 | 8,4 |
| 5 | 03.07.18 | 15,13 | 4,6 | 0,03 | 8,1 |
| 6 | 04.07.17 | 14,76 | 4,4 | 0,00 | 8,1 |
| 7 | 05.07.16 | 14,12 | 4,6 | 0,00 | 8,2 |
| 8 | 06.07.15 | 14,20 | 4,5 | 0,01 | 8,2 |
| 11 | 09.07.18 | 13,48 | 4,2 | 0,01 | 8,1 |
| 12 | 10.07.18 | 13,47 | 4,2 | 0,04 | 8,2 |
| 14 | 12.07.18 | 14,62 | 4,2 | 0,01 | 8,2 |
| 15 | 13.07.18 | 14,65 | 4,2 | 0,05 | 8,2 |
| 18 | 16.07.18 | | | 0,08 | 8,2 |
| 18,5 | | | | 0,12 | 4 |
| 19 | 17.07.18 | | | 0,09 | 4,2 |
| 20 | 18.07.18 | | | 0,14 | 4,4 |
| 20,5 | | | | 0,77 | 3,1 |
| 21 | 19.07.18 | | | 1,26 | 3,1 |
| 22 | 20.07.18 | | | 6,60 | 2,5 |
| 25 | 23.07.18 | | | 10,58 | 2 |
| 26 | 24.07.18 | | | 15,99 | 2,1 |
| 26,5 | | | | 16,10 | 2 |
| 27 | 25.07.18 | | | 19,55 | 2 |
| 28 | 26.07.18 | | | 19,88 | 2 |
| 29 | 27.07.19 | | | 19,94 | 2 |

## Versuche C1-C3/D1-D3

### C1-C3/D1-D3: Berechnung der Konzentration an gelöstem Eisen

**Versuche C/D: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| *Einzugebende DATEN* | | | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Ergebnisse der Proben* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschr.** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **a_Kali** | **b_Kali** | **c_Kali** | **F_H2O** | **c_Kali_FS** | **ø** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* |
| | | theoretische Konzentration der Aufstockung | Extinktion, gemessen | Bei Aufstockung hinzugefügtes Volumen an Fe-Lsg | Bei pH-Einstellung hinzugefügtes Volumen an $H_2SO_4$, NaOH | Volumen lt. Angabe (inkl. Reagenzien) | Gesamtes verwendetes Volumen (inkl. Reagenzien, Aufstockung) | Korrekturfaktor Verdünnung mit Reagenzien (V_Ist/V_Ang) | Extinktion des BW | Extinktion abzüglich BW, mit F_gesV bereinigt | Steigung | Verschiebung an y-der Achse | Konzentr. in Eprouvette lt. Standard-Kalibrierverfahren | Korrekturfaktor Verdünnung mit H20 in Reagenzglas, Anteil Probe: 1/x ...1=unverdünnt | Konzentration im Reaktor lt. Standard-Kalibrierkurve | Durchschnittlicher Wert der Konzentration |
| 17.07. Standards | Standard 0 | 0 | 0 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,00 | 0,184 | 0,001 | -0,01 | | | |
| | Standard 0.05 | 0,05 | 0,006 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | | | |
| | Standard 0.5 | 0,5 | 0,095 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,51 | | | |
| | Standard 1 | 1 | 0,188 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,19 | | | 1,02 | | | |
| | Standard 2 | 2 | 0,371 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,37 | | | 2,02 | | | |
| | Standard 4 | 4 | 0,733 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,73 | | | 3,99 | | | |
| | Standard 10 | 10 | 1,779 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,78 | | | 9,69 | | | |
| | Standard 20 | 20 | 2,955 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,96 | | | 16,10 | | | |
| Aufschluss Bruck II -1 | 1/200 | | 0,247 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,25 | | | 1,34 | 200 | 267,90 | |
| | 1/500 | | 0,101 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,54 | 500 | 271,93 | 269,92 |
| | 1/1000 | | 0,049 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,05 | | | 0,26 | 1000 | 260,49 | |
| Aufschluss Bruck II -2 | 1/200 | | 0,254 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,25 | | | 1,38 | 200 | 275,53 | |
| | 1/500 | | 0,102 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,55 | 500 | 274,66 | 275,10 |
| | 1/1000 | | 0,055 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,06 | | | 0,29 | 1000 | 293,19 | |
| Aufschluss STD 2mg/l | 1/1 | | 0,141 | | 0,2 | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,00 | 0,14 | | | 0,78 | 1 | 0,78 | |
| | 1/1 | | 0,145 | | 0,2 | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,00 | 0,15 | | | 0,80 | 1 | 0,80 | 0,79 |
| | BW | | 0,002 | | 0,2 | 5,6 | 5,8 | 1,04 | 0,00 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| Aufschluss STD 1000mg/l | 1/200 | | 0,342 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,34 | | | 1,86 | 200 | 371,44 | |
| | 1/500 | | 0,139 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,14 | | | 0,75 | 500 | 375,48 | 373,46 |
| | 1/1000 | | 0,066 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,07 | | | 0,35 | 1000 | 353,13 | |
| A FS 21.8. pH3 | BW | | 0,026 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| | 1/1 | | 0,218 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,19 | | | 1,04 | 1 | 1,04 | 1,04 |
| | 1/10 | | 0,012 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,06 | 10 | 0,59 | |
| | 1/50 | | 0,009 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | 50 | 2,13 | |
| A FS 21.8. pH2 | 1/10 | | 0,195 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,20 | | | 1,06 | 10 | 10,56 | 10,56 |
| | 1/50 | | 0,052 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,05 | | | 0,28 | 50 | 13,84 | |
| | 1/100 | | 0,029 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,03 | | | 0,15 | 100 | 15,15 | |
| B FS 21.8. pH3 | 1/10 | | 2,93 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,93 | | | 15,96 | 10 | 159,61 | |
| | 1/50 | | 1,379 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,38 | | | 7,51 | 50 | 375,42 | |
| | 1/100 | | 0,706 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,71 | | | 3,84 | 100 | 384,09 | 379,75 |
| B FS 21.8. pH2 | 1/10 | | 2,964 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,96 | | | 16,15 | 10 | 161,46 | |
| | 1/50 | | 1,831 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,83 | | | 9,97 | 50 | 498,58 | |
| | 1/100 | | 0,886 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,89 | | | 4,82 | 100 | 482,18 | 490,38 |
| C FS 21.8. pH2 | 1/10 | | 3,009 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 3,01 | | | 16,39 | 10 | 163,91 | |
| | 1/50 | | 2,3 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,30 | | | 12,53 | 50 | 626,38 | |
| | 1/100 | | 1,178 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,18 | | | 6,41 | 100 | 641,31 | |
| | 1/200 | | 0,592 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,59 | | | 3,22 | 200 | 643,92 | 649,85 |
| | 1/500 | | 0,245 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,25 | | | 1,33 | 500 | 664,31 | |
| A FS 22.8. pH3 | 1/10 | | 0,021 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,11 | 10 | 1,08 | |
| | 1/50 | | 0,01 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,05 | 50 | 2,40 | |
| | 1/100 | | 0,005 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,02 | 100 | 2,07 | |
| | 1/1 | | 0,184 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,15 | | | 0,83 | 1 | 0,83 | 0,83 |
| | BW | | 0,03 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,03 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | -0,01 | |
| A FS 22.8. pH2 | 1/10 | | 0,155 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,16 | | | 0,84 | 10 | 8,38 | 8,38 |
| | 1/50 | | 0,046 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,05 | | | 0,24 | 50 | 12,21 | |
| | 1/100 | | 0,024 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,12 | 100 | 12,43 | |
| B1 FS 22.8. pH2 | 1/10 | | 3,014 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 3,01 | | | 16,42 | 10 | 164,19 | |
| | 1/50 | | 1,812 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,81 | | | 9,87 | 50 | 493,41 | |
| | 1/100 | | 0,928 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,93 | | | 5,05 | 100 | 505,07 | |
| | 1/200 | | 0,443 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,44 | | | 2,41 | 200 | 481,53 | 481,53 |
| B1 FS 22.8. pH2_2 | 1/10 | | 3,07 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 3,07 | | | 16,72 | 10 | 167,24 | |
| | 1/50 | | 1,799 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,80 | | | 9,80 | 50 | 489,86 | |
| | 1/100 | | 0,924 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,92 | | | 5,03 | 100 | 502,89 | |
| | 1/200 | | 0,461 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,46 | | | 2,51 | 200 | 501,14 | 501,14 |

**Versuche C/D: Bestimmung der Konzentration an gelöstem Eisen**

| *Einzugebende DATEN* | | | | | | | *Korrektur Verdünnung* | | | | *Standard-Kalibration* | | | *Ergebnisse der Proben* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Probe** | **Beschr.** | **c_Aufst** | **E_roh** | **V_Aufst** | **V_pH** | **V_Anw** | **V_Ist** | **F_gesV** | **E_BW** | **E_korr** | **a_Kali** | **b_Kali** | **c_Kali** | **F_H2O** | **c_Kali_FS** | **⌀** |
| | | *mg/l* | - | *ml* | *ml* | *ml* | *ml* | - | - | - | - | - | *mg/l* | - | *mg/l* | *mg/l* |
| B2 FS 22.8. pH3 | 1/10 | | 2,972 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,97 | | | 16,19 | 10 | 161,90 | |
| | 1/50 | | 1,351 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,35 | | | 7,36 | 50 | 367,79 | |
| | 1/100 | | 0,694 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,69 | | | 3,78 | 100 | 377,55 | 377,55 |
| B2 FS 22.8. pH2 | 1/10 | | 2,985 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,99 | | | 16,26 | 10 | 162,60 | |
| | 1/50 | | 1,682 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,68 | | | 9,16 | 50 | 457,98 | |
| | 1/100 | | 0,871 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,87 | | | 4,74 | 100 | 474,01 | 474,01 |
| C FS 22.8. pH3 | 1/10 | | 2,991 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,99 | | | 16,29 | 10 | 162,93 | |
| | 1/50 | | 1,786 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,79 | | | 9,73 | 50 | 486,32 | |
| | 1/100 | | 0,923 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,92 | | | 5,02 | 100 | 502,34 | |
| | 1/200 | | 0,434 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,43 | | | 2,36 | 200 | 471,72 | 471,72 |
| C FS 22.8. pH2 | 1/10 | | 3,079 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 3,08 | | | 16,77 | 10 | 167,73 | |
| | 1/50 | | 2,164 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 2,16 | | | 11,79 | 50 | 589,32 | |
| | 1/100 | | 1,112 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 1,11 | | | 6,05 | 100 | 605,34 | |
| | 1/200 | | 0,506 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,51 | | | 2,75 | 200 | 550,19 | 550,19 |
| A_3 Asche 23.8. pH3 | 1/10 | | 0,018 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,09 | 10 | 0,92 | |
| | 1/100 | | 0,006 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | 100 | 2,62 | |
| | 1/500 | | 0,005 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,02 | 500 | 10,35 | |
| | 1/1 | | 0,078 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,02 | | | 0,10 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| | BW | | 0,058 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,06 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| A_3 Asche 23.8. pH2 | 1/10 | | 0,074 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,07 | | | 0,40 | 10 | 3,97 | |
| | 1/100 | | 0,049 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,05 | | | 0,26 | 100 | 26,05 | |
| | 1/500 | | 0,018 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,09 | 500 | 45,78 | |
| | 1/1 | | 0,582 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,07 | 0,51 | | | 2,78 | 1 | 2,78 | 2,78 |
| | BW | | 0,07 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,07 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| B_2+3 Asche 23.8. pH3 | 1/10 | | 0,014 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,07 | 10 | 0,70 | |
| | 1/100 | | 0,005 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,02 | 100 | 2,07 | |
| | 1/500 | | 0,007 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | 500 | 15,80 | |
| | 1/1 | | 0,072 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,03 | | | 0,13 | 1 | 0,13 | 0,13 |
| | BW | | 0,047 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| B_2+3 Asche 23.8. pH2 | 1/10 | | 0,11 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,11 | | | 0,59 | 10 | 5,93 | |
| | 1/100 | | 0,081 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,08 | | | 0,43 | 100 | 43,49 | |
| | 1/500 | | 0,018 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,09 | 500 | 45,78 | 5,77 |
| | 1/1 | | 1,376 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,35 | 1,03 | | | 5,61 | 1 | 5,61 | |
| | BW | | 0,346 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,35 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| A_4+1+2 Asche 27.8. pH3 | 1/10 | | 0,022 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,11 | 10 | 1,13 | |
| | 1/100 | | 0,007 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | 100 | 3,16 | |
| | 1/500 | | 0,005 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,02 | 500 | 10,35 | |
| | 1/1 | | 0,091 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,07 | 0,02 | | | 0,12 | 1 | 0,12 | 0,12 |
| | BW | | 0,068 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,07 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| A_4+1+2 Asche 27.8. pH2 | 1/10 | | 0,099 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,53 | 10 | 5,33 | 5,33 |
| | 1/100 | | 0,051 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,05 | | | 0,27 | 100 | 27,14 | |
| | 1/500 | | 0,013 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,06 | 500 | 32,15 | |
| | 1/1 | | 0,637 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,60 | | | 3,25 | 1 | 3,25 | |
| | BW | | 0,04 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,04 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| B_1+4 Asche 27.8. pH3 | 1/10 | | 0,024 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,12 | 10 | 1,24 | 1,24 |
| | 1/100 | | 0,007 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | 100 | 3,16 | |
| | 1/500 | | 0,006 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | 500 | 13,08 | |
| | 1/1 | | 0,133 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,09 | 0,04 | | | 0,21 | 1 | 0,21 | |
| | BW | | 0,093 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,09 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| B_1+4 Asche 27.8.pH2 | 1/10 | | 0,165 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,17 | | | 0,89 | 10 | 8,93 | 8,93 |
| | 1/100 | | 0,103 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,55 | 100 | 55,48 | |
| | 1/500 | | 0,024 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,02 | | | 0,12 | 500 | 62,13 | |
| C_4 Asche 27.8. pH3 | 1/10 | | 0,025 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,03 | | | 0,13 | 10 | 1,30 | 1,30 |
| | 1/100 | | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | 100 | 3,71 | |
| | 1/500 | | 0,006 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,03 | 500 | 13,08 | |
| | 1/1 | | 0,09 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,07 | 0,02 | | | 0,12 | 1 | 0,12 | |
| | BW | | 0,066 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,07 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| C_4 Asche 27.8. pH2 | 1/10 | | 0,1 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,10 | | | 0,54 | 10 | 5,38 | 5,38 |
| | 1/100 | | 0,057 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,06 | | | 0,30 | 100 | 30,41 | |
| | 1/500 | | 0,013 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,06 | 500 | 32,15 | |
| C_1+2 Asche 27.8. pH3 | 1/10 | | 0,027 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,03 | | | 0,14 | 10 | 1,41 | 1,41 |
| | 1/100 | | 0,011 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,05 | 100 | 5,34 | |
| | 1/500 | | 0,005 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,02 | 500 | 10,35 | |
| | 1/1 | | 0,13 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,11 | 0,02 | | | 0,08 | 1 | 0,08 | |
| | BW | | 0,114 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,11 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |
| C_1+2 Asche 27.8. pH2 | 1/10 | | 0,067 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,07 | | | 0,36 | 10 | 3,59 | 3,59 |
| | 1/100 | | 0,034 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,03 | | | 0,18 | 100 | 17,87 | |
| | 1/500 | | 0,008 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | | 0,01 | | | 0,04 | 500 | 18,53 | |
| | 1/1 | | 0,504 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,45 | | | 2,45 | 1 | 2,45 | |
| | BW | | 0,053 | | | 5,6 | 5,6 | 1,00 | 0,05 | 0,00 | | | -0,01 | 1 | | |

* Zu hohe bzw. zu niedrige Verdünnung

* Fehler bei der Analyse durch Einfluss von zu hoher Konzentration an Orthophosphat

## C1-C3/D1-D3: Auswertung und Daten des Versuchsdurchlaufs

| | | | | V_FS | V_H20 | V_HCl_pH3 | V_Probe | V_HCl2_roh | F_1 | V_HCl2_pH2_korr | c_Fe1_roh | c_Fe2_roh | c_PO41_roh | c_PO42_roh | F_2 | F_3 | TS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | ml | ml | ml | ml | ml | - | ml | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | | - | g TS/kg FS |
| | | | Durchgang | Volumen FS im Becherglas | Volumen H2O im Becherglas | Säurebedarf an HCl bis pH 3 | Volumen der entnommenen Probe | Säurebedarf an HCl pH3 bis pH 2 | Verhältnis V_Orig:(V_Orig-V_Probe) | V_HCl2_roh * F | | | PO4-P bei pH3 | PO4-P bei pH2 | Faktor 2 Konzentrations-änderung (+H2O+HCl) | Faktor 3. Konzentrations-änderung (+HCl2) nach Probenahme | |
| C1 | C1: FS 1 | FS Bruck bel. | A1 | 125 | 125 | 4,4 | 50 | 1,8 | 1,25 | 2,25 | 1,0 | 10,6 | 88,1 | 118,8 | 2,035 | 1,009 | 20,62 |
| | C1: FS 2 | | A2 | 125 | 125 | 4,3 | 50 | 2 | 1,25 | 2,50 | 0,8 | 8,4 | 86,3 | 111,6 | 2,034 | 1,010 | 20,62 |
| D1 | D1: ASCHE 1 | Asche Bruck bel | A_3 | 52,2 | 52,2 | 0,9 | 40 | 0,8 | 1,62 | 1,30 | 0,1 | 2,8 | 182,4 | 292,8 | 2,017 | 1,012 | 20,62 |
| | D1: ASCHE 2 | | A_4+1+2 | 172,5 | 172,5 | 2,5 | 50 | 4 | 1,17 | 4,68 | 0,1 | 5,3 | 178,5 | 309,5 | 2,014 | 1,013 | 20,62 |
| C2 | C2: FS 1 | FS Bruck unbel. | B1 | 250 | 250 | 24,9 | 50 | 5,2 | 1,11 | 5,78 | 379,8 | 490,4 | 345,9 | 404,4 | 2,100 | 1,011 | 29,51 |
| | C2: FS 2 | | B2 | 250 | 250 | 24,5 | 50 | 5,8 | 1,11 | 6,44 | 377,6 | 474,0 | 318,6 | 374,1 | 2,098 | 1,012 | 29,51 |
| D2 | D2: ASCHE 1 | Asche Bruck unbel | B_2+3 | 207,7 | 0 | 4,1 | 50 | 4,2 | 1,32 | 5,53 | 0,1 | 5,8 | 310,2 | 792 | 1,020 | 1,026 | 29,51 |
| | D2: ASCHE 2 | | B_1+4 | 223 | 0 | 4,4 | 50 | 4,3 | 1,29 | 5,54 | 1,2 | 8,9 | 274,5 | 796,8 | 1,020 | 1,024 | 29,51 |
| C3 | C3: FS 1 | FS Schwechat unbel. | C1 | 250 | 250 | 21,6 | 50 | 4,8 | 1,11 | 5,33 | 0,0 | 649,8 | | 281,4 | 2,086 | 1,010 | 28,55 |
| | C3: FS 2 | | C2 | 250 | 250 | 21,3 | 50 | 4,2 | 1,11 | 4,67 | 471,7 | 550,2 | 240 | 275,7 | 2,085 | 1,009 | 28,55 |
| D3 | D3: ASCHE 1 | Asche Schwechat | C_4 | 95,6 | 0 | 1,7 | 50 | 0,9 | 2,10 | 1,89 | 1,3 | 5,4 | 440,4 | 599,5 | 1,018 | 1,019 | 28,55 |
| | D3: ASCHE 2 | | C_1+2 | 240 | 0 | 4,3 | 50 | 3,2 | 1,26 | 4,04 | 1,4 | 3,6 | 436,5 | 585 | 1,018 | 1,016 | 28,55 |

| | | | ERGEBNISSE | | | | | | | | Faulschlamm Gesamt | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | c_Fe_pH3 | c_Fe_pH2 | c_PO4-P_pH3 | c_PO4-P_pH2 | HCl_pH3 | HCl_pH2 | HCl_pH3_TS | HCl_pH2_TS | c_Feges_FS | c_PO4ges_FS |
| | | | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | ml HCl /kg FS | ml HCl /kg FS | ml HCl /g TS | ml HCl / FS | mg/l | mg/l |
| | | | Fe-Konzentration bei pH3 | Fe-Konzentration bei pH2 | PO4-P-Konzentration bei pH3 | PO4P-Konzentration bei pH2 | Säurbedarf pro kg FS V_HCl_pH3 / (V_FS)*1000 | Säurbedarf gesamt pro kg FS (V_HCl_pH3+ V_HCl_pH2_korr) / (V_FS)*1000 | Säurbedarf pro gTS V_HCl_pH3 / (V_FS)*1000 | Säurebedarf gesamt V_HCl_pH3 + V_HCl_pH2 | Gesamte Eisen-Konzentration im FS | Gesamte P-Konzentration im FS |
| C1 | C1: FS 1 | FS Bruck bel. | 2,12 | 21,68 | 179,3 | 243,9 | 35,20 | 53,20 | 1,71 | 2,58 | 1304 | 943 |
| | C1: FS 2 | | 1,69 | 17,22 | 175,6 | 229,3 | 34,40 | 54,40 | 1,67 | 2,64 | 1304 | 943 |
| D1 | D1: ASCHE 1 | Asche Bruck bel | 0,20 | 5,68 | 367,9 | 597,9 | 17,24 | 42,09 | 0,84 | 2,04 | 1304 | 943 |
| | D1: ASCHE 2 | | 0,24 | 10,88 | 359,6 | 631,9 | 14,49 | 41,61 | 0,70 | 2,02 | 1304 | 943 |
| C2 | C2: FS 1 | FS Bruck unbel. | 797,33 | 1040,88 | 726,3 | 858,4 | 99,60 | 122,71 | 3,38 | 4,16 | 1363 | 950 |
| | C2: FS 2 | | 792,10 | 1006,63 | 668,4 | 794,5 | 98,00 | 123,78 | 3,32 | 4,19 | 1363 | 950 |
| D2 | D2: ASCHE 1 | Asche Bruck unbel | 0,13 | 6,04 | 316,3 | 828,6 | 19,74 | 46,37 | 0,67 | 1,57 | 1363 | 950 |
| | D2: ASCHE 2 | | 1,26 | 9,33 | 279,9 | 832,2 | 19,73 | 44,59 | 0,67 | 1,51 | 1363 | 950 |
| C3 | C3: FS 1 | FS Schwechat unbel. | 0,00 | 1369,63 | 0,0 | 593,1 | 86,40 | 107,73 | 3,03 | 3,77 | 1557 | 633 |
| | C3: FS 2 | | 983,63 | 1157,48 | 500,4 | 580,0 | 85,20 | 103,87 | 2,98 | 3,64 | 1557 | 633 |
| D3 | D3: ASCHE 1 | Asche Schwechat | 1,32 | 5,58 | 448,2 | 621,8 | 17,78 | 37,52 | 0,62 | 1,31 | 1557 | 633 |
| | D3: ASCHE 2 | | 1,44 | 3,71 | 444,3 | 605,3 | 17,92 | 34,76 | 0,63 | 1,22 | 1557 | 633 |

| | | | RÜCKLÖSUNG [%] | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | c_Fe_pH3 | c_Fe_pH2 | c_PO4-P_pH3 | c_PO4-P_pH2 | HCl_pH3 | HCl_pH2 |
| | | | % | % | % | % | % | % |
| | | | Fe-Konzentration bei pH3 | Fe-Konzentration bei pH2 | PO4-P-Konzentration bei pH3 | PO4P-Konzentration bei pH2 | Säurbedarf pro kgFS V_HCl_pH3 / (V_FS)*1000 | Säurebedarf gesamt V_HCl_pH3 + V_HCl_pH2 |
| C1 | C1: FS 1 | FS Bruck bel. | 0,16 | 1,66 | 19,0 | 25,87 | | |
| | C1: FS 2 | | 0,13 | 1,32 | 18,6 | 24,3 | | |
| D1 | D1: ASCHE 1 | Asche Bruck bel | 0,02 | 0,44 | 39,0 | 63,4 | | |
| | D1: ASCHE 2 | | 0,02 | 0,83 | 38,1 | 67,0 | | |
| C2 | C2: FS 1 | FS Bruck unbel. | 58,50 | 76,37 | 76,4 | 90,4 | | |
| | C2: FS 2 | | 58,11 | 73,85 | 70,4 | 83,6 | | |
| D2 | D2: ASCHE 1 | Asche Bruck unbel | 0,01 | 0,44 | 33,3 | 87,2 | | |
| | D2: ASCHE 2 | | 0,09 | 0,68 | 29,5 | 87,6 | | |
| C3 | C3: FS 1 | FS Schwechat unbel. | | 87,97 | 0,0 | 93,7 | | |
| | C3: FS 2 | | 63,17 | 74,34 | 79,1 | 91,6 | | |
| D3 | D3: ASCHE 1 | Asche Schwechat | 0,08 | 0,36 | 70,8 | 98,2 | | |
| | D3: ASCHE 2 | | 0,09 | 0,24 | 70,2 | 95,6 | 100 | 943 |