

SZENARIENANALYSE FÜR DIE KLÄRANLAGE FREISTADT MITHILFE DER NUMERISCHEN SIMULATION

Masterarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

eingereicht von:
MATZINGER, JÜRGEN

Betreuer: Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Günter Langergraber
Mitbetreuerin: Dipl.-Ing. Lena Simperler

Vorwort

Die nachfolgende Masterarbeit wurde am Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz (Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt) an der Universität für Bodenkultur Wien verfasst.

An dieser Stelle möchte ich all jenen Personen meinen Dank aussprechen, die zur erfolgreichen Entstehung dieser Arbeit beigetragen haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Thomas Ertl, der es, einerseits durch sein Eingehen auf meine speziellen Interessen und andererseits durch die Herstellung des Kontaktes mit der Kläranlage Freistadt, mir ermöglicht hat, meine Masterarbeit in genau dieser Thematik auszuarbeiten.

Für die tatkräftige Unterstützung über das gesamte letzte Jahr möchte ich mich bei Herrn Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Günter Langergraber und bei Frau Dipl.-Ing. Lena Simperler bedanken, die mir in jeder Art von fachlicher Aufgabenstellung stets mit Rat und Tat zur Seite gestanden sind und mir dabei halfen, jegliches Problem auszuräumen.

Ich möchte auch dem gesamten Team der Kläranlage Freistadt rund um Gerhard Kerschbaummayr, Peter Hackl, Wolfgang Hayböck und Andreas Sandner danken. Sie gaben mir die notwendigen Einblicke in die Praxis der Abwasserreinigung und standen auch abseits davon immer für Fragen zur Verfügung.

Der mit Abstand größte Dank geht an meine Eltern, die es mir überhaupt ermöglicht haben, diese große Herausforderung des Studiums zu beginnen und mir das notwendige Rüstzeug dafür mitgaben und an meine Freundin Laura, die einen unbeschreiblichen Teil dazu beitrug, diese Herausforderung letztendlich zu Ende zu bringen!

Vielen Dank euch allen!

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	8
2	Zielsetzung und Aufgabenstellung	9
3	Allgemeine Grundlagen	10
3.1	Simulationen in der Abwasserreinigung	10
3.1.1	Unterschied statische – dynamische Simulation	10
3.2	Belebtschlammmodellierung	11
3.2.1	Darstellung der Realität in einem Modell	11
3.2.2	Historische Entwicklung der Belebtschlammmodellierung	11
3.2.3	Activated Sludge Models	12
3.2.3.1	Activated Sludge Model No. 1 (ASM1)	12
3.2.3.2	Activated Sludge Model No. 2 (ASM2 und ASM2d)	15
3.2.3.3	Activated Sludge Model No. 3 (ASM3)	15
3.2.3.4	Verbesserungen des ASM3 zum ASM1	16
3.2.3.5	Prozesse des ASM3	17
3.2.3.6	Grenzen des ASM3	20
3.3	Abwasserreinigungsanlage Freistadt	20
3.3.1	Allgemeines	20
3.3.2	Funktionsweise der Kläranlage	20
4	Material und Methoden	25
4.1	Guidelines zur Belebtschlammmodellierung	25
4.2	GMP Unified Protocol	25
4.2.1	Definition des Projekts	27
4.2.2	Datensammlung und Harmonisierung	28
4.2.3	Modellaufbau	30
4.2.4	Kalibrierung und Validierung	32
4.2.5	Simulation und Ergebnisinterpretation	34
4.3	SIMBA#	35
5	Ergebnisse und Diskussion	36
5.1	Projektdefinition	36
5.2	Datensammlung und Harmonisierung	36
5.2.1	Verwendetes Datenmaterial	36
5.2.2	Zulaufdaten	37
5.2.3	Einfluss der Temperatur	38
5.3	Modellaufbau	39
5.3.1	Teilmodelle	40
5.3.2	Modell der ARA Freistadt und erster Testlauf	46
5.4	Kalibrierung und Validierung	46
5.4.1	Kalibrierung	46
5.4.1.1	Zielparameter CSB	47
5.4.1.2	Zielparameter Ammonium	49
5.4.1.3	Zielparameter Nitrat	51
5.4.1.4	Zielparameter Gesamtstickstoff	53
5.4.2	Validierung	54

5.5	Simulationsergebnisse und Ergebnisinterpretation	58
5.5.1	Ausbauszenarien	58
5.5.2	Ergebnisse Szenario Siedlungserweiterung	59
5.5.3	Ergebnisse Szenario Milchverarbeitungsbetrieb	61
5.5.4	Ergebnisse Szenario Brauereierweiterung	63
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	66
7	Zusammenfassung	68
8	Literatur	71
9	Anhang	76
9.1	Validierung	76
10	Lebenslauf	79
11	Eidesstattliche Erklärung	82

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Matrixdarstellung des ASM1 (MEIER, 2015,14)	14
Abbildung 2: Vergleich der CSB-Bereitstellung zwischen ASM1 und ASM3 (HENZE et al., 2000, 105)	17
Abbildung 3: Stöchiometrie der Prozesse im ASM 3 (HENZE et al., 2000, 111)	19
Abbildung 4: Kinetik der Prozesse im ASM 3 (HENZE et al., 2000, 110)	19
Abbildung 5: Fließschema der Kläranlage Freistadt	24
Abbildung 6: Vorgehensweise laut GMP Unified Protocol (RIEGER et al., 2013, 27)	26
Abbildung 7: Simulationsrelevante Arten von Daten (RIEGER et al., 2013, 36)	29
Abbildung 8: Modell der ARA Freistadt in SIMBA# mit den einzelnen Teilprozessen.....	31
Abbildung 9: Grafische Darstellungsform in SIMBA# - Vergleich Zuflussmenge/TS-Gehalt	32
Abbildung 10: Vorgehensweise bei der Kalibrierung (Rieger, 2017)	33
Abbildung 11: GMP Flussdiagramm für die Simulation und Ergebnisinterpretation (RIEGER et al., 2013, 77)	35
Abbildung 12: Stickstoff-Kohlenstoff Verhältnis im Zulauf der Kläranlage Freistadt.....	38
Abbildung 13: Temperaturverlauf des Abwassers im Jahr 2013.....	39
Abbildung 14: Gewählte Teilmodelle im SIMBA#	40
Abbildung 15: Excel-File der Zulaufdaten.....	41
Abbildung 16: Blockparameter des Vorklärmodells	42
Abbildung 17: Blockparameter des Denitrifikationsbeckens.....	43
Abbildung 18: Blockparameter des Nitrifikationsbeckens	43
Abbildung 19: Parameter zur Definition des Nachklärmodells.....	45
Abbildung 20: Gesamtheit der Prozesse der Anlage	46
Abbildung 21: Ergebnis des ersten Testlaufs nach dem Modellaufbau (CSB)	47
Abbildung 22: Eingabemaske für die Zulauffraktionierung im #SIMBA.....	48
Abbildung 23: Kalibrierungsergebnis für den CSB-Abbau	49
Abbildung 24: Ergebnis des ersten Testlaufs nach dem Modellaufbau (Ammonium)	50
Abbildung 25: Kalibrierungsergebnis für den Ammoniumabbau	51
Abbildung 26: Ergebnis des ersten Testlaufs nach dem Modellaufbau (Nitrat)	52
Abbildung 27: Kalibrierungsergebnis für den Nitratabbau	53
Abbildung 28: Kalibrierungsergebnis für den Gesamtsickstoffabbau.....	54
Abbildung 29: Ammonium-Ablaufkonzentration über den Validierungszeitraum	56
Abbildung 30: Wirkungsgrad des Ammonium-Abbaus über den Validierungszeitraum..	57
Abbildung 31: Nitrat-Ablaufkonzentration über den Validierungszeitraum	58
Abbildung 32: Vergleich der CSB-Ablaufkonzentrationen	60
Abbildung 33: Vergleich der Ammonium-Ablaufkonzentrationen.....	61

Abbildung 34: Vergleich der CSB-Ablaufkonzentrationen	62
Abbildung 35: Vergleich der Ammonium-Ablaufkonzentrationen.....	63
Abbildung 36: Vergleich der CSB-Ablaufkonzentrationen	64
Abbildung 37: Vergleich der Ammonium-Ablaufkonzentrationen.....	65
Abbildung 38: CSB-Ablaufkonzentration über den Validierungszeitraum.....	76
Abbildung 39: Wirkungsgrad des CSB-Abbaus.....	77
Abbildung 40: Gesamtstickstoff-Ablaufkonzentration über den Validierungszeitraum....	77
Abbildung 41: Wirkungsgrad des Gesamtstickstoff-Abbauprozesses	78

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verwendete Daten für die Simulation	37
Tabelle 2: Abweichungen der Simulationswerte zu den erhobenen Daten (Mittelwerte)	55
Tabelle 3: Frachten für das Szenario 1 - Siedlungserweiterung	59
Tabelle 4: Frachten für das Szenario 2 - Milchverarbeitungsbetrieb.....	62
Tabelle 5: Frachten für das Szenario 3 - Brauereierweiterung	63

Kurzfassung

Die Werkzeuge der Modellierung und der dynamischen Simulation sind in der Abwassertechnik in unseren Breiten noch kaum bis gar nicht gebräuchlich. Die Gründe die hierfür vorliegen sind vielfältig. Einerseits ist es das fehlende Know-how in den Ingenieurbüros aber auch der Kostendruck der herrscht und der es so nicht zulässt, Ingenieure auf diesem Gebiet für zeitaufwendige Schulungen und Einarbeitungszeiträume freizustellen. Andererseits gibt es auch auf überprüfender Seite der Behörden nur Wenige, die auf diesem Gebiet eingearbeitet sind. Ein übergeordnetes und ungeschriebenes Ziel dieser Arbeit war es auch, die großen Vorteile der Modellierung aufzuzeigen und für die Praxis interessanter zu machen.

Die Abwasserreinigungsanlage Freistadt wurde als Beispiel herangezogen, um an ihr ein Modellierungsprojekt durchzuführen. Als Leitfaden für dieses Projekt wurde das Good Modelling Practice Unified Protocol verwendet. Dieses Protokoll gibt Schritt für Schritt vor, wie bei solchen Projekten vorgegangen werden soll. Basierend darauf wurde das Projekt definiert, die benötigten Daten zusammengetragen, mithilfe der Simulationssoftware SIMBA# ein Modell erstellt, dieses danach kalibriert und validiert und abschließend die Simulationen durchgeführt und deren Ergebnisse interpretiert. Für die Simulation wurden 3 Szenarien (Siedlungserweiterung, Ansiedlung eines Milchverarbeitungsbetriebes und Brauereierweiterung) ausgearbeitet, mit denen die bestehende Anlage noch zusätzlich belastet wurde. Ausgehend von diesen Ergebnissen wurde eine Betriebsalternative gewählt, und die Ergebnisse dieser Alternative mit jenem des Normalbetriebes abgewogen und bewertet. Verglichen wurden die Konzentrationen der Parameter CSB und Ammonium im Kläranlagenablauf. Durch dieses Vorgehen sollten alle Vorteile, die eine Modellierung für die Bereiche der Praxis, Forschung und Lehre mit sich bringt, aufgezeigt werden.

Abstract

The tools of modelling and dynamic simulation in wastewater technology are still very rarely used in Europe. The causes for this are diverse. On the one hand, there is missing know-how in engineering offices concerning this methods as well as a pressure from rising costs, which makes it impossible for engineers to take part in time-consuming workshops and trainings for this field. On the other hand, there are still very few examining authorities that are experienced in this area. Therefore, one of the aims of this paper has also been to demonstrate the many benefits of modelling and make it more attractive for practical application.

In this thesis, a modelling project has been carried out on the wastewater treatment plant of the city Freistadt. The Good Modelling Practice Unified Protocol has been used as a guideline for this project. The protocol describes the procedure for a modelling study step by step. Therefore, based on this protocol, the project has been defined, the required data was collected and a model was installed using the simulation software SIMBA#. The data was calibrated and validated and the simulation has been carried out. Finally, the results were interpreted.

3 scenarios, i.e. community growth, settlement of a milk processing factory and the expansion of a brewery, were used in the simulation study with emphasis on putting the plant under additional stress. Based on its results an alternative operation process was developed and the results of the alternatives were compared and analysed with results under the current operational settings. Effluent concentrations of COD and ammonium nitrogen were evaluated. This procedure demonstrated the benefits of numerical modelling for the areas of practice, research and teaching.

1 Einleitung

Das Standardprozedere für die Bemessung einer Kläranlage stellt eine statische Berechnung nach einem Formblatt, wie zum Beispiel jenes der DWA-A 131 (2016), welches wohl die am häufigsten verwendete Unterlage in Österreich darstellt. Diese Vorgehensweise bietet durch die Einfachheit ihrer Anwendung einen großen Vorteil und findet deshalb in der Praxis auch großen Anklang. Dynamische Verfahren hingegen, bedürfen eines etwas umfangreicheren Einsatzes von finanziellen und personellen Ressourcen. Besonders der Erwerb des Know-hows und der Umgang mit den Softwares stellen anscheinend unüberwindbare Barrieren für die auf diesem Gebiet arbeitenden Ingenieurbüros dar. Denkt man jedoch etwas weiter, nämlich an das Einsparungspotenzial in den Ausbaumaßnahmen durch etliche Optimierungsmöglichkeiten, die durch die Betrachtung gewisser Problemstellungen mit einer derartigen Software gegeben wären, dann würden sich die vergleichsweise niedrigen Mehrkosten in der Planungsphase schnell relativieren.

Ich spreche hier weniger über die Anwendung für den Neubau von Anlagen, für die dynamische Simulationen zu Betriebsvariantenuntersuchungen durchaus auch geeignet wären, aber noch vielmehr für die Optimierung bestehender Anlagen. Oft stoßen reale Anlagen an die „Grenzen“, die ihnen laut Bescheid, auf der Grundlage statischer Berechnungen, vorgeschrieben werden. In der Realität sind ihre Kapazitäten aber oft noch bei weitem nicht ausgeschöpft. Würde man für diese Kläranlagen ein Modell erstellen und dieses mit den sowieso Großteils vorliegenden Betriebsdaten kalibrieren, könnten ohne großen Aufwand verschiedenste Varianten der Betriebsoptimierung durchgeführt werden.

Alle diese Dinge sehe ich als enormen Vorteil, den die Modellierungsarbeit nicht nur im Bereich der Kläranlagenmodellierung, sondern auch auf anderen Gebieten – wie der Trinkwasserversorgung oder der Kanalnetzmodellierung – bietet, in der Praxis aber bei weitem noch nicht den Stellenwert zugesprochen bekommt, der ihr zustehen würde. Mit dieser Arbeit wollte ich mir das nötige Wissen auf diesem Gebiet aneignen, beziehungsweise auch aufzeigen, welche Möglichkeiten die Modellierung und die dynamische Simulation bieten.

Diese Arbeit wurde über den Zeitraum vom Dezember 2016 bis Dezember 2017 ausgearbeitet und verfasst. Begonnen wurde 2016 mit dem Vertraut machen der Anlage durch einen 3-tägigen Aufenthalt auf der Kläranlage und dem Begleiten des Klärpersonals bei ihrer Tätigkeit. Anschließend wurden von Jänner 2017 bis Juni 2017 die Arbeiten mit der Simulationssoftware durchgeführt und nach dem Sommer bis zum Jahresende die Masterarbeit verfasst und niedergeschrieben.

2 Zielsetzung und Aufgabenstellung

Das Hauptziel der Masterarbeit ist die Durchführung eines Modellierungsprojektes an einer realen Abwasserreinigungsanlage.

Zur Erreichung dieses Ziels sind vier Hauptaufgaben durchzuführen, die wie folgt aussehen:

1. Planung der Arbeit nach den Richtlinien des GMP Unified Protocols.
2. Erstellung eines funktionsfähigen Modells der Abwasserreinigungsanlage Freistadt unter der Verwendung der Simulationssoftware SIMBA#, mithilfe dessen dynamische Simulationen der Anlage durchgeführt werden können.
3. Ausarbeitung von drei unterschiedlichen und fiktiven Belastungsszenarien, unter deren Zusatzkapazitäten die Reaktion des Anlagenmodells beobachtet werden soll.
4. Beurteilung der Simulationsergebnisse im Hinblick auf die gesetzlichen Vorgaben der Behörde, betreffend die Ablaufkonzentrationen in den Vorfluter.

In Kapitel 3 "Allgemeine Grundlagen", wird die zu Grunde liegende Theorie über die Simulation und die Modellierung überblicksmäßig beschrieben. Es wird darauf eingegangen, welche Arten der Simulation gibt es und wofür sind diese jeweils zweckdienlich. Unter dem Punkt der Modellierung wird kurz die historische Entwicklung der Belebtschlammmodellierung nachvollzogen und anschließend die über die Jahre erarbeiteten Belebtschlammmodelle beschrieben.

Die zur Durchführung der Tätigkeiten in dieser Arbeit erforderlichen Methoden, Programme und Unterlagen werden im Kapitel 4 "Material und Methoden" näher dargestellt. Der größte Teil dieses Kapitels stellt die Beschreibung des verwendeten Ausführungsprotokolls dar, des Good Modelling Practice Unified Protocol und als abschließenden Punkt die Darstellung der Software, mithilfe derer die Modellierung und die Simulationen durchgeführt wurden.

In Kapitel 5 "Ergebnisse und Diskussion" wird die Umsetzung der im vorangegangenen Kapitel beschriebenen Schritte ausgeführt. Die Durchführung der Projektdefinition, der Datensammlung, des Modellaufbaus, der Kalibrierung und der Simulation werden beschrieben.

Als letztes wird in Kapitel 6 "Schlussfolgerungen und Ausblick" auf die gesamten Ergebnisse eingegangen, eine abschließende Schlussfolgerung und ein zukünftiger Ausblick auf diesem Gebiet gegeben.

3 Allgemeine Grundlagen

3.1 Simulationen in der Abwasserreinigung

Eine Simulation ist die Durchführung eines Experiments mithilfe eines Modells, anstatt der Heranziehung des realen Systems. Dies kann verschiedene Gründe zum Anlass haben (GÜNTHERT et al., 2009, 73):

- kostengünstiger als eine Versuchsdurchführung am realen System
- keine Gefährdung des realen Prozesses während des Experiments
- das zu simulierende System existiert noch nicht

Hinzu kommt weiters noch der Vorteil der Flexibilität, die die Anwendung einer Simulation mit sich bringt. Es können mit sehr geringem Aufwand einzelne Parameter und Rahmenbedingungen verändert und die Auswirkungen auf den Prozess ohne große zeitliche Verzögerung beobachtet werden.

3.1.1 Unterschied statische – dynamische Simulation

Eine statische Simulation in der Abwassertechnik stellt unter anderem eine stationäre Berechnungsmethode dar, die bevorzugt zur Bemessung von Abwasserreinigungsanlagen herangezogen wird. Dabei wird mithilfe definierter Zulaufparameter eine Dimensionierung der notwendigen Anlagenteile, wie zum Beispiel die Beckenvolumina, die eingeblassene Luftmenge, die Rezirkulations- oder die Rücklaufschlammmenge vorgenommen (ALEX et al., 2015). Die Vorgehensweise sieht grobermaßen so aus, dass zuerst eine konstante, also zeitlich stationäre, Zulauffestlegung erfolgt, ein Verfahren gewählt und anhand dessen Schlammalter und Schlammindex berechnet oder festgelegt und danach die erforderlichen Ausbaugrößen geliefert werden (HUNZE, 2005, 288). Die hier zur Anwendung kommenden Arbeitsblätter sind zum Beispiel das DWA-A 131 (2016) oder jenes der Hochschulgruppe Simulation (HSG, 1993). Die dynamische Simulation hingegen zeichnet sich durch eine zeitliche Varianz der Zustände aus. Die Zulaufganglinie kann nunmehr entsprechend den Anforderungserfordernissen in verschiedene Intervalle unterteilt werden. Diese Herangehensweise stellt eine Möglichkeit dar, die Prozesse und Abläufe differenzierter darzustellen. Denn die Zulaufmenge, die Frachten und Konzentrationen an CSB oder Stickstoff variieren über den Tagesgang, über die Woche und über das Jahr. Verschiedene Ereignisse, wie zum Beispiel Niederschlag, können die Betriebsführung ändern (Rücklaufschlammmenge) und nur mit einer dynamischen Simulation können diese unterschiedlichen Betriebsweisen und die Reaktion der Anlage nachgebildet werden (KROISS, 1997).

Wo die statische Berechnung ihr Anwendungsgebiet in der Bemessung von Kläranlagen gefunden hat, reicht jenes der dynamischen Simulation noch weiter. Es können Teilprozesse viel detaillierter betrachtet werden. Dies ermöglicht die Optimierung einzelner Abläufe in der Mess-, Steuer- und Regeltechnik. Sie findet ebenso Anwendung in der Vorhersage und Steuerung der Prozesswasserbewirtschaftung, der Beckenvolumenaufteilung oder das Verhalten der Anlage auf außerordentliche Last- oder Störfälle (LADIGES et al., 1999 und 2001).

3.2 Belebtschlammmodellierung

3.2.1 Darstellung der Realität in einem Modell

Modellierung ist die vereinfachte Darstellung der Realität (RIEGER et al., 2013, 5). Nach Stachowiak (1973, 131 ff) muss ein Modell mindestens diese drei Merkmale aufweisen:

1. Abbildungsmerkmal: „Modelle sind stets Modelle von etwas, nämlich Abbildungen, Repräsentationen natürlicher oder künstlicher Originale,...“
2. Verkürzungsmerkmal: „Modelle erfassen im allgemeinen nicht alle Attribute des durch sie repräsentierten Originals, sondern nur solche, die den jeweiligen Modellschaffern und/oder Modellbenutzern relevant scheinen.“
3. Pragmatisches Merkmal: „Modelle sind ihren Originalen nicht per se eindeutig zugeordnet. Sie erfüllen ihre Ersetzungsfunktion a) für bestimmte – erkennende und/oder handelnde, modellbenutzende – Subjekte, b) innerhalb bestimmter Zeitintervalle und c) unter Einschränkung auf bestimmte gedankliche oder tatsächliche Operationen.“

Ein Belebtschlammmodell ist der Versuch der Darstellung des Verhaltens der verschiedenen Prozesse und Abläufe der Abwasserreinigung in einer Belebtschlammanlage. Es werden dabei nicht die gesamten Vorgänge des realen Prozesses erfasst, sondern lediglich jene, die für die jeweilige Fragestellung als wesentlich erachtet werden.

3.2.2 Historische Entwicklung der Belebtschlammmodellierung

Die folgende Timeline soll einen kurzen Überblick über die wichtigsten Fortschritte in der Entwicklung hin zu den heute verwendeten Belebtschlammmodellen geben. Die Auswahl der aufgelisteten Autoren und veröffentlichten Artikel geschieht in Anlehnung an die „Guidelines for Using Activated Sludge Models“ (RIEGER et al., 2013, 7 ff).

1912 PENFOLD und NORRIS:	Erstes Prinzip der Wachstumskinetik von Mikroorganismen in Abhängigkeit zur Substratkonzentration .
1914 ARDERN und LOCKETT:	Beschrieben erstmals den Belebtschlammprozess mit den heute noch angewendeten Verfahren der: <ul style="list-style-type: none">o Belüftung aerober Organismeno Sedimentation biologischer Feststoffeo Rückführung der abgesetzten Feststoffe in das belüftete Abwasser.
1942 MONOD:	Erstellte ein mathematisches Modell zur Vorhersage des Bakterienwachstums in Abhängigkeit zur Substratkonzentration (Monod-Gleichung).
1952 GARRETT und SAWYER:	Verwendeten die Monod-Gleichung zur Beschreibung des Bakterienwachstums im Belebtschlamm.

1958 HERBERT:	Beschrieb Konzept der endogenen Atmung zur besseren Vorhersage des Bakterienwachstums bei höherem Schlammalter.
1958 ECKENFELDER und	
1962 McKINNEY:	Beschrieben das die Belebtschlammkinetik in voll durchmischten Reaktoren.
1964 DOWNING et al.:	Erstellten eine Zusammenfassung der Kinetik und der Prozesse der Nitrifikation, die zu diesem Zeitpunkt schon weitgehend untersucht waren.
1975 BUSBY und ANDREWS:	Realisierten eines der ersten computergestützten dynamischen Modelle.
1980 DOLD et al.:	Entwickelten ein Belebtschlammmodell, das bereits Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse beinhaltet.
1987 HENZE et al.:	Entwickelten in einer IAWPRC (heute IWA) Task Group das Activated Sludge Model No. 1 (ASM1), welches seit dem als Grundlage für die meisten weiteren Entwicklungen auf dem Gebiet herangezogen wurde.
1991 TAKACS et al.	Entwickelten ein Modell zur Darstellung von Absetzprozessen in Nachklärbecken.
1995 und 1999 HENZE et al.:	Erweiterung des ASM1 zu ASM2 und ASM2d.
1997 BARKER und DOLD:	Modell zur Beschreibung der Phosphorentfernung.
1999 GUJER und	
2000 HENZE et al.:	Erweiterung der Belebtschlammmodellierung zum Activated Sludge Model No. 3 (ASM3)

3.2.3 Activated Sludge Models

3.2.3.1 Activated Sludge Model No. 1 (ASM1)

Eine von der „International Association on Water Pollution Research and Control“, kurz IAWPRC, (heute IWA, „International Water Association“) ins Leben gerufene Task Group, mit dem Namen “Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment”, wurde 1982 damit beauftragt, die bisherigen Erkenntnisse der Belebtschlammmodellierung zu analysieren und ein Modell zu erarbeiten, welches das Verhalten von einstufigen Belebtschlammssystemen mit Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und Denitrifikation darstellen soll. Die Ergebnisse wurden 1987 von HENZE et al. veröffentlicht und sind heute unter dem Namen Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) bekannt.

Dieses Modell ist rein auf bilanzierbare Größen, den Kohlenstoff (CSB-Bilanz) und den Stickstoff (N-Bilanz), aufgebaut. Zur Beschreibung des Belebtschlammsystems verwendet das ASM1 8 Umwandlungsprozesse:

- 3 Wachstumsprozesse:
 - Heterotropher Organismen (aerob und anoxisch-Denitrifikanten)
 - Autotropher Organismen (aerob-Nitrifikanten)

- 2 Absterbeprozesse:
 - Heterotropher und autotropher Organismen
- 2 Hydrolyseprozesse:
 - Von partikulären organischen Verbindungen (Kohlenstoff und Stickstoff)
- Ammonifikationsprozess

mit 13 Modellkomponenten:

- 8 CSB-Fractionen zur Kohlenstoffbilanzierung (S_i , S_s , X_t , X_s , X_{BH} , X_{BA} , X_P und S_O),
- 4 bilden die Stickstoffbilanz (S_{NO} , S_{NH} , S_{ND} und X_{NO}) und
- eine für die Alkalität (S_{ALK}).

Für jeden dieser Komponenten und Prozesse ist im ASM1 eine stöchiometrisch und kinetisch herleitbare Bilanzgleichung definiert und in der so genannten Gujer-Matrix dargestellt (GUJER, 1985 und HENZE et al. 1987). Der große Vorteil einer Matrixdarstellung liegt in der guten Übersichtlichkeit der Zusammenhänge zwischen den Prozessen und, dass zusätzliche Prozesse leicht hinzugefügt werden können (NOWAK, 1997).

Der erste entwickelte Modellansatz des ASM1 weist nach NOWAK (1997), NOWAK und SVARDAL (1998), VAN LOOSDRECHT und JETTEN (1998) und GUJER et al. (1999) auch einige Ungenauigkeiten und unzureichende Prozessbeschreibungen auf. Deshalb kam es in weiterer Folge auch zu der Entwicklung diverser anderer Belebtschlammmodelle.

Komponente Prozess	j	S_I	S_S	X_I	X_S	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_P	S_O	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	Prozessrate R_j
Aerobes Wachstum der heterotrophen Biomasse	1		$1 - \frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$		$-i_{xb}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \cdot \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \cdot \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \cdot X_{B,H}$
Anoxisches Wachstum der heterotrophen Biomasse	2		$1 - \frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{1 - Y_H}{2,86 Y_H}$	$-i_{xb}$			$\frac{1 - Y_H}{14 \cdot 2,86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \cdot \eta_g \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \cdot \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot X_{B,H}$
Aerobes Wachstum der autotrophen Biomasse	3						1		$-\frac{4,57 - Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-\frac{i_{xb}}{1} - \frac{1}{Y_A}$		$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7 Y_A}$		$\mu_A \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) \cdot X_{B,A}$
Absterben der heterotrophen Biomasse	4				$1 - f_p$	-1		f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_H \cdot X_{B,H}$
Absterben der autotrophen Biomasse	5				$1 - f_p$		-1	f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_A \cdot X_{B,A}$
Ammonifikation des gelösten org. Stickstoff	6										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a \cdot X_{B,H} \cdot S_{ND}$
Hydrolyse schwer abbau- barer Substrate	7		1		-1										$k_h \cdot \left(\frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \right) \cdot X_{B,H} \cdot \left[\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + \eta_H \cdot \left(\frac{K_{OH}}{S_O + K_{OH}} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right]$
Hydrolyse partikelförmiger organischer Stickstoffe	8											1	-1		$R7 \cdot \frac{X_{ND}}{X_S}$

Abbildung 1: Matrixdarstellung des ASM1 (MEIER, 2015,14)

3.2.3.2 Activated Sludge Model No. 2 (ASM2 und ASM2d)

Das Activated Sludge Model No. 2 (ASM2) stellt eine Weiterentwicklung des ASM1 dar (HENZE et al., 1995). Die Kohlenstoff- und Stickstoffabbauprozesse und die dafür notwendigen Komponenten werden im ASM2 um die Zustandsgrößen und Umwandlungsprozesse, die zur Beschreibung der biologischen Phosphoreliminierung benötigt werden, ergänzt. Dadurch ergeben sich nunmehr 19 zu beschreibende Prozesse:

- 3 Hydrolyseprozesse (aerob, anoxisch, anaerob)
- 6 Prozesse zur Beschreibung des Verhaltens heterotropher Organismen
 - 4 Wachstumsprozesse
 - Fermentation
 - Zerfall
- 6 Prozesse der phosphorakkumulierenden Organismen
 - Wachstumsprozess
 - 2 Speicherprozesse
 - 3 Zerfallsprozesse
- 2 Prozesse (Wachstum und Zerfall) der nitrifizierenden Organismen
- 4 Fällungs- und Rücklösungsprozesse

und 19 dafür notwendige Modellkomponenten:

- 10 CSB-Fractionen für die Kohlenstoffbilanz (S_{O_2} , S_F , S_A , S_I , X_I , X_S , X_H , X_{PAO} , X_{PHA} , X_{AUT}),
- 3 Komponenten für die Stickstoffbilanz (S_{NH_4} , S_{NO_3} , S_{N_2}),
- 2 Fraktionen bilanzieren den Phosphor (S_{PO_4} , X_{PP}),
- 3 Trockensubstanzfraktionen (X_{TSS} , X_{MeOH} , X_{MeP}) und
- eine für die Alkalität (S_{ALK}).

Von HENZE et al. (1999) wurde das ASM2 nochmals zum ASM2d modifiziert, um auch die denitrifizierende Aktivität der phosphorakkumulierenden Organismen zu berücksichtigen. Jedoch haben aufgrund des großen Umfangs der erfassten Prozesse und Komponenten, in Kombination mit den damaligen geringen Rechnerleistungen, die ASM2-Modelle keine breite praktische Anwendungsrelevanz gefunden (ATV, 1997).

3.2.3.3 Activated Sludge Model No. 3 (ASM3)

Das ASM1, 1987 von HENZE et al. veröffentlicht, wurde ein Meilenstein in der Belebtschlammmodellierung und darauf basierende mathematische Codes werden bis heute in vielen Simulationsprogrammen verwendet. Allerdings zeigten sich nach über zehn Jahren Anwendung des Modells, dass es einige offensichtliche Mängel beinhaltet (HENZE et al., 2000), wie zum Beispiel:

- Wachstumsbegrenzungen der heterotrophen Organismen bei Stickstoff- oder Alkalitätsmangel
- Aufwanderschwernis durch die Unterscheidung zwischen löslichem und partikulärem organischen Kohlenstoff, der nur schwer messbar ist.

- Differenzierung des inerten partikulären organischen Materials nach der Herkunft (Zulauf – Zerfall der Organismen), welche aber nicht unterschieden werden können.
- Kinetik des Ammonifikationprozesses im ASM1 ist nicht einfach bestimmbar
- Großen Einfluss der Hydrolyse auf den Sauerstoffkonsum und die Denitrifikation durch heterotrophe Organismen im ASM1. In der Realität ist das ein Vorgang aus mehreren gekoppelten Prozessen (Hydrolyse, Zerfall und Substratspeicherung), dessen Kinetik nur schwer bestimmt werden kann.
- Zellzerfall mit Hydrolyse und Wachstumsprozesse werden zur Beschreibung der endogenen Atmung herangezogen, wobei auch hier die Ermittlung der Kinetik nicht einfach ist.
- Speicherung von Reservestoffen (C-Verbindungen) unter aeroben und anoxischen Bedingungen, unter Vorhandensein von leicht abbaubarem organischem Substrat, wird vernachlässigt.
- Keine Unterscheidung zwischen den Abbauraten der Nitrifizierer unter aeroben und anoxischen Bedingungen führt zu Problemen bei der Vorhersage der maximalen Nitrifikationsrate.
- Kann die Menge an gelösten Feststoffen nicht vorhersagen

Um diese Unzulänglichkeiten zu beseitigen und ein verlässlicheres und genaueres Belebtschlammmodell zu entwickeln, wurde wiederum eine Task Group der IWA eingerichtet, die 1999 das Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) präsentierten (GUJER et al., 1999).

3.2.3.4 Verbesserungen des ASM3 zum ASM1

Grundsätzlich ist das ASM3 gleich aufgebaut wie das ASM1. Es beschreibt dieselben Prozesse und verwendet dasselbe Prinzip der Matrixform und basiert auf bilanzierbaren Größen. Jedoch wurde das ASM3 um Prozesse, wie die endogene Atmung und die Speicherung von organischer Substanz, erweitert.

Aufgrund der begrenzten Rechnerleistungen, zur Zeit der Entwicklung des ASM1, wurde für die Beschreibung des Abbaus organischer Materie lediglich ein Prozess (siehe Abbildung 1) für die Darstellungen aller Abbauprozesse unter den verschiedenen Bedingungen (aerob, anoxisch) definiert. Heutzutage spielt diese Limitierung keine große Rolle mehr und es wurde möglich, im ASM3 ein exakteres Modell zur Anwendung zu bringen, nämlich jenes der endogenen Atmung, welches den beobachteten Vorgängen sehr nahe kommt (HENZE et al., 2000).

Während im ASM1 die Zerfalls- und Erneuerungsvorgänge der heterotrophen und der nitrifizierenden Organismen aneinander gekoppelt sind, wurden für das ASM3 zwei eigenständige Prozesse für die verschiedenen Organismengruppen definiert (Abbildung 2) (HENZE et al., 2000).

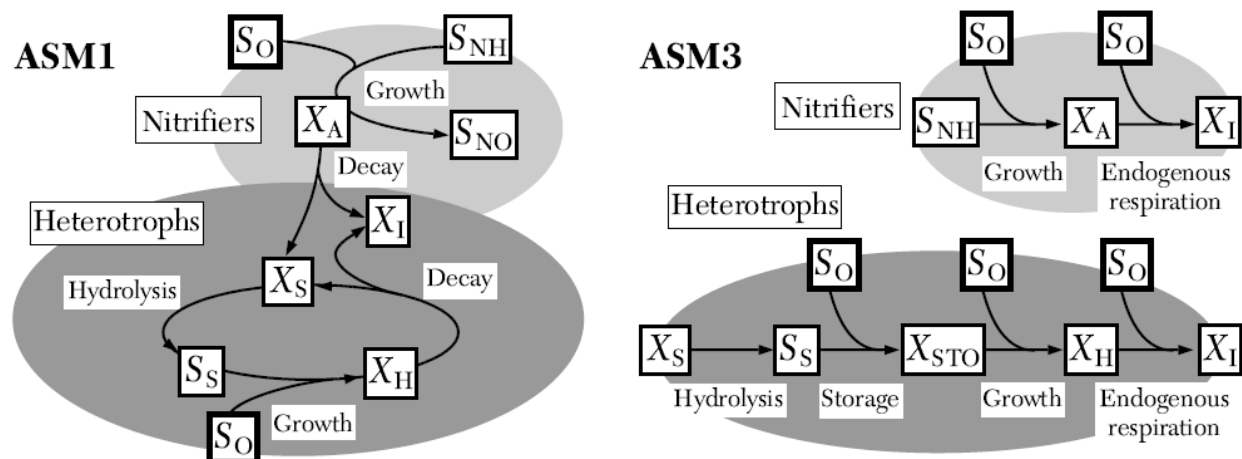


Abbildung 2: Vergleich der CSB-Bereitstellung zwischen ASM1 und ASM3 (HENZE et al., 2000, 105)

Der Umfang des ASM3 zum ASM1 ist vergleichbar groß. Es wurde aber eine Änderung des Hauptaugenmerks von der Hydrolyse hin zur Speicherung des organischen Substrats vorgenommen, was wiederum eine Umgestaltung der Abwassercharakterisierung für die Anwendung des ASM3 nach sich zog. Die Ermittlung des leicht verfügbaren organischen Substrats erfolgt auf der Grundlage der Speicherung und nicht auf der des Wachstumsprozesses. Die Unterscheidung zwischen gelöstem und partikulärem Substrat bleibt – wie im ASM1 – willkürlich, daher wäre es am besten, sich für die Charakterisierung an Abwasseruntersuchungen zu halten und diese Ergebnisse für die Modellierung heranzuziehen (HENZE et al., 2000).

Aufgrund der Einbeziehung zellinterner Speichervorgänge, ist es im ASM3 notwendig, auch das Zellgefüge zu modellieren. Zusammen mit der endogenen Atmung müssen diese beiden Vorgänge im Abbauprozess berücksichtigt werden. Daraus ergeben sich für das ASM3 vier Abbauprozesse (aerober und anoxischer Abbau von X_H und X_{STO}) und die Kinetik des Wachstumsprozesses (aerob und anoxisch) muss mit dem Verhältnis von X_{STO}/X_H zusammenpassen (HENZE et al., 2000).

3.2.3.5 Prozesse des ASM3

Das Activated Sludge Model No. 3 umfasst folgende Umwandlungsprozesse (HENZE et al., 2000):

- Hydrolyse: macht schwer biologisch abbaubares Substrat (X_S) für die Organismen verfügbar. Es wird angenommen, dass sie vom Elektronendonator unabhängig ist und sich so vom Hydrolyseprozess im ASM1 unterscheidet und deshalb einen nicht sehr großen Stellenwert beim Sauerstoffkonsum und der Denitrifikation einnimmt.
- Aerobe Speicherung von leicht biologisch abbaubarem Substrat (S_S): Dieser Prozess beschreibt die Speicherung von S_S in zellinternen Speichern als X_{STO} mithilfe der aeroben Atmung. Es wird angenommen, dass das Substrat zuerst gespeichert und erst danach zu Biomasse assimiliert wird. Dieser Vorgang kann so in der Realität nicht beobachtet werden, jedoch verfügt kein Modell über einen besseren Ansatz. Für eine bessere Annäherung an reale Verhältnisse

werden im ASM3 die Ertragskoeffizienten – für die Speicherung (y_{sto}) verringert und für das Wachstum (y_H) erhöht – entsprechend angepasst.

- Anoxische Speicherung von leicht biologisch abbaubarem Substrat (S_S): Der Ablauf dieses Prozesses ist ident zu dem der aeroben Speicherung, mit der Ausnahme, dass die Energiebereitstellung über die Denitrifikation abläuft. Da nur ein geringer Teil der heterotrophen Organismen (X_H) zur Denitrifikation fähig sind, wird auch dies über eine verringerte Speicherrate berücksichtigt.
- Aerobes Wachstum heterotropher Organismen (X_H): Das für das Wachstum herangezogene Substrat ist ausschließlich das zellintern gespeicherte biologisch abbaubare Substrat (X_{sto}). Dies stellt eine deutliche Vereinfachung im ASM3 dar.
- Anoxisches Wachstum heterotropher Organismen (X_H): Ist der gleiche Vorgang wie unter aeroben Bedingungen. Lediglich die Atmung basiert auf der Denitrifikation, die wiederum nur eine begrenzte Anzahl an Organismen durchführen können (Verringerung der Wachstumsrate).
- Aerobe endogene Atmung: Ist der Prozess des Biomasseabbaus und der Energiebereitstellung, der nichts mit dem Wachstum durch die aerobe Zellatmung zu tun hat. Diese Prozessdarstellung vom Abbau organischer Masse, endogener Atmung, Zellzerfall usw., unterscheidet sich signifikant von den Abbauprozessen im ASM1.
- Anoxische endogene Atmung: Dieser Prozess läuft ident zu jenem im aeroben Bereich ab, jedoch arbeiten die Organismen unter Denitrifikationsbedingung erheblich langsamer.
- Aerobe Zellatmung der Speicherprodukte: Identer Prozess zur endogenen Atmung, bei dem versichert wird, dass das zellintern gespeicherte Substrat gemeinsam mit der Biomasse abgebaut wird.
- Anoxische Zellatmung der Speicherprodukte: Ablauf des Vorganges ist dem unter aeroben Verhältnissen gleichzusetzen, jedoch wiederum unter den verlangsamenden Bedingungen der Denitrifikation.

j Process	Process rate equation ρ_j , all $\rho_j \geq 0$.
1 Hydrolysis	$k_H \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
<i>Heterotrophic organisms, aerobic and denitrifying activity</i>	
2 Aerobic storage of S_S	$k_{STO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
3 Anoxic storage of S_S	$k_{STO} \cdot \eta_{NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
4 Aerobic growth	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} \cdot X_H$
5 Anoxic growth (denitrification)	$\mu_H \cdot \eta_{NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} \cdot X_H$
6 Aerobic endogenous respiration	$b_{H,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_H$
7 Anoxic endogenous respiration	$b_{H,NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot X_H$
8 Aerobic respiration of X_{STO}	$b_{STO,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{STO}$
9 Anoxic respiration of X_{STO}	$b_{STO,NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot X_{STO}$
<i>Autotrophic organisms, nitrifying activity</i>	
10 Aerobic growth of X_A , nitrification	$\mu_A \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{A,NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{A,ALK} + S_{ALK}} \cdot X_A$
11 Aerobic endogenous respiration	$b_{A,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot X_A$
12 Anoxic endogenous respiration	$b_{A,NOX} \cdot \frac{K_{A,O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{A,NOX} + S_{NOX}} \cdot X_A$

Abbildung 4: Kinetik der Prozesse im ASM 3 (HENZE et al., 2000, 110)

Compound $i \rightarrow$	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
j Process	S_{O_2}	S_I	S_S	S_{NH_4}	S_{N_2}	S_{NOX}	S_{ALK}	X_I	X_S	X_H	X_{STO}	X_A	X_{SS}
\downarrow Expressed as \rightarrow	O_2	COD	COD	N	N	N	Mole	COD	COD	COD	COD	COD	SS
1 Hydrolysis		f_{S_I}	x_1	y_1			z_1		-1				$-i_{X_S}$
<i>Heterotrophic organisms, aerobic and denitrifying activity</i>													
2 Aerobic storage of S_S	x_2		-1	y_2			z_2				Y_{STO,O_2}		t_2
3 Anoxic storage of S_S			-1	y_3	$-x_3$	x_3	z_3				$Y_{STO,NOX}$		t_3
4 Aerobic growth of X_H	x_4			y_4			z_4			1	$-1/Y_{H,O_2}$		t_4
5 Anoxic growth (denitrific.)				y_4	$-x_5$	x_5	z_5			1	$-1/Y_{H,NOX}$		t_5
6 Aerobic endog. respiration	x_6			y_6			z_6	f_I		-1			t_6
7 Anoxic endog. respiration				y_7	$-x_7$	x_7	z_7	f_I		-1			t_7
8 Aerobic respiration of X_{STO}	x_8										-1		t_8
9 Anoxic respiration of X_{STO}					$-x_9$	x_9	z_9				-1		t_9
<i>Autotrophic organisms, nitrifying activity</i>													
10 Aerobic growth of X_A	x_{10}			y_{10}		$1/Y_A$	z_{10}					1	t_{10}
11 Aerobic endog. respiration	x_{11}			y_{11}			z_{11}	f_I				-1	t_{11}
12 Anoxic endog. respiration				y_{12}	$-x_{12}$	x_{12}	z_{12}	f_I				-1	t_{12}
<i>Composition matrix $i_{k,l}$</i>													
<i>k Conservatives</i>													
1 ThOD	g ThOD	-1	1	1	-1.71	-4.57		1	1	1	1	1	
2 Nitrogen	g N		i_{N,S_I}	i_{N,S_S}	1	1		i_{N,X_I}	i_{N,X_S}	$i_{N,BM}$		$i_{N,BM}$	
3 Ionic charge	Mole +				1/14	-1/14	-1						
<i>Observables</i>													
4 SS	g SS							i_{SS,X_I}	i_{SS,X_S}	$i_{SS,BM}$	0.60	$i_{SS,BM}$	

Abbildung 3: Stöchiometrie der Prozesse im ASM 3 (HENZE et al., 2000, 111)

3.2.3.6 Grenzen des ASM3

Bei all den Vorteilen und Erleichterungen die solche Belebtschlammmodelle mit sich bringen, muss man sich bei der Handhabung solcher Werkzeuge im Klaren sein, dass es gewisse Anwendungsgrenzen gibt und es am Nutzer selbst liegt, diese zu kennen und bei der Behandlung von Fragestellungen lediglich innerhalb dieser Grenzen zu fungieren. Im Speziellen wurden für das Activated Sludge Model No. 3 von HENZE et al. (2000) diverse Einschränkungen bzw. Bereiche definiert.

Das ASM3 und auch das ASM1 wurden zur Simulation von Belebtschlammanlagen entwickelt, die als Ziel die Reinigung von kommunalen Abwässern definiert haben und nicht für die Vorhersage des Reinigungsprozesses von Abwässern mit dominierendem industriellen Ursprung geeignet sind. Um größere Abweichungen in den Ergebnissen zu vermeiden, ist die Verwendung der Modelle auf eine Temperaturspanne von 8-23 °C und einen pH-Bereich von 6,5-7,5 zu beschränken. Weitere Schwierigkeiten hat das Modell bei der Simulation von großen Nitratkonzentrationen, hoch belasteten Anlagen und bei einem sehr geringem Schlammalter (<1 Tag), bei dem die Ausflockung/Adsorption von X_s und die Substratspeicherung limitiert werden. Auch ist kein Prozess im Modell beinhaltet, welcher das Verhalten der Biomasse in Anlagen mit großen anaeroben Reaktorvolumen darstellen kann (HENZE et al., 2000).

3.3 Abwasserreinigungsanlage Freistadt

3.3.1 Allgemeines

Die Abwasserreinigungsanlage (ARA) Freistadt behandelt die Abwässer des Reinhaltungsverbandes (RHV) Freistadt mit ihren Mitgliedern, der Stadtgemeinde Freistadt und den Gemeinden Lasberg, Rainbach, Grünbach und Waldburg. Die Kläranlage ist südöstlich des Freistädter Stadtgebietes auf einer Seehöhe von 538 m ü.A. situiert und als Vorfluter dient ihr die Feldaist. Der letzte Ausbau und die Anpassung an den Stand der Technik erfolgten im Jahr 2008 auf eine Ausbaugröße von 30.000 Einwohnerwerten (EW), wurden Ende 2008 abgeschlossen und der Schwachlastbetrieb Mitte Dezember wieder aufgenommen.

3.3.2 Funktionsweise der Kläranlage

Zulauf zur ARA

Die ARA ist an sich als Belebungsanlage konzipiert, der eine mechanische Reinigungsstufe vorgeschaltet ist. Der Zulauf der 5 Gemeinden, die zur Kläranlage entwässern, erfolgt über 2 Hauptsammler, die vor der Kläranlage in einem Vereinigungsbauwerk zusammengeführt werden. Das gesammelte Abwasser wird über ein Zulaufgerinne vom Vereinigungsbauwerk zum Rechenhaus der ARA geführt. Über einen automatisch gesteuerten Gewindeschieber, der im Gerinne situiert ist, wird die maximale Zulaufmenge von 175 l/s zur Anlage geregelt. Jene Abwassermenge, die über diesen festgelegten Konsens hinausgeht, wird über eine Regenentlastung einem Regenüberlaufbecken zugeführt. Das zufließende Wasser wird über eine Siebanlage mechanisch gereinigt und anschließend in das Becken geleitet. Es erfüllt 2 Aufgaben, zum einen die Zwischenspeicherung des ersten Spülstoßes nach einem Regenereignis, um die meist hoch konzentrierten Abwasserfrachten später dosiert der ARA zuführen zu können, bzw. bei länger anhaltenden Niederschlagsereignissen die gedrosselte

Abwassermenge aus dem Zulauf mechanisch zu reinigen, bevor es direkt in die Feldaist abgeleitet wird. Das im Regenüberlaufbecken verbleibende Abwasser wird über 2 Tauchmotorpumpen wieder in den Zulaufstrom der Kläranlage gefördert.

Mechanische Reinigung

Die mechanische Vorreinigung des zur ARA zugeleiteten Abwassers beginnt mit einer Feinrechenanlage, einem Siebtrommelrechen mit einer Spaltweite von 3 mm. Das Zulaufgerinne, mit einer Breite von 1,2 m, führt die Grobanteile im Abwasser zur Rechenanlage, die alle Partikel mit einem Durchmesser größer als 3 mm vor dem Rechen zurück hält. Die Räumung der anfallenden Grobteile erfolgt über eine Siebtrommel und einer innen liegenden Förderschnecke. Der mit einem integrierten Rechengutwäscher gereinigte Restmüll wird in Großraumabfallcontainer befördert. Bei Wartungs- und Reparaturarbeiten kann das Hauptgerinne und die Siebrechenanlage über ein Umgehungsgerinne mit einem händisch zu räumenden Notrechen umgangen werden.

Im Anschluss an das Rechenhaus ist ein einkammeriger Rundsandfang angeordnet. Das zufließende Abwasser wird in eine Rotationsbewegung versetzt und nach einer 270°-Drehung wieder ausgeleitet. Durch diese Spiralströmung sinken die schwereren Abwasserinhaltsstoffe im Zentrum des Sandfanges ab. Zur Vermeidung von organischen Schlammablagerungen in Zeiten geringen Zuflusses, ist im Sandfang ein dauerbetriebenes Paddelrührwerk angebracht. Der abgesetzte Sand wird über eine zeitgeschaltete Sandpumpe in den Sandwäscher abgepumpt und zum Sandplatz befördert. Für Revisionsarbeiten ist ein Umgehungsgerinne für den Sandfang vorgesehen. Der Zulaufprobenehmer sowie die pH- und Temperaturmessung sind im ständig gefüllten Sandfang angeordnet, um auch bei niedrigen Zuflüssen Messergebnisse zu verzeichnen.

Nach dem Sandfang erfolgt die Zulaufmengenmessung über ein Venturigerinne aus Edelstahl, sowie die Wasserspiegelmessung über ein Echolot.

Als letzte Stufe der mechanischen Vorreinigung, nach dem Sandfang, sind die beiden Vorklärbecken, mit jeweils einem Volumen von 200 m³ und einer Oberfläche von 100 m², angeordnet. Der Zulauf und die Aufteilung des Abwassers auf die beiden Becken erfolgt über eine Vorkammer und je 5 Stengeleinläufe. Durch das Herabsetzen der Durchströmgeschwindigkeit durch die Becken erfolgt eine Sedimentation von Fest- und Schmutzstoffen am Beckenboden als Primärschlamm. Dieser wird mehrmals täglich durch einen Zwillingsbrückenräumer, mit einem Boden- und Schwimmschlammschild, geräumt. Der sich am Boden abgesetzte Schlamm wird zu den am Einlaufende sitzenden Schlammtrichtern geschoben, von wo aus er über Elektroschlammablassschieber in den Schlamm-schacht abgelassen wird. Der Schwimmschlamm wird ebenfalls zur Einlaufseite geschoben und über nicht automatisch betätigbare Gewindeschieber in den Schlamm-schacht abgelassen. Der abgezogene Primärschlamm wird anschließend über 2 Tauchmotorpumpen in den statischen Eindicker gefördert.

Da die biologische Reinigungsstufe geodätisch höher liegt als die mechanische, wird das vorgereinigte Abwasser zuerst in ein Zwischenpumpwerk im Keller des Betriebsgebäudes, geleitet, von wo aus es über 4 Kreiselpumpen zum Belebungsbecken 1 gefördert wird.

Biologische Reinigungsstufe

Die biologische Reinigungsstufe umfasst im Ganzen 4 Belebungsbecken, 3 Nachklärbecken und ein Rücklaufschlammumpwerk. Die 4 Belebungsbecken werden nacheinander durchflossen und können auf 3 unterschiedliche Arten betrieben werden, die wären: Nitrifikation, Nitrifikation/Denitrifikation und Bio-P-Nitrifikation/Denitrifikation.

Die Belebungsbecken 1 und 2 sind als Umlaufbecken mit aerober Belüftungs- und anoxischer Denitrifikationszone, mit jeweils einem Volumen von 1.050 m³, ausgeführt. Für die Umwälzung der Belebtschlammengen sind in jedem Becken ein Tauchmotorrührwerk und für den Sauerstoffeintrag 498 Tellerbelüfter angeordnet. Die beiden Becken können entweder parallel oder in Serie geschaltet werden, wobei der Regelbetrieb zuerst ein Durchfließen des ersten und dann des zweiten Beckens vorsieht. Zur Gebläsesteuerung ist jeweils eine O₂-Sonde pro Becken situiert, deren Messergebnisse in der Betriebswarte ausgelesen werden können. Im Fall einer biologischen Phosphoreliminierung kann das Belebungsbecken 1 als Anaerobbecken verwendet werden. Der Zulauf aus dem Zwischenpumpwerk kann händisch über einen Schieber entweder in Becken 1 oder in Becken 2 geregelt werden und der Ablauf in die Belebungsbecken 3 und 4 erfolgt über eine feste Überlaufschwelle. Die Rücklaufschlammmenge und die Rezirkulationsmenge aus dem Belebungsbecken 4 können ebenfalls, abhängig von der Betriebsweise, in das Becken 1 und 2 eingeleitet werden. Weiters ist zur internen Rezirkulation noch eine Pumpe vorhanden, die das fördern eines Abwasserstroms aus dem Belebungsbecken 2 in das erste Becken ermöglicht.

Die Belebungsbecken 3 und 4 sind ebenfalls als Umlaufbecken mit aerober Blüftungs- und anoxischer Denitrifikationszone konzipiert. Die beiden Becken sind mit 1.500 m³ größer als die ersten beiden, mit abgerundeten Ecken ausgeführt und auch in strömungstechnischer Sicht idealer gestaltet. Der Zulauf kann aus den Becken 1 oder 2, auch wiederum wahlweise, in die Belebungsbecken 3 oder 4 erfolgen. Jedoch der Regelbetrieb sieht abermals ein Durchfließen der Becken in chronologischer Reihenfolge, von 2 nach 3 und 4, vor. Ausgestattet sind die beiden Becken jeweils mit einem Tauchmotorrührwerk, 348 Tellerbelüftern und einer Ammonium- und O₂-Messung. Hier ist, im Gegensatz zu den Becken 1 und 2, auch eine Gebläsesteuerung über einen Ammoniumregler möglich. Im Belebungsbecken 4 kann aufgrund einer Rezirkulationspumpe nitratreiches Abwasser in die Belebungsbecken 1 oder 2 gepumpt werden.

Im derzeitigen Regelbetrieb (Stand: Anfang 2017) wird die Belebung so betrieben, dass die ersten beiden Becken als vorgeschaltete Denitrifikation arbeiten und in den Belebungsbecken 3 und 4 intensiv belüftet wird, um so aerobe Bedingungen für eine optimale Nitrifikation zu schaffen. Durch diese Betriebsweise kommt es auch zu einer biologischen Phosphorelimination durch ein vorausgehendes „aushungern“ der Mikroorganismen in den ersten beiden anoxischen Belebungsbecken. Lediglich bei außergewöhnlich hoher Ammoniumbelastung in den Becken 3 und 4 wird auch im Belebungsbecken 2, für einen festgelegten Zeitraum von einigen Stunden, belüftet und nitrifiziert.

Die Nachklärung ist dreistraßig mit 3 baugleichen horizontal durchströmten Längsbecken mit jeweils 1.015 m³ Volumen und einer Oberfläche von 313 m² ausgeführt. Der Zulauf erfolgt aus dem Belebungsbecken 4 und die exakte Zulaufaufteilung auf die 3 Nachklärbecken geschieht über eine Verteilertulpe, an der auch die Zugabe des Phosphorfällmittels zur Fällung des Restphosphors durchgeführt

wird. Durch das Zusammenheften von Belebtschlammpartikeln entstehen größere Flocken, die sich im strömungsberuhigten Nachklärbecken vom biologisch gereinigten klaren Wassers trennen und sich am Beckenboden absetzen. Dieser abgesetzte Belebtschlamm wird kontinuierlich von jeweils einem Kettenräumer pro Nachklärbecken zu den beiden Schlammtrichtern, die sich in jedem Becken befinden, geschoben, von denen aus er in das Rücklaufschlammumpwerk gelangt. Etwaige anfallende Schwimmstoffe werden über eine schwenkbare Schwimmschlammabzugsrinne am Beckenende abgezogen und dem Überschussschlamm zugefügt. Der Ablauf des gereinigten Klarwassers erfolgt über je 4 im letzten Beckendrittel angeordnete, gelochte und getauchte Ablaufrohre, die es über ein Sammelrohr zum Ablaufschacht leiten. Im Ablaufschacht sind noch eine Wasserstands- und Momentendurchflussmessung, sowie ein mengenproportionales Probenentnahmegerät angeordnet.

Das Rücklaufschlammumpwerk ist so ausgeführt, dass jedes Nachklärbecken eine eigene Kammer mit einer dazugehörigen Kreispumpe hat. In jeder Druckleitung ist eine Mengenmessung angebracht, um so das Verhältnis zwischen Kläranlagenzulauf und Rücklaufschlamm zu regeln. Das Überschussschlammumpwerk ist baulich direkt am Rücklaufschlammumpwerk situiert worden und der Überschussschlammabzug erfolgt durch 3 automatische Motorschieber. Der Überschuss- und der Schwimmschlamm werden anschließend in den mechanischen Eindicker, eine Bandfilteranlage, gepumpt.

Das Prozesswasser aus dem statischen Eindicker, der Bandfilteranlage und der Schlammpresse wird jeweils in den Zulauf nach dem Sandfang eingeleitet.

Anaerobe Schlammstabilisierung

Die anaerobe Schlammbehandlung ist hier nur der Vollständigkeit halber angeführt, wird aber in dieser Masterarbeit und der Simulation der Anlage nicht mitbetrachtet.

Die Schlammstabilisierung in der Kläranlage Freistadt erfolgt über einen anaeroben Faulungsprozess in einem Faulturm. Der Schlamm wird von der MÜSE bzw. dem statischen Eindicker in den Faulturm gepumpt und durch die Faulung Gas erzeugt. Der stabilisierte Schlamm wird vom Faulturm abgezogen und zur Schlammpresse gefördert, entwässert und anschließend für die landwirtschaftliche Verwertung gelagert.

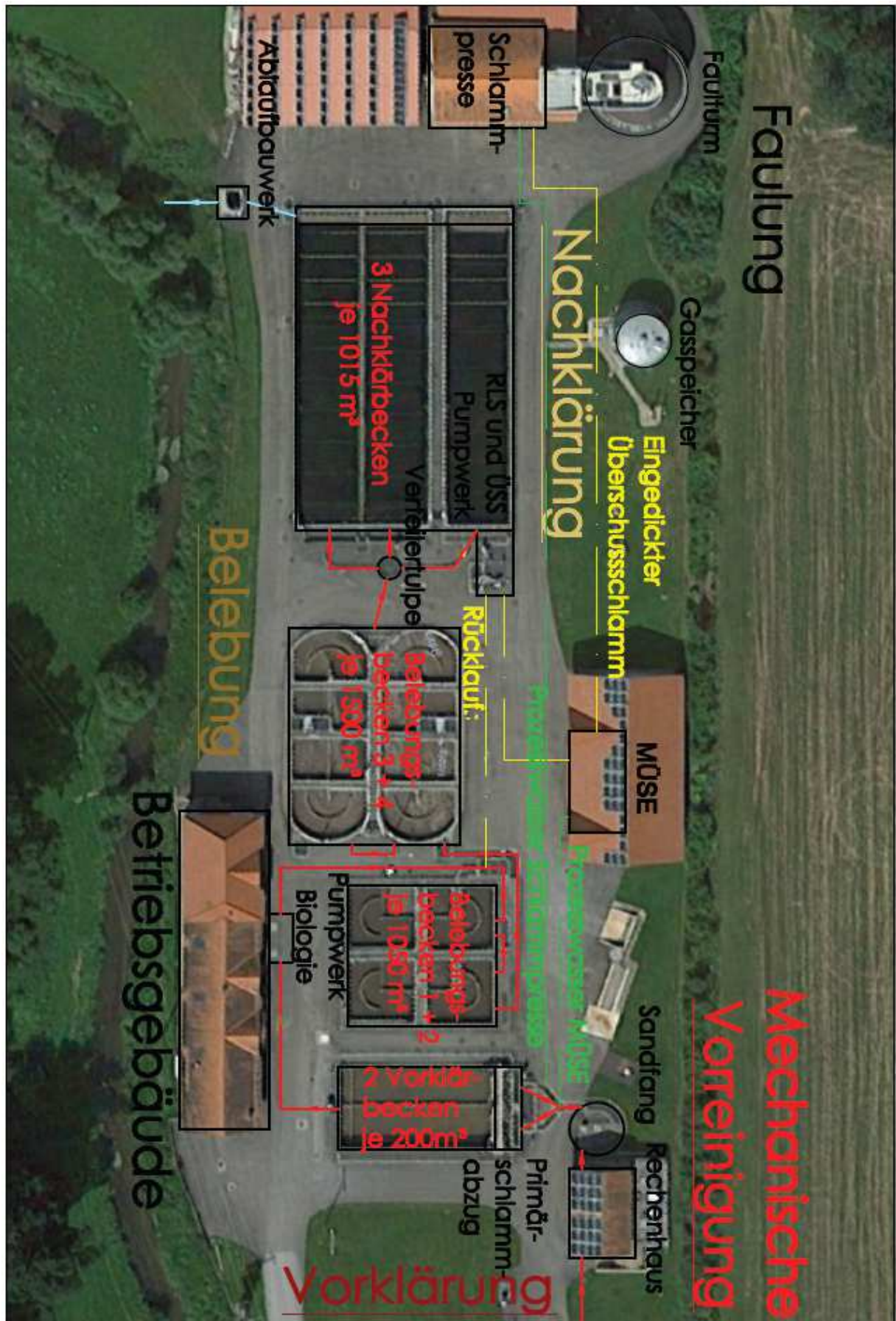


Abbildung 5: Fließschema der Kläranlage Freistadt

4 Material und Methoden

4.1 Guidelines zur Belebtschlammmodellierung

Die Anwendung von Belebtschlammmodellen, oder besser gesagt der Modellierungsarbeit insgesamt, bringt viele Vorteile mit sich. Nichtsdestotrotz findet sie in der Praxis häufig nicht den Stellenwert, der ihr zustehen würde. Die Gründe hierfür liegen vielfach am fehlenden Know-how in den Ingenieurbüros, was wiederum zu einem erhöhten Zeitaufwand und dadurch zu einer Kostensteigerung führt.

Um nun den Anwender einer solchen Modellierungsarbeit zu unterstützen und ihm einen Leitfaden bei der Vorgehensweise der einzelnen Schritte zur Verfügung zu stellen, wurden sogenannte Modellierungsprotokolle erstellt. Diese sollen standardisierte Herangehensweisen bei der Durchführung einer Modellierung einer Kläranlage im Hinblick auf Probenahme, Zulauffraktionierung, Modellaufbau, Kalibrierung und Validierung und andere Dinge darstellen. Dies soll vor allem auch zu einer Minimierung des notwendigen Zeitaufwands und so zu einer besseren Kosteneffizienz führen. Solche Protokolle für die Modellierung von Abwasserreinigungsanlagen sind unter anderen:

- STOWA (HULSBEEK et al., 2002)
- BIOMATH (VANROLLEGHEM et al., 2003)
- WERF (MELCER et al., 2003)
- GMP Unified Protocol (RIEGER et al., 2013)

RIEGER et al., (2013) nennen folgende Vorteile und auch Risiken, welche die Verwendung von solchen standardisierten Protokollen mit sich bringen:

- führen zu Ergebnissen, die besser vergleichbar, reproduzierbar und übertragbar sind
- definieren klar die Anforderungen, Grenzen und Erwartungen
- verbesserte Qualitätskontrolle
- unterstützen unerfahrene Modellierer bei Projekten
- können Innovation und Kosteneffizienz blockieren
- Einschränkung der Entscheidungsfreiheit für den Modellierer

Als Leitfaden für diese Arbeit wurde das von RIEGER et al., (2013) entwickelte Good Modeling Practice (GMP) Unified Protocol verwendet und bei der Herangehensweise zur Durchführung der Modellierung und Simulation der Abwasserreinigungsanlage Freistadt die vorgegebenen Schritte dieses Protokolls durchgearbeitet.

4.2 GMP Unified Protocol

Die GMP Task Group erarbeitete einen Leitfaden, der generell an die im vorigen Kapitel erwähnten Protokolle angelehnt ist. Jedoch mit einer zusätzlichen und ausführlicheren Beschreibung der Interaktionen zwischen dem Modellierer und den Stakeholdern in der Bearbeitung eines Projektes. Dieses Protokoll gibt eine grundlegende Struktur von 5 aufeinanderfolgenden Schritten vor (RIEGER et al., 2013):

1. Definition des Projekts
2. Datensammlung und Harmonisierung
3. Modellaufbau
4. Kalibrierung und Validierung
5. Simulation und Ergebnisinterpretation

Mit den, während jedes Schrittes erstellten Unterlagen, soll jeweils am Ende des jeweiligen, Rücksprache mit den Verantwortlichen des Projekts gehalten und deren Zustimmung eingefahren werden. Nach Fertigstellung der Arbeit wird ein abschließender Bericht erstellt, der wiederum auch alle Teilberichte der einzelnen Schritte enthält.

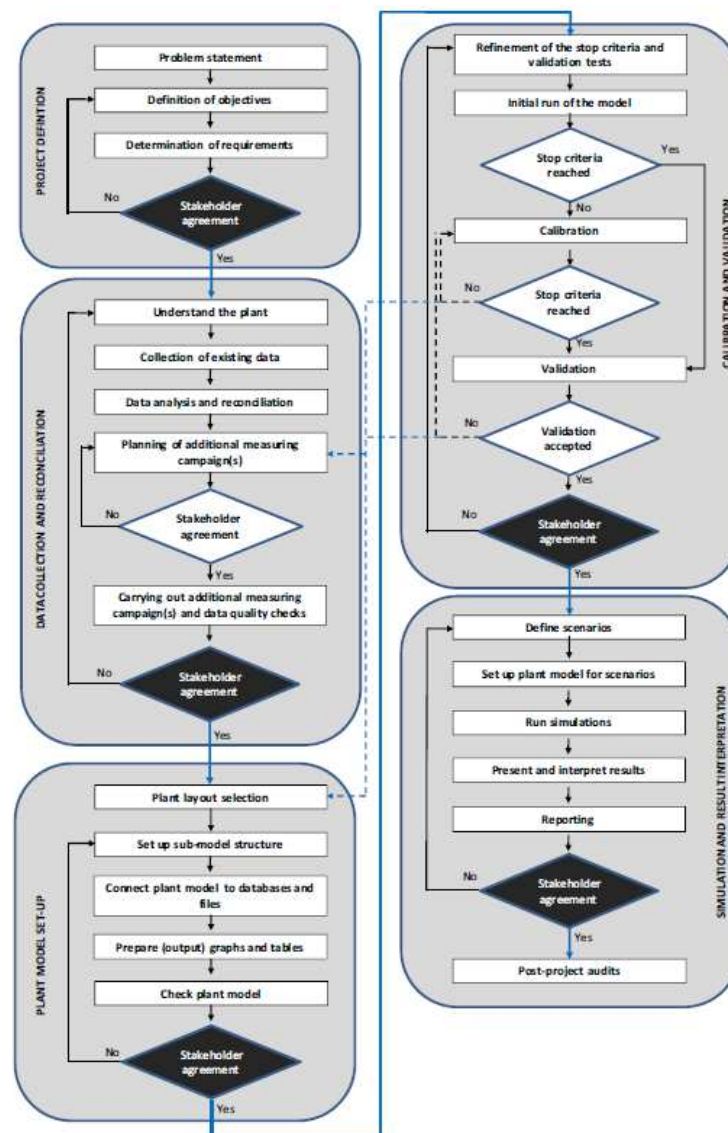


Abbildung 6: Vorgehensweise laut GMP Unified Protocol (RIEGER et al., 2013, 27)

4.2.1 Definition des Projekts

Ein erster und wichtiger Schritt bei der Durchführung eines Modellierungsprojekts ist die Definition dessen, wofür das Projekt durchgeführt wird und was man dafür benötigt bzw. was die Voraussetzungen sind. Es ist wichtig zu wissen, was die Ziele der Arbeit sind, wer alles Beteiligte ist und wie die Kommunikationswege aussehen. Fehler und Unklarheiten, die hier durch unpräzise Formulierungen und Definitionen erzeugt werden, können im späteren Verlauf der Arbeit zu einem unvorhergesehenen zeitlichen und/oder finanziellen Mehraufwand führen. Um solche Fehlerquellen zu vermeiden, wurden für den ersten Schritt der Projektdefinition 4 Elemente ausformuliert:

1. Problemstellung/Fragestellung ausdefinieren:

Es soll genau beschrieben werden, wofür das Modell gebraucht wird, welches Problem soll damit gelöst werden. Dazu benötigt man eine klare und keinen Interpretationsraum zulassende Definition in einer Art und Weise, die allen Projektbeteiligten verständlich erscheint.

2. Ziel festlegen:

Die allgemeine Problemstellung zu Grunde gelegt, werden anschließend die einzelnen Ziele, unter Beachtung folgender modellspezifischer Aspekte, festgelegt:

- Rahmenbedingungen des Modells (Modellierung der gesamten Anlage; nur Stickstoffeliminierung; Phosphorelimination)
- beabsichtigte Komplexität – je komplexer, desto größer der Arbeitsaufwand
- verwendete Variablen für die Kalibrierung/Validierung und die vorausgesetzte Genauigkeit der Ausgangsvariablen
- Wer sind die Stakeholder und ihre Zuständigkeiten?
- Identifikation der äußeren Einschränkungen, wie: Zeit, Geld, Erfahrung des Modellierers, Grenzen des Programms, usw.

Zur Zielfestlegung ist es sinnvoll, Meetings und Gespräche mit den involvierten Stakeholdern abzuhalten und diese im Vorhinein schon in den Prozess einzubinden.

3. Voraussetzungen/Erfordernisse:

Nach der Festlegung der Ziele, muss definiert werden, welche Erfordernisse es braucht, um diese zu erreichen:

- Verteilung der Arbeitsaufgaben
- Ansprüche an Daten mit der Rücksichtnahme auf den Zeit- und Kostenfaktor: Datensammlung, zusätzliche Messkampagnen, spezielle Erhebungen, usw.
- Typ und Erfahrung der benötigten Mitarbeiter
- Zeitplan
- Welche Berichte, Dokumente, Workshops oder Ausbildungen werden benötigt?
- Budget

4. Kundenzustimmung:

Nachdem die Kundenzustimmung zu der grundlegenden Projektstruktur eingeholt wurde, sollte ein Dokument erstellt werden, nach dem die weiteren Schritte und Handlungen der Projektabwicklung geführt werden. Dieses Dokument stellt den Rahmen für das gesamte Projekt dar.

4.2.2 Datensammlung und Harmonisierung

Die Arbeitsschritte der Datenbeschaffung und die Untersuchung dieser auf etwaige Fehler und Ungereimtheiten stellen den größten zeitlichen Aufwand im Zuge eines Modellierungsprojektes dar. Deshalb sollte bei der Durchführung dieser Arbeiten mit äußerster Sorgfalt vorgegangen werden und speziell die Kontrolle der erhobenen Daten ist maßgeblich für die Qualität dieser und später ausschlaggebend für die höchst mögliche Genauigkeit bei der Kalibrierung und Validierung des Modells.

Die Vorgehensweise bei der Sammlung, Analyse und Harmonisierung sollte wie folgt aussehen:

1. Verständnis für die Anlage

Um ein grundlegendes Verständnis für den Aufbau der Kläranlage, das Fließschema, den Betriebszustand und andere Eigenheiten zu bekommen, ist es sinnvoll, sich Zeit zu nehmen, die Anlage des Öfteren zu besuchen und mit dem Betriebspersonal zu sprechen. So können die einzelnen Charakteristiken der Anlage erfasst werden, was wiederum auch beim Aufbau des Modells sehr hilfreich sein kann.

2. Zusammentragen bestehender Daten

In Abbildung 6 sind die verschiedenen Datentypen, die für eine Simulation notwendig sind, dargestellt. Generell können 5 Arten unterschieden werden:

- Zulaufdaten

Dies ist im Grunde der Volumenstrom mit den betrachteten Inhaltsstoffen über eine repräsentative Zeitspanne, als Tagesmittel, Tagesgang, saisonal usw. An der Kläranlage Freistadt, so wie bei den meisten anderen Anlagen auch, werden diese Daten kontinuierlich aufgezeichnet. Der Volumenstrom wird über eine Online-Messung erfasst und die Zulaufkonzentrationen werden als Tagesmittelwerte über einen automatischen Mischprobennehmer dem Zulauf entnommen und vom Kläranlagenpersonal im Labor erhoben..

- Physische Daten der Anlage

In diese Gruppe fallen all jene Daten, die benötigt werden, die Kläranlage in ihrer Geometrie und ihren Anlageteilen zu beschreiben, wie zum Beispiel die Beckengrößen und ihre Anordnung, das Fließbild, wo Pumpen, Belüfter und Schieber angebracht sind und wie sie bedient werden. Diese Informationen wurden aus den Bestandsplänen und direkt vor Ort zusammen mit dem Kläranlagenpersonal erhoben.

- Betriebseinstellungen

Die Betriebseinstellungen beschreiben, wie die Anlage arbeitet. Dazu zählen etwa Zulaufmengenregelung, fixierte Pumpströme, Aufteilung in Teilströme, Ammonium- oder Sauerstoffregler, Dosiermengen, usw. Sie sind

entscheidend für eine dynamische Simulation, da ohne deren Kenntnis das Verhalten der Kläranlage nicht dargestellt werden kann.

- Leistungsdaten

Unter Leistungsdaten versteht man die Betriebsaufzeichnungen im weiteren Sinne. Dies sind zum Beispiel Schlammkonzentrationen in den Becken, Rück- oder Überschussschlamm-mengen, die Ablaufkonzentrationen oder -frachten oder auch Energieverbräuche. In diesen Daten zeigt sich die Reaktion der Anlage auf einen bestimmten Betriebszustand wieder. Sie können mehr oder weniger als Vergleichsparameter bei der Kalibrierung und Validierung herangezogen werden, indem die gemessenen und simulierten Daten verglichen werden. Für die Eigen- und Fremdüberwachung der Ablaufwerte werden sie – ähnlich den Zulaufdaten – aufgezeichnet und im Betriebssystem gespeichert.

- Zusätzliche Daten

Unter zusätzliche Daten kann alles verstanden werden, was speziell das Verhalten der modellierten Kläranlage beschreibt. Bestimmte Eigenheiten, wie saisonale Schwankungen im Zulauf (Tourismus, Industrien, usw.), Besonderheiten im Kanalsystem und sonstige Charakteristiken, wie man sie bei den meisten Anlagen nicht erwarten würde.

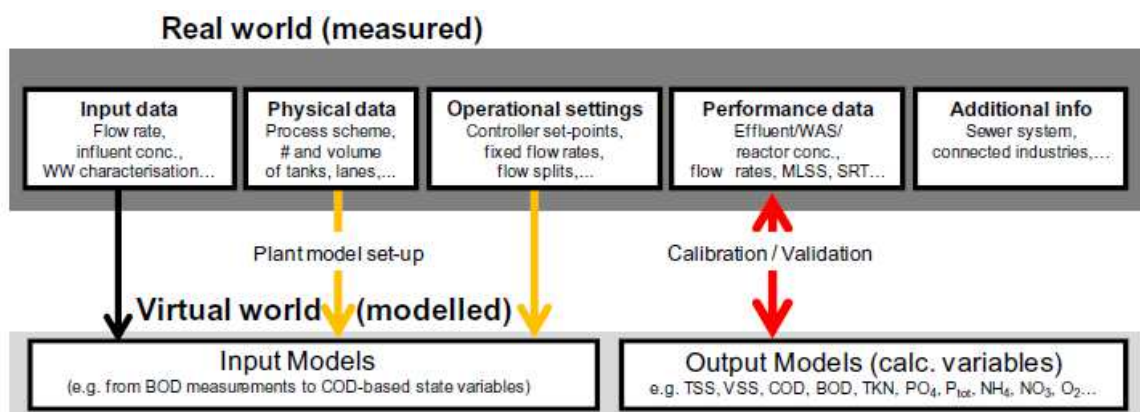


Abbildung 7: Simulationsrelevante Arten von Daten (RIEGER et al., 2013, 36)

3. Daten analysieren und harmonisieren

Alle im letzten Punkt beschriebenen Daten sollten einer Analyse auf Plausibilität unterzogen werden, bevor mit den nächsten Schritten fortgefahren wird. Dabei sollte zu Beginn mit einer Fehlererkennung begonnen werden. Einfache Mittel, wie die Visualisierung der Daten, Erstellen von Gruppierungen (Wochentage, Wochenendtage, saisonal, usw.) und deskriptiver Statistiken (Mittelwert, Median, Abweichungen, usw.) ermöglichen es, einen ersten Eindruck über die Beschaffenheit und Konsistenz der Daten zu erlangen. Die Überprüfung von einfachen Beziehungen, wie das Verhältnis von TKN zu NH_x-N oder der Vergleich der Messdaten mit typischen Literaturwerten, lassen schnell grobe Fehler in den Datensätzen erkennen. Die Erstellung einer Massenbilanz dient als gutes Werkzeug zur Identifikation von Unstimmigkeiten und systematischen Fehlern.

Ebenso sollten die Betriebsdaten (Schlammanfall, -alter, Gasausbeute, usw.) der Kläranlage mit Literaturwerten ähnlicher Anlagen verglichen werden.

Danach sollten die erkannten Fehler beseitigt und anschließend eine Fehleridentifikation durchgeführt werden. Diese Identifikation dient dem Ausfindig machen der Ursache. Diese können ihren Ursprung in der Durchflussmessung, Probenahme oder deren Analyse haben.

Hat man die Datensätze von Fehlern bereinigt, bzw. die Quelle des Fehlers gefunden und diesen beseitigt, liegt ein harmonisierter Datensatz vor. Etwaige Messlücken oder entstandene Unvollständigkeiten durch die Fehlerbereinigung können auf verschiedene Arten ergänzt werden. Es liegt die Möglichkeit vor, bewehrte Literaturwerte heranzuziehen, Zeitspannen in den vorhandenen Daten zu identifizieren die ähnliche Bedingungen wie die zu füllende Lücke aufweisen, bzw. besteht noch die Möglichkeit der Verwendung eines Werkzeugs zur Generierung von Datensätzen in Abhängigkeit der Anlagengröße, Betriebsart, der Eigenschaften des zubringenden Kanals, usw.

4. Planung von zusätzlichen Messkampagnen

Wenn sich nach dem Zusammentragen der bereits bestehenden Daten und deren Auswertung trotzdem Unzulänglichkeiten in den Messergebnissen zeigen – diese können sich zum Beispiel durch eine zu geringe zeitliche Auflösung, oder etwa durch Datenlücken die nicht geschlossen werden können, ergeben – können noch zusätzliche Messkampagnen angeordnet werden.

5. Durchführung der Messkampagnen

6. Zustimmung der Beteiligten

Zu guter Letzt ist wiederum das Einverständnis der Beteiligten einzuholen, ob das Modell den Anforderungen entspricht.

4.2.3 Modellaufbau

Für die Modellierungsarbeit an sich, wurde das Simulationssystem SIMBA# verwendet.

Die folgenden Schritte sollen die Vorgehensweise bei der Modellerstellung darstellen:

1. Layout der Anlage: Am Anfang des Modellaufbaus müssen zuerst einmal die Rahmenbedingungen festgelegt werden. Also möchte ich – am Beispiel der Kläranlagenmodellierung – alle Abbauprozesse nachbilden, oder wird der Abbau bestimmter Stoffe forciert. Welche Teilsysteme bzw. –prozesse werden dafür benötigt und in welchem Detaillierungsgrad wird das alles im gegenständlichen Projekt gefordert.
2. Struktur der Teilmodelle: Nach der Festlegung der zu betrachtenden Teilmodelle muss definiert werden, wie genau diese Teile auszusehen haben, wie sie aufgebaut und miteinander verknüpft werden. Die meisten verwendeten Simulationssoftwares, so auch SIMBA#, verwenden vordefinierte Blöcke für die einzelnen Teilprozesse, die wahlweise eingefügt und verbunden werden können (siehe Abb. 7).

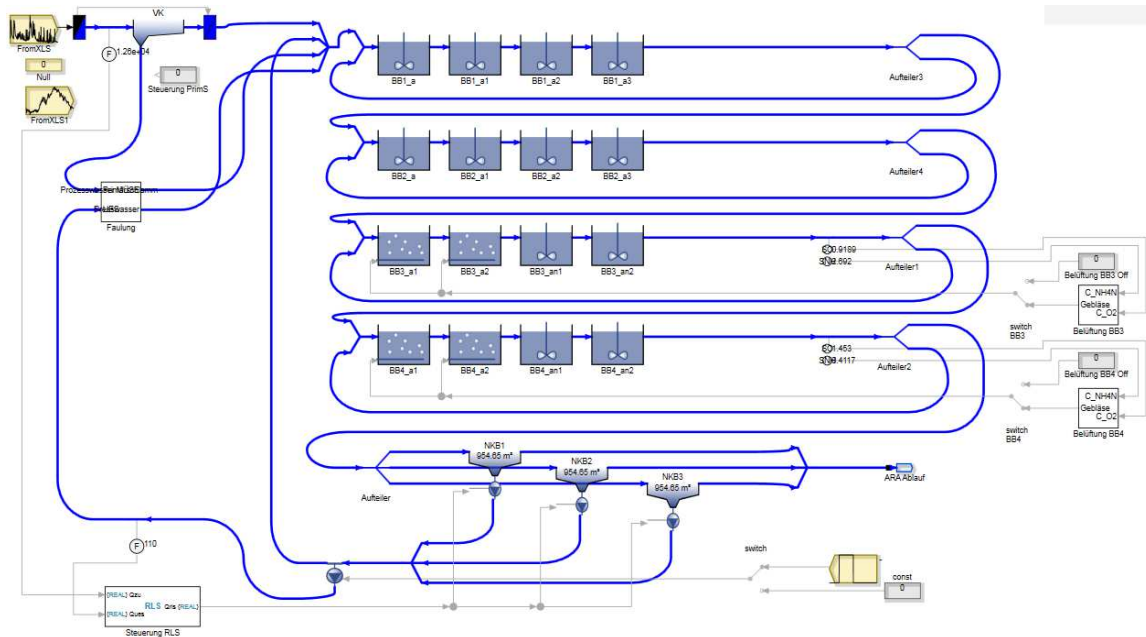


Abbildung 8: Modell der ARA Freistadt in SIMBA# mit den einzelnen Teilprozessen

3. Verbindung mit Datengrundlage: Zur Durchführung der Simulation muss eine Verbindung mit den entsprechenden Datengrundlagen hergestellt werden. Die Software SIMBA# bietet die Möglichkeit, die benötigten Files aus externen Quellen einzulesen. Diese Eingangsdaten umfassen unter anderen den Zufluss zur Anlage, die entsprechende Temperatur, aber zum Beispiel auch die abgezogene Überschussschlammmenge, usw. Diese Daten können je nach Notwendigkeit stationär oder als Ganglinien über einen gewissen Zeitraum vorliegen.
4. Grafiken und Tabellen: Um die Ausgangsdaten anschaulich darzustellen, ist eine Visualisierung in grafischer oder tabellarischer Form sinnvoll. Besonders die Ergebnisdarstellung – für die Kalibrierungsarbeit empfiehlt es sich, diese Illustrationsform zu wählen – da sie es ermöglicht, verschiedenste Datensätze nebeneinander darzulegen und vergleichen zu können.

Die verschiedenen Modellierungsprogramme erlauben zu diesem Zweck verschiedene Eventualitäten. Mit SIMBA# ist es möglich, bereits auf der Benutzeroberfläche selbst, Simulationsdaten in grafischer Form wiederzugeben. Es können je nach Zweck alle gewünschten Grafen in verschiedenen Varianten nebeneinander verglichen werden. Ein Beispiel dazu liefert Abbildung 8.

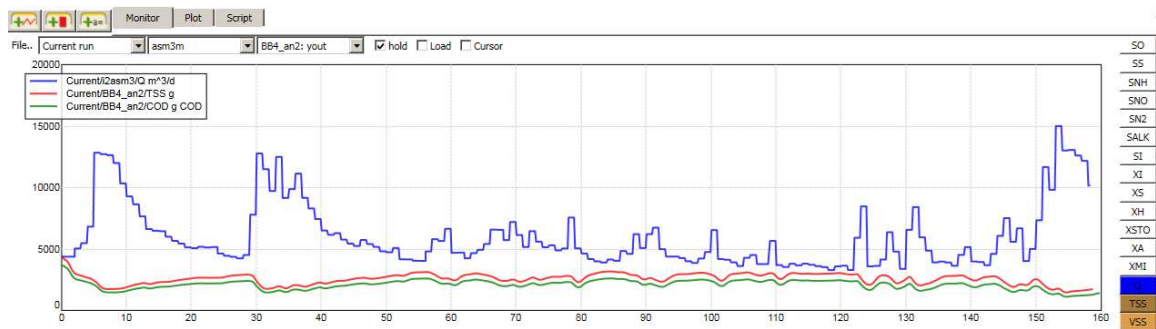


Abbildung 9: Grafische Darstellungsform in SIMBA# - Vergleich Zuflussmenge/TS-Gehalt

Zusätzlich dazu, können diese Daten auch in gewünschter zeitlicher Auflösung in Tabellenform als CSV-, Excel- oder PNG-Datei ausgespielt werden.

5. Modellüberprüfung: Nachdem die Modellaufbauarbeiten abgeschlossen sind, wird ein erster Testlauf durchgeführt. Er soll zu aller erst zeigen, ob die Interaktion zwischen den Teilmodellen gegeben ist, also ob diese funktionsfähig miteinander verbunden sind und keine Fehlermeldungen auftreten. Weiters kann die Größenordnung der Simulationszeit abgeschätzt werden und ob diese den Anforderungen ungefähr entspricht. Bei größeren Projekten kann die Zeit, die für einen Simulationsdurchgang benötigt wird, den Finanzfaktor enorm in die Höhe treiben. Ein sehr wichtiger Punkt der an dieser Stelle überprüft werden sollte, ist der, ob sämtliche Ausgangsdaten vom Modell geliefert werden, die für das Projekt gefragt sind.
6. Kundenzustimmung einholen: Zu guter Letzt ist wiederum das Einverständnis der Beteiligten einzuholen, ob das Modell den Anforderungen entspricht.

4.2.4 Kalibrierung und Validierung

Durch diverse Vereinfachungen bei der Modellerstellung werden nicht alle Prozesse des natürlichen Vorganges erfasst und fließen in die Simulation mit ein. Daher müssen manche Parameter angepasst werden, damit das Modell für bestimmte Situationen und Szenarien verwendet werden kann. Die Kalibrierung stellt einen iterativen Vorgang dar, bei dem einzelne Parameter immer wieder korrigiert werden, bis sich aus der Simulation Resultate ergeben, die, abhängig von den projektspezifischen Genauigkeiten, mit den beobachteten Werten übereinstimmen.

Dazu werden Zielvariablen und Stopp-Kriterien definiert. Zielvariablen sind Ergebnisse der Simulation, die berechnet (TSS in den Belebungsbecken; CSB, Gesamt-N oder NH₄-N im Ablauf) und durch das Variieren verschiedener Parameter angepasst werden. Ein Stopp-Kriterium hingegen ist eine Abweichung zwischen dem simulierten und gemessenen Wert, die toleriert wird und bei der der Kalibrierungsvorgang beendet wird.

In Abbildung 9 ist das Ablaufschema der Kalibrierungsarbeit dargestellt. Nachdem die Parameter definiert wurden, wird eine erste Simulation durchgeführt. Bringt diese bereits die gewünschten Ergebnisse, kann mit den Validierungstests fortgefahren werden, andernfalls muss nachkalibriert werden. Dieser Vorgang wird so lange wiederholt, bis das Stopp-Kriterium erreicht wird.

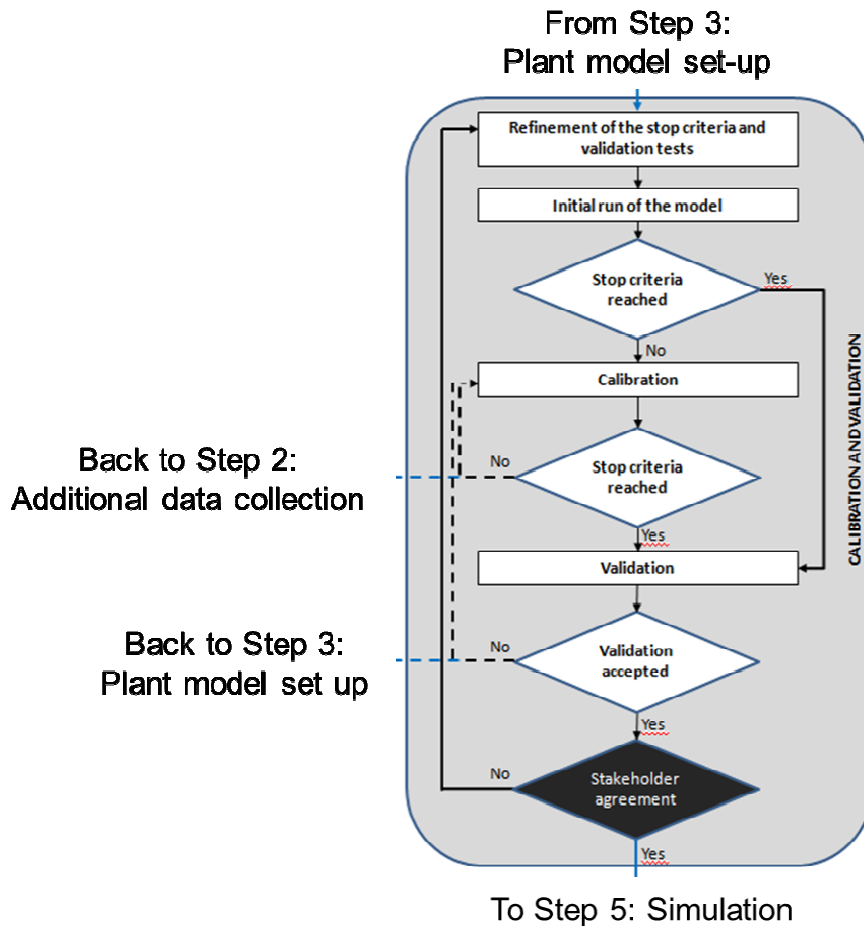


Abbildung 10: Vorgehensweise bei der Kalibrierung (Rieger, 2017)

Nach Abschluss des Modellaufbaus wird eine erste Simulation mit den vorhandenen Daten – und dort wo keine zur Verfügung stehen mit voreingestellten Werten – durchgeführt. Anschließend werden Schritt für Schritt die folgenden Kalibrierungsparameter abgeändert und angepasst, sodass sich die Ergebnisse möglichst genau an die gemessenen Werte anpassen.

Als Ausgangspunkt für den Simulationsstart liegen jeweils eine „Einlaufzeit“ für das Modell von einem Jahr vor. Für den Kalibrierungszeitraum sieht dies so aus, dass zuerst mit dem Datensatz über ein ganzes Jahr eine Simulation durchgeführt wird. Nach Beendigung startet anschließend die eigentliche Simulation über den Kalibrierungszeitraum. Dies hat zum Beispiel den Zweck ein ausreichend hohes Schlammalter zu erreichen und aber auch keinen großen Temperatursprung zwischen Ende der „Einlaufzeit“ und der eigentlich interessanten Simulationszeit zu erhalten.

1. CSB-Abbau

Als erster Parameter wurde der CSB- Abbau auf die notwendige Genauigkeit kalibriert. Hierzu wurde an zwei Schrauben gedreht. Die Fraktionierung der CSB-Zulaufparameter wurde adaptiert und gleichzeitig der Wirkungsgrad der Vorklärung an den realen angeglichen.

2. NH-N-Abbau

Um die Nitrifizierung zu gewährleisten, waren wiederum zwei Prozesse anzupassen. Begonnen wurde mit der Kalibrierung des O₂-Eintrags in die aeroben Belebungsbecken 3 und 4, um den nitrifizierenden Organismen genügend Sauerstoff zur Verfügung zu stellen. Anschließend musste die Aufenthaltsdauer des Belebtschlammes in den beiden aeroben Becken den realen Zuständen angepasst werden, um den Organismen die nötige Zeit für die Abbautätigkeit zu lassen. Hierfür wurde die Umlaufwirkung in den realen Umlaufbecken als mehrfache interne Rückführung in das einfach simulierte Belebungsbecken dargestellt.

3. Gesamt-N-Abbau

Für eine funktionierende Denitrifizierung sind ausreichende anoxische Bedingungen und genügend Kohlenstoff für den Abbau des Nitrats und Nitrits notwendig. Für das Modell war entscheidend – da die Anlage mit einer vorgeschalteten Denitrifizierung betrieben wird – dass der bereits nitrifizierte Stickstoff wieder in die ersten beiden Becken rückgeführt wird.

4.2.5 Simulation und Ergebnisinterpretation

Die Abläufe für diesen Punkt sind in Abbildung 11 gut nachvollziehbar dargestellt. Im Wesentlichen geht es darum, die erforderlichen Szenarien für die Simulationstätigkeit zu definieren, bzw., ob statisch oder dynamische simuliert werden soll. Wenn die für die Erreichung der gesetzten Ziele notwendigen Szenarien definiert wurden, werden anschließend etwaige Modifikationen am Modell, wie zum Beispiel die Anpassung der Rücklaufschlamm- oder Überschussschlamm-mengen, durchgeführt und die dafür erforderlichen Daten zusammengetragen. Darauf folgend, können die Szenarien dann simuliert werden. Diese Ergebnisse müssen danach auf Plausibilität geprüft und analysiert werden. Als initial conditions für die einzelnen Simulationen wird ident wie bei der Kalibrierung vorgegangen und vor dem eigentlichen Simulationszeitraum eine Einlaufzeit von einem Jahr gewährleistet.

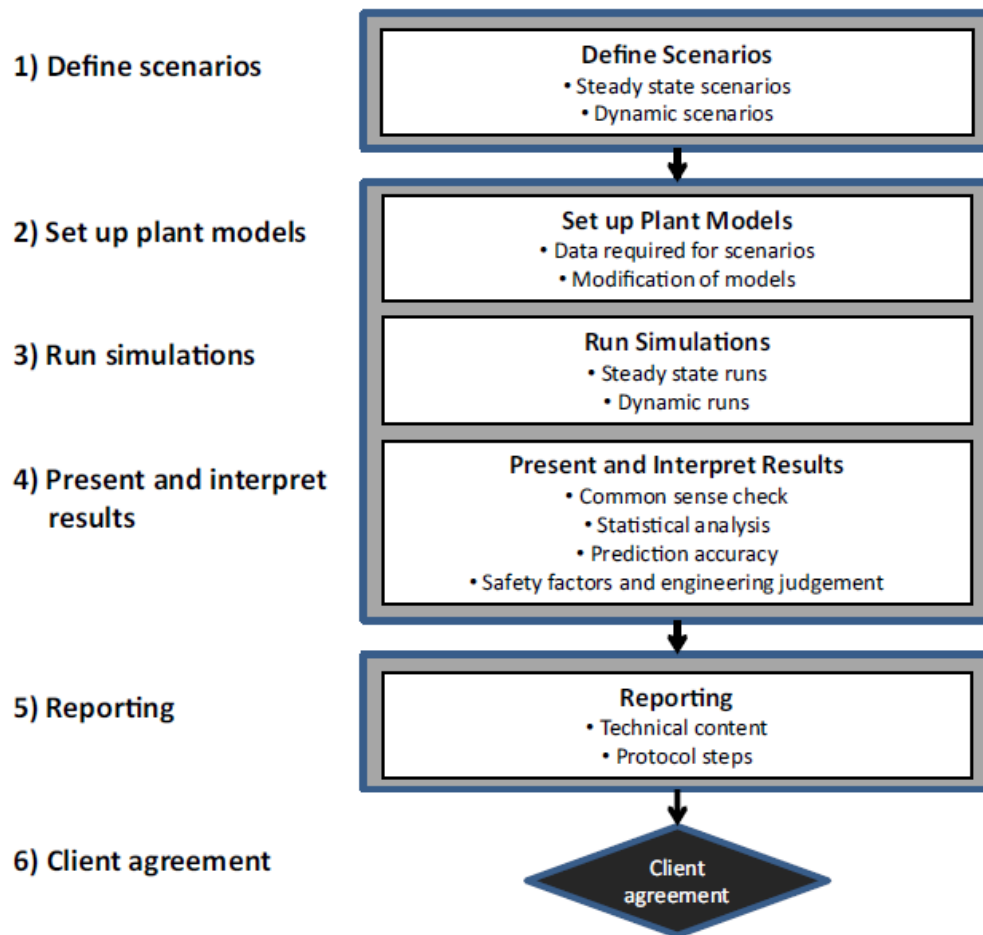


Abbildung 11: GMP Flussdiagramm für die Simulation und Ergebnisinterpretation (RIEGER et al., 2013, 77)

4.3 SIMBA#

SIMBA# ist eine Software zur Modellierung und Simulation, die vielseitig in der Abwassertechnik einsetzbar ist. Sie kann zur ganzheitlichen Betrachtung des Kanalnetzes, der Kläranlage, der Schlammbehandlung, des Fließgewässers und der Automatisierung herangezogen werden. Alle Teilsysteme, die für eine Analyse derer und auch für das Zusammenspiel aller Teile zu einem Gesamtsystem notwendig sind, sind in dieser Software nach dem Stand der Technik und in benutzerfreundlicher Art und Weise aufbereitet.

Die Anwendungsgebiete erstrecken sich von der Ingenieurpraxis über die Forschung bis hin zu Lehre (SIMBA Portal, n.b.):

- Auslegung von Kläranlagen unter Einbeziehung zahlreicher Verfahrensoptionen
- Optimierung von Verfahrensgestaltung und Betriebsführung existierender Anlagen
- Analyse von Abflussgeschehen in urbanen Gebieten
- Entwicklung und Test von Strategien zur Kanalnetzbewirtschaftung
- Untersuchungen des Zusammenwirkens von Abwasserabfluss, Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und Gewässergüte
- Analyse von Prozesswasserbewirtschaftung, Schlammbehandlung und Energieverbrauch

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Projektdefinition

Die ARA Freistadt reinigt zurzeit die Abwässer der Gemeinden Freistadt, Rainbach, Grünbach, Waldburg und Lasberg. Dies führt zu einer durchschnittlichen Auslastung von 85 – 90% der Anlage. Durch eine Wirtschaftsinitiative der „INKOBA Region Freistadt“ sollen im Gemeindegebiet Betriebsansiedelungen erfolgen, deren Abwässer ebenfalls zur Kläranlage geleitet und dort gereinigt werden. Die Modellierung der Kläranlage Freistadt soll dazu dienen, mithilfe dynamischer Simulationen die Grenzbelastungen der Anlage zu ertasten und bei einer Überschreitung dieser Lastgrenze, Alternativen aufzuzeigen.

Aufgrund der budgetären Lage dieser Arbeit beschränken sich die Aufwendungen zur Datenbeschaffung auf die Verarbeitung von bereits vorhandenen Daten aus vorangegangenen Projekten. Zusätzliche Messkampagnen sind nicht vorgesehen. Als Grundlage dieser Arbeit dienten die bereits aufbereiteten Datensätze einer vorangegangenen Masterarbeit (HOFER, 2015). In dieser Arbeit über Abwasserwärmenutzung wurden für die Erstellung einer Massenbilanz die Betriebsdaten aus dem Jahr 2013 herangezogen und bereits analysiert und harmonisiert.

Da diese Arbeit rein für wissenschaftliche Zwecke dient, wird als Kundenzustimmung das Einverständnis der Betreuungspersonen gesehen und die jeweiligen Schritte werden von ihnen abgesegnet.

5.2 Datensammlung und Harmonisierung

5.2.1 Verwendetes Datenmaterial

Die für die Bearbeitung herangezogenen Daten wurden im Jahr 2013 erhoben und bereits für eine vorangegangene Masterarbeit (HOFER, 2015) aufgearbeitet und kontrolliert. Diese vorliegenden Daten sind einfache Betriebsdaten die routinemäßig während des Betriebes der Anlage vom Klärpersonal erhoben werden. Diese dienen normalerweise zu Steuerungszwecken, Optimierungsmaßnahmen und der Kontrolle der behördlich vorgeschriebenen Ablaufwerte. Das Problem hierbei liegt darin, dass diese Daten zu einem anderen Zweck erhoben wurden und so keine optimalen Voraussetzungen für die Verwendung zu Simulationsarbeiten darstellen.

Der vorliegende Datensatz enthält Messergebnisse über das gesamte Kalenderjahr 2013 in einer durchschnittlichen zeitlichen Auflösung von 2-3 Messungen pro Woche und hier wiederum nur von Tagesmittelwerten. In Tabelle 1 sind die für die Simulationen verwertbaren Parameter aufgelistet.

Tabelle 1: Verwendete Daten für die Simulation

Datum			
Zulaufmenge			m³/d
CSB Konzentration	Zulauf		mg/l
	Zulauf Biologie		mg/l
	Ablauf		mg/l
Gesamtstickstoff Konzentration	Zulauf		mg/l
	Ablauf		mg/l
Ammoniumstickstoff Konzentration	Zulauf		mg/l
	Ablauf		mg/l
Nitratstickstoff Konzentration	Ablauf		mg/l
Gesamtposphor Konzentration	Ablauf		mg/l
	Zulauf		mg/l
Schlammeigenschaften	Trockensubstanz	Belebungsbecken 1	g/l
		Belebungsbecken 2	g/l
		Belebungsbecken 3	g/l
		Belebungsbecken 4	g/l
	Schlammindex		ml/g
Überschussschlammmenge			m³/d
Rücklaufschlammmenge			m³/d
Abwassertemperatur			°C

5.2.2 Zulaufdaten

Als Eingangsparameter für die Simulation benötigt das ASM3 vier Zulaufwerte. Die Zuflussmenge (m³/d), die CSB- Konzentration (mg/l), die Gesamtstickstoffkonzentration (mg/l) und die Gesamtposphorkonzentration (mg/l). Der Gesamtposphor wird für das Zulaufmodell benötigt, jedoch aufgrund der Fragestellung dieser Arbeit wird dem Phosphor und dessen Abbau weiters keine Aufmerksamkeit mehr gewidmet, da er auch in den weiteren Abbaumodellen nicht mehr mitbetrachtet wurde.

Wie oben bereits erwähnt, weist der Datensatz, mit der Ausnahme der Zulaufmenge, welche an allen Tagen vorhanden ist, Lücken auf, da nur an 2-3 Tagen pro Woche beprobt wurde. Um diese Lücken zu schließen, wurde folgendermaßen vorgegangen. Aufgrund der geringeren Sensibilität des Abbauvorganges des CSB, wurde dieser Parameter ausgewählt, um ausgehend davon, die Daten zu vervollständigen. Es wurden die spezifischen CSB-Frachten an den jeweiligen Wochentagen mithilfe der vorhandenen Daten ermittelt und an den fehlenden Tagen eingefügt. Die fehlenden Gesamtstickstoffkonzentrationen wurden mithilfe des gemessenen CSB-Gesamtstickstoff Verhältnis im Zulauf ergänzt.

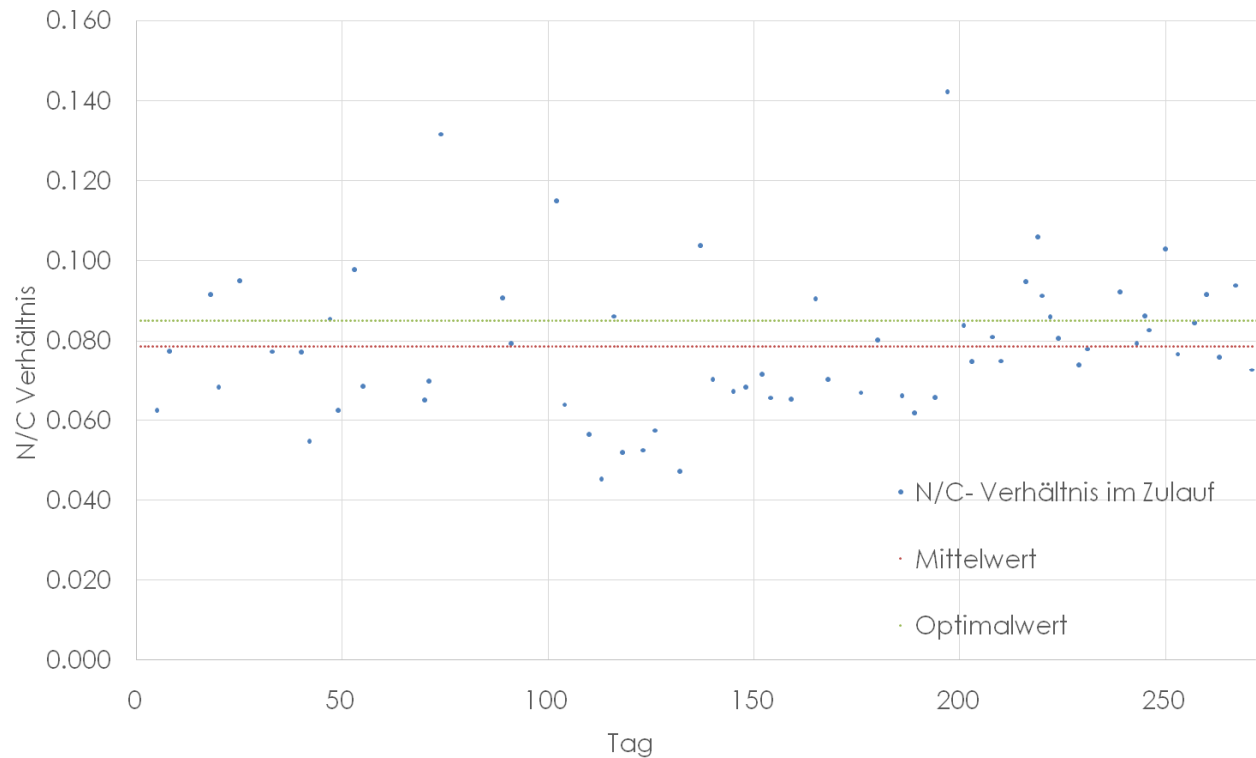


Abbildung 12: Stickstoff-Kohlenstoff Verhältnis im Zulauf der Kläranlage Freistadt

Wie in Abbildung 12 dargestellt, wurden die einzelnen Werte berechnet und ein Mittelwert von 0,079 gebildet. Die einzelnen Ergebnisse liegen in einem üblichen Bereich und auch der Durchschnitt nahe einem Theoriewert von 0,085 (DWA, 2009) bzw. 0.095 (RIEGER et al., 2013).

5.2.3 Einfluss der Temperatur

HENZE et al. (2000) gibt einen Temperaturbereich für das Abwasser zwischen 8–23 °C an, innerhalb dem das ASM3 verlässliche Ergebnisse liefert. Darunter oder darüber hinaus kann es zu signifikanten Abweichungen der Resultate führen. In Abbildung 13 ist der Temperaturverlauf für das Beobachtungsjahr 2013 grafisch dargestellt.

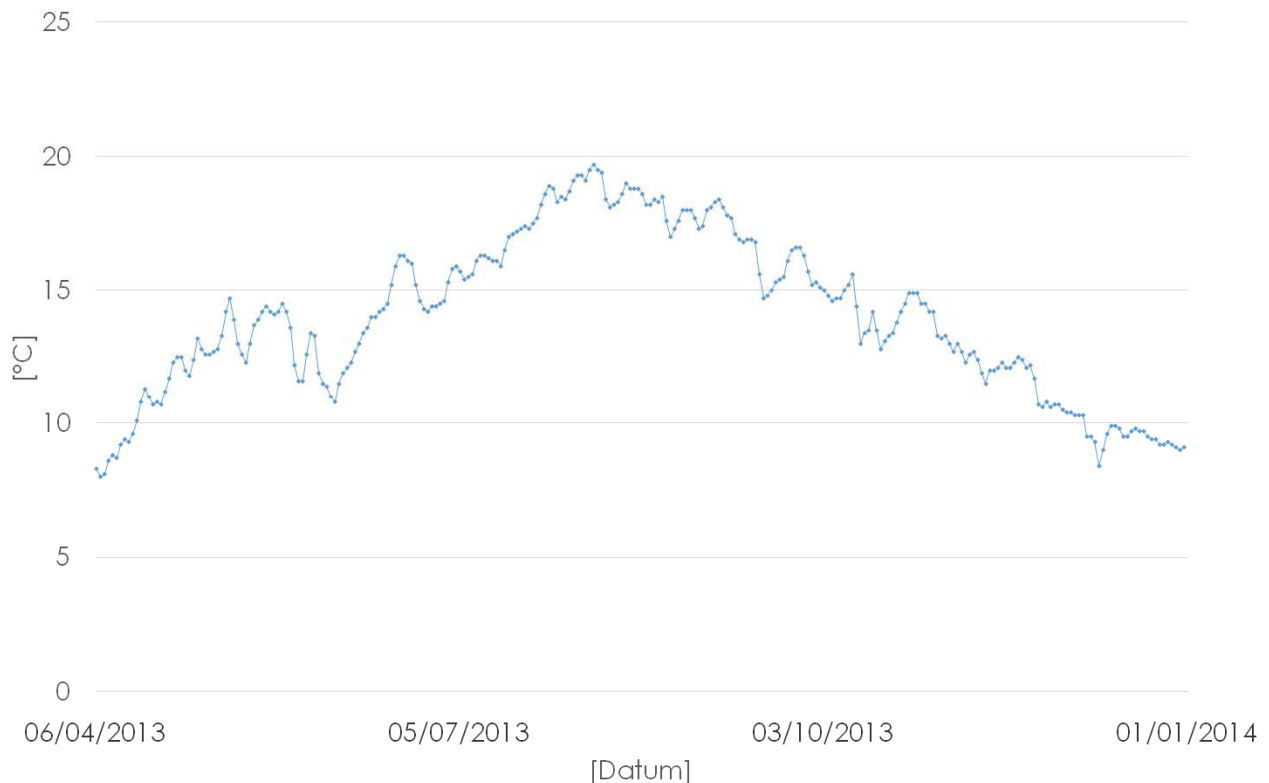


Abbildung 13: Temperaturverlauf des Abwassers im Jahr 2013

Um größere Ungenauigkeiten zu beseitigen, wurden die Daten von 1. Jänner bis 3. April, da hier die Temperatur nicht konstant über 8 °C lag, nicht für die Simulationsarbeit herangezogen.

Die übrigen 272 Beobachtungstage wurden in jeweils einen 136 Tage umfassenden Kalibrierungs- und Validierungsdatensatz geteilt.

5.3 Modellaufbau

Für die Beantwortung der festgelegten Ziele, für die dynamische Simulation der Abwasserreinigungsanlage Freistadt, wurden die Modellgrenzen auf die Kläranlage beschränkt und keine zusätzliche Betrachtung des davorliegenden Kanalsystems durchgeführt. Die betrachteten Teilmodelle beschränkten sich auf den Input, den biokinetischen Abbau – hier wiederum auf den Kohlen- und Stickstoff – und den Output. Die Vor- und Nachklärung wurden als notwendige Teilprozesse für die korrekte Darstellung der Belebtschlammströme mit modelliert, jedoch nicht im Detail betrachtet.

Zu diesem Zweck wurden 3 Tage veranschlagt, an denen unter anderem die Klärwärter bei ihrer Arbeit begleitet wurden. Tätigkeiten wie Primärschlammablassung, Schlammpressen, Wartungsarbeiten an Pumpen, Dosieranlagen und Messgeräten, usw. konnten aus nächster Nähe mitverfolgt und so ein tieferes Verständnis für die Anlage gewonnen werden. Dies stellte sich besonders bei diesem Schritt und vor allem bei der Modellkalibrierung und Feineinstellung als äußerst hilfreich heraus. Die Positionierung von Messgeräten in den Umlaufbecken war bei der Einstellung der Belüftung im Modell ausschlaggebend, da es einen Unterschied darstellt, ob diese in der aeroben oder anoxischen Zone platziert werden.

5.3.1 Teilmodelle

Der erste Schritt im Zuge des Modellaufbaus war es, die Modelle für die erforderlichen Teilprozesse auszuwählen.

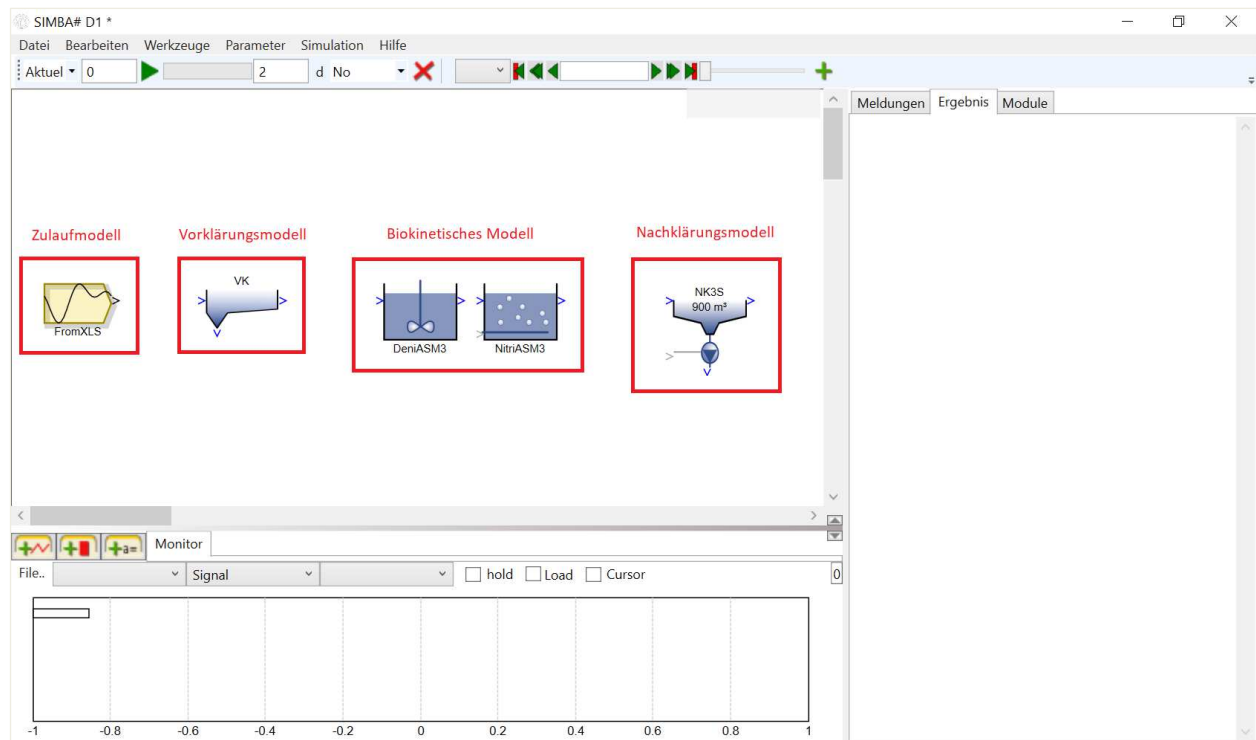


Abbildung 14: Gewählte Teilmodelle im SIMBA#

Zulaufmodell

Der hier verwendete vorgefertigte Block mit dem Namen „FromXLS“ ermöglicht die Erzeugung eines variablen Zulaufsignals durch das Einlesen einer Excel-Datei. Die einzuspielende Datei hat das in Abbildung 15 gezeigte Format vorzuweisen.

	A	B	C	D	E	F	G	H
1	1	565	39	9	4379			
2	2	551	38	9	4262			
3	3	555	38	9	4003			
4	4	542	37	9	3863			
5	5	812	50.7	9	4219			
6	6	585	36	9	4751			
7	7	429	27	9	6534			
8	8	632	48.9	9	4180			
9	9	570	44	9	4118			
10	10	569	44	9	3906			
11	11	580	45	8	3612			
12	12	837	46	8	4279			
13	13	616	34	8	4508			
14	14	660	49	9	3769			
15	15	657	49	9	3769			
16	16	415	31	9	5655			
17	17	603	45	8	3683			
18	18	532	48.7	8	3529			
19	19	716	66	8	3794			
20	20	798	54.4	16	3665			
21	21	737	50	16	3801			
22	22	667	45	16	3713			
23	23	653	44	8	3598			
24	24	631	43	8	3521			
25	25	561	53.3	8	3278			
26	26	758	72	8	3583			
27	27	763	73	10	3638			
28	28	788	57	10	3291			
29	29	419	30	10	5911			
30	30	277	20	10	8463			
31	31	620	45	10	3584			
32	32	579	42	10	3619			

Abbildung 15: Excel-File der Zulaufdaten

In der Spalte 1 ist der Zeitpunkt für das Zulaufsignal angegeben und danach von links nach rechts die CSB-, die Gesamtstickstoff- und die Phosphorkonzentration, sowie die Zulaufmenge, in den unter Punkt 5.2.2 Zulaufdaten angegebenen Einheiten. Die Software SIMBA# definiert für 1 einen Zeitraum von 24 Stunden, sodass die unter einem Zeitsignal von 1 angeführten Werte den gemessenen Tagesmittelwerten entsprechen. Die in dieser Grafik farbig hinterlegten Werte sind die gemessenen Werte aus dem Jahr 2013. Die dazwischen liegenden, nicht gekennzeichneten, sind die in Kapitel 5.2.1 beschriebenen, geschätzten Werte.

Vorklärungsmodell

Das Teilmodell „Vorklärung“ bildet einen rein mechanischen Reinigungsprozess ohne jegliche biologische Vorgänge nach. Die hier einfließenden Blockparameter sind in Abbildung 16 dargestellt. Sie umfassen im Wesentlichen das Beckenvolumen, ob die Primärschlammmenge über einen fixen Trockensubstanzgehalt oder eine definierte Volumenstrom erfolgt und welche Absetzbarkeiten die einzelnen Feststoffe aufweisen.

Eingang: Zulaufstrom

Ausgang: Ablauf
Primärschlamm

Parameter	
Modell	asm3m
Volumen des Vorklärbeckens	400 m³
Calculation type of PS	TSpsConstant
TS Konzentration Primärschlamm	54200 g/m³
Wirkungsgrad Korrektur	1.07
Verhältnis CSB partik./CSB gesamt	0.7
Anzeige Beckenvolumen	<input type="checkbox"/>
Absetzbarkeit SO	0
Absetzbarkeit SS	0
Absetzbarkeit SNH	0
Absetzbarkeit NO3	0
Absetzbarkeit von N2	0
Absetzbarkeit von SALK	0
Absetzbarkeit von SI	0
Absetzbarkeit von XI	0.6
Absetzbarkeit von XS	0.6
Absetzbarkeit von Biomasse	0.6
Absetzbarkeit von Speicherprodukten XSTO	0.6
Absetzbarkeit von XA	0.6
Absetzbarkeit von XMI	0.6

Hilfe Anwende Abbruch OK

Abbildung 16: Blockparameter des Vorklärmodells

Im Fall der Simulation der Kläranlage Freistadt wurden die Parameter so gewählt, dass die Primärschlammabzugsmenge über einen fixen – gemessenen – Trockensubstanzgehalt geregelt wird. Der Wirkungsgrad, gemessen am CSB-Abscheidegrad, wurde mit einem Korrekturwert auf den tatsächlichen Wert der realen Anlage erhöht. Bei den Absetzbarkeiten wurde ein konstanter Wert für alle Parameter angenommen, da keine detaillierteren Messungen zur Bestimmung dieser Werte durchgeführt wurden.

Biokinetisches Modell

Für das biokinetische Modell wurde das ASM3 verwendet, da es wie in Kapitel 3.2.3.4 beschrieben, eine Vielzahl an Verbesserungen gegenüber den anderen Belebtschlammmodellen aufweist.

Der Block Deni modelliert ein vollkommen durchmisches Belebtschlammbecken ohne Belüftung. Der Block rechnet mit der Grundlage des ASM3 und die notwendige Temperatur wird einer globalen Link-Variablen entnommen. Der einzige einzutragende Parameter stellt die Beckengröße dar.

Eingang: Zulaufstrom

Ausgang: Ablauf



Abbildung 17: Blockparameter des Denitrifikationsbeckens

Die Vorgänge der Nitrifikation werden durch den Block Nitri dargestellt, der ebenfalls ein Belebtschlammbecken mit vollkommener Durchmischung zeigt, jedoch mit Belüftung.

Eingang: Zulaufstrom

Luftvolumenstrom

Ausgang: Ablauf



Abbildung 18: Blockparameter des Nitrifikationsbeckens

Die Berechnungsgrundlage bildet wiederum das ASM3 und auch die Temperaturquelle ist mit dem Block Deni ident. Aufgrund der Nitrifikationsmodellierung und mit der damit einhergehenden Belüftung, sind hier einige Angaben über den α -Wert (Sauerstoffübertragungsfaktor), den spezifischen Sauerstoffeintrag, die Belüftungstiefe und der Sauerstoffsättigungskonzentration zu tätigen. Da auch hier für die reale Anlage keine Erhebungen für die spezifischen Werte stattfanden, wurden, mit Ausnahme der Belüftungstiefe, die vordefinierten Angaben des Simulationsprogrammes übernommen.

Nachklärmodell

Das hier verwendete Nachklärmodell stellt ein 3-Schichtmodell mit einer Klarwasserzone, einer Trenn- und Speicherschicht und einer Eindick- und Räumzone dar. Der Ablauf in den „Vorfluter“ erfolgt über die Klarwasserzone, der Zulauf aus der Belebung findet in der mittleren Trenn- und Speicherzone statt und der Abzug des Rücklaufschlammes passiert aus der Eindick- und Räumzone. Die Rücklaufschlammmenge wird über einen externen Eingang definiert. Die Sinkgeschwindigkeit der abzusetzenden Teilchen wird über einen Exponentialterm nachgebildet. Es besteht ebenfalls die Möglichkeit, biologische Restprozesse in der untersten Schicht zu modellieren (ASM3).

Eingang: Zulaufstrom
 Vorgabe Rücklaufschlammstrom

Ausgang: Ablauf
 Rücklaufschlamm

Die anzugebenden Parameter, die das Nachklärmodell benötigt, sind in Abbildung 19 dargestellt.

The screenshot shows a software window titled 'Blockparameter NK3S'. It contains a list of parameters for a model named 'asm3m'. The parameters are as follows:

Parameter	Value	Unit
Modell	asm3m	
Absetzbecken Oberfläche	939	m ²
Beckentiefe	3.05	m
Schlammvolumen Index ISV	113	ml/g
Anteil Bypass Strom am Rücklaufschlamm (0-vertical, 0.3 -horizontal)	0.3	
Biological process active (bottom layer only!)	<input checked="" type="checkbox"/>	
Beckenvolumen anzeigen	<input checked="" type="checkbox"/>	
Animiertes Schlammprofil darstellen	<input type="checkbox"/>	
Minimum TSS concentration in top layer	0.005	
Coefficient sa for settling velocity n4 (n4=sa+sb*SVI)	0	
Coefficient sb for settling velocity n4 (n4=sa+sb*SVI)	0.0039	
Coefficient n2 for settling velocity ($v=v_0 * \text{Exp}(-1 * n_4 * \text{TSS}) - v_0 * \text{Exp}(-1.0 * n_2 * \text{TSS})$)	4	
maximum settling velocity ($v=v_0 * \text{Exp}(-1 * n_4 * \text{TSS}) - v_0 * \text{Exp}(-1.0 * n_2 * \text{TSS})$)	7.5	m/h

At the bottom right, there are four buttons: 'Hilfe', 'Anwenden', 'Abbruch', and 'OK'.

Abbildung 19: Parameter zur Definition des Nachklärmodells

Die Oberfläche der Absetzbecken, die Tiefe und die Durchströmrichtung wurden aufgrund der geometrischen Gegebenheiten gewählt. Der Schlammvolumenindex ist aus den Betriebsdaten von 2013 sichtbar. Die restlichen Hilfsgrößen, wie der minimale Trockensubstanzgehalt oder die verschiedenen Koeffizienten für die Absetzgeschwindigkeiten, wurden wiederum aufgrund der vorgegebenen Annahmen des Softwareprogrammes verwendet, da keine Ergebnisse eigener Messungen vorhanden waren.

Weitere Teilmodelle

Für die Mess-, Steuer- und Regelvorgänge der Anlage sind noch einige weitere Teilprozesse nachzubilden gewesen. Hierzu zählen:

- Temperatur
- Belüftung
- Überschussschlammabzug
- Rücklaufschlammsteuerung
- Faulung

5.3.2 Modell der ARA Freistadt und erster Testlauf

In Abbildung 20 ist das Gesamtmodell der ARA Freistadt dargestellt.

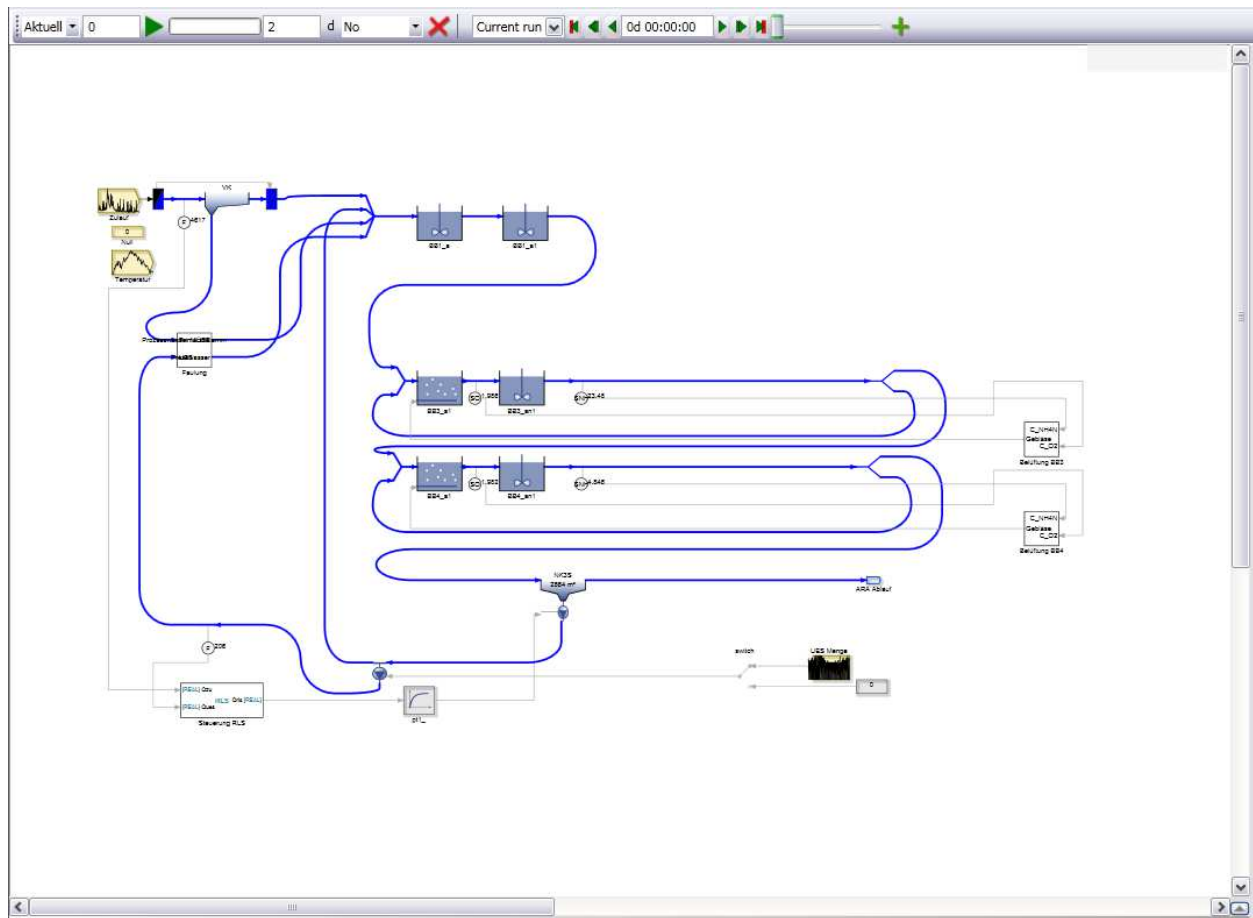


Abbildung 20: Gesamtheit der Prozesse der Anlage

Die Verbindung der Teilmodelle erfolgt über 2 verschiedene Typen von Linien. Dies wären erstens die grauen Linien, die ein einfaches Steuersignal, wie z.B. Ein oder Aus, ein Luftvolumen oder eine gewisse Schlammmenge, oder wie zweitens, die blauen Linien, einen Abwasserstrom darstellen.

Ein erster Testlauf hat gezeigt, dass der Modellaufbau erfolgreich war und das Modell auch jene Daten und Ergebnisse liefert, welche für die Beantwortung der festgelegten Fragestellungen benötigt werden. Die Ergebnisse, z.B. der Ablaufkonzentrationen, sind zwar noch weit von den realen Ablaufwerten entfernt, sie dienen jedoch als Grundlage für den anschließenden Kalibrierungsvorgang.

5.4 Kalibrierung und Validierung

5.4.1 Kalibrierung

Auf Basis des ersten Testlaufs und dessen Ergebnisse wurde mit der Kalibrierung der Zielparameter CSB und denen des Stickstoffs begonnen. Wie in Kapitel 5.2.3

beschrieben, ist der Umfang des Kalibrierungsdatensatzes 136 Tage und reicht vom 4. April bis zum 17. August des Jahres 2013. Da der Kalibrierungsablauf einen iterativen Prozess darstellt und hier eine Vielzahl an Simulationsläufen notwendig wird, ist es sinnvoll, das Modell so einfach wie möglich zu halten, um die Zeitananspruchnahme in einem akzeptablen Rahmen zu halten. Deshalb wurden die beiden Vorklärbecken im Modell zu einem einzigen, mit einem Gesamtvolumen, das beiden entspricht, zusammengefasst. Dieselbe Vorgehensweise wurde auch am Teilmodell der Nachklärung vorgenommen. An den beiden Ergebnissen – einmal mit 2 Vorklär- und 3 Nachklärbecken aufgeteilt und einmal als vereinfachtes Modell – waren keine erkennbaren Unterschiede vorhanden.

Für die Ergebnisauswertung und –interpretation ist weiters noch von Relevanz, dass im Zeitraum vom 29. Mai bis zum 11. Juni ein über 2 Wochen andauerndes Starkniederschlagsereignis stattgefunden hat, das teilweise sogar die maximale Zulaufmenge überschritten wurde und hier über diesen Zeitraum auch keine brauchbaren Messungen vorhanden sind. Die hier erzielten Ergebnisse sind daher mit Vorsicht zu genießen, bzw. sind mit ziemlicher Wahrscheinlichkeit nicht verwertbar.

5.4.1.1 Zielparameter CSB

In Abbildung 21 sind die gemessenen Ablaufwerte an der Kläranlage für die CSB-Konzentration aus dem Jahr 2013 ersichtlich. Diese Werte – und der dazugehörige Mittelwert über diesen Zeitraum – stellen die Zielparameter für diesen Kalibrierungsschritt dar. Die mittlere gemessene CSB-Ablaufkonzentration über den Kalibrierungszeitraum beträgt 23,1 mg/l und weist einen relativ konstanten Verlauf über rund 4 Monate auf. In der Abbildung 21 wird zum Vergleich das Ergebnis aus dem ersten Testlauf darüber gelegt.

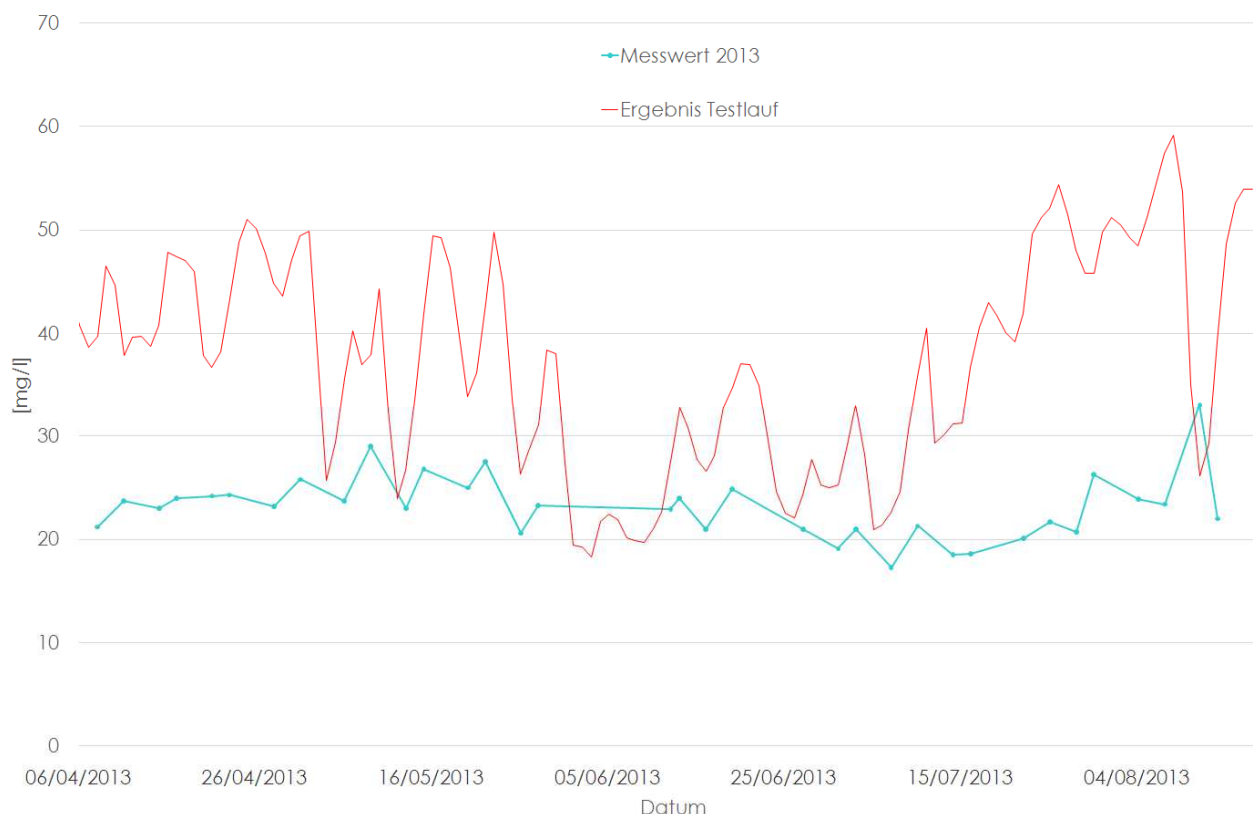


Abbildung 21: Ergebnis des ersten Testlaufs nach dem Modellaufbau (CSB)

Ohne spezielle Kalibrierungsmaßnahmen zeigt sich von den voreingestellten Werten, zu den gemessenen, ein deutlicher Unterschied. Im ersten Testlauf liegt die durchschnittliche Ablaufkonzentration des CSB-Parameters, mit 37,6 mg/l, noch weit über dem gemessenen Wert.

Fraktionierung des CSB-Zulaufs

Zur Kalibrierung des CSB-Abbaus wurden einige Parameter der CSB-Zulaufzusammensetzung angepasst. Konkret geht es hierbei um den Anteil des:

- inerten gelösten CSB
- inerten partikulären CSB
- sofort bioverfügbares gelöstes Substrat

Da keine genaueren Untersuchungen über die Zusammensetzung des Kohlenstoffzulaufs vorhanden waren und daher nur abgeschätzt werden konnte, wurden diese 3 Parameter als „Stellschrauben“ für die Kalibrierung des CSB-Abbaus herangezogen. In Abbildung 22 sind die verwendeten Werte in der dafür vorgesehenen Eingabemaske zu sehen.

Parameter	Value	Unit
Anteil TS zu CSB	70/120	g TSS / g COD
Anteil Glührückstand	0.3	
Anteil inerten gelöster CSB	0.015	
Anteil inerten CSB vom partikulärem CSB	0.37	
Anteil SS am abbaubarem CSB	0.2	
Anteil Biomasse am abbaubarem CSB	0.195	
Alkalinität	10	
Anteil g erzeugter Schlamm / g gefällter Phosphor, (6.8 für FE, 5.3 für Al)	6.8	g TSS/ gP
Geforderte P Ablaufkonzentration	0.5	g P/m3
Anteil über Bio-P gebundener P als Anteil vom Zulauf CSB (0.002 without, 0.005-0.007 with Anaerob)	0.002	gP/gCOD

Abbildung 22: Eingabemaske für die Zulauffraktionierung im #SIMBA

Durch diese Maßnahmen wurden die simulierten Ablaufwerte den gemessenen aus dem Jahr 2013 angepasst. Wie am Ergebnis in Abbildung 23 zu sehen ist, ist dies nur von mäßigem Erfolg gekennzeichnet worden. Aufgrund der mangelnden Datengrundlage war es leider nicht möglich, genauer zu arbeiten, um bessere Resultate zu erzielen.

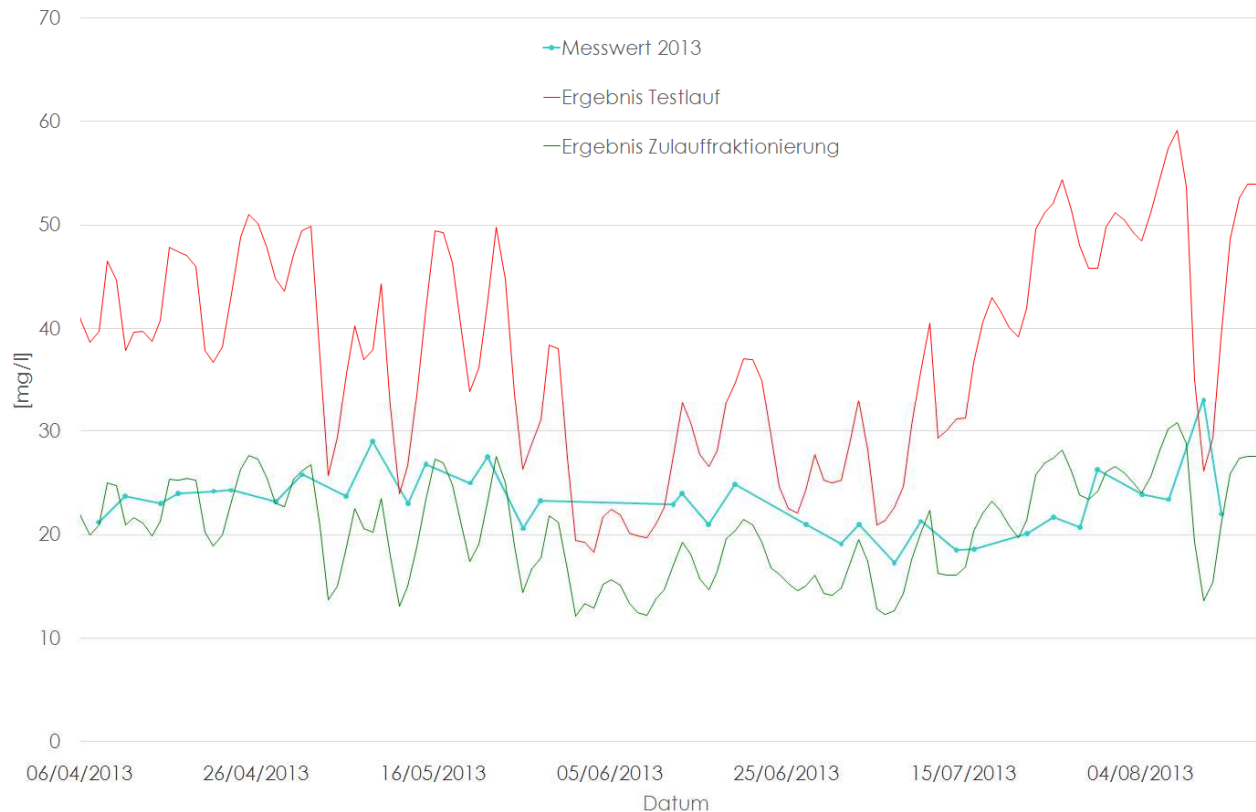


Abbildung 23: Kalibrierungsergebnis für den CSB-Abbau

5.4.1.2 Zielparameter Ammonium

Während der Simulationsarbeiten wurde bereits erkennbar, dass die Modellierung des Stickstoffabbaus weitaus empfindlicher auf Störeinflüsse reagiert, als zum Beispiel jener des Kohlenstoffes. Aufenthaltsdauer und Sauerstoffkonzentrationen in den Belebungsbecken oder auch die Temperatur haben einen entscheidenden Einfluss und können schnell die simulierten Ergebnisse unbrauchbar machen. In Abbildung 24 sind die gemessenen Ammoniumkonzentrationen im Ablauf aus dem Jahr 2013 dargestellt. Zu sehen ist, dass die Ablaufkonzentrationen über den Beobachtungszeitraum relativ konstant verlaufen, aber in den kälteren Jahreszeiten etwas höher werden, was auch wiederum die Einflussnahme der Temperatur zeigt. Der Kalibrierungsdatensatz liefert eine durchschnittliche Ammoniumkonzentration im Ablauf von 0,49 mg/l und bildet einen Richtwert für den Kalibrierungsvorgang.

In Abbildung 24 ist auch das Ergebnis des ersten Testlaufes, im Vergleich zu den Messwerten, dargestellt. Die mittlere Ablaufkonzentration liegt nach dem ersten Testlauf bei 1,97 mg/l und noch deutlich über dem Messwertmittel.

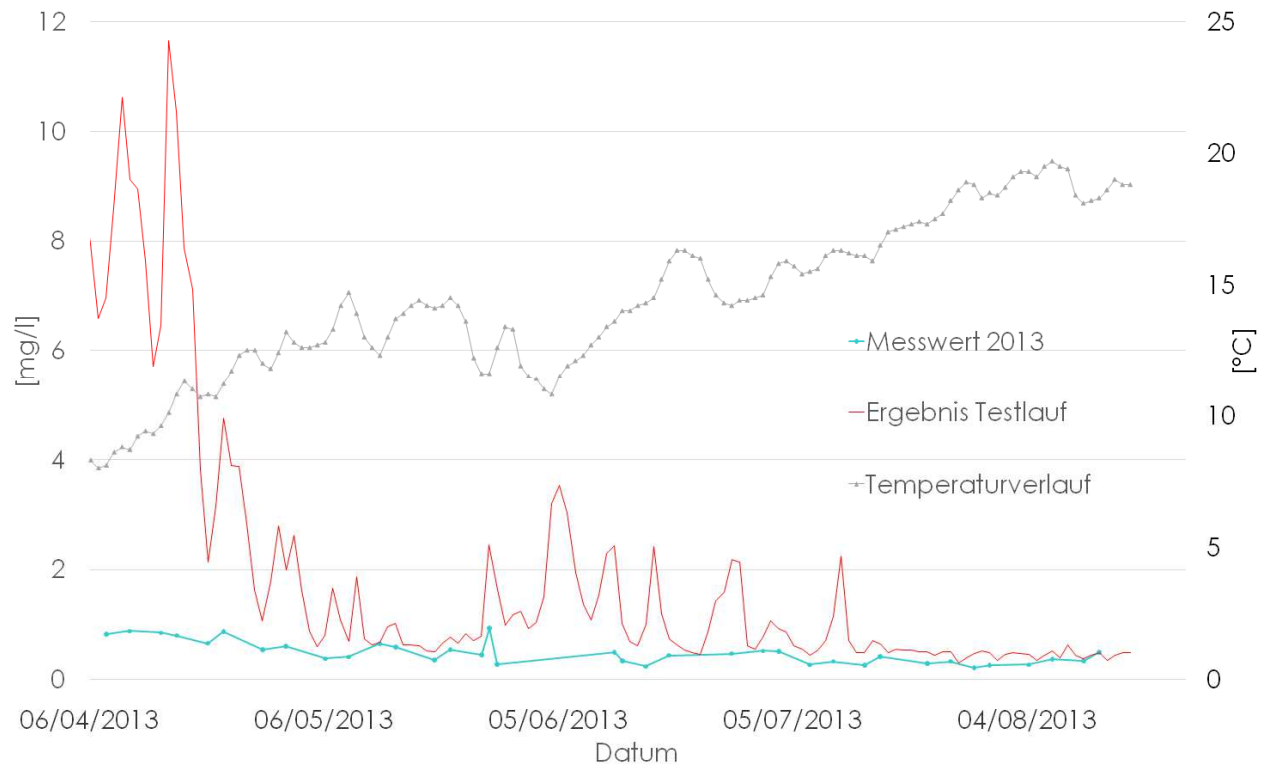


Abbildung 24: Ergebnis des ersten Testlaufs nach dem Modellaufbau (Ammonium)

Was allerdings sofort ins Auge sticht, sind die extrem hohen Konzentrationen im ersten Simulationsmonat. Hier liegt die Vermutung nahe, dass wiederum der Einfluss der Temperatur eine entscheidende Rolle spielt. Wie bereits erwähnt, geben HENZE et al. (2000) einen Temperaturbereich von 8-23 °C für die Erzielung von verlässlichen Werten an. Im ersten Simulationsmonat liegt der Temperaturbereich mit 8-10.5 °C nahe an der Plausibilitätsgrenze.

Zusätzlich kommt hinzu, dass die beiden Belebungsbecken, in denen die Nitrifizierung stattfinden, im SIMBA# nicht direkt mit vorgefertigten Blöcken als Umlaufbecken modelliert werden können. Daher kommt es zur Simulation von kürzeren Aufenthaltszeiten in den Nitrifikationsbecken, da die Umlaufwirkung nicht berücksichtigt wird. Um diesen Effekt zu minimieren und um den realen Verhältnissen näher zu kommen, wurde versucht, diese Umlaufwirkung durch eine Stromteilung nach dem jeweiligen Becken und einer Rückführung eines Teils des Abwasserstromes darzustellen (Abbildung 25).

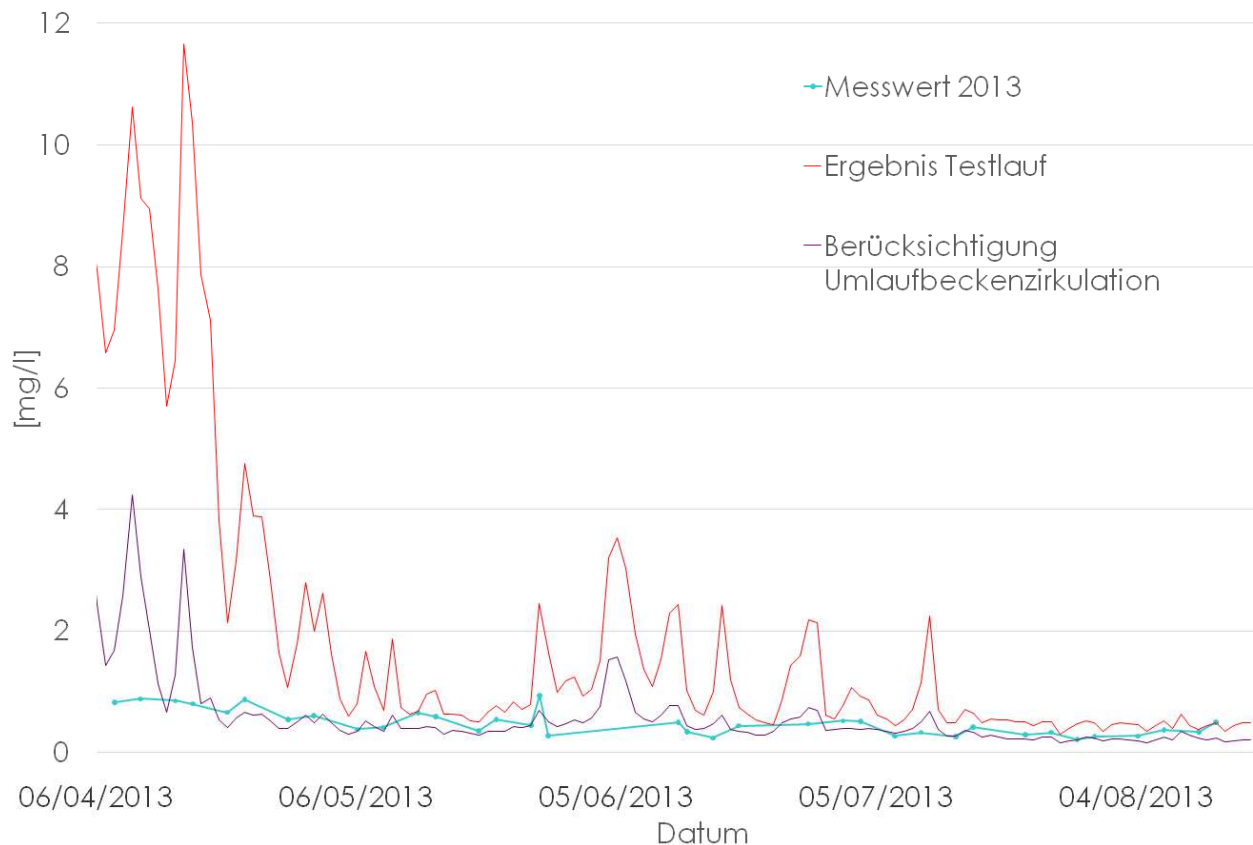


Abbildung 25: Kalibrierungsergebnis für den Ammoniumabbau

Durch diese Maßnahme konnte ein wesentlich besseres Ergebnis für die Ammoniumkonzentration im Kläranlagenablauf erzielt werden. Die durchschnittliche Ablaufkonzentration über die 136 Tage, die der Kalibrierungsdatensatz umfasst, liegt bei 0,64 mg/l. Bei einem Messwertmittel von 0,49 mg/l liegt das Simulationsergebnis zwar um 30% darüber, jedoch sind hier noch die auffälligen Ablaufwerte in den ersten 2 Wochen der Simulationszeit zu berücksichtigen. Lässt man diese Zeit außer Acht, ergibt sich mit einem Mittelwert von 0,44 mg/l und damit einer Abweichung von nur mehr 10%, ein zufriedenstellendes Ergebnis.

5.4.1.3 Zielparameter Nitrat

Voraussetzung für eine gute Denitrifizierungsleistung ist die Zusammenführung des Nitrats im Abwasser mit den denitrifizierenden Organismen unter Bereitstellung einer Kohlenstoffquelle unter anoxischen Bedingungen. Die Kläranlage Freistadt arbeitet deshalb mit einer vorgeschalteten Denitrifikation. Jedoch ist zu beachten, dass in Freistadt ohne interne Zirkulation gearbeitet wird. Das heißt, dass das zu Nitrat abgebaute Ammonium rein über den Rücklaufschlamm zu den ersten beiden Belebungsbecken rückgeführt wird. In der Realität scheint dies zu funktionieren, stellte sich bei der Simulation jedoch als ein erhebliches Hindernis dar, wie an den folgenden Ergebnissen sichtbar wird. In Abbildung 26 sind die Messergebnisse für die Nitratkonzentration im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage aus dem Jahr 2013 dargestellt. Zu sehen ist, dass sich die Ablaufkonzentration zwar konstant um ein Mittel von 2,23 mg/l bewegt, jedoch von größeren Schwankungen begleitet wird, wie sie bei den bisher betrachteten Ablaufkonzentrationen nicht beobachtet werden konnten.

In Abbildung 26 ist das Ergebnis des ersten Testlaufs im Vergleich zu den Messwerten aus 2013 dargestellt. Der Mittelwert der Nitratkonzentration liegt nach dem ersten Testlauf bei 3,21 mg/l und auch vom grafischen Verlauf über den Kalibrierungszeitraum her, schon relativ nahe am Messergebnis. Hier muss allerdings beachtet werden, dass, wenn man das Ergebnis des ersten Testlaufs bezogen auf den Ammoniumabbau betrachtet, noch ein Großteil an nicht abgebautem Ammoniumstickstoff vorliegt. Dieser Stickstoffanteil konnte nicht nitrifiziert werden und stand daher nicht für eine Denitrifizierung zur Verfügung. Ersichtlich wird dies in der darauffolgenden Abbildung 27.

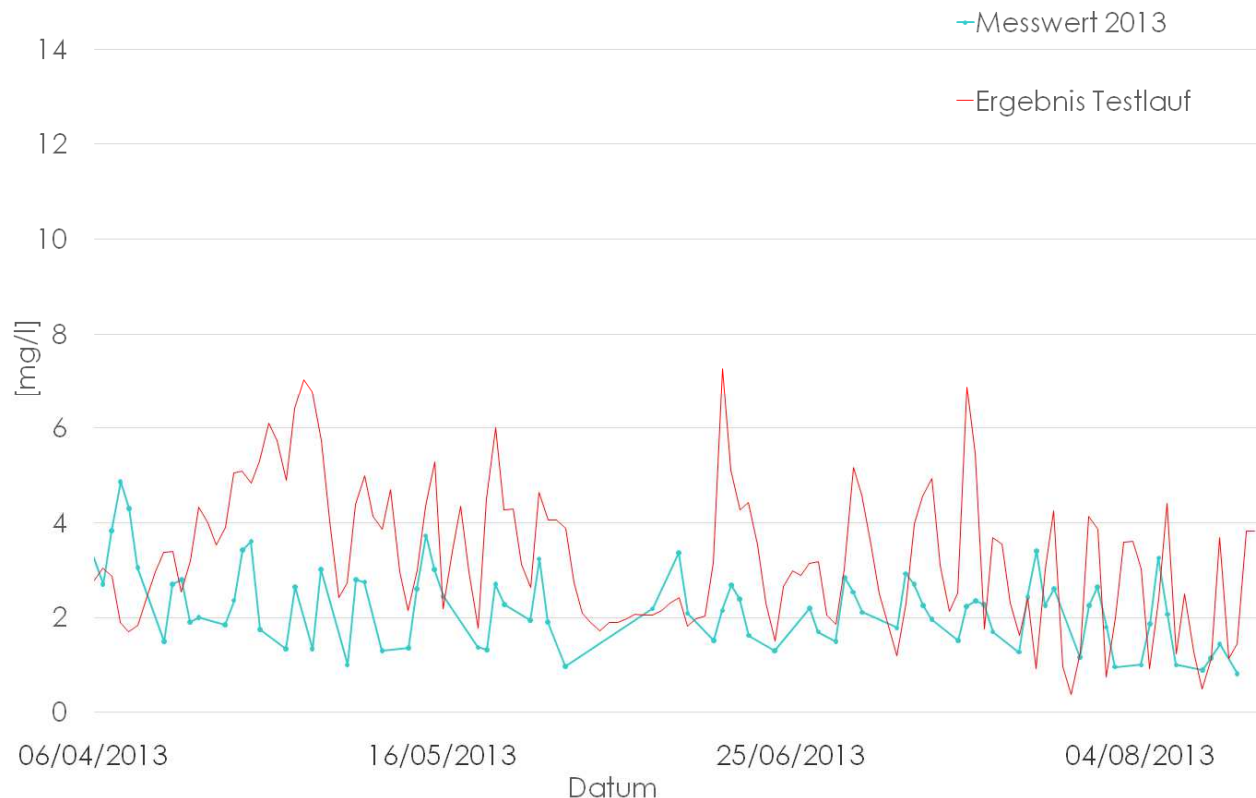


Abbildung 26: Ergebnis des ersten Testlaufs nach dem Modellaufbau (Nitrat)

Nachdem der letzte Kalibrierungsschritt, die Berücksichtigung der Umlaufwirkung in den Belebungsbecken durch eine Stromteilung durchgeführt wurde, liegen nun größere Abweichungen zu den gemessenen Werten vor, als jene des ersten Testlaufs. Wie schon erwähnt, ist dies auf die bessere Nitrifikationsleistung in den Belebungsbecken 3 und 4 zurückzuführen. Dort wird jetzt eine größere Menge an Nitrat produziert. Im realen System gelangt ausreichend Nitrat über den Rücklaufschlamm in die denitrifizierenden Becken 1 und 2 zurück und kann dort abgebaut werden. Diese Darstellung war im SIMBA# nicht nachstellbar, ohne eine interne Zirkulation vom Belebungsbecken 4 in das Belebungsbecken 1 zu modellieren, was aber nicht zu 100% die realen Bedingungen widerspiegelt. Dieser Modellierungsschritt und dessen Ergebnisse sind anschließend im Kapitel 5.4.2 Validierung ersichtlich.

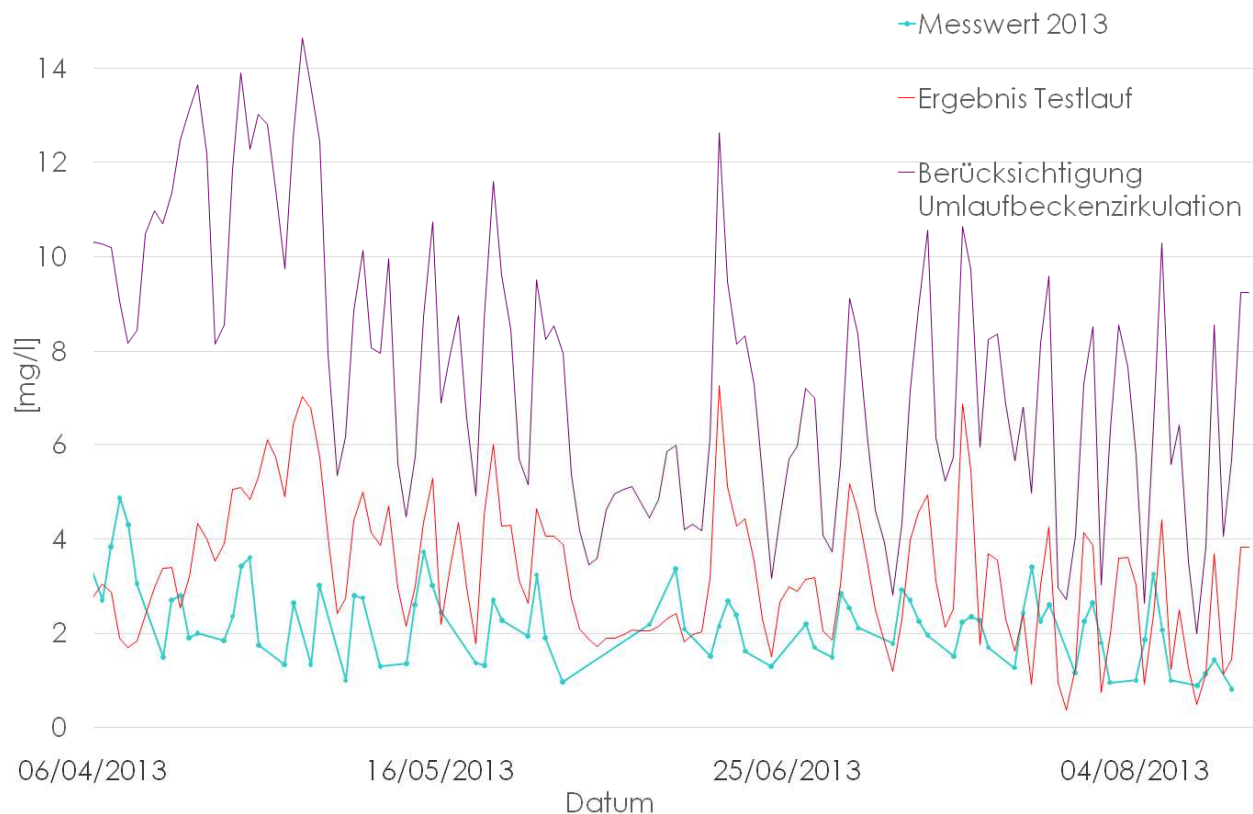


Abbildung 27: Kalibrierungsergebnis für den Nitratabbau

5.4.1.4 Zielparameter Gesamtstickstoff

Am Ergebnis für den Gesamtstickstoffabbau ist das davor beschriebene Problem wiederum sehr gut sichtbar. Die zu Nitrat und Nitrit abgebauten Stickstoffverbindungen können im Modell nicht in die vorgeschaltete Denitrifikation rückgeführt werden und gelangen in den Kläranlagenablauf. Das zu Grunde liegende Problem dürfte die gelöste Form dieser Stickstoffverbindung darstellen, die so nicht konzentriert im Rücklaufschlamm zurückgeführt, sondern als gleichmäßig konzentriert auch im Ablauf angenommen wird.

Um diesem Problem Rechnung zu tragen, wurde versucht, den Weg des Nitrats und Nitrits in einer anderen Form zu modellieren. Hierfür wurde eine Abwasserrückführung, parallel zum Rücklaufschlamm, nachgebildet, welche den Abwasserstrom nach dem Belebungsbecken 4 in einem Verhältnis 3:1 aufteilt und dreiviertel des Abwassers wieder zum Belebungsbecken 1 rückführt. Dies stellt zwar eine physische Änderung des ursprünglichen Modells dar, ermöglicht es ihm aber, eine befriedigende Denitrifikationsleistung zu simulieren und erheblich plausiblere Ergebnisse im gesamten Stickstoffabbau zu erzielen.

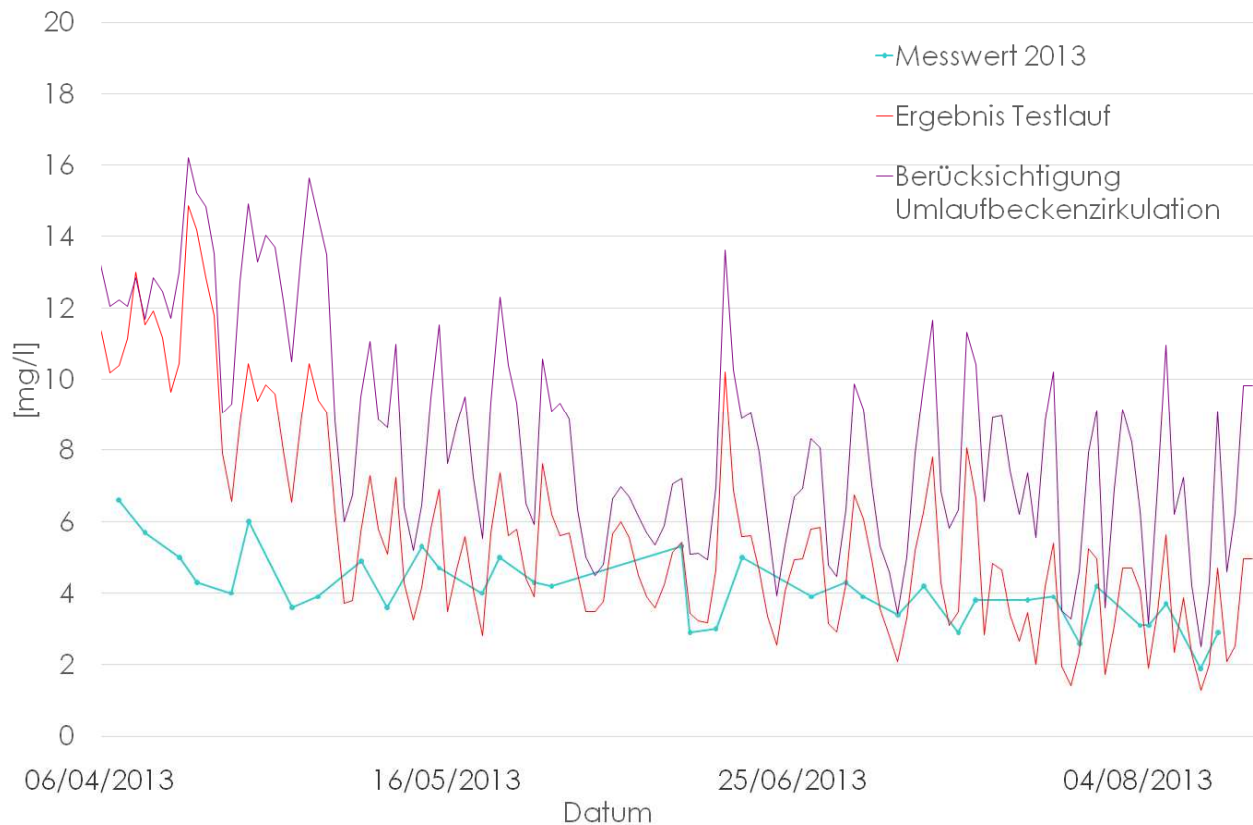


Abbildung 28: Kalibrierungsergebnis für den Gesamtsickstoffabbau

5.4.2 Validierung

Im Anschluss an die Kalibrierung muss das Modell noch anhand eines zweiten Datensatzes kontrolliert bzw. validiert werden. Der hierzu verwendete Validierungsdatensatz besteht ebenfalls aus 136 Messtagen und beläuft sich auf den Zeitraum vom 18. August 2013 bis zum 31. Dezember 2013. Die nachfolgenden Tabellen und Grafiken zeigen die Ergebnisse über den gesamten Zeitraum vom 4. April bis zum 31. Dezember 2013, also über den Kalibrierungs- und Validierungsdatensatz mit der modellierten Nitratrückführung. Dies hat den Zweck, dass in der Szenarienanalyse beide Varianten gegenübergestellt werden.

In der Tabelle 2 sind vorweg die gemessenen und simulierten Mittelwerte der untersuchten Ablaufparameter und die dazugehörigen Wirkungsgrade des Abbauprozesses, mit den prozentuellen Abweichungen voneinander, dargestellt.

Tabelle 2: Abweichungen der Simulationswerte zu den erhobenen Daten (Mittelwerte)

		Messdaten	Simulations- daten	Differenz [%]
Ablaufkonzentration [mg/l]	CSB	22.7	22.3	-1.8
	Gesamtstickstoff	4.24	3.92	-7.5
	Ammonium	0.54	0.73	34.9
	Nitrat	2.23	2.83	27.2
Wirkungsgrad [%]	CSB	96.3	96.1	-0.2
	Gesamtstickstoff	91.0	91.1	0.2
	Ammonium	98.0	96.4	-1.5

Für die beiden Parameter CSB und Gesamtstickstoff befinden sich die Abweichungen zwischen den gemessenen und simulierten Werte in einem absolut tolerierbaren Bereich. Die darstellenden Grafiken für diese 2 Parameter befinden sich im Anhang (Abbildung 38, Abbildung 39, Abbildung 40 und Abbildung 41).

Bei den beiden Parametern Ammonium- und Nitratablaufkonzentration sind bei den simulierten Mittelwerten über den Beobachtungszeitraum doch deutliche prozentuelle Abweichungen zu den Messwerten zu erkennen. Zur näheren Betrachtung erkennt man in Abbildung 29, dass wieder – wie beim Kalibrierungsvorgang – in den ersten 2 Wochen eine erhebliche Überschreitung der Ablaufwerte erfolgt, die auf die niedrigen Temperaturen und mit der damit verbundenen Hemmung des Abbauprozesses zusammenhängen dürfte. In weiterer Folge normalisieren sich die simulierten Ablaufwerte von Mitte April bis Anfang Juni, bis zum Beginn der zweiwöchigen Starkniederschlagsperiode. Ab diesem Zeitpunkt, bis Anfang August andauernd, weisen die Simulationsdaten eine systematische Abweichung der Ammoniumablaufkonzentrationen vom Messergebnis auf, die mit der vorhandenen Datengrundlage nicht erklärbar ist. Generell ist hier beim Ergebnis des Ammoniumabbaus zu erwähnen, dass die prozentuelle Abweichung zwar relativ groß scheint, jedoch in Anbetracht dessen, dass der Wert sehr klein ist und daher kleine absolute Abweichungen prozentuell sehr groß erscheinen.

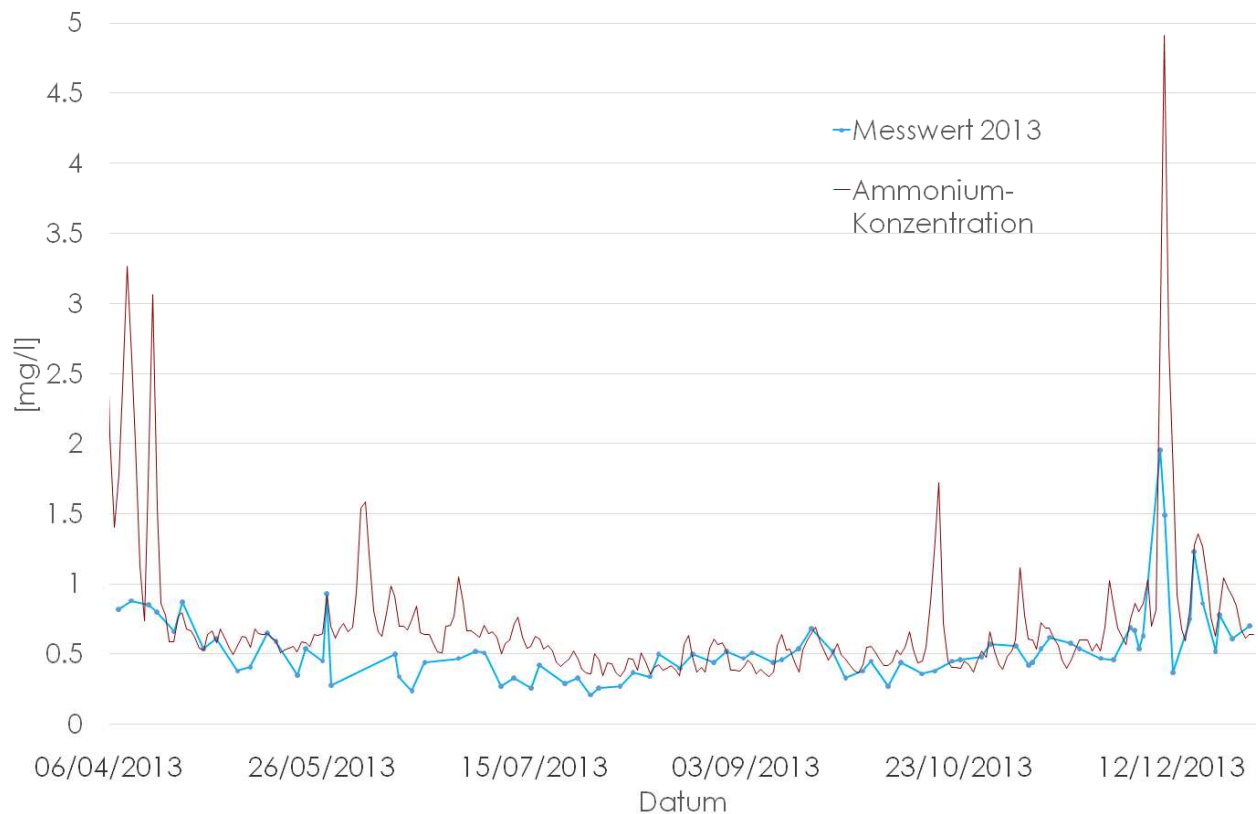


Abbildung 29: Ammonium-Ablaufkonzentration über den Validierungszeitraum

Ab August spielen sich dann ziemlich realitätsnahe Ergebnisse ein. Der Mittelwert der Ablaufkonzentration liegt mit 0,63 mg/l auch deutlich näher am Messwert von 0,54 mg/l (Differenz 16,6%). Die überproportionalen Ausreißer sind auf die in Kapitel 5.2.2 beschriebene Vorgehensweise der Abschätzung des Stickstoffzulaufs zurückzuführen, die wahrscheinlich zu überhöhten Konzentrationen geführt hat. Es ist aufgrund der knappen Datenlage nicht rückverfolgbar, ob solche Zulaufspitzen tatsächlich aufgetreten sind. Was aber daraus ersichtlich ist, ist die Tatsache, dass das Simulationsmodell weitaus unelastischer auf derartige Schwerlastszenarien reagiert, als das reale System.

Ein ähnliches Bild zeichnet sich auch beim Wirkungsgrad des Ammoniumabbauprozesses ab, wie in Abbildung 30 dargestellt.

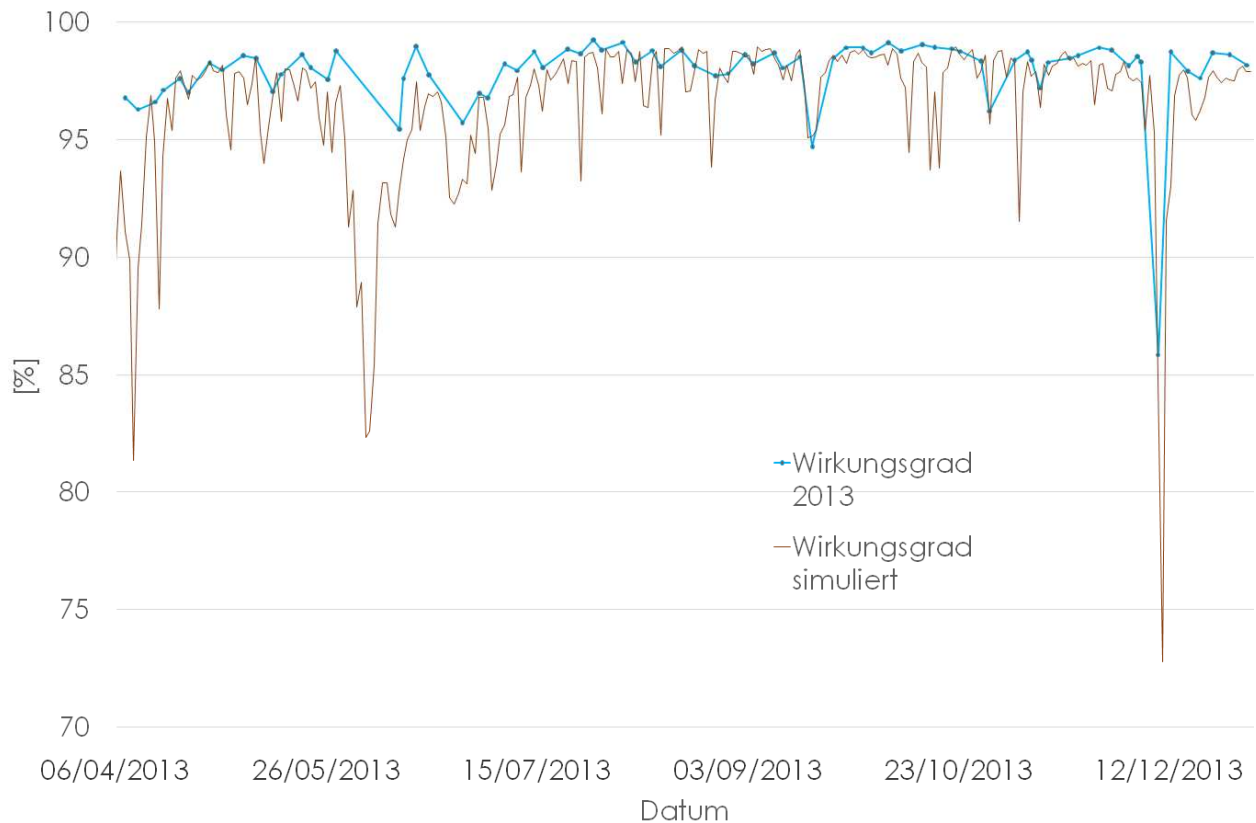


Abbildung 30: Wirkungsgrad des Ammonium-Abbaus über den Validierungszeitraum

Für die Betrachtung des Nitratabbaus ist es essentiell, von einer funktionierenden vorangehenden Nitrifizierung auszugehen, ohne der das abzubauenende Nitrat im Abwasser gar nicht vorhanden wäre. Ausgehend von diesem Standpunkt, muss hierfür der Zeitraum, innerhalb dessen der Ammoniumabbau nicht korrekt simuliert werden konnte, auch aus dem Betrachtungsspielraum für den Nitratabbauprozess ausgeblendet werden. Das Ergebnis für die Nitratablaufkonzentration ist in Abbildung 31 dargestellt. In dieser Grafik ist bereits der Bereich gekennzeichnet bzw. sind die ersten 16 Tage, vom 4. April bis zum 20. April, ausgeblendet, in denen schon zuvor kein zufriedenstellendes Ergebnis für den Nitrifizierungsvorgang erreicht werden konnte.

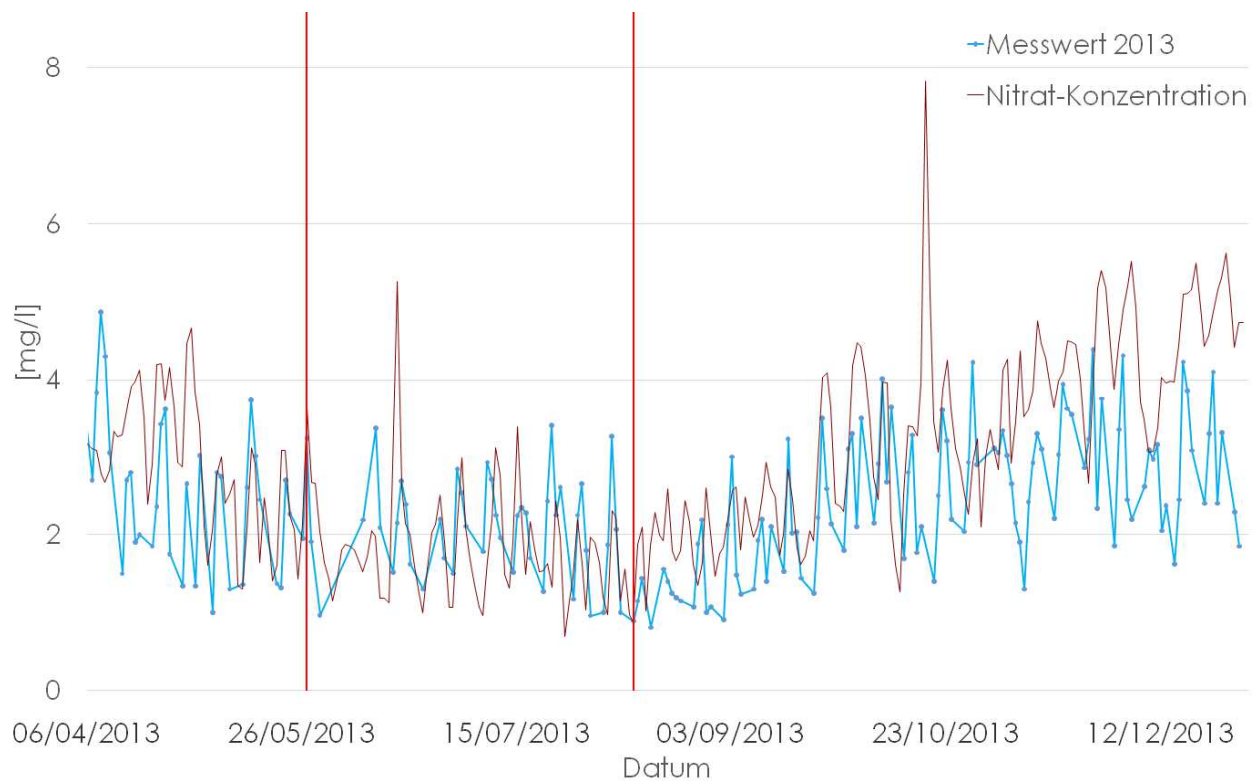


Abbildung 31: Nitrat-Ablaufkonzentration über den Validierungszeitraum

Abgesehen von einzelnen Bereichen, wie zum Beispiel Anfang Mai oder auch Ende September, weicht das Ergebnis der simulierten Ablaufkonzentrationen für Nitrat doch signifikant von den Messwerten aus dem Jahr 2013 ab. Wenn man für die Mittelwertberechnung den markierten Bereich außer Acht lässt, ergibt sich ein simulierter Wert von 3,19 mg/l im Vergleich zu den gemessenen Werten im Mittel in diesem Zeitraum von 2,44 mg/l. Für diesen bereinigten Bereich ergibt das eine Differenz von 30.7%, die nochmal höher liegt, als das Mittel über den gesamten Validierungszeitraum.

5.5 Simulationsergebnisse und Ergebnisinterpretation

5.5.1 Ausbauszenarien

Für die Belastungsanalysen, denen das Modell der Kläranlage Freistadt unterzogen werden soll, wurden 3 mögliche Szenarien ausgewählt, die in den folgenden Kapiteln kurz beschrieben werden. Als Ausgang für die Analyse dienen 2 Betriebssituationen. Als erstes das Modell, mithilfe dessen die Kalibrierungstätigkeit durchgeführt wurde, also ohne interner Rezirkulation, und jenes, mit der simulierten internen Nitratrückführung. Die 3 gewählten Belastungsszenarien bestehen aus einer herkömmlichen Siedlungserweiterung, der Ansiedlung eines Milchverarbeitungsbetriebes und den Ausbau der bestehenden Brauerei um jeweils 10.000 Einwohnergleichwerte (EGW). Die Berechnung der zusätzlichen Belastungsszenarien erfolgte über den BSB_5 -Parameter, da auch die Auslegung der Anlage auf 30.000 EGW_{BSB_5} erfolgte.

Die Simulationsergebnisse der 3 Szenarien in den nachfolgenden Kapiteln beschränken sich auf die Ablaufkonzentrationen des CSB und des Ammoniumstickstoffs. Aufgrund

der unzureichenden Ergebnisse nach der Kalibrierung und Validierung, wurden hier die Nitrat- und in weiterer Folge auch die Gesamtstickstoff-Ablaufkonzentrationen außen vor gelassen. Für diese 2 betrachteten Parameter (CSB und Ammonium) sind die von der Wasserrechtsbehörde festgelegten Ablaufgrenzwerte in den Grafiken der Kapitel 5.5.2 bis 5.5.4 jeweils mit einer orangen Linie gekennzeichnet. Für die CSB-Konzentration im Kläranlagenablauf liegt dieser Wert bei 60 mg/l und bei der Ammonium-Konzentration bei 2 mg/l. Wobei beim Ammonium hinzugefügt werden muss, dass dieser Ablaufwert für Ablauftemperaturen von mehr als 8°C gilt. Da aufgrund der Anwendungsgrenzen des biokinetischen Modells Temperaturbereiche unter 8°C aus den Datensätzen bereinigt wurden, wird in den Grafiken auch nur dieser Wert dargestellt.

Als einzige Anpassung des erstellten Modells wurde lediglich eine Erhöhung des Überschussschlammabzugs von 30% durchgeführt. Alle anderen Parameter wurden unverändert zum ursprünglichen Modell herangezogen.

5.5.2 Ergebnisse Szenario Siedlungserweiterung

Mit dem unter diesem Punkt beschriebenen Szenario, sollen die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Abwasserreinigungsanlage Freistadt durch eine deutliche Erhöhung des häuslichen Abwasseranfalls, wie es zum Beispiel bei einer größeren Neuerschließung von Bauland auftreten würde, betrachtet werden. In der Tabelle 3 sind einerseits die Frachten, die für einen einzelnen Einwohner spezifisch sind, und andererseits jene für die gesamte Siedlungserweiterung um 10.000 Personen angeführt.

Tabelle 3: Frachten für das Szenario 1 - Siedlungserweiterung

Parameter	Einheit	Frachten				
		spezifisch	Einheit	Zunahme	Ø 2013	Gesamt
Abwassermenge	m³/EW.d	0.2	m³/d	2000	4584	6584
CSB	kg/EW.d	0.12	kg/d	1200	2450	3650
Gesamtstickstoff		0.011		110	191	301
Gesamtphosphor		0.002		20	40	60

Diese zusätzlichen Frachten wurden anschließend zu den dynamischen Zulauffrachten aus dem Jahr 2013 hinzuaddiert, um die, für das erste Szenario notwendigen Gesamtfrachten, zu erhalten. Für das Zulaufmodell im SIMBA# wurden die Frachten über die Zulaufabwassermenge wieder auf die einzelnen Konzentrationen rückgerechnet und konnten so direkt wieder verwendet werden.

Auf Abbildung 32 und Abbildung 33 sind jeweils die einzelnen Ablaufkonzentrationen der 4 betrachteten Varianten dargestellt. Die Variante „Normalbetrieb“, in rot, zeigt die simulierten Ablaufkonzentrationen für das Jahr 2013 mit dem realitätsgetreu erstellten Modell der Anlage. In Hellblau ist die Version mit der modellierten fiktiven Nitratrückführung zu sehen und die beiden Linien in grün und violett, stellen jeweils die dazugehörigen Ablaufkonzentrationen mit der zusätzlichen Belastung einer Siedlungserweiterung im Einzugsgebiet der Kläranlage um 10.000 EW dar.

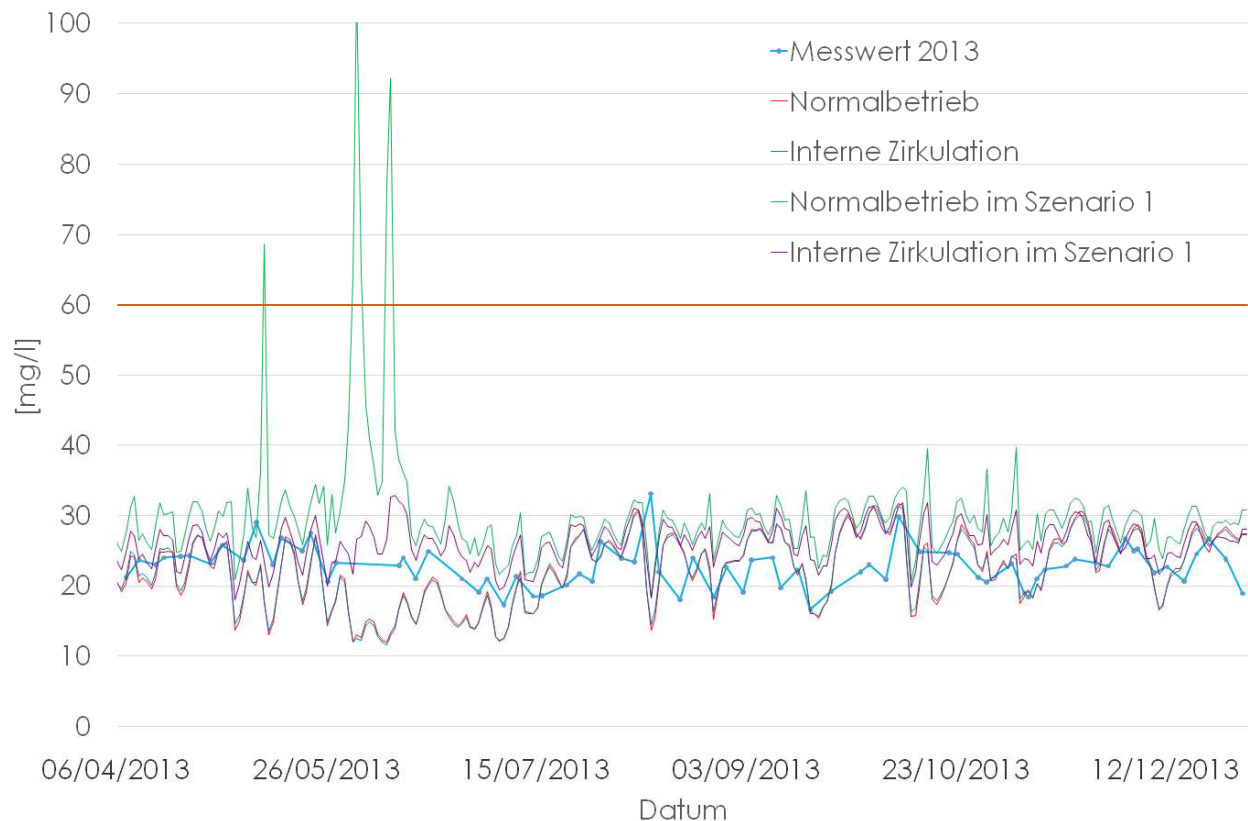


Abbildung 32: Vergleich der CSB-Ablaufkonzentrationen

In Abbildung 32 werden die Auswirkungen einer Erhöhung des CSB-Zulaufs auf die Konzentrationen im Ablauf ersichtlich. Über den gesamten Simulationszeitraum betrachtet, ergibt sich keine markante Steigerung der Ablaufwerte.

Vergleicht man die beiden Varianten mit interner Rezirkulation, so steigt der durchschnittliche Tagesmittelwert der CSB-Ablaufkonzentration über den Betrachtungszeitraum von 22,3 mg/l auf 26,2 mg/l. Mit diesen Werten ist noch ein deutlicher Spielraum zu den behördlichen Vorgaben gegeben. Es sind auch von April bis Dezember keine Ausreißer zu erkennen, die auf eine eventuelle Überlastung der Nachklärung schließen lassen würde.

Ein etwas anderes Bild ergibt sich bei einer Zulaufvermehrung unter den gegebenen Betriebsbedingungen der Abwasserreinigungsanlage Freistadt. Zwar steigt auch hier der Tagesmittelwert im Ablauf der Anlage lediglich von 22,4 mg/l auf 30,0 mg/l, jedoch sind hier schon deutlichere Spitzen von CSB im Ablauf ersichtlich. Der Großteil davon liegt zwar weiterhin merklich unter dem Grenzwert von 60 mg/l. Dennoch gibt es bereits Ausreißer, die diesen Wert übersteigen. Die beiden größeren fallen mit dem unter Kapitel 5.4.1 beschriebenen Starkniederschlagsereignis vom 29. Mai bis zum 11. Juni zusammen und lassen auf eine hydraulische Überlastung der Nachklärung schließen, die aufgrund einer Zulaufmenge am Spitzentag von über 17.000 m³ zustande kommen. Ähnlich der Situation der ersten Grenzwertüberschreitung am 11. Mai. Auch hier fällt die Ablaufspitze wieder mit einem Niederschlagsereignis zusammen, die auf eine Überlastung der Nachklärung und einem damit verbundenen Abfließen von Trockensubstanz aus der Anlage in Verbindung gebracht werden kann.

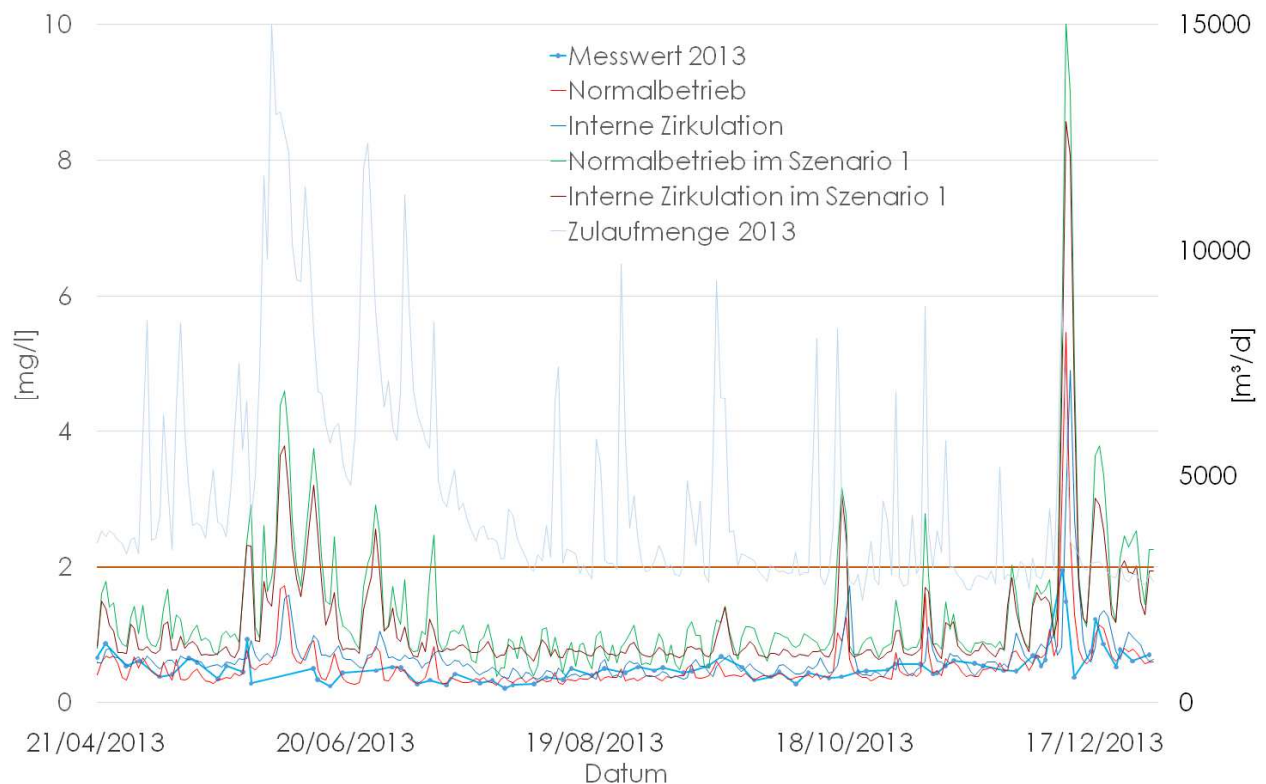


Abbildung 33: Vergleich der Ammonium-Ablaufkonzentrationen

Die Auswirkungen der Zulaufmengenenerhöhung sind anhand des Ammoniumablaufes deutlicher zu erkennen als zuvor am CSB-Ablauf. Die Abbildung 33 weist hier einige Überschreitungen des Grenzwertes von 2,0 mg/l über den Simulationszeitraum auf. Auch das Jahresmittel steigt im Normalbetrieb von 0,59 mg/l auf 1,49 mg/l und mit interner Rezirkulation von 0,73 mg/l auf 1,25 mg/l.

Die Überschreitungen in der Zeit von Mai bis Juni gehen wiederum einher mit den doch deutlich erhöhten Abwasserzulaufmengen. Durch diesen erhöhten Zulauf sinkt der Trockensubstanzgehalt in den Belebungsbecken und in weiterer Folge auch das Schlammalter. Ein ausreichendes Schlammalter wäre aber genau für den Betrieb einer solchen stark belasteten Anlage – wie es in den Szenarien simuliert wird – obligat. Hier und am Ende des Jahres, zu den Feiertagszeiten, die durch ein konzentrisch stark belastetes Abwasser gekennzeichnet sind, stößt die Anlage eindeutig an die Grenzen seiner biologischen Reinigungsleistung. Dieses Erreichen der Grenzbelastung kann aber, wie in den Ergebnissen dieses Szenarios ersichtlich ist, mit der internen Rezirkulation jedoch deutlich hinausgezögert werden. Die Anlage erreicht so nicht nur eine höhere Reinigungsleistung, sondern auch über das ganze Jahr gesehen, erzeugt diese Variante weitaus weniger Oszillationen im Ammoniumablauf als die Variante ohne, was auf eine geringere Empfindlichkeit des Abbauprozesses schließen lässt.

5.5.3 Ergebnisse Szenario Milchverarbeitungsbetrieb

Szenario 2 befasst sich mit dem Abwasseranfall aus einem milchverarbeitenden Betrieb. Die herangezogenen 10.000 EGW_{BSB5} entsprechen hier einer täglichen Verarbeitungsmenge von 428,6 Tonnen Milch. Der Berechnungsvorgang entspricht wiederum exakt jenem des Szenarios 1.

Tabelle 4: Frachten für das Szenario 2 - Milchverarbeitungsbetrieb

Parameter	Einheit	Frachten				
		spezifisch	Einheit	Zunahme	Ø 2013	Gesamt
Abwassermenge	m ³ /EW.d	1.4	m ³ /d	600	4584	5184
CSB	kg/EW.d	2.45	kg/d	1050	2450	3500
Gesamtstickstoff		0.16		71	191	262
Gesamtphosphor		0.08		33	40	73

Für das Szenario 2 lässt sich an sich sagen, dass die Belastungen mit CSB- und Stickstofffrachten für die Anlage etwas geringer sind, wie im Szenario 1, jedoch ist auch die zufließende Abwassermenge nicht einmal ein Drittel jener des vorangegangenen Szenarios, was aber wiederum zu erhöhten Konzentrationen führt.

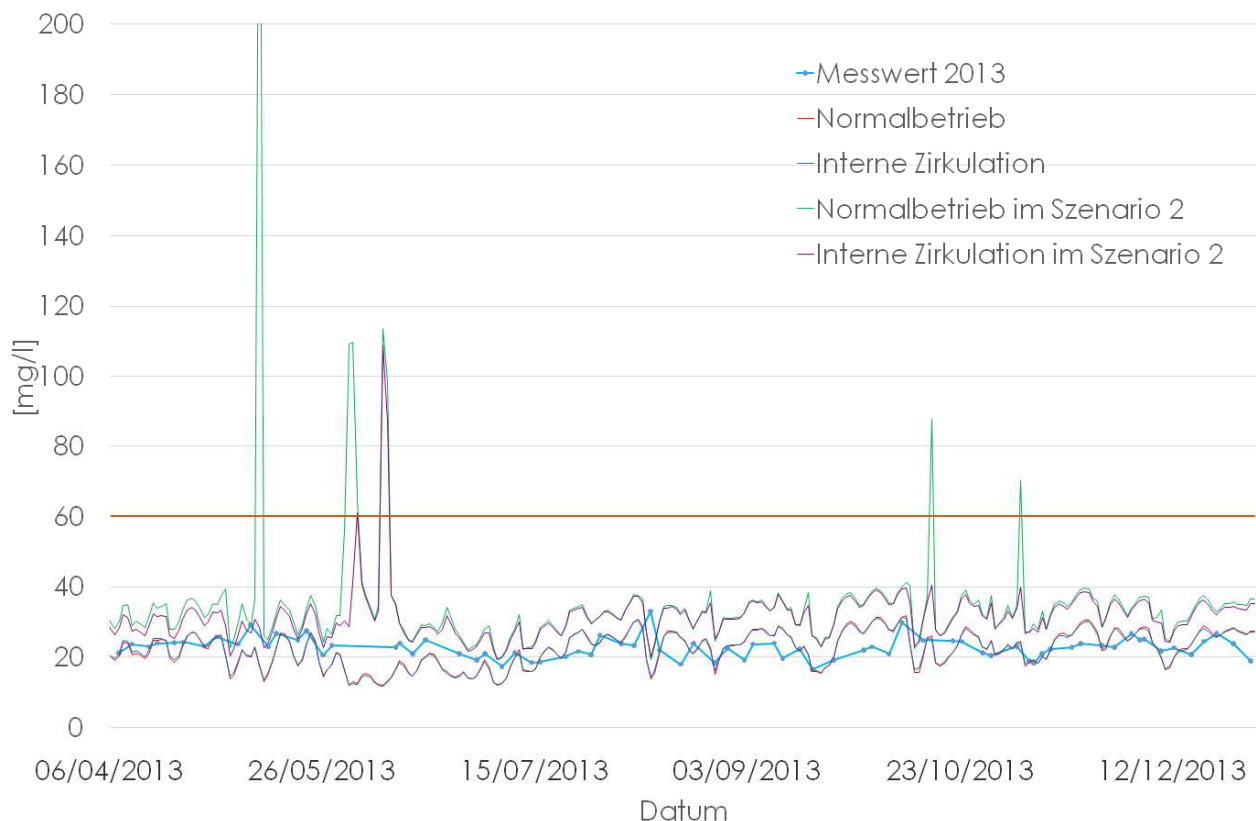


Abbildung 34: Vergleich der CSB-Ablaufkonzentrationen

Der CSB-Ablauf zeichnet ein ähnliches Bild, wie die Ergebnisse im vorangegangenen Kapitel. Im Zuge von Starkniederschlagsereignissen kommt es zu einer hydraulischen Überlastung der Nachklärung und dadurch zu einem abfließen von Trockensubstanz in den Vorfluter. Diese Reaktion lässt sich im Szenario 2 bei der Variante „Normalbetrieb“ jedoch deutlicher fest machen, als an der Variante mit interner Rezirkulation. Vermutlich liegt dies an der veränderten Hydraulik in der Anlage durch dieses Rückführen eines Teils des Abwasserstroms, was zur Folge hat, dass die Kläranlage so eine Abflusswelle stärker abdämpfen kann. Denn abgesehen von den 5 Spitzen im Ablauf, sind die beiden CSB-Konzentrationsverläufe relativ ident.

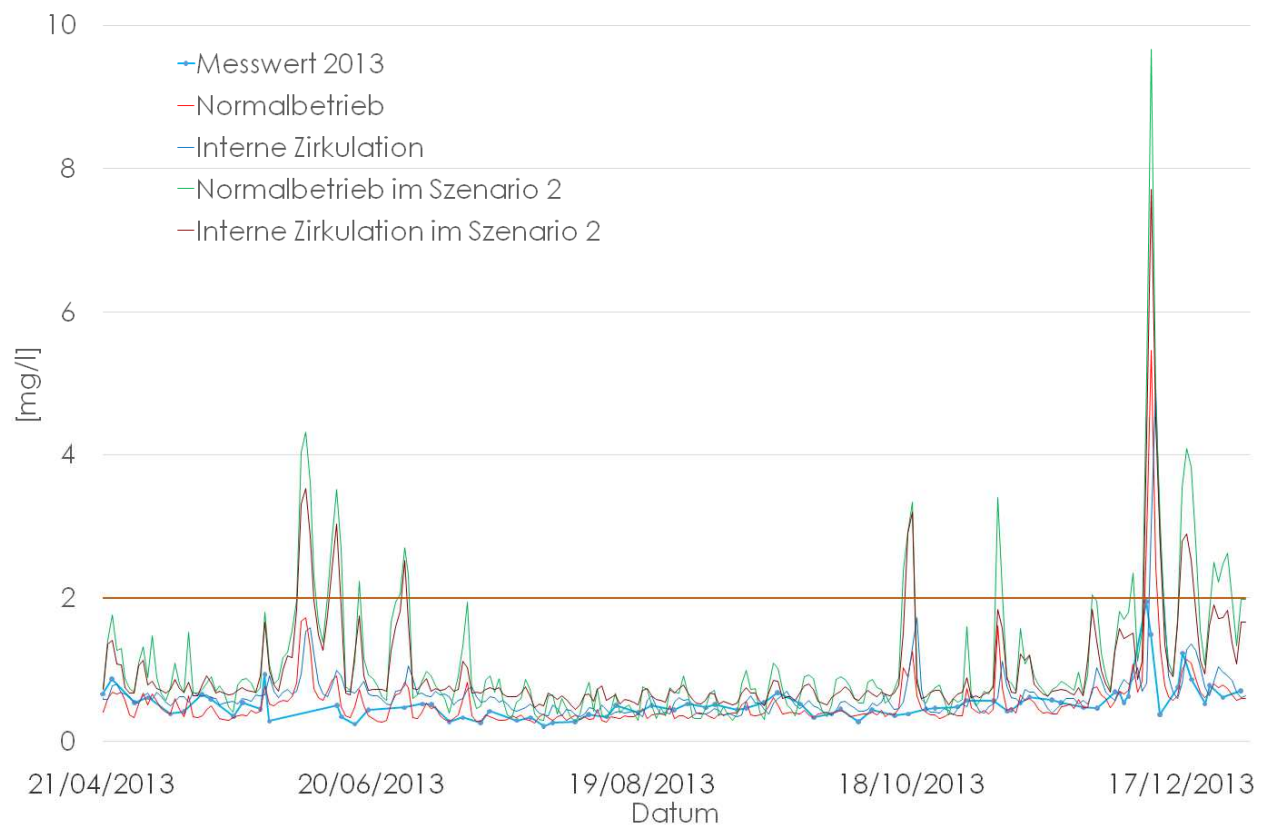


Abbildung 35: Vergleich der Ammonium-Ablaufkonzentrationen

Auch anhand der Ammonium-Ablaufkonzentration in Abbildung 35 lassen sich nicht viele neue Erkenntnisse zum vorigen Szenario gewinnen. Wiederum sind die Schwachpunkte der Anlage im Hinblick auf den Ammoniumabbau durch einen stark erhöhten Abwasserstrom – und eine dadurch bedingte Verringerung des Schlammalters – und durch eine simple Überlastung durch zu hohe Zulauffrachten, wie sie am Ende des Jahres in Kombination mit relativ geringen Temperaturen auftritt.

5.5.4 Ergebnisse Szenario Brauereierweiterung

Das dritte Szenario beschreibt eine Erweiterung der bestehenden Freistädter Brauerei um eine Produktionsmenge von 432,5 Hektoliter Bier pro Tag, die einer zusätzlichen Belastung der Kläranlage von weiteren 10.000 EGW entspricht. Auch hier spiegelt der Berechnungsvorgang exakt jenen der ersten beiden Szenarien wider.

Tabelle 5: Frachten für das Szenario 3 - Brauereierweiterung

Parameter	Einheit	Frachten				
		spezifisch	Einheit	Zunahme	Ø 2013	Gesamt
Abwassermenge	m ³ /EW.d	0.55	m ³ /d	238	4584	4822
CSB	kg/EW.d	2.42	kg/d	1045	2450	3495
Gesamtstickstoff		0.42		180	191	371
Gesamtphosphor		0.03		14	40	53

Die Besonderheiten des Abwassers aus einer Brauerei sind die geringe Abwassermenge und die darin enthaltene überdurchschnittlich hohe Menge an Stickstoff, was sich auch in den Ergebnissen widerspiegelt.

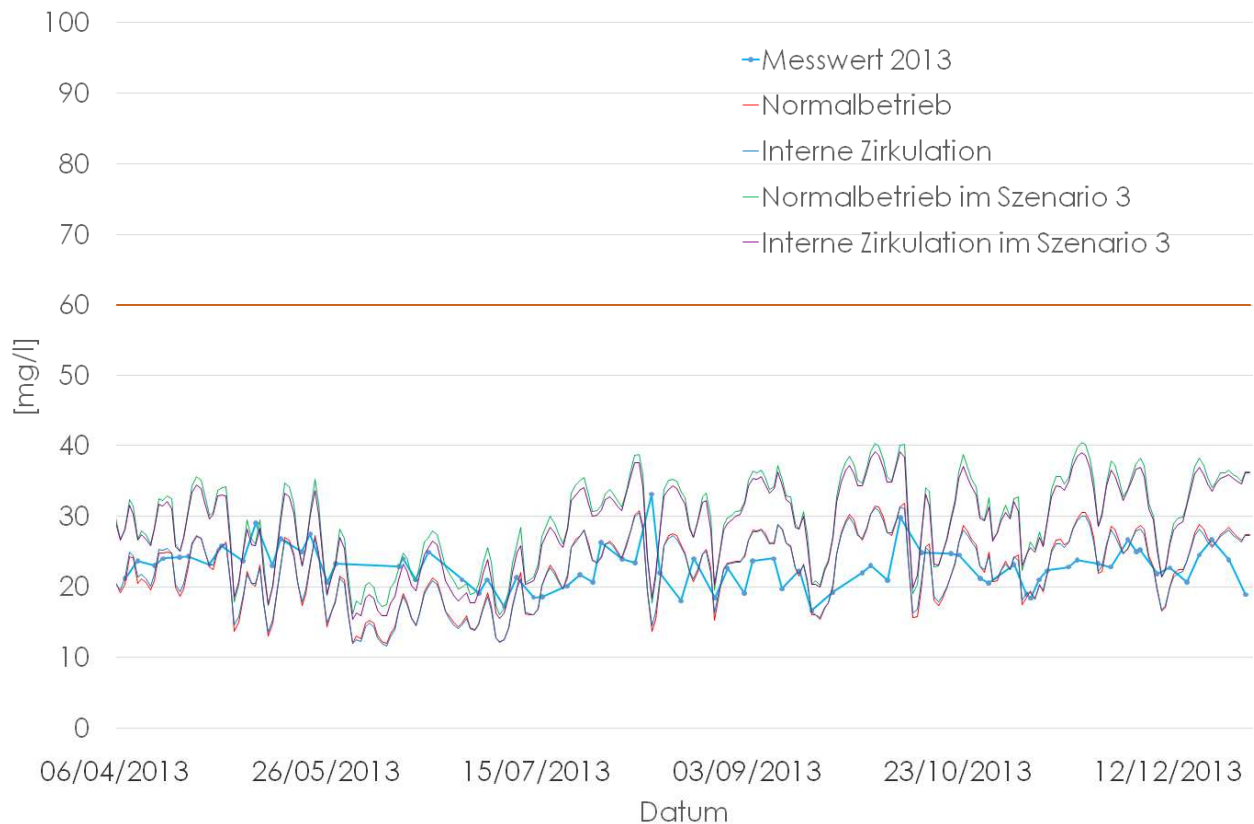


Abbildung 36: Vergleich der CSB-Ablaufkonzentrationen

Mit den Ergebnissen in Abbildung 36 lassen sich die Erklärungen für die Ablaufspitzen in den CSB-Konzentrationen aus den beiden anderen Szenarien sehr gut rechtfertigen. Durch die Brauereierweiterung fließt eine ähnlich hohe Fracht an CSB der Anlage zu, wie durch die Siedlungserweiterung und der Molkereiansiedlung, jedoch ist die zusätzliche hydraulische Belastung wesentlich geringer und dadurch treten diese Spitzen in dem vorliegenden Szenario nicht auf. Ansonsten erhöhen sich die Tagesmittelwerte über den Jahresschnitt im Normalbetrieb von 22,4 mg/l auf 29,5 mg/l und bei der Variante mit interner Rezirkulation von 22,3 mg/l auf 28,7 mg/l nur moderat.

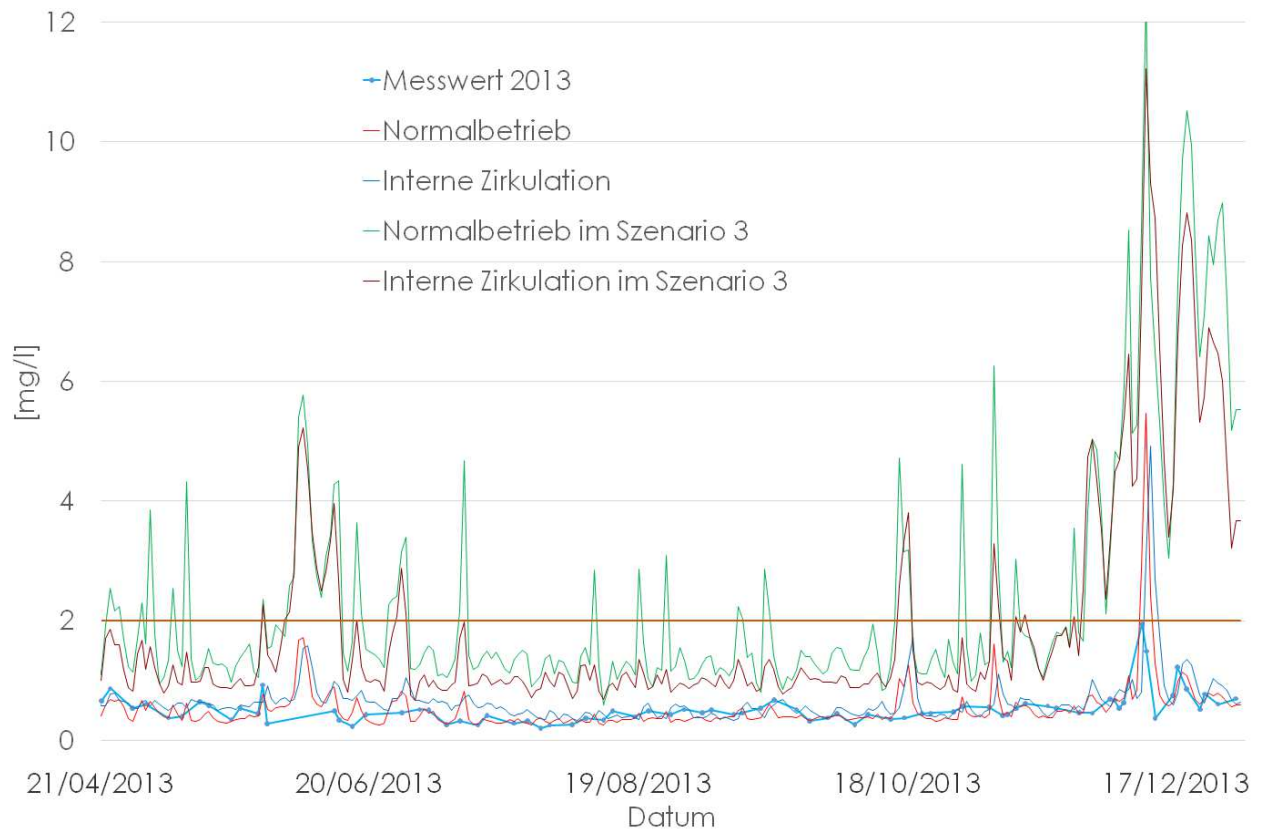


Abbildung 37: Vergleich der Ammonium-Ablaufkonzentrationen

Wie hingegen in Abbildung 37 ersichtlich wird, hat eine Erweiterung der Brauerei eine deutlich werdende Auswirkung auf den Ammoniumabbau der Kläranlage Freistadt. Würde in diesem Szenario weiter mit dem Normalbetrieb gearbeitet werden, stünde die Anlage schnell vor ihren Grenzen. Es kommt nach den Ergebnissen sogar in den warmen Sommermonaten Juli und August zu Überschreitungen des Grenzwertes von 2.0 mg/l. Die Reinigungsleistung ist hier ganzjährig nicht mehr zu gewährleisten. Für die Variante mit der internen Rezirkulation sieht das Ergebnis besser aus. Wenn man die Sonderbelastungen, wie zuvor beschrieben mit den Starkniederschlagsereignissen und die hohen Belastungen am Jahresende außer Acht lässt, können noch passable Reinigungsleistungen erzielt werden. Jedoch durch den Temperaturabfall im November und der übers ganze Jahr vorhandenen hohen Belastung durch die Zuläufe in Szenario 3, erreicht die Anlage ihr Limit und es kann auch langfristig der Ammonium nicht mehr abgebaut werden und es kommt zu einer Akkumulation in der Anlage, die konstant stark überhöhte Ablaufkonzentrationen liefert.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Wie eingangs erwähnt, sind die Werkzeuge der Modellierung und der dynamischen Simulation in der Abwassertechnik in unseren Breiten noch kaum bis gar nicht verbreitet. Die Gründe die hierfür vorliegen sind vielfältig. Einerseits ist es das fehlende Know-how in den Ingenieurbüros, aber auch der Kostendruck der herrscht und der es so nicht zulässt, Ingenieure auf diesem Gebiet für zeitaufwendige Schulungen und Einarbeitungszeiträume freizustellen. Andererseits gibt es auch auf überprüfender Seite der Behörden nur Wenige die in dieses Thema eingearbeitet sind. Ein übergeordnetes und ungeschriebenes Ziel dieser Arbeit war es auch, die großen Vorteile der Modellierung aufzuzeigen und für die Praxis interessanter zu machen.

Einen großen Schritt hierfür hat die Lehre mit der Erstellung von Richtlinien zur Handhabung solcher Arbeiten bereits getätigt. Sich bei den Modellierungs- und Simulationsarbeiten nach den Richtlinien des GMP Unified Protocols zu orientieren, gab der Planung und Durchführung dieser Arbeit vom Anfang bis zum Ende einen durchgehenden roten Faden. Es war möglich, die Konzipierung der einzelnen Schritte in einem hohen Maß zu detaillieren, da durch die Anweisungen des Protokolls immer genau festgelegt war, auf welche Dinge besonders geachtet werden sollte oder was für die weiteren Schritte von Bedeutung ist. Auch die Festlegung des zeitlichen Rahmens kann dadurch sehr gut abgeschätzt werden. Neben diesen Anleitungen, kann durch die Anwendung dieser Richtlinien, auf eine enorme Sammlung von Insiderwissen und Beispielen zurückgegriffen werden. Durchschnittsverläufe, Theoriewerte und Toleranzbereiche für unzählige Parameter erlauben es auch einem unerfahrenen Modellierer brauchbare Ergebnisse zu erarbeiten. Die Anforderungen die eine solche Arbeit benötigt, beziehungsweise, auch die Erwartungen die man daran knüpfen kann, also sozusagen, die Grenzen der Modellierung werden in diesem Protokoll klar definiert.

Allgemein gehalten, führen solche Leitfäden auch zu einer Vergleichbarkeit von Ergebnissen in diesem Bereich. Dies wäre zum Beispiel auch eine Möglichkeit der Behörden, ein bestimmtes Protokoll festzulegen und zu standardisieren, nach dem solche Modellierungsprojekte durchzuführen sind. Dadurch würde eine einheitliche Praxis auf diesem Gebiet entstehen, in der die Büros wissen würden, was sie zu liefern hätten und andererseits wäre eine gemeinsame Basis zur Kontrolle vorhanden.

Neben den Leitfäden zur Durchführung von Modellierungsarbeiten, gibt es auch bereits sehr gut entwickelte Softwarepakete, wie zum Beispiel das hier verwendete SIMBA#. Diese Programme weisen eine sehr hohe Benutzerfreundlichkeit auf. Abgesehen von den Möglichkeiten der Kläranlagensimulation, sind auch ganzheitliche Betrachtungen im Zuge einer integrativen Modellierung für das Kanalnetz, die Reinigungsanlage und den Vorfluter ausführbar.

Anhand des Beispiels an der Abwasserreinigungsanlage Freistadt und der verschiedenen Szenarien, war es möglich, auch ein praxisorientiertes Projekt für die Argumentation der Vorteile für eine Modellierung einer Kläranlage aufzuzeigen. Obwohl im Zuge dieser Arbeit lediglich eine Alternativvariante zusätzlich zum Ist-Zustand betrachtet wurde, konnte aber schon gezeigt werden, welche Chancen hier geboten werden. Die 3 Szenarien haben gezeigt, dass durch die Betriebsvariante mit der internen Zirkulation die Reinigungsleistung, besonders im Hinblick auf den Ammoniumabbau, deutlich gesteigert und stabilisiert werden kann. Würde man noch einige zusätzliche Messkampagnen durchführen, wie zum Beispiel über einen mittelfristigen Zeitraum von 2 oder 3 Wochen die Tagesgänge der Zuläufe messen, oder

auch die Fraktionierungen der Zulaufparameter genauer bestimmen, wären das Maßnahmen, die dem Modell der Anlage noch einmal eine ganz andere Qualität verleihen würden. So könnten auch feinere Abstimmungen der realen Kläranlage im Modell in einem Vorversuch betrachtet werden, Reaktionen auf eine Intensivierung oder auch Extensivierung der Belüftung, Änderung der Rücklauf- oder Überschussschlammmenge, Veränderung des Schlammalters, durchgeführt werden.

Der letzte Punkt, und auch ein persönlich motiviertes Ziel dieser Arbeit war es, die Abläufe des Reinigungsprozesses näher kennen zu lernen und zu verstehen. Mithilfe der Modellierung und der zu Grunde gelegten Theorie war es möglich, die ansonsten abstrakt scheinenden Prozesse innerhalb der Anlage, durch ein Aufschlüsseln auf ein Gleichungssystem besser zu verstehen und nachzuvollziehen. Durch diese Darstellung in numerischer Form wird gut ersichtlich, welche Organismen für welche Tätigkeiten zuständig sind und von welchen Parametern sie beeinflusst werden. Dieses Wissen befähigt es einen auch, auf einer realen Anlage besser zu verstehen, mit welchen Veränderungen des Anlagenbetriebes bestimmte Prozesse, wie zum Beispiel die Nitrifizierung, die Denitrifizierung oder auch der biologische Phosphorabbau beeinflusst werden können. Somit ergibt sich sowohl für die Modellierung als auch für die Lehre ein enormer Mehrwert.

Abschließend kann ich mich nur wiederholen. Die Modellierung und Simulation haben enorme Vorteile auf den Gebieten der Forschung, Praxis und auch in der Lehre. Auch die Voraussetzungen mit ausgearbeiteten Anwendungsrichtlinien, wie das Good Modelling Practice Unified Protocol oder die am Markt erhältlichen Softwarepakete, sind bereits vorhanden. Sie müssen nur mehr aufgegriffen und angewendet werden.

7 Zusammenfassung

Die ARA Freistadt reinigt zurzeit die Abwässer der Gemeinden Freistadt, Rainbach, Grünbach, Waldburg und Lasberg. Dies führte im Jahr 2013 zu einer durchschnittlichen Auslastung von rund 90% der Anlage. Durch eine Wirtschaftsinitiative der „INKOBA Region Freistadt“ sollen im Gemeindegebiet Betriebsansiedelungen erfolgen, deren Abwässer ebenfalls zur Kläranlage geleitet und dort gereinigt werden. Die Modellierung der Kläranlage Freistadt soll dazu dienen, mithilfe dynamischer Simulationen die Grenzbelastungen der Anlage im Fall von 3 verschiedenen Szenarien zu ertasten und bei einer Überschreitung dieser Lastgrenze, Alternativen aufzuzeigen.

Das Hauptziel der Masterarbeit ist die Durchführung eines Modellierungsprojektes an einer realen Abwasserreinigungsanlage.

Zur Erreichung dieses Ziels sind vier Hauptaufgaben durchzuführen, die wie folgt aussehen:

1. Planung der Arbeit nach den Richtlinien des GMP Unified Protocols.
2. Erstellung eines funktionsfähigen Modells der Abwasserreinigungsanlage Freistadt unter der Verwendung der Simulationssoftware SIMBA#, mithilfe dessen dynamische Simulationen der Anlage durchgeführt werden können.
3. Ausarbeitung von drei unterschiedlichen und fiktiven Belastungsszenarien, unter deren Zusatzkapazitäten die Reaktion des Anlagenmodells beobachtet werden soll.
4. Beurteilung der Simulationsergebnisse im Hinblick auf die gesetzlichen Vorgaben der Behörde, betreffend die Ablaufkonzentrationen in den Vorfluter.

Bezugnehmend auf die erste Aufgabe, wurde zur Bearbeitung der Leitfaden der Good Modelling Practice Task Group herangezogen, der dazu diente, einen roten Faden durch das komplette Projekt zu ziehen. Dieses GMP Unified Protocol ist grob in 5 Schritte gegliedert:

1. Definition des Projekts: Wie sieht die Problemstellung aus, welche Ziele müssen dazu verfolgt werden und was sind die Voraussetzungen zur Zielerreichung?
2. Datensammlung und Harmonisierung: Als aller erstes muss ein grundlegendes Verständnis für die Anlage gewonnen werden. Danach werden die bestehenden Daten zusammengetragen, analysiert und falls notwendig, noch zusätzliche Messkampagnen durchgeführt.

Der ansonsten größte Aufwand bei einer Simulationsstudie wurde in diesem Projekt etwas geschmälert, da keine eigenständige Datensammlung durchgeführt wurde. Es wurde auf bestehende Daten einer vorangegangenen Masterarbeit zurückgegriffen, weshalb auch die Anlagenwerte aus dem Jahr 2013 verwendet wurden. Dies schaffte mehr Zeit für die Einarbeitung und die Modellerstellung mit der Modellierungssoftware.

3. Modellaufbau: Für den Modellaufbau müssen die Rahmenbedingungen festgelegt werden. Wofür brauche ich das Modell und was muss es mir liefern?

Dies führt zur Auswahl der Teilmodelle und danach zu deren Verknüpfung zu einem Gesamtmodell.

Die eigentliche Modellierungs- und Simulationsarbeit, die Schritte vom Modellaufbau bis zur Simulation, wurden mithilfe der Software SIMBA# durchgeführt. Für den Modellaufbau eignet sich SIMBA# ausgesprochen gut, da das Programm eine Palette an vordefinierten Teilmodellen in seiner Bibliothek aufweist. Diese können, abhängig von den gewünschten Anforderungen, ausgewählt und einfach verknüpft werden. Als theoretische Grundlage für die biologischen Abbauprozesse, also dem biokinetischen Modell, dem eigentlichen Herzstück der Arbeit, dient das Activated Sludge Model No. 3. Das ASM3 stellt eine Weiterentwicklung früherer Versionen, wie des ASM1 und ASM2 dar. Aufgrund besserer Computerleistungen in der heutigen Zeit, konnten diese alten Modelle um einige zusätzliche Vorgänge und Prozesse erweitert und höher detailliert werden.

4. Kalibrierung und Validierung: Durch Vereinfachungen in der Modellerstellung ist es notwendig, einige Parameter durch den iterativen Prozess der Kalibrierung anzupassen, um die Genauigkeit des Modells zu verbessern.

Der Kalibrierungs- und Validierungsvorgang beansprucht in dieser Arbeit mit Abstand die meiste Zeit und erfordert auch am meisten grundlegendes Wissen über die Abwasserreinigung, die beteiligten Prozesse, die Einflussparameter und deren Auswirkungen auf die Vorgänge. Grundsätzlich sollten bestimmte Fehlertoleranzen, abhängig von den zur Verfügung stehenden Daten, berücksichtigt und größtenteils auch eingehalten werden, um noch aussagekräftige Ergebnisse erzielen zu können.

Das Ergebnis des 4. Schrittes war die Erreichung der anfangs gesetzten 2. Hauptaufgabe zur Zielerreichung. An und für sich konnte ein funktionsfähiges Modell der Anlage erstellt werden. Jedoch zeigte sich das Problem, dass sich durch die Verwendung von bereits in einer anderen Masterarbeit erhobenen Daten, die nicht speziell für Modellierungsarbeiten gewonnen wurden, doch gewisse Ungenauigkeiten ergeben haben. Konkret zeigte sich das im Abbauprozess des CSB, da keine Kenntnisse über die Fraktionierung oder die Absetzbarkeiten dieser Fraktionen vorlagen, wurde mit Schätz- und Theoriewerten gearbeitet.

5. Simulation und Ergebnisinterpretation: Es werden die notwendigen Szenarien für die Simulation erstellt, das Modell gegebenenfalls angepasst und die Simulationen durchgeführt, danach noch analysiert und auf Plausibilität überprüft.

Die 3 ausgewählten Szenarien sind:

- Siedlungserweiterung
- Ansiedlung eines Milchverarbeitungsbetriebes
- Brauereierweiterung

Der Umfang dieser Erweiterungen beträgt jeweils eine Größe von 10.000 EGW. Die Simulationen mit den 3 Szenarien wurden als erstes mit dem aktuellen Modell der Kläranlage Freistadt durchgeführt und anschließend mit den Ergebnissen einer Alternativvariante mit interner Rezirkulation, verglichen.

Wie bereits erwähnt, wurden die Simulationen in dieser Masterarbeit auf Basis von bereits im Zuge einer anderen Arbeit erhobenen Datensätzen durchgeführt. Dies führte zu der Problematik, dass die verwendeten Messwerte teilweise für Simulationstätigkeiten nicht ausreichend detailliert waren. Ebenso konnte aufgrund der knappen finanziellen Ressourcen keine zusätzlichen Untersuchungen durchgeführt werden. Dies brachte für die gewonnenen Ergebnisse und Daten einen etwas größeren Toleranz- bzw. Schwankungsbereich. Die Auswertung lassen jedoch deutlich erkennbar werden, dass sich anhand der dynamischen Simulation erhebliche Betriebsreserven für die Kläranlage Freistadt voraussagen lassen, die durch relativ einfache Anpassungen der Betriebsweise herbeizuführen sind. So zeigte sich zum Beispiel für den CSB, dass für die Abbaukapazität noch beträchtliche Reserven gegenüber den gesetzlichen Vorschriften vorhanden sind, jedoch durch die zusätzliche hydraulische Belastung Probleme im Ablauf auftreten. Ein ähnliches Bild zeichnet sich im Ammoniumablauf ab.

Dadurch kann erstens aufgezeigt werden, welche Vorteile eine Modellierung mit sich bringt und andererseits welche Möglichkeiten der Anlage in Freistadt für die Zukunft noch offenstehen würden.

8 Literatur

ALEX, J.; AHNERT, M.; DÜRRENMATT, D. J.; LANGERGRABER, G.; HOBUS, I.; SCHMUCK, S.; SPERING, V. (2015)

Vorraussetzungen für eine dynamische Simulation als Bestandteil einer Kläranlagenbemessung nach DWA-A 131. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall. 62(5), 436-446

ARDERN, E.; LOCKETT, W. T. (1914)

Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. Journal of the Society of Chemical Industry, 33(10), 523-539

ATV (1997)

Simulation von Kläranlagen. 1. Arbeitsblatt der ATV-Arbeitsgruppe 2.11.4 „Simulation von Kläranlagen“ im ATV-Fachausschuss 2.11 „Entwurf und Bau von Kläranlagen“, Korrespondenz Abwasser, Nr. 11, 2064 ff

BARKER, P. S.; DOLD, P. L. (1997)

General Model for biological nutrient removal activated sludge systems: model presentation. Water Environment Research, 69(5), 969-984

BUSBY, J. B., ANDREWS, J. F. (1975)

Dynamic modeling and control strategies for the activated sludge process. Journal Water Pollution Control Federation, 47(5), 1055-1080

DOLD, P.L.; EKAMA, G. A.; MARAIS, G. V. R. (1980)

A general model for the activated sludge process. Progress in Water Technology, 12, 44-77

DOWNING, A. L.; PAINTER, H. A.; KNOWLES, G. (1964)

Nitrification in the activated sludge process. J. Proc. Inst. Sewage Purif., 2, 130-153

DWA-A 131 (2016)

Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Hennef, Juni 2016

DWA (2009)

Informationen für das Betriebspersonal von Abwasseranlagen, 39. Jahrgang, Hennef, Jänner 2009, Folge 1/2009, S. 1595

ECKENFELDER, W. W. (1956)

Studies on the oxidation kinetics of biological sludge. Sewage and Industrial Wastes, 28(8), 983-990

GARRETT, M. T.; SAWYER, C. N. (1952)

Kinetics of removal of soluble BOD by activated sludge. Proc. 7th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana, USA, 51-77

GUJER, W. (1985)

Ein dynamisches Modell für die Simulation von komplexen Belebtschlammverfahren. Habilitationsschrift, ETH Zürich, EAWAG Dübendorf

GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (1999)

Activated Sludge Model No. 3. Water Science and Technology, 39(1), 183-193

GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (2000)

Activated Sludge Model No. 3. In: M. Henze, W. Gujer, T. Mino and M. C. M. van Loosdrecht (eds), Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Scientific and Technical Report No. 9, IWA Publishing, London, UK

GÜNTHERT, F. W.; BAUMANN, P.; BÖHM, B.; BUER, T.; DROBIG, W.; KAPP, H.; OHLE, P.; PRESSINOTTI, F.; REICHERTER, E.; SCHREFF, D.; STEINIE, E.; STEINMETZ, H.; VESTNER, R. J. (2009)

Kommunale Kläranlagen: Bemessung, Erweiterung, Optimierung, Betrieb und Kosten. 3. Auflage, Expert-Verlag, Renningen, Deutschland

HEFLER, F. (2007)

Technische Anleitung zur Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Einzelobjekte in Extremlagen; 3. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser; 3. AEVKA BGBl. 2 Nr. 249/2006

HENZE, M.; GRADY, C. P. L., Jr.; GUJER, W.; MARAIS, G. V. R.; MATUSO, T. (1987)

Activated Sludge Model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC, London, UK

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M. C.; MARAIS, G. V. R. (1995)

Activated Sludge Model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, IAWQ, London, UK

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M. C.; MARAIS, G. V. R.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (1999)

Activated Sludge Model No. 2d, ASM2d. Water Science and Technology, 39(1), 165-182

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (2000)

Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Scientific and Technical Report No. 9, IWA Publishing, London, UK

HERBERT, D. (1958)

Some principles of continuous culture. In: G. Tunevall, Almquist and Wiksel (eds) Recent progress in microbiology. 7th International Congress for Microbiology. Stockholm, Sweden, 381-396

HOFFER, C. (2015)

Wastewater heat recovery in sewer systems from wastewater treatment plant operational point of view, Masterthesis, Universität für Bodenkultur Wien

HSG (1993)

Hochschulgruppe „Bemessung Stickstoffelimination“: Bemessung der Belebungsbecken nach dem Ansatz der Hochschulgruppe (HSG-Ansatz); Korrespondenz Abwasser: Nr. 8; 1993; S.1240

HULSBEEK, J. J. W.; KRUIT, J.; ROELEVELD, P. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (2002)

A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. Water Science and Technology, Vol. 45, No. 6, 2002, S. 127-136

HUNZE, M. (2005)

Simulation in der kommunalen Abwasserreinigung: Grundlagen, Hintergründe und Anwendungsfälle. Oldenbourg Industrieverlag, München, Deutschland

SIMBA Portal (n.b.)

Software für Simulation und Steuerung; Online im Internet: <https://simba.ifak.eu/de/content/simba-sharp-water>, Stand: 22. November 2017

Rieger, L. (2017)

GMP Unified Protocol Step 4: Calibration and validation. Präsentation im Kurs "Modelling Activated Sludge Plants", 23/24 May 2017, Budapest, Hungary

KROISS, H. (1997)

Problemlösung durch Modellbildung. Wiener Mitteilung, Band 137, TU Wien, 237 ff

LADIGES, G.; GÜNNER, C.; OTTERPOHL, R. (1999)

Optimisation of the Hamburg wastewater treatment plants by dynamic simulation. Water Science and Technology, 39(4), 37-44

LADIGES, G.; GÜNNER, C.; OTTERPOHL, R. (2001)

Optimierung des Hamburger Klärwerkverbundes Köhlbrandhöft/Dradenau mithilfe der dynamischen Simulation. Wasserwirtschaft – Abwasser – Abfall 04/2001, 490 ff

McKINNEY, R. E. (1962)

Mathematics of complete mixing activated sludge. Journal of Sanitary Engineering Division, Proc. American Society of Civil Engineering, 88(3), 87-92

MEIER, M. (2015)

CFD-Modellierung und Simulation von Hydrodynamik und biochemischen Prozessen in Mehrphasenströmungen. Dissertation, TU Dortmund, Deutschland

MELCER, H.; DOLD, P. L.; JONES, R. M.; BYE, M. C.; TAKACS, I.; STENSEL, H. D.; WILSON, A. W.; SUN, P.; BURY, S (2003)

Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling. Alexandria, VA, USA: Water Environment Research Foundation (WERF)

MONOD, J. (1942)

Recherches sur la croissance des cultures bacteriennes. These Doctorat es Sciences Naturelles, Hermann & Cie, Paris, France

NOWAK, O. (1997)

Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation. Wiener Mitteilungen Band 137, 35-82

NOWAK, O.; SVARDAL, K. (1998)

Die Modelle ASM1 und ASM3 im Vergleich. Vortrag beim 5. SIMBA Anwendertreffen, November 1998 in Gommern, Deutschland

PENFOLD, W. J.; NORRIS, D. (1912)

The relation of concentration of food supply to the generation time of bacteria. Journal of Hygiene, 12, 527-531

RIEGER, L.; GILLOT, S.; LANGERGRABER, G.; OHTSUKI, T.; SHAW, A.; TAKACS, I.; WINKLER, S. (2013)

Guidelines for Using Activated Sludge Models. IWA Task Group on Good Modelling Practice. Scientific and Technical Report No. 22, IWA Publishing, London, UK

STACHOWIAK, H. (1973)

Allgemeine Modelltheorie, Springer-Verlag, Wien New York

TAKACS, I.; PATRY, G. G.; NOLASCO, D. (1991)

A dynamic model of the clarification thickening process. Water Research, 25(10), 1263-1271

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; JETTEN, M. S. M. (1998)

Microbiological conversions in nitrogen removal. Proc. Water Quality International 1998, IAWQ 19th Biennial International Conference, 21.-26. 6. 1998 in Vancouver, Kanada, pp. 1-8

VANROLLEGHEM, P. A.; INSEL, G.; PETEREN, P.; SIN, G.; DE PAUW, D.; NOPENS, I.; DOVERMANN, H.; WEIJERS, S.; GERNAEY, K. (2003)

A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models. Proceedings: WEFTEC, 76th Annual Technical Exhibition and Conference, Los Angeles, CA, USA

9 Anhang

9.1 Validierung

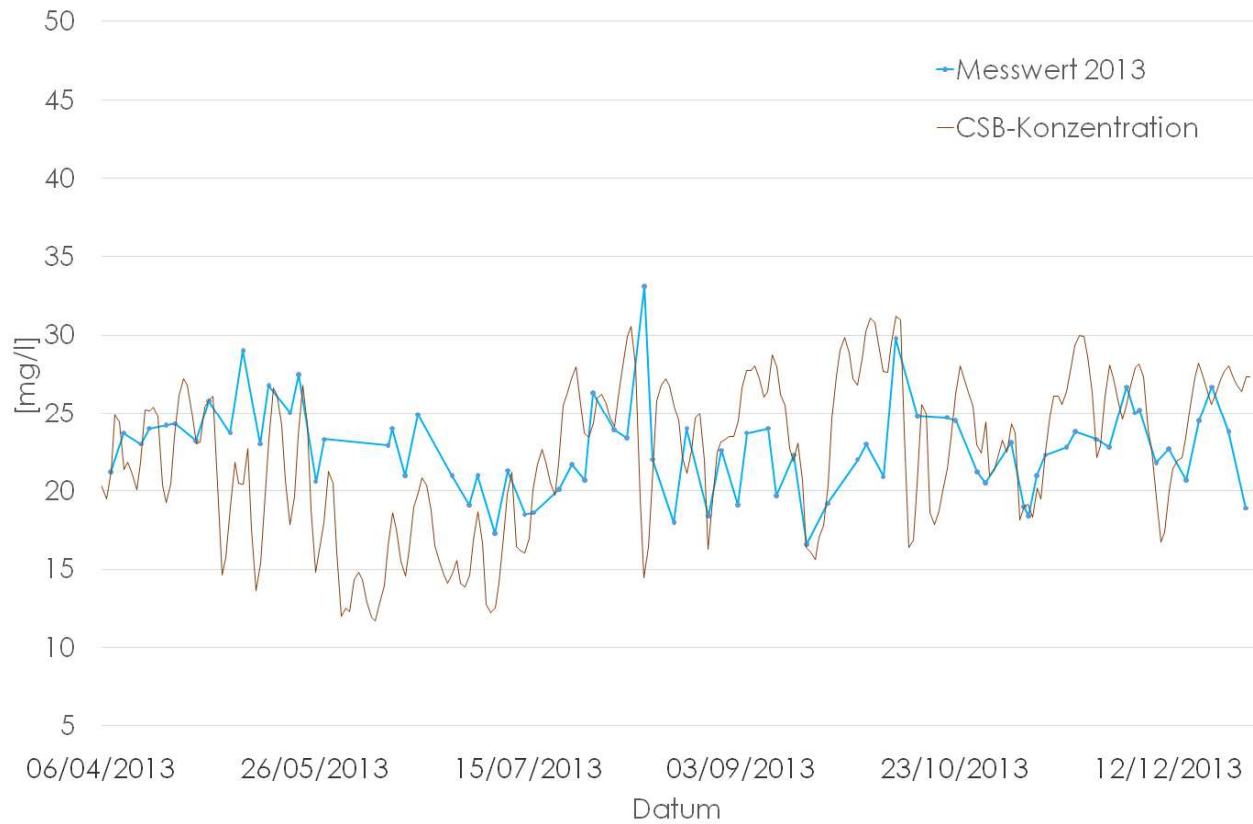


Abbildung 38: CSB-Ablaufkonzentration über den Validierungszeitraum

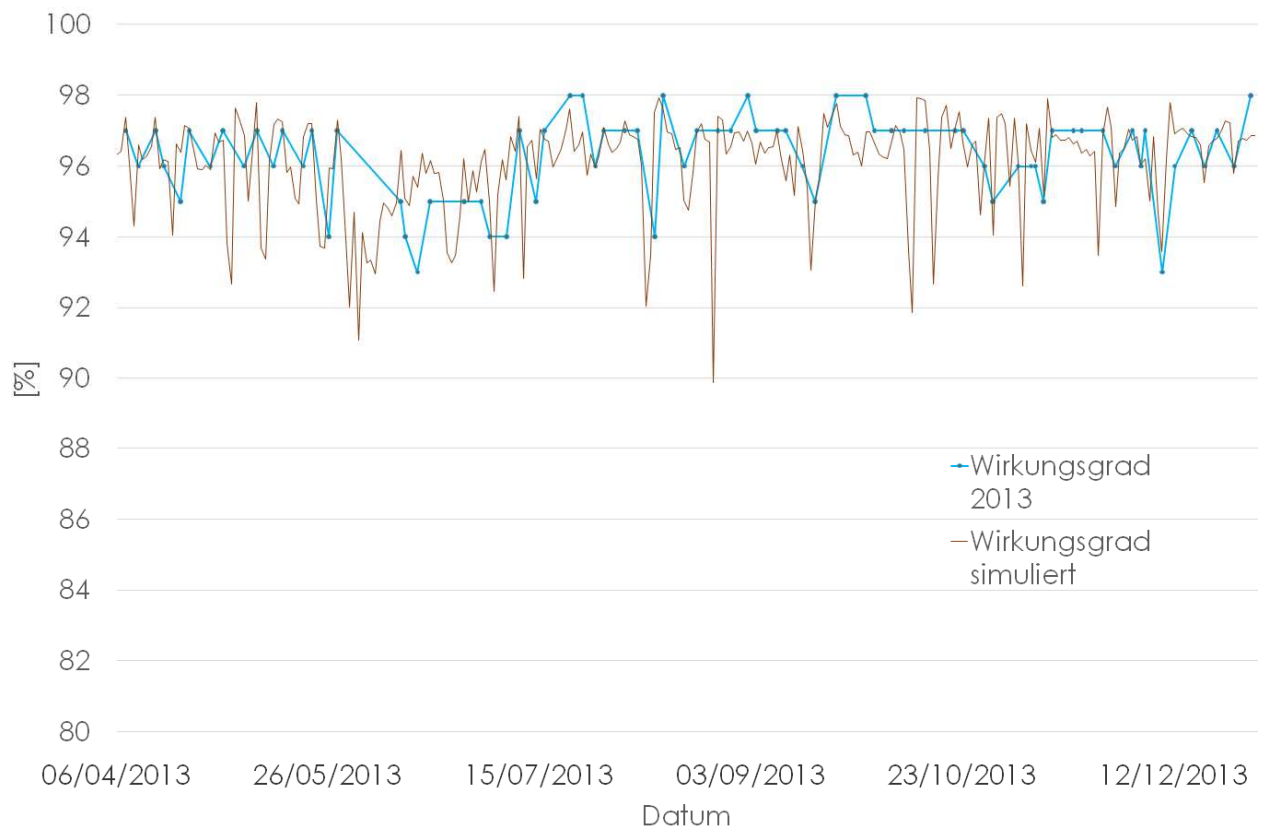


Abbildung 39: Wirkungsgrad des CSB-Abbaus

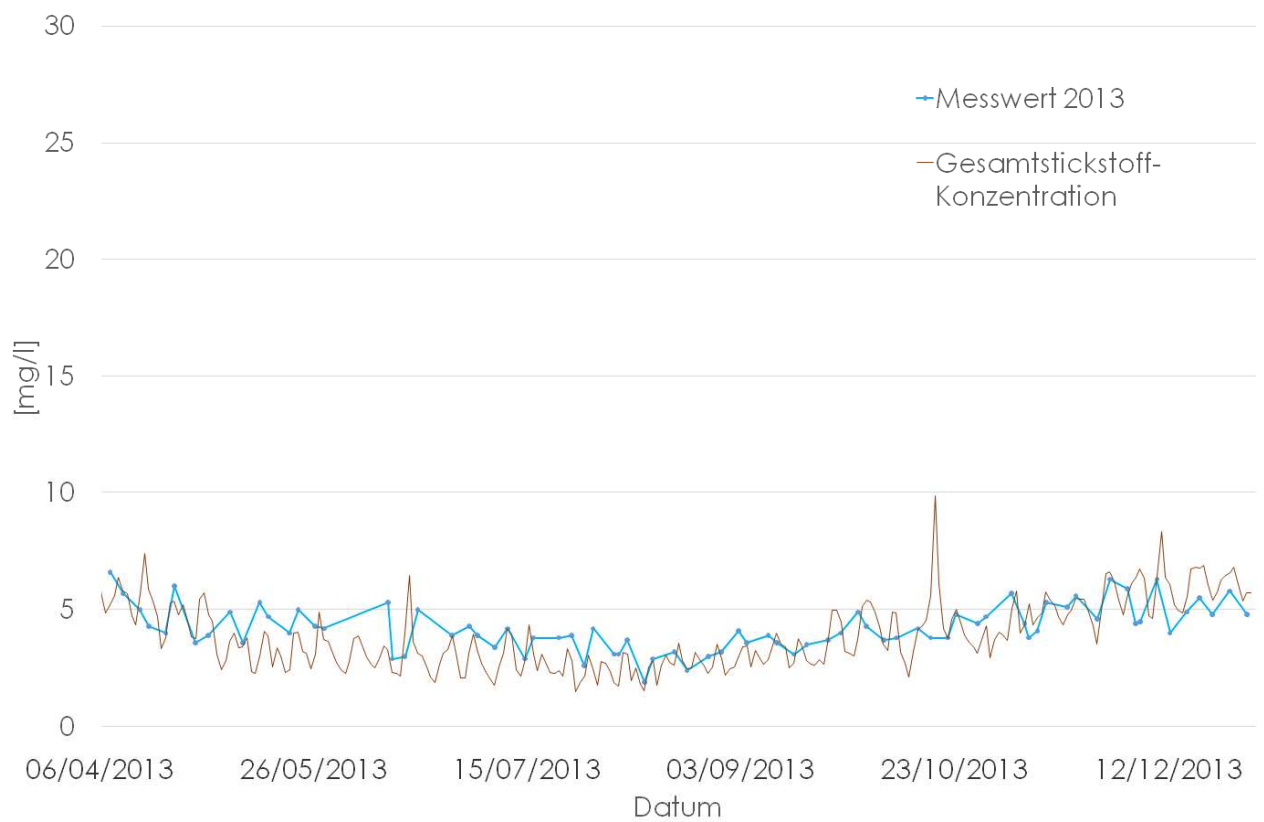


Abbildung 40: Gesamtstickstoff-Ablaufkonzentration über den Validierungszeitraum

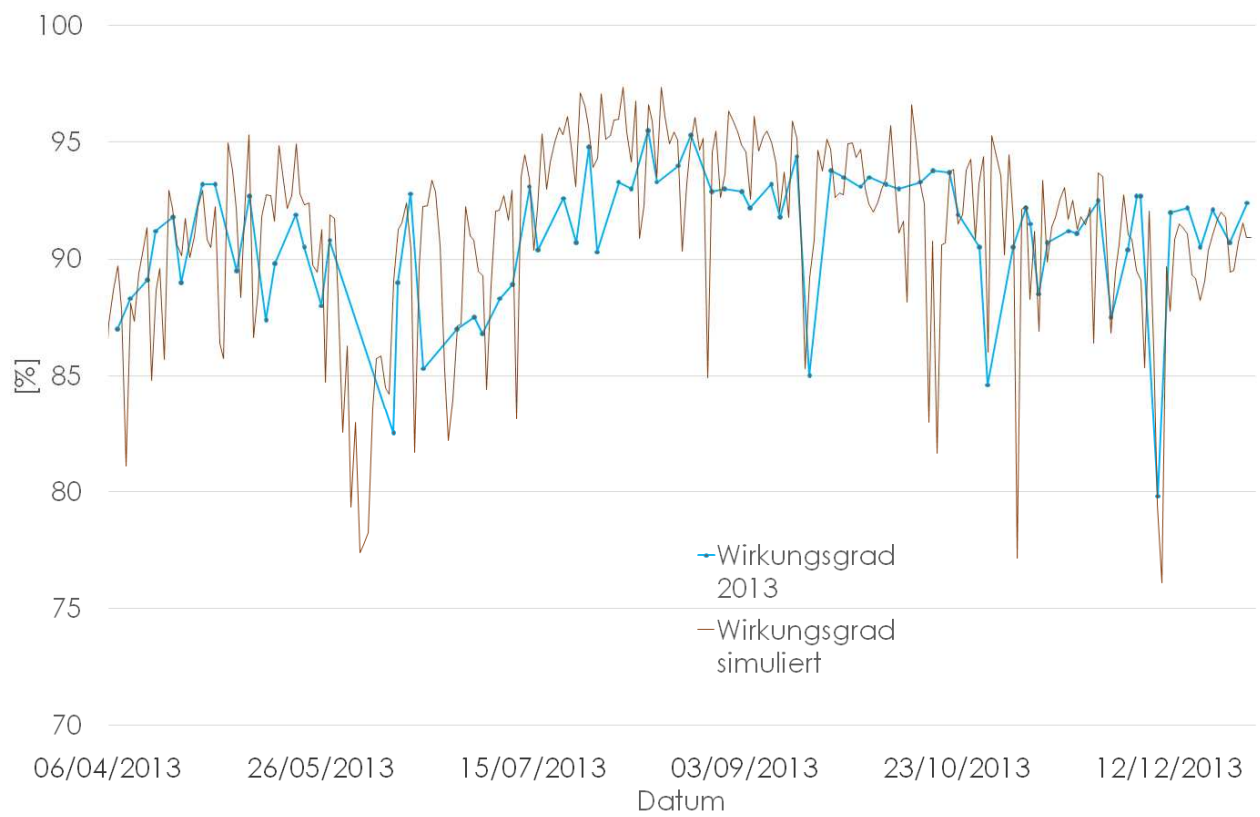


Abbildung 41: Wirkungsgrad des Gesamtstickstoff-Abbauprozesses

10 Lebenslauf

PERSÖNLICHE DATEN

Name	Jürgen Matzinger
Adresse	Loibersdorf 5 4210 Unterweikersdorf, Österreich
Telefon-Nr.	0664/3981927
E-Mail	juergen.matzinger@gmx.at
Geburtsdatum, Ort	29. 09. 1988 in Linz, Österreich
Familienstand	ledig
Nationalität	Österreich



AUSBILDUNG

10/2017 bis dato	Johannes Kepler Universität Linz Diplomstudium der Rechtswissenschaften
06/2015 bis dato	Universität für Bodenkultur Wien Masterstudium der Kulturtechnik und Wasserwirtschaft Schwerpunkte: Siedlungswasserbau, Geotechnik und Tragwerksplanung Thema der Masterarbeit: „Numerische Simulation von Belastungsszenarien der Abwasserreinigungsanlage Freistadt“ Voraussichtlicher Abschluss: Ende 2017
02/2010 – 02/2014	Universität für Bodenkultur Wien Bachelorstudium der Kulturtechnik und Wasserwirtschaft Abschluss: Bachelor of Science
10/2009 – 02/2010	Universität Wien Bachelorstudium Politikwissenschaften und Diplomstudium Psychologie Abschluss: keiner
10/2008 – 04/2009	Grundwehrdienst in Hörsching und Ebelsberg
09/2003 – 06/2008	Höhere landwirtschaftliche Bundeslehranstalt St. Florian Abschluss: Matura

09/1999 – 07/2003 **Sporthauptschule 2 Gallneukirchen**

09/1995 – 07/1999 **Volkschule Unterweikersdorf**

BERUFLICHE ERFAHRUNG

01/2018 **Geotechnik Tauchmann GmbH**
Position: Dienstnehmer für geotechnische Büro-, Feld- und
Laborarbeit

08/2016 – 09/2016 **Geotechnik Tauchmann GmbH**
Position: (Vollzeit) Praktikant
Aufgabe: Projektierung von Versickerungs- und
Ableitungsprojekten
Dauer: 2 Monate

2011 – 2017 **Eitler und Partner Ziviltechniker GmbH**
Position: (Vollzeit) Praktikant
Aufgabe: Unterstützung und eigenständiges Erarbeiten von
Kanal-, Wasserleitungs- und Hochwasserschutzprojekten
Dauer: insgesamt 10 Monate

07/2015 – 08/2015 **PORR AG, Linz**
Position: (Vollzeit) Praktikum Altlastensanierung VOEST Alpine
Aufgabe: Unterstützung der Bauleitung
Dauer: 1 Monat

02/2014 – 12/2014 **Eitler und Partner Ziviltechniker GmbH**
Position: (Vollzeit) Techniker
Aufgabe: Projektierung von Abwasserentsorgungs- und
Wasserversorgungsanlagen, sowie im Hochwasserschutz
Dauer: 11 Monate

2009 und 2010 **Bauhof Gallneukirchen**
Position: (Vollzeit) Bauhofmitarbeiter
Aufgabe: Bau- und Pflegetätigkeiten im Stadtgebiet
Gallneukirchen
Dauer: insgesamt 5 Monate

2008 – 2010 **Maschinenring Freistadt**
Position: Hilfsbauarbeiter
Aufgabe: Hilfstätigkeiten auf landwirtschaftlichen Baustellen –
hauptsächlich Schalungs- und Betonierarbeiten

05/2006 – 09/2006 **Landwirtschaftlicher Betrieb Kreinöcker, Prambachkirchen**
3,5- monatiges Praktikum auf dem Milchviehbetrieb Kreinöcker

ZUSÄTZLICHE TÄTIGKEITEN

seit 2015	Ersatzmitglied des Gemeinderates der Gemeinde Unterweikersdorf
seit 2017	Obmann des Vereins FARA (Freunde der Abwasserreinigungsanlagen)

EDV-KENNTNISSE

Anwenderprogramme	PC-Anwendungskenntnisse, MS Office, Autocad, LK Win Längenschnittprogramm, STAR Rohrnetzberechnung, Epanet Rohrnetzberechnung, Dlubal RFEM Statikprogramm, SIMBA# Simulationssoftware für die Abwassertechnik
-------------------	---

FREMDSPRACHEN

Deutsch	Muttersprache
Englisch	Maturaniveau
Spanisch	Anfänger

SONSTIGE KENNTNISSE

Hobbys	Rennradfahren, Fitnessstudio, Landwirtschaft, Kläranlagen, Politik
Führerschein	Führerschein Klassen B und F

11 Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die Masterarbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfe bedient habe.

Weiters versichere ich, dass ich diese Masterarbeit weder im Inland noch im Ausland in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe.

Wien, 15. Dezember 2017

Jürgen Matzinger